



Instituto Politécnico Nacional

Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional Unidad Oaxaca

Doctorado en Ciencias en Conservación y
Aprovechamiento de Recursos Naturales

**IMPLICACIONES DEL ESCARABAJO DESCORTEZADOR EN SERVICIOS
AMBIENTALES EN OAXACA, MÉXICO Y ANÁLISIS DE ESTRATEGIAS SOCIO-
ECOLÓGICAS PARA SU MITIGACIÓN**

T E S I S

PARA OBTENER EL GRADO DE:

DOCTORA EN CIENCIAS

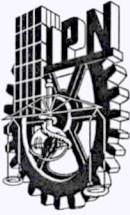
PRESENTA:

M. C. GUADALUPE PACHECO AQUINO

DIRECTORA DE TESIS:

DRA. ELVIRA DURÁN MEDINA

Santa Cruz Xoxocotlán, Oaxaca, Junio 2021



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL

SECRETARIA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

ACTA DE REGISTRO DE TEMA DE TESIS Y DESIGNACIÓN DE DIRECTOR DE TESIS

Ciudad de México, a de del

El Colegio de Profesores de Posgrado de en su Sesión
(Unidad Académica)

No. el día del mes de conoció la solicitud presentada por el (la) alumno (a):

Apellido Paterno:	Pacheco	Apellido Materno:	Aquino	Nombre (s):	Guadalupe
-------------------	---------	-------------------	--------	-------------	-----------

Número de registro:

del Programa Académico de Posgrado:

Referente al registro de su tema de tesis; acordando lo siguiente:

1.- Se designa al aspirante el tema de tesis titulado:

Objetivo general del trabajo de tesis:

2.- Se designa como Directores de Tesis a los profesores:

Director: 2° Director:

3.- El Trabajo de investigación base para el desarrollo de la tesis será elaborado por el alumno en:

que cuenta con los recursos e infraestructura necesarios.

4.- El interesado deberá asistir a los seminarios desarrollados en el área de adscripción del trabajo desde la fecha en que se suscribe la presente, hasta la aprobación de la versión completa de la tesis por parte de la Comisión Revisora correspondiente.

Director(a) de Tesis

Dra. Elvira Durán Medina

2° Director de Tesis (en su caso)

Aspirante

Pacheco Aquino Guadalupe

Presidente del Colegio

Dr. Salvador Isidro Belmonte Jiménez





INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

SIP-14
REP 2017

ACTA DE REVISIÓN DE TESIS

En la Ciudad de Santa Cruz Xoxocotlán, Oax., siendo las 12:00 horas del día 30 del mes de junio del 2021 se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de la Tesis, designada

por el Colegio del Centro de Investigación Interdisciplinario para el Desarrollo Integral Regional, Unidad Oaxaca

(CIIDIR UNIDAD OAXACA) para examinar la tesis titulada:

Implicaciones del escarabajo descortezador en servicios ambientales en Oaxaca, México y análisis de estrategias socio-ecológicas para su mitigación

del (la) alumno (a):

Apellido Paterno:	Pacheco	Apellido Materno:	Aquino	Nombre (s):	Guadalupe
-------------------	---------	-------------------	--------	-------------	-----------

Número de registro: A 1 7 0 4 0 5

Aspirante del Programa Académico de Posgrado: Doctorado en Ciencias en Conservación y

Aprovechamiento de Recursos Naturales

Una vez que se realizó un análisis de similitud de texto, utilizando el software antiplagio, se encontró que el trabajo de tesis tiene 5 % de similitud. **Se adjunta reporte de software utilizado.**

Después que esta Comisión revisó exhaustivamente el contenido, estructura, intención y ubicación de los textos de la tesis identificados como coincidentes con otros documentos, concluyó que en el presente trabajo **SI** **NO** **SE CONSTITUYE UN POSIBLE PLAGIO.**

JUSTIFICACIÓN DE LA CONCLUSIÓN: *(Por ejemplo, el % de similitud se localiza en metodologías adecuadamente referidas a fuente original)*

De acuerdo con los porcentajes obtenidos por el software Turnitin, se observó que las similitudes encontradas con otras fuentes fueron menores al 7% por lo que no consideran similitud o plagio intencional.

****Es responsabilidad del alumno como autor de la tesis la verificación antiplagio, y del Director o Directores de tesis el análisis del % de similitud para establecer el riesgo o la existencia de un posible plagio.**

Finalmente, y posterior a la lectura, revisión individual, así como el análisis e intercambio de opiniones, los miembros de la Comisión manifestaron **APROBAR** **SUSPENDER** **NO APROBAR** la tesis por **UNANIMIDAD** o **MAYORÍA** en virtud de los motivos siguientes:

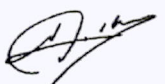
La tesis cumple con los requisitos señalados por las disposiciones reglamentarias vigentes. Además, los resultados son un aporte importante para abordar de manera integral la problemática actual de las plagas forestales en Oaxaca.

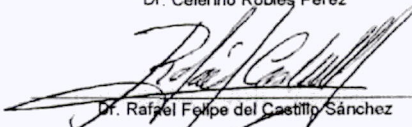
COMISIÓN REVISORA DE TESIS



Director de Tesis
Dra. Elvira Durán Medina


Dra. Susana Valencia Ávalos



Dr. Celerino Robles Pérez


Dr. Rafael Felipe del Castillo Sánchez



Dr. Matthias Ríos


Dr. Salvador Isidro Belmonte Jiménez
Nombre completo y firma
PRESIDENTE DEL COLEGIO DE PROFESORES
CENTRO INTERDISCIPLINARIO PARA EL DESARROLLO INTEGRAL REGIONAL
C.I.I.D.I.R.
UNIDAD OAXACA
I.P.N.



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

CARTA CESIÓN DE DERECHOS

En la Ciudad de Oaxaca de Juárez el día 25 del mes de junio el año 2021, la que suscribe **Pacheco Aquino Guadalupe** alumna del Programa de **Doctorado en Ciencias en Conservación y Aprovechamiento de Recursos Naturales** con número de registro **A170405**, adscrita a Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Unidad Oaxaca, manifiesta que es autora intelectual del presente trabajo de Tesis bajo la dirección de la **Dra. Elvira Durán Medina** y cede los derechos del trabajo titulado: **“Implicaciones del escarabajo descortezador en servicios ambientales en Oaxaca, México y análisis de estrategias socio-ecológicas para su mitigación”** al Instituto Politécnico Nacional para su difusión, con fines académicos y de investigación.

Los usuarios de la información no deben reproducir el contenido textual, gráficas o datos del trabajo sin el permiso expreso de la autora y/o director del trabajo. Este puede ser obtenido escribiendo a la siguiente dirección gpachecoaquino@gmail.com. Si el permiso se otorga, el usuario deberá dar el agradecimiento correspondiente y citar la fuente del mismo.



Pacheco Aquino Guadalupe
CENTRO INTERDISCIPLINARIO
DE INVESTIGACIÓN PARA EL
DESARROLLO INTEGRAL REGIONAL
C.I.I.D.I.R.
UNIDAD OAXACA
I.P.N.

Nombre y firma

DEDICATORIA

*“Mi árbol brotó
Mi infancia pasó
Y bajo su sombra
Que tanto creció
Tenemos recuerdos
Mi árbol y yo”*

Fragmento de la canción “Mi árbol y yo”
Compositor: José Alberto García Gallo

*A Dios, por la vida, por su amor infinito, por ser mi fortaleza y por ayudarme a
lograr cada objetivo en mi vida.*

*A mis padres, Wilfrido y Agueda, por ser mis guías en este sendero llamado vida,
por ser mi motivación, por alentarme y por darme su amor incondicional.*

*A mis compañeros y compañeras del CIIDIR, que me acompañaron durante este
proceso de la realización de un Doctorado en Ciencias, por todos sus
consejos, su apoyo y por compartir momentos de tristeza y alegría.*

AGRADECIMIENTOS

- ❖ Al Instituto Politécnico Nacional, por darme la oportunidad de seguir preparándome y realizar el Doctorado en Ciencias en Conservación y Aprovechamiento de Recursos Naturales en las instalaciones del CIIDIR-Oaxaca.
- ❖ Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, por otorgarme los recursos económicos necesarios para realizar esta investigación, así como por brindarme la beca complementaria del programa de Apoyo para Mujeres Indígenas Becarias CONACYT.
- ❖ A la comunidad agraria de Pueblos Mancomunados, por permitirme tener acceso a sus bosques y brindarme la información necesaria para realizar esta investigación. A Don Lorenzo González Hernández, por acompañarme en los recorridos de campo y apoyarme en la toma de datos dasométricos.
- ❖ Al Municipio de Santa María Yavesia, por todas las facilidades brindadas para realizar esta investigación. En especial a Don Francisco, Presidente de Vigilancia, por todo el apoyo brindado en los recorridos en el bosque y por todas las historias enriquecedoras que me compartió sobre los bosques.
- ❖ A la Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales, por facilitarme el acceso a sus instalaciones y poder obtener información oficial sobre la superficie y volumen afectado por las plagas.
- ❖ A la Comisión Nacional Forestal, por permitirme participar de manera informal en el Comité Estatal de Sanidad Forestal, en donde pude conocer más a fondo la problemática del estado en relación con las afectaciones por plagas forestales.
- ❖ A la Dra. Elvira Durán Medina, por dirigir esta tesis, por ayudarme en la fase de campo, por brindarme sus enseñanzas y consejos tanto en el ámbito académico como personal; y por ser parte esencial en mi formación académica.
- ❖ Al Dr. Matthias Ros, Dra. Susana Valencia Ávalos, Dr. Celerino Robles Pérez y al Dr. Rafael Felipe del Castillo Sánchez, por sus valiosos aportes y comentarios para mejorar esta investigación.
- ❖ Al Dr. David Barton Bray, por su valioso apoyo en la revisión del idioma inglés en los artículos sometidos y en los proyectos para financiamiento.

- ❖ Al Dr. José Antonio Benjamín Ordoñez, por sus comentarios y aportaciones para mejorar el capítulo correspondiente al impacto de la plaga en los almacenes de carbono.
- ❖ A Sergio Pérez Contreras, Elber Miguel, Sarahi, Dalia Guadalupe y demás compañeros que me apoyaron en el levantamiento de información en campo (entrevistas y sitios de muestreo).
- ❖ Al proyecto “Análisis de la resiliencia de paisajes forestales y agroforestales del sureste de México. Clave SIP 20181029. y al proyecto “Manejo para la conservación y la provisión de servicios ambientales en bosques comunitarios y sistemas agroforestales”. Clave SIP 20171123. Financiados por la Secretaria de Investigación y Posgrado del IPN. Por otorgarme recursos económicos para la realización de trabajo de campo.
- ❖ A la Fundación Rufford por financiarme el proyecto “Remnant *Quercus* trees as ecological resilience factors in temperate forests impacted by bark beetle in southern México”. Con estos recursos pude realizar trabajo de campo en el bosque y comunidades.
- ❖ A Idea Wild por otorgarme equipo valioso para poder realizar este trabajo de investigación.

ÍNDICE GENERAL

Índice de tablas	7
Índice de figuras	8
Abreviaturas y acrónimos	9
Glosario	10
Resumen.....	12
Abstract	13
Capítulo I. Generalidades	14
1.1 Introducción	14
1.2 Marco de referencia y antecedentes.....	18
Generalidades de los bosques templados	18
Propiedad de los bosques y bosques comunitarios en México	20
Sistemas ecológico-sociales forestales	22
Dinámica de los bosques	24
Plagas de escarabajo descortezador	27
El escarabajo descortezador en México	31
Política de manejo y sanidad forestal	32
Manejo forestal (restauración, conservación, producción)	34
Servicios ambientales	36
Aproximaciones metodológicas para evaluar servicios ambientales.....	38
<i>Conservación de la biodiversidad</i>	38
<i>Captura y almacenamiento de carbono</i>	39
<i>Regulación hídrica</i>	40
Impacto del escarabajo descortezador en los servicios ambientales.....	40
<i>Impacto biodiversidad</i>	40
<i>Impacto en carbono</i>	41
<i>Impacto en balance hidrológico</i>	42
1.3 Planteamiento del problema y justificación	43
1.4 Preguntas e hipótesis de investigación.....	45
1.5 Objetivos.....	46
General:	46
Específicos:.....	46
1.6 Sitio de estudio	47

Contexto geográfico y biofísico de Oaxaca	47
Contexto socioeconómico y de manejo forestal en Oaxaca.....	47
Plagas forestales en Oaxaca.....	48
1.7 Estructura de la tesis.....	50
1.8 Literatura citada	52
Capítulo II. Structure, composition and diversity in the tree canopy affected by bark beetle pests Oaxaca, Mexico	62
abstract.....	62
2.1 Introduction	63
2.2 Methods	65
2. 3. Results	68
2. 4. Discussion	71
2. 4. Conclusions.....	77
2. 5. References.....	78
Capítulo III. Impacto del escarabajo descortezador en la biomasa forestal y reducción de la captura y almacenamiento de carbono en bosques Oaxaca, México.....	88
Resumen.....	88
3.1 Introducción	89
3.2 Materiales y métodos.....	91
3.3 Resultados.....	95
3.4 Discusión.....	99
3.5 Conclusiones	105
3.6 Referencias.....	106
Capítulo IV. Rethinking strategies for coexistence with bark beetles in Mexico and beyond	110
4.1 Introduction	111
4.2 The forest social–ecological system.....	112
4.3 Resistance, resilience, and adaptive capacity	113
4.4. Case study: Mexico	115
4.5 Holistic strategies for coexisting with bark beetles.....	117
4.6 Conclusions	118
4.7 References.....	118
Capítulo V. Consideraciones finales	136

5. 1 Principales hallazgos y contribuciones	136
5. 2 Limitaciones del estudio y propuesta para atenderlas.....	138
5. 3 Oportunidades para investigaciones futuras	140
5. 4 Literatura citada	143

INDICE DE TABLAS

Número	Título	Página
2.1	Structure in previous BB tree canopy (average and standard deviation) per four study conditions.....	85
2.2	Average and standard deviation of tree remove in the study conditions. Significant differences between are indicated below the table ($\alpha = 0.05$).....	86
2.3	Structure on live trees (average and standard deviation) per four study conditions.....	86
2.4	Tree species found in the study plots and <i>Pinus</i> species vulnerability to bark beetle pest.....	87
2.5	Five species with the highest importance value index or each condition evaluated.....	87
3.1	Volumen, biomasa, carbono, CO _{2e} equivalente y valor económico afectados por escarabajo descortezador en el estado de Oaxaca.....	95
3.2	Valores promedio y de desviación estándar en la densidad, volumen y biomasa promedios en tres condiciones (previos al brote de escarabajo descortezador, removidos por el saneamiento y lo que quedo 10 años después de saneamiento.....	96
1	Conditions in the internal variables for subsystems and interactions that impose contrasts in resistance and resilience levels in forest social–ecological systems affected by bark beetles.....	124
2	Three cases of community forests in Oaxaca, southern Mexico, showing contrasts in their social subsystems that modify the resistance and resilience of their forests to bark beetles.....	125
3	Current strategy to combat bark beetle infestations in community forests of Mexico, and a holistic alternative proposal.....	126
Webtable 1	Common terms related to bark beetle proliferation in forests.....	129
Webtable 2	Twelve political and management recommendations for confronting bark beetle outbreaks in Mexico and elsewhere.....	130

ÍNDICE DE FIGURAS

Número	Título	Página
1.1	Estructura de la comunidad agraria de Ixtlán de Juárez. Color gris oscuro, señala a los órganos relacionados con las actividades en los bosques en conservación.....	21
1.2	Ilustración de cinco condiciones diferentes de resiliencia y resistencia.....	24
1.3	Servicios ambientales de soporte, provisión, regulación y culturales.....	38
1.4	Alerta temprana y evaluación de riesgo para escarabajos descortezadores.....	49
2.1	Relative frequency of individuals by diametric category in areas with / without pests and with / without timber extraction.....	84
2.2	Dendrogram based on the Morisita-Horn similarity index for the conditions evaluated.....	85
3.1	Ubicación de los sitios de muestreo en áreas infestadas por escarabajo descortezador, en la comunidad de Pueblos Mancomunados.....	94
3.2	Emisiones de CO ₂ equivalente para el periodo 2009-2019 en el estado de Oaxaca derivada de remoción de arbolado por efecto del escarabajo descortezador.....	96
3.3	Biomasa removida y residual (Mg) de especies registradas en bosques afectados por escarabajo descortezador.....	97
3.4	Proporción de géneros en el carbono previo, removido y residual en bosques afectados por escarabajo descortezador en Pueblos Mancomunados para el periodo (2007-2017).....	98
3.5	Dinámica del carbono arbóreo en áreas infestadas por escarabajo descortezador en Pueblos Mancomunados para el periodo 2007-2017.....	98
3.6	Dinámica de carbono arbóreo en bosques afectados por escarabajo descortezador en tres tiempos.....	102
1	A reworked version of Holling’s (1973) “ball-and-cup” model illustrates different levels of resistance (height of the cup) and resilience (width of the cup) in a forest social–ecological system.....	122
2	A community brigade undertaking participatory sanitation logging in a forest infested with bark beetles in Ixtlán de Juárez, Oaxaca, Mexico.....	122
3	Hypothetical mechanisms that can influence the areal extent of impacts by bark beetles.....	123
4	Potential routes in two hypothetical bark-beetle–affected forests (a and b) that differ in tree diversity and community involvement (with and without).....	123
WebFigure1	Forests with different levels of resistance and resilience to bark beetle outbreaks in affected communities that operate as social-ecological systems (SES) in Oaxaca, Southern, Mexico.....	126

ABREVIATURAS Y ACRÓNIMOS

BB: acrónimo usado para el término “Bark Beetle”, que significa escarabajo descortezador.

CONAFOR: Comisión Nacional Forestal

EFC's: Empresas Forestales Comunitarias

FAO: Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura

SEMARNAT: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales

SES: Sistema Ecológico Social

REDD+: Reducción de Emisiones por Deforestación y la Degradación de bosques

ONG: Organización No Gubernamental

CCA (WBB-WTE): Condición con plaga y con extracción comercial de madera

CSA (WBB-NTE): Condición sin plaga y sin extracción comercial de madera

SCA (NBB-WTE): Condición con plaga y con extracción comercial de madera

SSA (NBB-NTE): Condición sin plaga y sin extracción comercial de madera

GLOSARIO

Biodiversidad: variedad de organismos vivos considerados en todos los niveles de organización, desde la genética hasta las especies, hasta niveles taxonómicos más altos, incluyendo la variedad de hábitats y ecosistemas, así como los procesos ecológicos y evolutivos que los mantienen funcionando, pero siempre cambiantes y adaptándose.

Bosque: Toda aquella superficie mayor a 0.5 ha, con una cobertura arbolada superior al 10% y con árboles de alturas mayores a 5 m; su diversidad y complejidad varían dependiendo la zona climática y el tipo de suelo en el que se desarrollan.

Disturbio: fuerza física, agente o proceso, ya sea abiótico o biótico, que cambia o transforma el estado estacionario de un ecosistema.

Perturbación: Respuesta de un componente o sistema ecológico al disturbio en relación con una condición de referencia especificada; caracterizado por dirección, magnitud y persistencia.

Plaga forestal: Una plaga es cualquier especie de planta, animal o patógeno que sea dañina para las plantas. El término se utiliza desde una perspectiva agronómico-forestal con un origen puramente antropocéntrico, dado que una plaga es aquella que interfiere con los objetivos de manejo humano. Como tal, una plaga forestal se define típicamente como una especie que puede afectar negativamente el suministro de productos forestales locales u otros intereses comerciales, como el ecoturismo o los servicios ambientales.

Servicios ambientales: son procesos complejos que resultan de la interacción de los componentes bióticos y abióticos como son los ciclos biogeoquímicos o condiciones estructurales-funcionales, como la biodiversidad, y son servicios cuando pueden ser usados o dar algún beneficio.

Sistema ecológico social: un sistema complejo y adaptativo, compuesto por un subsistema social y ecológico y con interacciones, retroalimentaciones y desfases de tiempo entre ellos, todos ocurriendo en diferentes escalas espacio-temporales.

Resistencia: Aptitud de un sistema para absorber los efectos de las perturbaciones y la capacidad de permanecer esencialmente sin cambios.

Resiliencia: Resiliencia es la capacidad de un sistema para recuperar su integridad a pesar de las perturbaciones sin pasar el umbral.

Manejo de recursos naturales:

Es un proceso para el diseño e implementación de estrategias para gestionar el uso de un recurso con la finalidad de cumplir un objetivo determinado que se evaluara tanto en el proceso como en el estado del recurso.

Vulnerabilidad: Indica qué tan susceptible es un sistema a un cierto riesgo o peligro.

Política forestal:

Es una serie de acuerdos entre el gobierno y las partes interesadas (dueños de los bosques, quienes dependen de ellos o quienes los gestionan) sobre las estrategias y planes de acción, que en concordancia con las directrices ambientales, económicas y sociales del país que se gobierne, se puedan implementar para el uso sustentable de los recursos forestales para el beneficio de la sociedad.

RESUMEN

Gran parte de los bosques del mundo están habitados y operan como sistemas ecológico-sociales (SES). Como cualquier sistema, los SES forestales tienen una naturaleza dinámica, particularmente porque ellos están impactados por múltiples factores de disturbio. Uno de los principales agentes de disturbio de las últimas décadas que afectan a los SES forestales en regiones templadas son las plagas del escarabajo descortezador, las cuales están siendo exacerbadas por el cambio climático y algunas prácticas de manejo. Estas plagas tienen como hospederos a diferentes especies de coníferas, por lo que han generado mortalidad masiva de árboles en el orden de miles a millones de hectáreas y, consecuentemente, una cadena de impactos sociales, económicos y ecológicos. Una de las preocupaciones centrales gira entorno a las implicaciones de estas plagas en los servicios ambientales que proveen los bosques afectados. En México, las plagas de escarabajos descortezadores, principalmente del género *Dendroctonus*, dichas plagas están consideradas como la principal amenaza biótica a los bosques templados, afectando miles de bosques comunitarios que operan como SES forestales. Por tanto, las dos preguntas centrales de la tesis fueron: ¿Cuál es el impacto de las plagas de escarabajos descortezadores en la estructura y composición de bosques afectados y en la captura y almacén de carbono forestal? y ¿Cómo podría mejorar la atención a esta problemática, en el contexto de los bosques comunitarios? Para el análisis de afectaciones en el componente arbóreo se trabajó como estudio de caso la comunidad de Pueblos Mancomunados, ubicada en la región Sierra Norte de Oaxaca y este mismo caso se usó para analizar la dinámica del carbono; así como el análisis de las notificaciones de saneamiento forestal a nivel de todo el estado de Oaxaca, para el periodo 2009-2019. Además, se analizó la estrategia de política pública forestal actual para atender las afectaciones por dichas plagas. Los principales hallazgos fueron: 1) la plaga de escarabajo descortezador modificó las características de los rodales ya que impactó mayormente a *Pinus patula* (que dominaba el dosel, por altamente fomentada para propósitos comerciales). 2) Las plagas afectaron el almacén de carbono aéreo al eliminar a gran parte de los árboles del género *Pinus*, por lo que la mayor cantidad de carbono se encuentra en especies del género *Quercus*. A nivel estatal, en un periodo de 10 años, dicha plaga generó 2 millones de m³ de madera muerta, lo que correspondió a un promedio anual de 188,320 MgC de emisiones. 3) Los propietarios de los bosques son cruciales para el control y mitigación de las plagas de escarabajo descortezador, principalmente a través del saneamiento participativo. Por esto, se propuso replantear la estrategia de sanidad por una estrategia más holística y enfocada a fortalecer la resiliencia de los SES forestales. Esta información permitirá que los tomadores de decisiones puedan orientar el manejo de los bosques para mejorar la capacidad adaptativa e incrementar la resistencia y resiliencia de los SES forestales. Además, ayudará a posicionar a la sanidad forestal como un tema prioritario en la mitigación del cambio climático.

Palabras clave: plagas forestales, biodiversidad, dinámica del carbono, salud forestal, sistema ecológico-social forestal.

ABSTRACT

Much of the world's forests are inhabited and operate as social-ecological systems (SES). Like any system, forest SES have a dynamic nature, particularly because they are impacted by multiple disturbance factors. In temperate forest regions, bark beetle pests are among the contemporary disturbance forces that most affect the forest SES, because there coniferous host species prevail. The pest is exacerbated by climate change and some forest management practices. It has caused massive tree mortality in millions of hectares and has caused multiple social, economic and ecological impacts. Of particular concern is the implications of these pests on the environmental services provided by the affected forests. In Mexico, bark beetle pests, principally of the *Dendroctonus* genus are considered the main biotic threat to temperate forests, affecting thousands of community forests (ejidos and agrarian communities), which operate as forest SES. Therefore, the two central questions of the thesis were: What is the impact of bark beetle pests on the structure and composition of affected forests and on forest carbon capture and carbon storage? And how could Mexican government strategies for attention to this problem be improved, in the context of community forests? In the community of Pueblos Mancomunados in the Sierra Norte region of Oaxaca bark beetle infestations and forest carbon dynamics were analyzed in multiple stands. An analysis of the official notifications of forest sanitation for the period 2009-2019 for the entire state of Oaxaca was also carried out. To examine the current national bark beetle strategy, the study drew on official data from CONAFOR, the legal framework for forest sanitation, participation in the Oaxaca state sanitation council, and the literature. The main findings were: 1) bark beetle infestations modified the characteristics of the stands, mainly impacting *Pinus patula* (which due to its commercial value has come to dominate the canopy). 2) The pests affected aerial carbon storage by eliminating a large part of the *Pinus* genus trees, thus the greatest amount of carbon is found in trees from *Quercus* genus. At the state level, in a period of 10 years, this pest generated 2 million m³ of dead wood, which corresponded to an annual average of 188,320 MgC of emissions. 3) Forest owners are crucial for the control and mitigation of bark beetle pests, mainly through participatory sanitation. The official strategy was more reactive than preventive and the legal framework needs to be updated. For this reason, there is a need to rethink the national forest sanitation strategy and develop a more holistic strategy focused on strengthening the adaptive capacity and to increase the resistance and resilience of the forest SES. A more holistic strategy will also help position forest health as a priority issue in climate change mitigation.

Keywords: forest pests, biodiversity, carbon dynamics, forest health, forest ecological-social system.

CAPITULO I. GENERALIDADES

1.1 INTRODUCCIÓN

Los bosques cubren un 31% de la superficie terrestre, de estos el 22% (6.9 millones de km²) corresponden a bosques templados (De Gouvenain y Silyer, 2017; FAO y UNEP, 2020). Como cualquier ecosistema, los bosques templados tienen una naturaleza dinámica, porque los árboles continuamente están creciendo y muriendo y los árboles jóvenes van ocupando los espacios que se liberan; así, a través de varias décadas incluso pueden ocurrir cambios en su composición y dominancia de especies (Pickett y White, 2013). La importancia de que los bosques mantengan su integridad estructural y funcional es que, con ésta, conservan su capacidad provisor de bienes (madera, plantas medicinales, agua, hongos, etc.) y servicios (captura de carbono, biodiversidad, protección del suelo, polinización, belleza escénica, provisión de agua, entre otros) los cuáles son esenciales para el bienestar social (MEA, 2005; Espinoza *et al.*, 1999). Actualmente, los bosques figuran entre los principales almacenes de carbono del planeta, pero aún pueden continuar capturando CO₂ atmosférico y, así pueden ayudar a la mitigación del cambio climático (Galicia *et al.*, 2015; Ordóñez *et al.*, 2017). Otra contribución relevante de los bosques es que son hábitat de una amplia variedad de plantas, hongos y animales (FAO y UNEP, 2020). Asimismo, forman parte fundamental del ciclo hidrológico, evitan la escorrentía superficial y ayudan a la infiltración del agua, permitiendo el flujo lento del agua en las cuencas, lo que favorece su disponibilidad por un mayor tiempo (Blanco, 2017). Por todo esto y más, se estima que el valor por hectárea de los servicios prestados por los bosques templados es de 302 dólares por hectárea por año (Costanza *et al.*, 1997). Asimismo, el potencial productivo de los bosques (maderable y no maderable), hace que se les reconozca como sectores estratégicos en las economías, con importantes impactos directos al nivel local. Al respecto, la FAO (2015) estimó que la comercialización de productos forestales contribuía a la economía de más de 1.6 mil millones de personas, gran parte de quienes se encuentran en situación de pobreza. Históricamente los bosques han estado habitados; actualmente se estima que 750 millones de personas se encuentran en zonas forestales (FAO, 2015). Comúnmente, la gente que habita en los bosques tiene una estrecha relación con estos, con propósitos de conservación, subsistencia, recreación o el aprovechamiento comercial de distinta escala. La extracción de productos del bosque con fines comerciales, suele implicar el uso regular de prácticas de manejo forestal, que varían

conforme el tipo de producto, la escala de su producción/extracción y las normativas de los países, regiones o locales (FAO, 2017).

A pesar del valor social, ecológico y económico de los bosques, es preocupante la persistente deforestación y degradación forestal, que sobre todo afecta a los bosques tropicales. Sin embargo, los bosques templados también están amenazada pero por causas distintas, una de ellas se debe a la creciente incidencia de diferentes plagas forestales (Trumbore *et al.*, 2015; Ramsfield *et al.*, 2016). Las plagas operan como agentes de disturbio a diferentes escalas, pues modifican localmente factores limitantes del desarrollo, tales como la luz, espacio, nutrientes, agua, temperatura, ocasionando cambios importantes en el bosque (Chambers *et al.*, 2007). Las plagas forestales (principalmente de insectos y patógenos), están ocasionando masivamente daños mecánicos y/o fisiológicos a los árboles, que causan deformaciones, debilitamiento o incluso la muerte. Las plagas forestales de escarabajos descortezadores (Coleóptera: Scolytidae) destacan entre las causales de mayor degradación forestal en los bosques templados dominados por coníferas (los árboles hospederos preferentes), generando cambios en los ciclos biogeoquímicos, en la diversidad de algunos grupos de organismos, calidad de suelo y provisión de agua, condiciones sociales, entre otros (McCrackin y Bearup, 2014; Dhar *et al.*, 2016; Fischer, 2018). En las últimas décadas, este tipo de plagas han impactado millones de hectáreas de bosques en Canadá, Centroamérica, Estados Unidos y Europa (Bentz, 2005; Seidl *et al.*, 2014; Edwards *et al.*, 2015). Esto muestra la capacidad de las plagas de escalar espacialmente, causar degradación forestal en grandes extensiones, y alterar la complejidad natural del bosque, su funcionalidad ecológica y, en diferente magnitud y escala, los ciclos biogeoquímicos (Thompson *et al.*, 2013).

Existen muchos factores, tanto globales, nacionales y locales, que favorecen que los escarabajos descortezadores se comporten como plagas y que sus hospederos sean más susceptibles de ser plagados (Janda *et al.*, 2017; Neuvonen y Viiri, 2017). Uno de estos factores es el cambio climático, pues al incrementarse las temperaturas se generan condiciones idóneas para la reproducción de los insectos descortezadores y con el estrés hídrico los árboles quedan debilitados para poder defenderse del ataque de estos organismos (Bentz *et al.*, 2010; Stephens *et al.*, 2018; Williams y Liebhold, 2002). Otro factor,

es el manejo del bosque, pues las prácticas silvícolas inadecuadas o la falta de éstas en la regulación de la densidad y el área basal, incrementa la competencia por nutrientes y luz, provocando estrés en el arbolado y haciéndolo más susceptible al ataque de plagas (Fettig *et al.*, 2007; Axelson *et al.*, 2018;). Aunado a esto, la disminución de la heterogeneidad del paisaje y el establecimiento de especies hospederas, así como la falta de medidas de control efectivo de las plagas en etapas iniciales, puede facilitar la infestación masiva de grandes extensiones (Lundquist y Reich, 2014). Otro aspecto importante, es la política pública sobre sanidad forestal, que puede llegar a obstaculizar las actividades oportunas de saneamiento forestal y limitar la asignación de recursos económicos para la mitigación y control de estas plagas (Morris *et al.*, 2018).

México, donde prevalecen 34 millones de hectáreas de bosques templados (Monárrez-González *et al.*, 2018), tiene una alta vulnerabilidad a las plagas de escarabajo descortezador, debido a la alta diversidad de pinos hospederos (42 especies y 2 taxones) y de huéspedes, ya que se tiene registro de 13 especies de escarabajos descortezadores, de los cuáles seis se comportan como plagas primarias, es decir, logran matar árboles (Salinas-Moreno *et al.*, 2010). Con dichos criterios se reconocieron áreas del país con mayor índice de vulnerabilidad a las plagas de escarabajo descortezador y, sugieren que el problema se exagera en áreas que han sido explotadas intensivamente. Aunado a esto se encuentra la ubicación geográfica del país, que lo hace altamente vulnerable a los fenómenos climáticos extremos, sobre todo en latitudes medias y zonas subtropicales, con lo que el incremento de temperaturas trae consigo el surgimiento de brotes de esta plaga (Ortega- Gaucin *et al.*, 2018). El 60% de los bosques pertenecen a las comunidades y ejidos, de tal manera que se les ha denominado bosques comunitarios (Torres-Rojo *et al.*, 2016). Estas comunidades y ejidos se han organizado para poder aprovechar sus recursos forestales, inclusive han consolidado empresas forestales comunitarias (Bray y Merino-Pérez, 2004). En la última década se han registrado un incremento de las superficies y volúmenes infestados por el escarabajo descortezador. Esto repercute en la economía de las comunidades y ejidos que se dedican al aprovechamiento forestal.

De acuerdo con información oficial de la SEMARNAT, Oaxaca es uno de los estados con mayor superficie forestal (7 millones de hectáreas) y biodiversidad de México (García-Mendoza *et al.* 2004; CONAFOR, 2017; SEMARNAT, 2017). En este estado, el 82% de los

bosques son propiedad de comunidades y ejidos (Anta y Merino, 2003), quienes manejan sus bosques para aprovechamiento de productos forestales maderables y no maderables, tales como leña, carbón, agua, hongos, tierra de monte, plantas medicinales (Gasca, 2014). Inclusive, algunas comunidades ya están incursionando en la “venta” de servicios ambientales como la conservación de la biodiversidad, la captura y almacenamiento de carbono y la provisión de agua (Ranero y Covalada, 2018; Rontard *et al.*, 2020). Esto mediante apoyos de programas de la CONAFOR y a través de otras estrategias globales, como REDD+, que como fin último pretenden revertir la deforestación y degradación de los bosques, incluida aquella causada por las plagas (Sims *et al.*, 2014; Sonwa *et al.*, 2016). Así, los apoyos a las comunidades y propietarios de los bosques les incentivan a involucrarse en el monitoreo y control de esta plaga a través de saneamientos forestales participativos (Castellanos *et al.*, 2013; Durán y Poloni, 2014). A pesar de lo anterior, la persistencia de las plagas de escarabajos descortezadores en nuestro país les coloca como la principal amenaza biótica a los bosques templados, y aunque la problemática no ha escalado a niveles de otros países, los bosques de diferentes estados se han estado impactando, sin que hasta ahora se haya analizado sus implicaciones en los servicios ambientales. De contar con este tipo de información puede alertar a los propietarios y a las dependencias del sector ambiental y otros tomadores de decisiones a fortalecer o replantear las estrategias de política pública para controlar y mitigar los efectos de las plagas de escarabajos descortezadores. Por lo anterior, este trabajo tuvo como objetivo analizar los impactos del escarabajo descortezador en la diversidad arbórea y en los almacenes y captura de carbono en bosques de Oaxaca. Así como analizar el estado actual de la problemática de las plagas de escarabajo descortezador y proponer una estrategia con enfoque de sistema ecológico social para mitigar sus impactos.

1.2 MARCO DE REFERENCIA Y ANTECEDENES

Generalidades de los bosques templados

Los bosques son toda aquella superficie mayor a 0.5 ha, dominada físicamente por formas de vida arbóreas, que generan una cobertura arbolada superior al 10% y con árboles de alturas mayores a 5 m; su diversidad y complejidad varían dependiendo la zona climática y el tipo de suelo en el que se desarrollan (FAO, 2015; Romijn *et al.*, 2013). Son ecosistemas que poseen componentes bióticos y abióticos que están conectados entre sí como cadenas alimenticias de interdependencia, las cuáles mueven diversos insumos para la vida (energía, agua, carbono, oxígeno y nutrientes) en una serie de procesos (Begon, 2006). Los bosques templados tienen una extensión de 6.9 millones de km², alrededor del 22% de la superficie forestal mundial. Su distribución incluye amplias áreas continuas hasta pequeños parches, tomando como criterio todas las áreas boscosas al norte y al sur de los trópicos de Cáncer y Capricornio (De Gouvenain y Silander, 2017). Estos ecosistemas se encuentran en amplias regiones de América del Norte, Europa occidental y central, el este de Asia; América del Sur, Nueva Zelanda, el extremo sureste de Australia y el norte y el oeste de Tasmania (Willis, 2009). El clima es un factor fundamental para definir al bosque templado. De esta manera, los bosques templados se ubican en áreas con una temperatura media anual que oscila entre 3 y 18 °C, en invierno las mínimas pueden ser de 8 °C y en verano de 18 °C. Las nevadas pueden variar desde inexistentes en las regiones del sur hasta extremadamente intensas en las regiones del norte. Las precipitaciones son en promedio de 750–1500 mm por año (De Gouvenain y Silander, 2017).

La complejidad estructural de un bosque está dada por sus componentes y los arreglos que mantienen, uno de estos, es la vegetación, que es el conjunto total de plantas que lo habitan y es resultado de las condiciones ambientales del sitio (Kent y Coker, 1992). Otro componente, es la estructura de la vegetación ya sea horizontal o vertical, la estructura horizontal analiza la disposición de las plantas sobre el suelo, para saber si los individuos están agregados o no y para conocer la relación espacial entre especies. Por otra parte, la estructura vertical, es la organización de los individuos a lo largo de un eje de altura y su estudio se realiza con la finalidad de conocer patrones de distribución y estratos o pisos bien delimitados. En la estructura vertical, se haya el dosel (capa en donde se desarrollan los

árboles más altos, maduros y de grandes diámetros); y el sotobosque, en donde existen árboles de menores dimensiones y algunas otras capas más cercanas al suelo, que incluyen arbustos y herbáceas, y la que se desarrolla en el suelo que incluye musgos y líquenes (Pérez-García et al., 2010). La caracterización del bosque incluye información sobre la composición florística de los taxones que están presentes en la vegetación (familias, géneros, especies). Los bosques templados poseen una gran diversidad de especies y albergan organismos de los más grandes y antiguos del mundo (De Gouvenain y Silyer, 2017). Aunque las especies y géneros de los árboles difieren de acuerdo con la ubicación, de forma general, los géneros que se encuentran en bosques templados del hemisferio Norte son *Acer*, *Fagus*, *Tilia*, *Quercus*, *Carya*, *Populus*, *Ulnus*, *Betula*, *Fraxinus*, *Magnolia*, *Cornus*, *Robinia*, *Juglans* y *Pinus* y en el hemisferios Sur *Eucalyptus*, *Acacia*, *Quercus* y *Nothofagus* (Willis, 2009; Dreiss y Volin, 2014).

Independientemente de los taxones dominantes, la complejidad de los estratos del bosque dependerá de los requisitos de luz de las especies dominantes, de tal manera que los árboles suelen ser dominantes o codominantes y eventualmente superan a las especies sucesionales tempranas, alcanzando alturas de 35 a 40 m (Dreiss y Volin, 2014). La estructura se describe mediante diversas variables, como el área basal, cobertura, densidad y frecuencia (Kent y Coker, 1992). La multifuncionalidad del bosque está dada por los procesos que ocurren en el ecosistema; uno de los más importantes es la fotosíntesis, que fija CO₂, y se libera oxígeno, lo cual es la base para los almacenes de carbono y la fijación de CO₂ en los bosques. Al respecto, se sabe que los bosques templados contribuyen con alrededor del 17% de la productividad primaria neta mundial y son importantes sumideros de carbono, pues se estima que almacenan aproximadamente 315 Gigatoneladas de carbono (De Gouvenain y Silyer 2017). Asimismo, la fotosíntesis provee el fundamento del desarrollo de las plantas (hojas, semillas, madera, frutos), y la base de la cadena alimenticia que hace posible sostener a la biodiversidad y otros procesos complejos en el ecosistema como es la formación y protección de los suelos, o los balances hidrológicos. Por otra parte, los bosques templados son claves para economías regionales en distintas partes del mundo; por ejemplo, en 2016, se calculó que de ellos se extrajo el 60% de la madera en rollo para fines industriales, el 63% de la madera aserrada, el 35% de los tableros, el 64% de la pasta, 46% del papel y cartón (FAO, 2017). Mas allá de la madera, los bosques dan

empleo, sustento y generan ingreso por aprovechamiento de productos no maderables, por servicios de recreación y benefician con servicios ambientales.

En México, el 70% del territorio nacional es de cobertura forestal, de la cual el 24.8% es de bosques templados (CONAFOR, 2017). De estos, se estima que 8,103,090.80 hectáreas son dominados por coníferas (principalmente del género *Pinus*); con el 64.3% como vegetación primaria y el 35.7% vegetación secundaria. Otras 12,949,770.57 hectáreas son bosques mixtos de coníferas y latifoliadas (principalmente del género *Quercus*); con el 62.8% de vegetación primaria y el 37.2% de vegetación secundaria. El resto (11,360,499.5 hectáreas) corresponden a bosques de latifoliadas y los llamados bosques mesófilos (CONAFOR, 2017). Por razones históricas y de la política forestal nacional, gran parte de los bosques templados del país son bosques manejados, con diferentes intensidades de aprovechamiento (y conservación) e impacto ambiental.

Propiedad de los bosques y bosques comunitarios en México

Una peculiaridad de los bosques mexicanos, respecto al resto de los países, es la propiedad social (tenencia colectiva de tierras forestales) y un amplio conjunto de derechos sobre el manejo y aprovechamiento de los recursos forestales. Lo anterior contrasta con el escenario a nivel mundial, donde el 77% de los bosques pertenecen y son gestionados por gobiernos, incluyendo comunidades locales que no tiene un reconocimiento de tenencia de la tierra. El 12% pertenece a empresas e individuos, mientras que el 7% pertenece a comunidades y poblaciones indígenas, más un 4% que tienen solo derecho de usufructo (White y Martin, 2002).

La situación de propiedad social, es resultado de las demandas de los campesinos que se dieron durante la revolución de 1910 para poseer tierras para trabajo. Cuya respuesta implicó un proceso de repartición legal de tierras a campesinos en todo el país, incluidos terrenos forestales, con lo que se crearon los ejidos. En tanto que el reconocimiento (devolución) de derechos a pueblos indígenas, conforme la Ley Agraria, permitió la creación de las comunidades agrarias forestales. Ambos, ejidos y comunidades constituyen lo que (Bray *et al.*, 2007), ha llamado bosques comunitarios de México. Aunque la tenencia de la tierra fue reconocida con el reparto agrario, hasta la primera mitad del siglo XX, los derechos sobre los bosques eran de la nación, así su aprovechamiento se daba mediante concesiones a

particulares (comúnmente empresas nacionales y extranjeras). En la década de los 70's que gracias a la organización de varias comunidades y al apoyo de la sociedad civil se lograron evitar la renovación de las concesiones. A partir de esto y con mucho tiempo de aprendizaje y apoyo por parte del gobierno y ONG's, las comunidades se empoderaron del proceso y empezaron a implementar el manejo forestal comunitario (Bray y Merino-Pérez, 2004).

En la actualidad, existen 101,262 localidades ubicadas dentro de las zonas forestales del país, en donde habitan 10,870,927 personas, y de estas 3,427,373 son indígenas. A nivel nacional existen 372 predios de propiedad comunal (3%), 1,939 de propiedad ejidal (14%) y para la propiedad privada se tiene registrados 11,390 predios (83%) (Madrid *et al.*, 2009). A su vez, se conoce que existen 15,584 núcleos agrarios (CONAFOR, 2020). En general las comunidades y ejidos forestales tienen una estructura organizativa similar establecida por la ley agraria; la asamblea de comuneros/ejidatarios como máximo órgano de toma de decisiones; el comisariado de bienes comunales o ejidales como el órgano que se encarga de hacer cumplir y ejecutar las disposiciones de la asamblea general; el consejo de vigilancia, el cual vigila las acciones del comisariado y las finanzas de las empresas, así como el cumplimiento del estatuto comunal/ejidal (Figura 1.1).

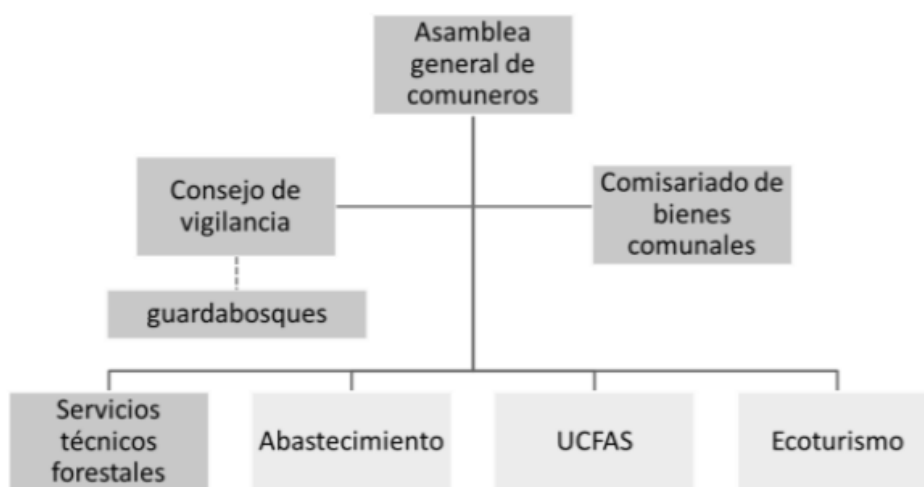


Figura 1.1. Estructura de la comunidad agraria de Ixtlán de Juárez. Color gris oscuro, señala a los órganos relacionados con las actividades en los bosques en conservación. Fuente: CIJ, 2013.

Sistemas Ecológico-Sociales Forestales

Los bosques habitados, sobre todo aquellos con población indígena o que donde han trascurrido varias décadas en que la gente local ostenta la propiedad de la tierra, comúnmente operan como Sistemas Ecológicos Sociales. Es decir, se conforman como un sistema complejo y adaptativo, compuesto por un subsistema social y ecológico y con interacciones, retroalimentaciones y desfases de tiempo entre ellos, todos ocurriendo en diferentes escalas espacio-temporales (Berkes *et al.*, 2000; Janssen y Ostrom, 2006). El subsistema social está integrado por instituciones de gobernanza forestal, derechos de propiedad sobre áreas forestales, acceso a recursos maderables y no maderables, conocimiento y cultura sobre el medio ambiente y el uso de los recursos forestales. Por otra parte, el subsistema ecológico está constituido comunidades autorreguladoras de organismos que interactúan entre sí y con su entorno. Sin embargo, en los bosques sometidos a intervenciones humanas, corresponde a las comunidades de organismos que exhiben resultados de fuerzas naturales y antropogénicas combinadas. Comúnmente, el subsistema ecológico en una zona de extracción de madera se centra en el componente arbóreo del dosel y el sotobosque. Las interacciones y la retroalimentación están relacionadas con el manejo forestal que las comunidades llevan a cabo en sus bosques (Fischer, 2018)

En general, y como resultado de su dinámica, los SES se encuentran inmersos en un ciclo adaptativo (Holling, 1986), que contempla cuatro fases. La fase de crecimiento (r) que se caracteriza por tener una mayor disponibilidad de recursos y una alta resiliencia; la fase de conservación (k), en la cual el sistema se encuentra más vulnerable a perturbaciones. La fase de liberación o también conocida como destrucción creativa, es cuando regularmente ocurren las perturbaciones. La cuarta fase, es la de reorganización y es en donde se innova y reestructura. Así, el sistema contempla crecimiento y estabilidad, y también cambio y reorganización (Walker *et al.*, 2006; Holling y Gunderson, 2002). Es estas dos últimas fases, es en donde el SES se encuentra más vulnerable al cambio. En este sentido, este trabajo de investigación se encuentra evaluando un SES forestal en una fase de liberación, ocasionada por la presencia de plagas. De acuerdo con lo anterior, es importante reconocer que los elementos del SES se anidan unos con otros en una jerarquía, pero que no es de control ni

autoridad, sino más bien, muestra que la retroalimentación puede darse en diferentes escalas espacio-temporales, esto se conoce como panarquía (Holling *et al.*, 2002). Así, los SES forestales, se encuentran influidos por las decisiones que se toman en otros niveles. Por ejemplo, la política pública forestal de un país, tiene importantes repercusiones en las acciones que se realizan a nivel local para abordar una problemática ya sea social o ecológica. Los cambios que ocurren en un subsistema, tiene implicaciones en todo el SES, por lo que lo ideal, es que el sistema se encuentre en un estado estable dentro de ciertos umbrales; pero, si un agente de cambio es de gran magnitud puede generar inestabilidad en el sistema. A partir de esta inestabilidad, el sistema podría adaptarse, es decir, a ajustarse a los cambios, sin pasar el umbral; o podría transformarse, pasando a un estado novedoso o a un estado degradado en donde se pierden las funciones y estructura del sistema (Castillo-Villanueva y Velázquez-Torres, 2015; Plieninger y Bieling, 2010).

Los SES tiene propiedades que les permiten mantenerse estables, una de éstas es la resistencia, que se define como la aptitud de un sistema para absorber los efectos de las perturbaciones y la capacidad de permanecer esencialmente sin cambios (DeRose y Long, 2014; Thompson, 2011). Por su parte, la resiliencia es la capacidad de un sistema para recuperar su integridad a pesar de las perturbaciones sin pasar el umbral. En ecología, la resiliencia se define como la capacidad de los ecosistemas, comunidades y/o poblaciones de absorber, adaptarse y recuperarse de disturbios en forma oportuna y eficiente, sin sufrir cambios en sus funciones y estructuras básicas (Holling, 1973; Birkmann, 2006). De manera gráfica, la resistencia puede representarse por la altura de las colinas, esto quiere decir que, entre más alta sea la colina habrá una mayor resistencia del sistema para pasar a otro estado. Mientras que, la resiliencia está representada por la amplitud de los valles. El círculo negro representa el estado actual del ecosistema. Cuando una cuenca es poco profunda y reducida, incluso una perturbación moderada puede inducir un cambio de estado (Plieninger y Bieling, 2010; Figura 1.2). Analizar los factores de cambio y la resiliencia de los SES forestales permitirá manejarlos para que ante la presencia de disturbios (por ejemplo, plagas forestales) tengan la capacidad de responder ante los impactos, aprender de ello, adaptarse, renovarse y reorganizarse; o pasar a un estado nuevo, en donde el sistema pueda gestionar más eficientemente los factores externos de cambio que serán cada vez más frecuentes como resultado del cambio climático (Folke, 2006; López-Marrero y Tschakert, 2011). Los

SES forestales mexicanos, han sido ampliamente estudiados por Bray (2020), sobre todo aquellos donde se aprovecha comercialmente madera y que incluso han formado empresas forestales comunitarias, cuyos procesos productivos presentan distintos niveles de organización.

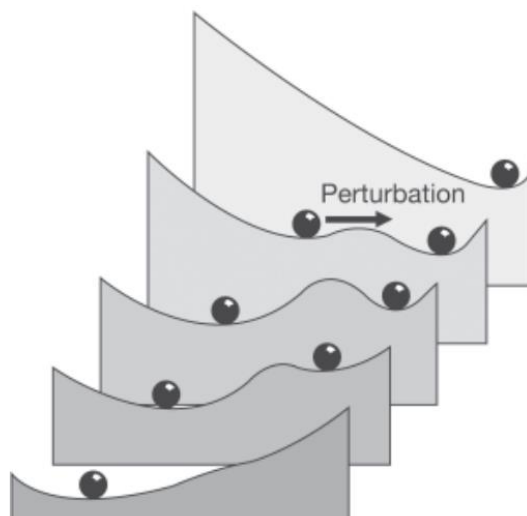


Figura 1.2 Ilustración de cinco condiciones diferentes de resiliencia y resistencia. La amplitud de los valles representan la resiliencia. Mientras que las colinas corresponden son los umbrales y su altura representa la resistencia. El círculo negro representa el estado actual del ecosistema. Fuente: Plieninger y Bieling (2010).

Dinámica de los bosques

Los bosques son dinámicos por naturaleza, incluso cuando parecen estar estables están experimentando cambios apenas perceptibles (Jørgiste *et al.*, 2017). Esta dinámica es el resultado del continuo desarrollo del arbolado, la interacción entre los múltiples organismos y los regímenes de disturbio. Los disturbios en los bosques corresponden a fuerzas físicas, agente o procesos (abiótico o biótico –como las plagas forestales-) que impactan al bosques y pueden causar una perturbación (Rykiel, 1985). Por tanto, la perturbación es la respuesta de un componente o sistema ecológico al disturbio, en relación con una condición de referencia específica; caracterizado por dirección, magnitud y persistencia. Así, el disturbio es un factor que cambia y transforma el estado “estacionario” de un ecosistema, que comúnmente es seguido por recuperación al estado anterior o un cambio a un estado diferente (Van y Aronson, 2012). El disturbio tiene básicamente tres características: duración,

intensidad y extensión. La duración se relaciona con la escala temporal en la que ocurre el impacto, esta es variable y va desde eventos abruptos (p.e. tala o incendio) o puntuales, que son aquellos que involucran una exposición repetida que se desarrolla durante varios años o décadas (p.e. brote de escarabajo descortezado o extracción selectiva). La intensidad de la perturbación es la cantidad de energía liberada por el proceso físico de disturbio, puede ser muy baja, baja, moderada, alta y muy alta) y, comúnmente, se refleja en la disminución de la producción primaria neta, la transformación en material muerto o la madera extraída. La extensión se refiere a la escala a la que ocurre el disturbio, esta puede ser un parche, un rodal, una región o incluso un paisaje (Fischer *et al.*, 2013; Williams *et al.*, 2016). Los regímenes de disturbio, pueden tener un impacto sustancial en la composición y estructura de edad de la vegetación, pues modifica la disponibilidad de recursos en espacio y tiempo, lo cual es indispensable para el establecimiento de algunas especies con requerimientos específicos (Sousa, 1984).

Existen diferentes hipótesis referentes a los resultados del disturbio en la biodiversidad, una de ellas es la del disturbio intermedio, la cual indica que las comunidades que presenten disturbios de intensidades y frecuencias medias, tendrán la mayor diversidad de especies. Esto ocurre gracias a que los agentes de disturbio abren espacios para promover el establecimiento de especies que habían sido excluidas por las especies más competitivas y dominantes. Cuando, el disturbio es de baja intensidad, no se lograrán disminuir la presencia de las especies más competitivas. Por otro lado, si el disturbio fuera de alta intensidad, se elimina una gran cantidad de especies, disminuyendo la diversidad de especies (Connell, 1978).

Los disturbios pueden ser de origen antrópico y naturales (bióticos y abióticos). El ser humano crea disturbios en diferentes maneras, por ejemplo: influyen en la frecuencia y/o intensidad de los cambios en el bosque, como en el caso del manejo forestal que imita los disturbios, pues conlleva la corta de árboles para cumplir con determinados objetivos. Sin embargo, el manejo de bajo impacto (por ejemplo la extracción selectiva y métodos de extracción y de remoción de madera (Bray *et al.*, 2016; Putz *et al.*, 2012) imitan disturbios leves de los que el bosque se recupera fácilmente. Por el contrario, otras acciones como la tala inmoderada, remueven una gran cantidad de árboles de diferentes dimensiones, ocasionando impactos en otros componentes, como el suelo, el agua y la biodiversidad (Nellemann, 2007). Por otro lado, se encuentran los incendios provocados, relacionados con

ciertas prácticas agrícolas o ganaderas; que pueden llegar a ser catastróficos, eliminando una superficie importante de vegetación (Juárez-Martínez y Rodríguez-Trejo, 2004; Rodríguez-Trejo, 2012). Por otra parte, dentro de los factores naturales de disturbio, los que son abióticos incluyen a las ventiscas, nevadas, inundaciones, deslaves y sequías, que provocan muerte del arbolado y apertura de claros (Lugo, 2008; Varhola *et al.*, 2010).

Los factores de disturbio están relacionados con la sucesión ecológica, que es un proceso de auto-organización que conlleva cambios en el ecosistema a través del tiempo (Chang y Turner, 2019; Pickett y White, 2013). Existen dos grandes modelos para explicar la sucesión de plantas en un sitio afectado por un disturbio, Clemens en 1916, propuso una teoría holística, que señalaba que la comunidad vegetal se comportaba como un super-organismo, así grupos específicos de plantas se desarrollaban de un estado inicial a uno más complejo de forma ordenada. Por su parte, Gleason señaló que los cambios en una comunidad vegetal no ocurrían de forma holística, sino más bien, con respuestas individuales de cada una de las especies que existían en esa comunidad. Conforme esta teoría, para describir el proceso de sucesión era importante conocer la fisiología de las especies y las condiciones abióticas del sitio (Guariguata y Ostertag, 2002). La sucesión primaria, ocurre cuando un disturbio es intenso y desaparecen los organismos vivos y el suelo. La sucesión secundaria, sucede cuando existen disturbios de menor intensidad, como incendios, deforestación, agricultura, etc.; y solo disminuye el total de organismos, pero se mantiene el suelo y quizá, el banco de semillas, permitiendo que la vegetación se vuelva a establecer. Este proceso contempla varios aspectos: 1) la apertura de claros para ser colonizados por nuevas plantas, 2) la colonización por las especies pioneras, regularmente de baja estatura y ciclos de vida cortos (musgos, hierbas anuales y helechos), 3) colonización de otras especies, que tienen mayor complejidad estructural y con ciclos de vida más largos 4) etapa de madurez, que se caracteriza por la dominancia de especies primarias o tardías (árboles) (Valverde *et al.* 2005). Al analizar la sucesión ecológica, es necesario considerar algunos factores adicionales, incluidos factores abióticos como la fertilidad del suelo, la topografía, la altitud, temperatura y precipitación. Además de factores bióticos como la composición de especies del bosque en donde ocurrió el disturbio y el banco de semillas disponible para la regeneración (Williams *et al.*, 2016). El análisis de la dinámica de bosques ayuda a reconocer la influencia de ciertos factores de disturbio y sus impactos en la composición y la estructura de los rodales que ocupan una determinada área. Esta es la base para el manejo forestal,

mediante el cual se hacen intervenciones para lograr que los rodales de interés mantengan la composición de especies, estructura y otros atributos deseados, de acuerdo con los objetivos de producción o provisión de bienes y servicios ecosistémicos (Dávila-Lara *et al.*, 2019).

Plagas de escarabajo descortezador

Las plagas forestales, y específicamente las de escarabajo descortezador son factores de disturbio bióticos, que establecen una interacciones bióticas de parasitismo (Begon *et al.*, 2006), con sus árboles hospederos (principalmente pinos). El código que representan es + - , donde el escarabajo descortezador se beneficia (asegurando su ciclo de vida y reproducción) y el hospedero es perjudicado, en este caso, debilitado o muerto.

Los escarabajos descortezadores (Coleóptera: Scolytinae) pertenecen a una subfamilia dentro de la familia Curculionidae. En el mundo se han descrito 3000 especies, miden menos de 1 cm y tienen una forma casi cilíndrica, con patas y antenas cortas, adecuadas para vivir en galerías que forman entre la corteza y la madera. Uno de los grupos más numerosos son los escarabajos descortezadores del género *Dendroctonus* e *Ips* (Atkinson, 2011). Las especies de escarabajos descortezadores que establecen galerías de reproducción en madera (ambrosiales), corresponden a 20 especies del género *Dendroctonus* y 13 de ellas se encuentran en el territorio mexicano. Actualmente, la distribución geográfica de este género va desde el Oeste de Canadá hasta Nicaragua (Wood, 1982), a altitudes que oscilan entre los 1700 y 2500 msnm (Salinas-Moreno *et al.*, 2004), por lo que afectan principalmente a los bosques templados.

La historia de la interacción de parasitismo entre los escarabajos descortezadores y sus hospederos (coníferas) data de hace 67-93 millones de años antes del presente, en el Cretácico tardío (Wood, 1982; Sequeira y Farrell, 2001). Las coníferas, incluyen algunos de los organismos más grandes y antiguos de la Tierra, ya que datan de hace 200 millones de años, tiempo durante el cual han desarrollado múltiples defensas para la mayoría de sus enemigos naturales. La primera línea de defensas de las coníferas consiste en acciones químico-mecánicas; las defensas mecánicas son elementos estructurales como la dureza de la corteza, que disuade a los invasores. Las defensas químicas incluyen sustancias con

efectos tóxicos o inhibidores, como metabolitos vegetales, proteínas y enzimas especializadas, que impiden el establecimiento de hongos y ayudan a matar a invasores, como los escarabajos cuando inician la colonización de los árboles. Sin embargo, la evolución de atributos fisiológicos y conductuales de los escarabajos descortezadores les ha permitido persistir y tener una función ecológica como renovadores de los bosques; es decir, agentes que mantienen el dinamismo del bosque (Krokene, 2015).

Actualmente, los escarabajos descortezadores se hospedan en especies del género *Pinus*, *Picea*, *Pseudotsuga* y *Larix*, y regularmente seleccionan árboles muertos o débiles. La colonización de árboles hospederos la realizan hembras de escarabajos, quienes atacan masivamente a un individuo, al atraer cientos de ellas mediante la liberación de feromonas. Ante este ataque, el árbol suele activar su sistema de defensa por debajo de la corteza, que básicamente consiste en la secreción de resina. Los fustes presentan tres regiones principales (floema o corteza, albura o cambium vascular que es conductor de agua y otros fluidos, y el núcleo interno de duramen que sirve de soporte). El cambium es la fuente principal de crecimiento y produce las células de corteza hacia el exterior del tallo y las células de madera (traqueidas) hacia el interior. Si el cambium se destruye el árbol ya no puede producir nuevas células y si esto ocurre alrededor de la circunferencia del tallo completo, el árbol morirá; aunque podría permanecer vivo durante meses o años hasta que las raíces mueran, el flujo de agua cesa y el follaje se desvanezca (Krokene, 2015). Sólo durante una situación de defensa, el árbol destina recursos de otras funciones vitales como el crecimiento y la reproducción, y específicamente con el escarabajo descortezador, estas consisten en un intenso flujo de resina, con la cual trata de impregnar y neutralizar a los insectos invasores. Sin embargo, como la estrategia de ataque (perforación de la corteza) es masiva, podría no lograr contrarrestar a decenas de hembras de escarabajo y en este momento el árbol queda infestado. Como una estrategia de sobrevivencia y éxito, los insectos generan feromonas que atraer a machos para aparearse, y otras sustancias químicas para limitar que otras hembras ingresen y “saturen” el árbol, por lo que de estar cerca, las hembras suelen dispersarse en el bosque (Krokene, 2015).

Lo que sigue, es el proceso de desarrollo de una nueva generación de escarabajos dentro de la corteza del árbol, específicamente en el cambium. Aunque existen muchas variaciones en la duración del ciclo de vida entre las especies, todos los escarabajos descortezadores

tienen una metamorfosis completa que pasa por huevo, larva, pupa y adulto. Una vez que la hembra se ha apareado en el interior de la corteza, la hembra deposita huevos en grupo o individualmente a lo largo de las galerías que creó. Los huevos eclosionan emergiendo larvas que se alimentan del cambium y de hongos que iban en la hembra. Dichos hongos se desarrollan en el cambium al tener condiciones ideales de temperatura, humedad y disponibilidad de azúcares. Así, el cambium se va destruyendo tanto por las galerías que forman las larvas al alimentarse, como por los hongos (Raffa *et al.*, 2015). y el área dañada impide el flujo de fluidos en el floema. Las larvas en algunas semanas o meses, según la especie, se convierten en crisálidas, de donde entre 5-10 días (este período varía de acuerdo con la especie) eclosiona el escarabajo inmaduro de color claro, cuyo tono café se va acentuando, hasta que alcance la madurez y para salir y continuar el ciclo. Cuando los adultos salen, pueden volar desde pocos cientos de metros del árbol nodriza o incluso pueden dispersarse a varios km con ayuda del viento (Raffa *et al.*, 2015). Se ha observado que la densidad de población de los escarabajos fluctúa a través del tiempo, esta situación tiene que ver con procesos denso-dependientes (relacionados con la abundancia de sus hospederos y depredadores especializados que los consumen) y denso-independientes (relacionados con depredadores generalistas y condiciones climáticas). Estos procesos inciden en las tasas de natalidad y muerte, por lo que al disminuir los depredadores e incrementar los factores ambientales idóneos para su reproducción, las poblaciones de los insectos incrementan (Weed *et al.*, 2015).

Los escarabajos descortezadores son considerados ingenieros del ecosistema debido a que al ocasionar la muerte de hospederos promueven el recambio de especies, pues en los espacios que se abren crean microhábitats con mayor disponibilidad de luz, cambios en humedad y en la composición del sustrato del suelo (Dale *et al.*, 2002) En ellos podrían crecer especies suprimidas y establecerse individuos de otras especies por regeneración (Collins *et al.*, 2011). Esta regeneración dependerá de la composición del banco de semillas, pero podría favorecer a las especies intolerantes a la sombra.

Sin embargo, cada vez es más frecuente que estos escarabajos incrementen sus poblaciones, a veces a niveles sin precedentes recientes, y se comportan como plagas y matan un mayor número de individuos, inclusive mortalidad masiva de millones de árboles; lo cual generará otros cambios en el bosque en el corto y mediano plazo. El término plaga

tiene un origen antropocéntrico y desde una perspectiva agronómico-forestal, por impacto a la productividad y porque interfiere con los objetivos sociales-económicos del manejo del bosque. Específicamente, las plagas de escarabajos descortezadores tienen impactos en la industria de la madera, sobre el suministro de productos forestales locales o en negocios como bienes raíces, ecoturismo o servicios ambientales (Wagner *et al.*, 2008; FAO, 2011, Flint *et al.*, 2009).

Las plagas de escarabajos descortezadores, sobre todo si se trata de brotes masivos dejara un “legado” en el bosque. El legado se refiere tanto a los remanentes del ecosistema previos a la perturbación como al reordenamiento, reposicionamiento y patrones en estos remanentes provocados por el evento de perturbación (Jögiste *et al.*, 2017). Este dependerá de las condiciones del bosque previas al disturbio y estará compuesto por individuos de otros géneros con diferentes edades, dimensiones de altura y diámetros, los cuáles se encontraran dispersos en el sitio afectado (Kayes y Tinker, 2012). Así, las plagas de escarabajos descortezadores podrían tener efectos ecológicos importantes, incluidos cambios en la composición de las especies, la estructura de edades, la densidad, la cantidad de material combustible al suelo e incluso impactos en el balance de los ciclos del carbono o del agua (Kurz *et al.*, 2008).

Las plagas de escarabajos descortezadores han impactado áreas extensas en México, Canadá, Estados Unidos, en Centroamérica y varios países de Europa. Estas afectaciones no son recientes, por ejemplo en Centroamérica hubo afectaciones devastadoras en los bosques (Billings *et al.*, 2004); estos autores estimaron que en tres años (1962-1965), se afectaron 2 millones de hectáreas por *Dendroctonus frontalis*, y específicamente en 1964 esta plaga afectaba alrededor de 150,000 hectáreas por mes. En décadas posteriores, esta plaga ha vuelto y entre 2000-2002 se infestaron 24,332 hectáreas, afectando particularmente a los árboles más débiles o resinados. En Belice, los brotes aparecieron en 2001, afectando 25,000 hectáreas con *Pinus caribea* y *Pinus patula*; y específicamente, en la zona del Peten, entre 2000-2001 surgió un brote de 3,000 hectáreas, donde murieron miles de árboles de *Pinus caribaea*. En Guatemala, entre 1975 y 1980, se destruyeron 100,000 hectáreas de bosque, siendo el agente causal *D. frontalis* que afecto principalmente a *Pinus hartwegii*. En Nicaragua, entre 1998-2002 se plagaron 30,000 hectáreas con *P. caribaea* y *P. oocarpa*; mientras que en El Salvador, donde quedan pocos bosques intactos, en 2003 las

asociaciones de *Pinus-Quercus*, presentaron recurrencia de incendios y los brotes de plagas, específicamente, un caso 80 hectáreas con incendios, fueron afectadas por *D. frontalis*. En Europa, los brotes comenzaron a aparecer alrededor de 1900, pero la expansión ha sido rápida (Økland *et al.*, 2019) entre el 2002 y 2010 se afectaron 14.5 millones de m³ de madera (Seidl *et al.*, 2014). No obstante, las mayores afectaciones por plagas de escarabajos descortezadores en el mundo han ocurrido en el noroeste de Norte América, donde en 10 años (1995-2005) se afectaron 10,000 millones de hectáreas (Bentz *et al.*, 2010). En el caso de México, oficialmente la superficie afectada por plagas de descortezador entre 1993-2016 fue de 296,165 hectáreas (SEMARNAT, 2016), lo cual muestra que si bien el impacto ha sido grande y este tipo de plagas son la principal amenaza biótica para los bosques templados, donde prevalece el género *Pinus*, está muy por debajo de los niveles ocurridos en Estados Unidos y Canadá.

La magnitud de la superficie plagada genera cambios a nivel de rodales, unidades de paisaje o paisajes y regiones. En cualquier caso, la mortalidad masiva causa cambios en el bosque, uno de ellos es la acumulación inusual de material leñoso, que representa un riesgo latente de incendios (Xie *et al.*, 2020). Un impacto también inmediato es sobre el carbono forestal, esto debido a que el almacén de carbono de las estructuras leñosas aéreas y radiculares de los pinos, queda susceptible a ser reducido, pero también porque con la muerte masiva de árboles deja de haber captura de carbono (Bright *et al.*, 2012; Kurz *et al.*, 2009). Esta plaga forestal también puede modificar la diversidad del arbolado del bosque, al suprimir repentinamente a los pinos, y beneficiar o afectar a ciertos grupos de organismos, como herbáceas y arbustos, aves y hongos (Beudert *et al.*, 2015; Martin *et al.*, 2006). En el caso del agua, la pérdida de cobertura trae consigo cambios en el ciclo hidrológico, principalmente en la tasa de evapotranspiración y la dinámica de la escorrentía (Mikkelsen *et al.*, 2013).

El escarabajo descortezador en México

Las 13 especies de escarabajos descortezadores del género *Dendroctonus*, presentes en México, incluyen a: *D. adjunctus*, *D. approximatus*, *D. brevicomis*, *D. frontalis*, *D. jeffreyi*, *D. mesoamericanus*, *D. mexicanus*, *D. parallelcollis*, *D. ponderosae*, *D. pseudotsugae*, *D. rhizophagus*, *D. valens*, *D. vitei* (Zúñiga *et al.*, 1999; Cibrián 1995; Armendáriz-Toledano, 2015). La historia de brotes de descortezador en México data de 113 años, (Cervantes-

Martinez *et al.*, 2019) reconocieron que durante casi un siglo la mayor ocurrencia de brotes se asoció a años con menor precipitación. Sobre todo, en los últimos 40 años, señalando al año 1999 como el de mayor afectación, agudizándose en los años 2000, 2002, 2009, 2011 y 2012. Dicha relación es preocupante porque México es altamente vulnerable a los fenómenos climáticos extremos, sobre todo en latitudes medias y zonas subtropicales. Asimismo, porque varias regiones templadas del país presentan un alto índice de vulnerabilidad a las plagas de escarabajos descortezadores, debido a la confluencia de una alta diversidad de hospederos (especies de *Pinus*) y de especies de escarabajos descortezadores (Salinas-Moreno *et al.*, 2010). El bosques mexicanos, los escarabajos descortezadores colonizan a 25 de las 42 especies de *Pinus* reconocidas, teniendo cierta preferencia por *Pinus engelmannii*, *P. durangensis*, *P. leiophylla*, *P. hartwegii* y *P. oocarpa* (Salinas-Moreno *et al.*, 2010), aunque las especies varían regionalmente. En México, las especies que se comportan como plagas primarias (inician la colonización y lograr matar a sus hospederos) son *Dendroctonus adjunctus*, *D. frontalis*, *D. mexicanus* y *D. rhizophagus* (Cibrián *et al.*, 1995). Mientras especies del género *Ips* se comportan como especies secundarias, que colonización pero regularmente no matan a su hospedero (Castellanos *et al.*, 2013). De acuerdo con el Inventario Nacional Forestal y de Suelos, en el 2019 las plagas de escarabajos descortezadores afectaban a 45,774 hectáreas, principalmente en Baja California Sur (1,495 hectáreas), Estado de México (2,038 hectáreas), Guerrero (6,320 hectáreas), Oaxaca (20,155 hectáreas) y Querétaro (5,425 hectáreas). Adicionalmente, a esta plaga otras afectaciones bióticas en los bosques templados del país incluyen, plagas de insectos defoliadores, barrenadores, chupadores, plagas de raíz, plagas de conos y plantas parasitas (CONAFOR, 2020).

Política de manejo y sanidad forestal

Los bosques son considerados bienes globales y para su cuidado y manejo sustentable cada país diseña políticas públicas en esquemas de gobernanza de múltiple nivel; es decir, que se involucran entidades gubernamentales y no-gubernamentales globales, macro regionales y nacionales. Las políticas forestales, incluyen los marcos legales y presupuestos del país para lograr un conjunto de acuerdos entre el gobierno y las partes interesadas (dueños de los bosques o gente que ostenta derechos de uso, y los maneja), para emprender acciones

individuales o colectivas en beneficio de la sociedad. Esto implica que el manejo forestal opere con directrices ambientales, económicos y sociales (FAO y UNEP, 2020). Los mecanismos que materializan el logro de dichos acuerdos y, mediante los cuales los gobiernos o entidades internacionales puede canalizar fondos u otro tipo de incentivos incluyen estrategias, planes y programas forestales (Cubbage *et al.*, 2015)

En México a diferencia de otros países, existe una política forestal más proactiva y promotora de la participación social (Chapela, 2012). En la Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable (2018), se manifiesta que el desarrollo forestal es el eje de la política para la gestión de los bosques mexicanos. Dentro de una gama de temas de interés alrededor de los bosques, el tema de salud forestal cobra cada vez más importancia en la agenda ambiental nacional (DOF, 2018). Por lo anterior, se empezó a considerar de forma seria con la creación de las dependencias gubernamentales del sector ambiental. Se tienen registros que desde la década de los 90's a través de la Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos ya se realizaban diagnósticos de los daños por plagas. A su vez algunos registros indican que desde los 60's ya existían afectaciones por plagas, que eran relevantes por que ocurrían en parques de la ciudad de México (Verduzco;1976). En ese entonces, las plagas más recurrentes o vistosas en México ocurrían en zonas tropicales; lo que no descarta que México ya presentara plagas en zonas templadas (Dourojeanni, 1967).

En la actualidad, existen esfuerzos en la política pública para abordar los problemas derivados de las plagas y enfermedades. Se cuenta con una estrategia nacional de sanidad forestal (2019-2024), en ella se incluyen la realización de mapeos aéreos y diagnósticos anuales, alertas tempranas nacionales y estatales, la divulgación de fichas técnicas de las plagas más recurrentes y el otorgamiento de recursos económicos a través del componente de protección forestal (CONAFOR-SEMARNAT, 2021). Se han creado comités estatales de sanidad forestal para compartir ideas sobre las acciones referentes al control y mitigación de plagas. En estos espacios, se busca una mayor participación del sector académico, ONG's, otras dependencias gubernamentales y propietarios de los bosques.

En lo que respecta al marco legal relacionado con la atención a plagas forestales, la Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable (DOF, 2018a) dentro de sus artículos, se destaca lo siguiente: Tiene entre sus objetivos, atender las plagas y otros agentes de disturbio en bosques; promover y establecer medidas de sanidad; promover y ejecutar el saneamiento

forestal. Indica las atribuciones de la Comisión Nacional Forestal, dentro de las cuales destacan el diagnóstico y prevención de las plagas forestales; así como el diseño, la promoción y la ejecución de programas y acciones de saneamiento forestal. De manera específica, la CONAFOR, tendrá un sistema de alerta temprana de la situación fitosanitaria de los bosques y se los hará llegar a los dueños de estos. Asimismo, la CONAFOR, emitirá las notificaciones que indiquen las medidas para la prevención y control de las plagas. Por su parte, la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, tiene como atribuciones; la expedición de las normas oficiales mexicanas que describan la prevención, control y combate de plagas. Asimismo, expedirá los certificados para la importación de materias primas y productos forestales. En México, se cuenta con la Norma Oficial Mexicana NOM-019-SEMARNAT-2017 (DOF, 2018b), indica los lineamientos técnicos para la prevención, combate y control de los insectos descortezadores en especies de coníferas, así como géneros de *Quercus*, *Fraxinus* y *Ulmus*. Así, la revisión y análisis de la política forestal actual, es indispensable para que mediante el manejo adaptativo (Sims *et al.*, 2014) se ajuste a las condiciones socio ecológicas cambiantes de los bosques comunitarios de México.

Manejo Forestal (restauración, conservación, producción)

El manejo de recursos naturales, incluidos los forestales, implica procesos de diseño e implementación de estrategias para gestionar y manejar los recursos para cumplir ciertos objetivos. Los objetivos de manejo definirán las intervenciones; por ejemplo, para la producción de madera se requieren estructuras más simples, mientras que áreas destinadas a la protección de fauna requerirá más complejidad. Las prácticas de manejo, modifican la estructura del bosque (distribución horizontal y el tamaño de los árboles) y composición de especies, aunque esta última está en función del sistema de corta utilizado, que inciden en la regeneración natural (Castellanos-Bolaños *et al.*, 2010; Vásquez-Cortez *et al.*, 2018).

Actualmente, el manejo forestal es una actividad que en México, la realizan convencionalmente los propietarios (privados o colectivos), debido a que poco más del 60% de los bosques son de propiedad social, prevalece el manejo forestal comunitario, el cual integra aspectos tanto sociales, ecológicos y productivos. En cualquier caso, el manejo forestal se rige por el marco legal nacional y, específicamente el manejo comunitario debe considerar las reglas y normas que rigen al núcleo agrario, entre otros aspectos. El manejo

forestal comunitario tiene diversos objetivos pero generalmente se realiza con fines de producción, conservación o restauración (Bray *et al.*, 2003; Merino, 1997). Un elemento importante del manejo forestal comunitario, son las empresas forestales comunitarias, que se crearon como una necesidad de administrar sus recursos y tener acceso al mercado de venta de productos forestales maderables y no maderables para lograr beneficios económicos y sociales (Antinori y Bray, 2005). En México existen 990 empresas forestales comunitarias (EFC), las cuáles generan ingresos y empleos en las comunidades y tienen un impacto social importante, pues un porcentaje de sus utilidades son destinadas a obras sociales. Estas empresas, tienen diferentes niveles de desarrollo, partiendo de las que tienen potencial de aprovechamiento hasta las que tienen cadenas de valor consolidadas (Bray *et al.*, 2007; CONAFOR, 2020). En lo que respecta a la producción, se conoce que, en el 2017 la superficie nacional bajo producción forestal fue de alrededor de 6.3 millones hectáreas, de las cuáles 9% se encontraron en propiedad comunal, 61% en propiedad ejidal y el 30% en propiedad privada. En esta superficie se autorizó la extracción de casi 143 millones de m³ volumen total árbol de productos maderables (SEMARNAT, 2017). El aprovechamiento se realiza mayormente en bosques templados (73%), seguido de bosques tropicales (21%) y otras zonas (6%) (CONAFOR, 2020). La ordenación forestal en México es mixta, ya que se utilizan métodos tanto regulares como irregulares, principalmente MDS y MMOBI. El método mexicano de ordenación de bosques irregulares, se basa en la corta selectiva, considerando árboles que cumplan con los objetivos de manejo. Por otra lado el método de desarrollo silvícola, trata de establecer masas regulares, con la corta de un número mayor de árboles (Hernández-Díaz *et al.*, 2008). En el caso de la conservación, se conoce que se tienen casi 16 millones de hectáreas en un esquema de Áreas Naturales Protegidas. Estas áreas albergan una gran biodiversidad, existe recarga hídrica y protección de flora y fauna (Chapela, 2012); asimismo contribuyen a la mitigación del cambio climático, ya que almacenan y capturan importantes cantidades de CO₂ (CONAFOR, 2020). Otras actividades importantes que realizan las comunidades y ejidos, son las que se relacionan con el manejo del fuego que tiene su origen principalmente en actividades agrícolas y pecuarias. Asimismo, a través de la acción colectiva realizan acciones de saneamiento para el control y mitigación de plagas forestales.

Servicios ambientales

Los servicios ambientales incluyen los diferentes beneficios provistos por los ecosistemas, los cuáles resultan de la funcionalidad natural de éstos, o bien por los sistemas manejados, donde hay practicas intencionales para dicho propósito. El termino es ampliamente usado en la literatura económica, desde la cual se valora su conservación por el bienestar social y el valor económico que implicaría carecer de ellos, aunque también se considera como un imperativo ético de la sociedad (Balvanera *et al.*, 2011). Si bien no existe una clara diferenciación entre los conceptos de servicios ambientales y servicios ecosistémicos, cabe señalar que este último proviene de la literatura ecología y es un concepto funcional, que destaca que al nivel de organización biológica del ecosistema, son procesos complejos que resultan de la interacción de los componentes bióticos y abióticos como son los ciclos biogeoquímicos o condiciones estructurales-funcionales, como la biodiversidad, y son servicios cuando pueden ser usados o dar algún beneficio. Para fines de este trabajo se adoptó el termino servicios ambientales, en lugar de servicios ecosistémicos, porque está asociado a otro término antropocéntrico usado, el de "plagas" de escarabajo descortezador, porque aun cuando se reconoce que estos insectos son componentes naturales de los bosques, cuando sus poblaciones crecen inusualmente impactan recursos maderables y no maderables, que tienen un valor en el mercado. Asimismo, porque pueden afectar la provisión de bienes o servicio que la sociedad recibe para su bienestar o generación de ingresos, que es lo que sucede en los estudios de caso donde se obtuvo la información de la tesis. Desde una perspectiva ecológica, desde fines de los 60's surgió en Estados Unidos, el término servicios ecosistémicos, ligado a movimientos ambientalistas que posicionaron la preocupación por los efectos negativos de la contaminación, deforestación, cambio de clima e impacto a algunas especies (Camacho y Ruiz, 2012). En 1970, un grupo interdisciplinario de decenas de académicos (meteorólogos, químicos atmosféricos, oceanógrafos, biólogos, ecólogos, físicos, ingenieros, economistas y científicos sociales y de leyes) generaron el llamado reporte del estudio de problemas ambientales críticos ("The Study of Critical Environmental Problem, más popularmente conocido como "SCEP report") donde reconocían el impacto humano en el medio ambiente y el ser humano. Mediante dicho trabajo, se trató de llamar la atención a la conciencia social, tomadores de decisiones y políticos. En 1977, Westman hablo de los "servicios de la naturaleza" y sugirió que por su

valor social debían ser considerados en decisiones políticas y en las prácticas de manejo, las cuáles debían estar más informadas (Fisher *et al.*, 2008). A inicios de los 80's, Erlich y Erlich propusieron que las funciones de los ecosistemas debían ser vistas como servicios que la naturaleza brinda a los humanos, por lo que plantearon la conservación de los ecosistemas como una necesidad para conservar dichos servicios (Rojas, 2011). En 1997, Daily, señaló que estos servicios son las condiciones y procesos a través de los cuáles los ecosistemas y los organismos que los integran, sostienen y satisfacen la vida humana (Fisher *et al.*, 2008). En esta década, la economía ambiental impulso ideas para la valorización monetaria a estos servicios, con la finalidad de generar mercados, que sirvieran como fuente de incentivos para la conservación de los ecosistemas (Rojas, 2011). La publicación del trabajo "The value of world's ecosystem services and natural capital" (Costanza *et al.*, 1997) analizaron en detalle el concepto de servicios ecosistémicos como capital natural vital, y como una parte importante del valor económico, en el contexto contemporáneo del planeta. Posteriormente, en el 2005, la Evaluación de Ecosistemas del Milenio (MEA), mostraron las consecuencias de la degradación de los ecosistemas para el bienestar humano. Análisis adicionales han sugerido distinguir los términos "servicios" (aquellos consumidos directamente), de los "insumos" que generan los servicios (procesos y funciones en los ecosistemas; Boyd y Banzhaf (2007); y que las funciones y procesos en la naturaleza se convierten en servicios si hay seres humanos que se benefician de ellos. Daily (1997) y Costanza *et al.* (1997) han propuesto largas listas de los servicios ecosistémicos, incluyendo: la regulación y purificación del agua y del aire, la regulación climática (mitigación de temperaturas extremas, sequías e inundaciones), la descomposición de desechos orgánicos, la protección, generación y renovación de suelos, el control biológico de plagas, la dispersión de semillas y el ciclaje y translocación de nutrientes, el mantenimiento de biodiversidad y recursos genéticos, la polinización, la moderación de, la producción de alimentos, materias primas y el soporte de la cultura, belleza estética y estimulación intelectual. Sin embargo, el (MEA, 2005) organizó una clasificación que separa a los servicios ecosistémicos en tres rubros (de soporte, provisión, regulación y culturales (Tabla 1.3). Por ello, la alteración de los bosques por plagas forestales pueden impactar, la producción de productos maderables y no maderables, la regulación hídrica, el almacenamiento y la captura de carbono y la conservación de la biodiversidad.

Servicios de soporte	Servicios de provisión	Servicios de regulación	Servicios culturales
Biodiversidad	Alimento	Regulación de gas	Belleza escénica
Ciclo de nutrientes	Materias primas	Regulación del clima	Recreación
Formación de suelo	Recursos genéticos	Prevención de disturbios	Información cultural y artística
Producción primaria	Recursos medicinales	Regulación de agua	Información espiritual e histórica
Polinización	Recursos ornamentales	Provisión de agua	Ciencia y educación
Control biológico		Tratamiento de desechos	

Figura 1.3 Servicios ambientales de soporte, provisión, regulación y culturales (MEA, 2005)

Aproximaciones metodológicas para evaluar servicios ambientales

Los métodos, técnicas y criterios para evaluar los servicios ambientales antes mencionados son variables, dependiendo del servicio de interés, por ellos, una revisión de estos se hará para tres servicios específicos, por su relevancia ante algunas de las problemáticas ambientales globales (crisis de la biodiversidad, cambio climático y crisis de agua).

Conservación de la biodiversidad

Una forma de poder entender la biodiversidad en un bosque es analizar la composición, estructura y función en todos los niveles desde especie, comunidad, ecosistema y paisaje. Y en un sentido práctico, suele seleccionarse algún grupo funcional y/o fisonómicamente clave, como son los árboles y analizar sus patrones, de esta manera es posible responder tres preguntas: ¿Qué árboles hay en un área determinada? ¿Cómo se distribuyen? y ¿Como cambia el componente arbóreo ante un disturbio) (Meffe et al., 2001).

El estado de la diversidad arbórea en bosque, se puede evaluar diferentes escalas, por ejemplo, a nivel de rodal, el cambio de estado se refiere a un tipo de rodal diferente, como un bosque de dosel abierto en lugar de un bosque de dosel cerrado, o un rodal monodominante en lugar de un rodal de especies mixtas. Esta descripción,

convencionalmente implica la obtención de información dasonómica y taxonómica *in situ*. La composición y abundancia de especies se ha usado comúnmente como un indicador para monitorear los efectos de actividades antropogénicas o disturbios. Esto debido a que muchas especies son sensibles a los cambios en el bosque y hay numerosos ejemplos disponibles de los efectos en las poblaciones de especies (Ramos *et al.*, 2017; Ramírez *et al.*, 2019; Luna *et al.*, 2020). Se puede usar tres tipos de indicadores de especies: Composición, especies focales y especies funcionales. En el caso de los bosques, comúnmente se analiza la composición de especies arbóreas, dado que son el principal componente fisonómico, estructural y funcional (producción primaria). Particularmente en el caso que compete a este estudio, especial atención se da a los pinos, porque son hospederos de las plagas de escarabajo descortezador). La composición de las especies, en general, puede evaluarse como cambio en la presencia de especies en un sitio determinado, a través del tiempo (Thompson, 2011). Mientras que a escala de paisaje, se puede analizar la pérdida, permanencia o pérdida de cobertura y también su fragmentación. Este tipo de información, en la actualidad se genera con cierta facilidad, a través del análisis de las coberturas, usando imágenes de satélite y los sistemas de información geográfica.

Captura y almacenamiento de carbono

El análisis del carbono de un bosque, en principio se analiza, en dos grandes procesos: almacenamiento y captura. Para el almacén, se analizan los compartimentos aéreos y los subterráneos. La base de la información suele provenir de análisis a nivel local, y de allí, conforme ciertos supuestos se extrapolan métricas a otras escalas. La estimación de los almacenes de carbono aéreo, implican la obtención de datos de diámetros y alturas, y con ellos se hacen cálculos mediante ecuaciones alométricas y/o factores de conversión de biomasa disponibles se realiza el cálculo de la biomasa y posteriormente de carbono (Díaz-Franco *et al.*, 2007; Ordoñez, 2008). En el caso del suelo, normalmente se usan factores de referencia, dependiendo del tipo de bosque y la superficie que ocupa; aunque en algunos casos, también se dispone de factores que distinguen si el bosque es mayormente primario o secundario. A otras escalas, normalmente se usa la cobertura y datos de su extensión y usan factores de referencia. Sin embargo, las herramientas de teledetección para la estimación de la biomasa requieren corroboración en el suelo en muchos casos para

mejorar la exactitud y precisión de las estimaciones de carbono (Herold *et al.*, 2011; Bolaños *et al.*, 2016; Perea-Ardila *et al.*, 2021). El trabajo de evaluaciones en campo mejorará las estimaciones de los modelos, especialmente para madera muerta caída y carbono subterráneo (raíces) (Janisch y Harmon, 2002). En cuanto a la captura de carbono, esta se estima con el crecimiento del bosque (incremento corriente anual. Para esto se multiplica el incremento corriente anual $\text{m}^3 \text{ha}^{-1} \text{año}^{-1}$, por la densidad de la madera para cada especie en Mg m^3 y por el contenido de carbono, que por defecto es 0.45 (Ordoñez, 2008).

Regulación hídrica

El análisis del servicio ambiental hidrológico, se cuantifica usando las microcuencas como y la cobertura como referentes, así como datos de variaciones del caudal o directamente del agua. Para esto se pueden usar el análisis cartográfico, identificar el tipo de coberturas y el cambio que ha existido en la vegetación (Eastman, 2006). Los parámetros considerados para determinar el ICA son: demanda bioquímica de oxígeno, oxígeno disuelto, coliformes fecales, coliformes totales, potencial de hidrogeno, dureza total, solidos disueltos, solidos suspendidos, cloruros, conductividad eléctrica, alcalinidad, grasas y aceites, nitrógeno de nitratos, nitrógeno amoniacal, fosfatos totales, color y turbiedad (CONAGUA, 1999). Aunque es menos convencional, también se pueden usar datos indirectos, como las percepciones o conocimiento local sobre la calidad y cantidad de agua, para esto se pueden usar entrevistas (Bernard, 2002).

Impacto del escarabajo descortezador en los servicios ambientales

El cambio inmediato que ocasiona el escarabajo descortezador en el bosque es la muerte de su árbol hospedero. Así, el impacto de la plaga estará relacionada con el número de árboles muertos y la superficie afectada. En Alemania, Canadá, Estados Unidos, Francia, diversos estudios han evaluado el impacto de las plagas en los servicios ambientales del bosque.

Impacto biodiversidad

Las plagas de escarabajos descortezadores, al causarles la muerte a sus hospederos que suelen ser especies que dominan el dosel, modifican condiciones y recursos (luz, agua,

microclima, espacio, etc.) que benefician o afectan procesos y la estructura del bosque, lo cual podría cambiar la biodiversidad en el sitio afectado y, dependiendo de la magnitud, podría escalar dicho impacto. Al respecto, Beudert *et al.*, (2015), mostraron que los brotes de estos escarabajos, pueden ser benéficas para algunos grupos, pero perjudicial para otros, por ejemplo, pueden disminuir la abundancia de especies susceptibles a claros. Przepióra *et al.* (2020) encontraron que existe una correlación entre el tamaño del claro y la riqueza y abundancia de especies de aves, principalmente insectívoras. Por su parte, Ivan *et al.* (2018) caracterizaron la respuesta de un conjunto de especies de mamíferos a los cambios inducidos por escarabajos descortezadores en la vegetación del sur de las Montañas Rocosas, hallaron que la respuesta de la riqueza, supervivencia y reclutamiento varía ampliamente entre especies.

Además se ha documentado que después de brotes de escarabajo descortezador también cambia la estructura (densidad, el área basal, la cobertura) y composición de árboles, arbustos y hierbas en el bosque, aunque estos cambios dependen de la condición previa al brote y al tipo de manejo que se realizó para el control de la plaga (Perovich y Sibold, 2016; Crotteau *et al.*, 2020; Rhoades *et al.*, 2020). En relación con la diversidad de especies herbáceas después de brotes de escarabajo descortezador, Pec *et al.* (2015) encontraron que la diversidad aumentó inmediatamente después de los brotes. En cuanto al efecto en especies arbóreas Heuss *et al.* (2019) examinaron los efectos inmediatos de los brotes de escarabajos descortezadores. Encontraron que disminuyó el área basal de los árboles, aumentó la diversidad de herbáceas y hubo una disminución de árboles hospederos del escarabajo, lo que podría llevar en un largo plazo, el cambio de composición de especies del estrato arbóreo (Winter *et al.*, 2017) evaluaron la heterogeneidad estructural y la densidad de especies de varios taxones en tres reinos biológicos en 2 diferentes períodos 3 años y 17-25 años después del brote severo del escarabajo de la corteza en bosques en el sureste de Alemania. Ellos encontraron que la máxima diversidad de especies se encuentra después de un mayor tiempo de ocurrido el brote, principalmente en arbustos y árboles.

Impacto en carbono

Al causar muerte al arbolado las plagas de escarabajos descortezadores causan impactos en el carbono. Dobor *et al.* (2019) evaluaron el impacto en los almacenes y captura de carbono, y como el saneamiento ayudó a disminuir las pérdidas de arbolado y por ende , en

el carbono almacenado. Por su parte, Kosunen *et al.* (2020) analizaron los almacenes de carbono en árboles, hojarasca y el suelo, así como el humus y la composición de la comunidad microbiana los impactos en los diferentes almacenes de carbono (arbóreo y subterráneo) de una tormenta de nieve y un brote de escarabajo descortezador ocurrida en Finlandia, encontrando que ambos disturbios afectan, pero su efecto es diferenciado aunque inmediato en el carbono arbóreo. En el caso del estudio realizado por Hicke *et al.* (2013), en donde se evaluó el impacto en los almacenes de carbono por efecto de incendios y brotes de escarabajos descortezadores, se halló que los incendios remueven mayor cantidad de carbono, mientras que las plagas afectaron el 15% del carbono previo a la afectación. Asimismo, se ha trabajado en la modelación de las emisiones de CO₂ relacionada con la presencia de plagas forestales (Bright *et al.*, 2012).

Impacto en balance hidrológico

Las plagas de escarabajo descortezador afectan el balance hidrológico de microcuencas, sobre todo cuando impactan cientos o miles de hectáreas. Estas afectaciones se ha evaluado en la calidad y cantidad de agua; Pilco (2017), comparó la escorrentía en áreas que tuvieron extracción de madera por saneamiento y las áreas sin afectaciones por plaga, y encontrando que la escorrentía fue mayor en las áreas descubiertas. Por su parte, Bearup *et al.* (2014) compararon áreas afectadas por plagas, con diferente nivel de impacto en la cobertura, encontrando un aumento en la escorrentía de aguas subterráneas, que parecía estar relacionada con reducción de la transpiración debida a la mortalidad de los árboles.

1.3 PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA Y JUSTIFICACIÓN

La incidencia de plagas de escarabajos descortezadores en bosques templados es uno de los principales factores de disturbio en las regiones templadas del mundo y de nuestro país y con el cambio climático la problemática podría exacerbarse. Su estudio es muy amplio, pero la literatura se ha enfocado mayormente a analizarlo como un problema de la masa forestal y no está considerando que gran parte de los bosques son habitados y operan como sistemas ecológicos sociales (Fischer, 2018). Por lo que si bien estas plagas impactan la complejidad y multifuncionalidad del bosque, disminuyendo así su capacidad productiva y de provisión de servicios ambientales, también tienen implicaciones sociales para quienes habitan y depende de los bosques (Hlásny *et al.*, 2019). Por lo anterior, existe un vacío importante en analizar las implicaciones de las plagas de escarabajos descortezadores en los servicios ambientales, particularmente, en la condición estructural de los rodales afectados y en el carbono forestal. Mas aún, hasta ahora pocos estudios están analizando el impacto de escarabajo descortezador con una visión de sistemas ecológicos sociales. Asimismo, existe poca literatura que muestre indicadores ecológicos y sociales de resiliencia y resistencia ante plagas de escarabajo descortezador. Esta carencia se ve reflejada también en el diseño de las políticas públicas de sanidad forestal, que hace énfasis en aspectos técnicos y que no siempre han resultado ser efectivas y eficientes para controlar la persistencia de estas plagas y mitigar sus impactos (Morris *et al.*, 2017).

Específicamente, en el caso de México las plagas de escarabajo descortezador se reconocen como la principal amenaza biótica a los bosques templados (Castellanos Bolaños *et al.* 2013; SEMARNAT, 2017). Por las interrupciones que está causando el cambio climático y debido a la alta diversidad de hospederos (46 especies del género *Pinus*) y de escarabajos descortezadores (13 especies de *Dendroctonus*, 6 de las cuales forman plagas) los bosques mexicanos son altamente susceptibles a que en ellos se desarrollen plagas de estos insectos (Salinas-Moreno *et al.*, 2010). Esta vulnerabilidad se está reflejando en la creciente incidencia de plagas en los bosques comunitarios, lo cual afecta de manera directa a la gente local, tanto en sus metas de producción de madera, disponibilidad de productos no maderables (plantas medicinales, agua, fibras, tierra de monte, entre otros) y otras condiciones ambientales que contribuyen a su bienestar. Los habitantes de comunidades y

ejidos han estado atendiendo de manera muy activa la ocurrencia de plagas, mediante saneamientos participativos, tratando de ayudar a la regeneración y recuperación de los rodales afectados; lo cual tiene implicaciones más allá de las metas locales o las regiones forestales al ayudar a cuidar la integridad de los bosques y su capacidad para mantener el balance hidrológico y la captura de carbono. Sin embargo, la gente local requiere más información sobre las plagas de escarabajo descortezador, más capacitación y más incentivos, lo cual no está tan acorde al marco legal actual y a la estrategia de sanidad forestal, la cual es mayormente reactiva, se enfoca en el bosque, está altamente burocratizada y dedica fondos y personal insuficientes.

Por lo anterior, se requieren hacer estudios que describan como impacta las plagas de escarabajo descortezador al arbolado de los sitios donde ocurren los brotes, y que implicaciones tienen en la provisión de servicios ambientales, principalmente en aquellos que tienen relevancia en la política pública forestal como un mecanismo de incentivos para la conservación de los bosques, tales como la biodiversidad y el almacén y captura de carbono. Asimismo, se requieren repensar las estrategias actuales de política pública forestal para abordar la problemática de las plagas forestales, con la finalidad de con enfoque de SES, se promueva la atención efectiva y eficiente para el control del escarabajo descortezador y mitigar sus impactos. También es importante que la literatura especializada, reconozca la contribución de los dueños de los bosques (particularmente en el caso de la propiedad común, que prevalece en los bosques mexicanos), en la sanidad forestal y especialmente para evitar que las plagas escalen y afecten grandes superficies. Esto permitirá generar información para que los tomadores de decisiones y partes interesadas puedan orientar el manejo de los bosques para mejorar la capacidad adaptativa e incrementar la resistencia y resiliencia de los SES forestales.

1.4 PREGUNTAS E HIPÓTESIS DE INVESTIGACIÓN

Las preguntas que condujeron la presente investigación se agrupan en tres amplios rubros, junto con sus respectivas hipótesis:

- 1) ¿Cómo es la estructura, composición y diversidad de componente arbóreo de un bosque que fue afectado por plagas de escarabajo descortezador?,

Hipótesis 1: Las plagas de escarabajo descortezador, al eliminar árboles del género dominante (*Pinus*) en los bosques templados modifican la estructura, composición y diversidad arbórea.

- 2) ¿Cuál es la magnitud del impacto de las plagas forestales de escarabajo descortezador en los almacenes de carbono arbóreo y la captura de carbono, a nivel del estado de Oaxaca y a nivel del rodal?, ¿A cuánto equivalen en emisiones de CO₂, los impactos de ESCARABAJO DESCORTEZADOR en el carbono forestal, ¿Cómo ha sido la dinámica del carbono durante el periodo de infestación (2007-2017)?

Hipótesis 2: Las plagas de escarabajo descortezador, disminuye los almacenes y la capacidad de captura de carbono, contribuyendo a las emisiones de CO₂.

- 3) ¿Cómo es la situación actual de las plagas forestales por escarabajo descortezador en México, y que estrategias se están siguiendo para atenderlas?, ¿Qué aspectos podría mejorar la política pública forestal para controlar y mitigar los impactos de dichas plagas?

Hipótesis 3: Las estrategias actuales para atender la incidencia de plagas de escarabajo descortezador pueden mejorarse, debido a que actualmente son reactivas, enfocadas a aspectos técnicos y no atienden la problemática como una contingencia; por ello deben reorientarse y adoptar una estrategia más holística, que conciben la condición de SES-forestales en los bosques mexicanos (sobre todo los de propiedad común), orientadas a acciones preventivas y altamente participativa.

1.5 OBJETIVOS

General:

Evaluar el impacto de las plagas de escarabajo descortezador en el componente arbóreo y en los almacenes y la captura de carbono en bosques templados del estado de Oaxaca y analizar la estrategia de política pública forestal actual para atender las afectaciones por dichas plagas y proponer una estrategia con enfoque de SES para mitigar sus impactos.

Específicos:

- Analizar el impacto de plagas de escarabajo descortezador en el componente arbóreo a partir de describir cambios en la estructura, composición y diversidad arbórea en bosques templados afectados.
- Analizar y cuantificar el impacto del escarabajo descortezador en almacenes de carbono y el potencial de captura de CO₂ nivel de rodal y estatal y estimar su contribución a las emisiones de CO₂
- Realizar una síntesis-análisis sobre las estrategias actuales de atención del escarabajo descortezador y proponer como deberían reorientarse para mitigar su impacto ecológico-social.

1.6 SITIO DE ESTUDIO

Contexto geográfico y biofísico de Oaxaca

Oaxaca es un estado del sureste de México que tiene una superficie de 93,959.77 km² y ocupa el 4.8% del país. Se ubica entre los 15° 39' y 18° 40' de latitud norte, y los 93° 52' y 98° 33' de longitud oeste, colinda con el estado de Veracruz, Puebla, Chiapas, Guerrero y con Océano Pacífico (INEGI, 2013). Los principales climas que se desarrollan en este estado, son el semiseco, semicálido y templado. Los rangos de temperatura media anual van de los 15 a los 28.3 °C, mientras que la precipitación media anual va de los 430 a 3600 mm (INEGI, 2012). Su territorio abarca cinco provincias fisiográficas, por lo que su relieve es muy accidentado con cadenas montañosas. Estos sistemas de montañas, han originado redes de cuerpos de agua, que se originan en la vertiente del Golfo de México. En estas vertientes se encuentran 8 regiones hidrológicas con 14 cuencas y 68 subcuencas, que abarcan 9.4 millones de hectáreas mayormente cubiertas por bosques (7 millones de hectáreas) que corresponde al 4.9% del total forestal nacional y en ellos se alberga gran parte de la biodiversidad que distingue al estado (García-Mendoza *et al.*, 2004). Los principales usos del suelo son: bosques templados (39%), bosques tropicales (37%), agricultura (14%), pastizal (8%), y otros (1.5%) (CONAFOR, 2017).

Contexto socioeconómico y de manejo forestal en Oaxaca

En Oaxaca el 77% de la población se distribuye en zonas urbanas, mientras que el 23% se concentra en zonas rurales (INEGI, 2012), donde se encuentra gran parte de la población indígena (14 etnias). La tenencia de la tierra es mayormente de propiedad social (77%; Bailon, 2016), por lo que la gobernanza local de los recursos naturales, incluidos los bosques se encuentra en manos de comunidades y ejidos. De acuerdo con el Registro Agrario Nacional, Oaxaca tiene 1310 núcleos agrarios certificados que ocupan una extensión de 7,387,228 ha (78.6% del estado). En dichos núcleos agrarios se estima que 787 mil hectáreas corresponden a área parcelada y el resto, es de uso común y se rige por decisiones de las asambleas comunales o ejidales. De la superficie de uso común de los núcleos mencionados el 23.3% (1,721,224 hectáreas) se reporta como de uso forestal (CONAFOR, 2017). Este estado tiene un alto potencial para desarrollar aún más la industria

forestal para la madera, ecoturismo y provisión de servicios ambientales, sin embargo, tiene muchos retos que enfrentar. A pesar de esto, conforme la tenencia de la tierra, y los procesos históricos de aprovechamiento de los recursos forestales (principalmente madera), actualmente, éste se realiza en cientos de comunidades y ejidos conforme lo que Bray (2020), denomina empresas forestales comunitarias (EFC's). Estas empresas tienen distintos niveles de integración vertical (desde las que venden la madera en pie, hasta las que procesan la madera y comercialización productos con valor agregado como muebles). Así, gran parte de las EFC's oaxaqueñas se considera que pueden representar un modelo para aprovechamiento forestal sustentable, porque sus propietarios (mayormente comunidades y ejidos) suelen cuidar no sólo aspectos productivos, sino también ecológicos y sociales. Por ello, este sector resulta clave, porque gran parte del medio rural presenta alta marginación y baja capacidad técnica local, por lo que hay necesidad de más apoyos, incentivos y capacitación para el manejo a fin de fortalecer localmente la economía y la creación de empleos, sobre la base de un recurso de gran importancia ecológica-social y económica, que es el bosque. Sin embargo, un reto de tipo natural es que gran parte de los bosques tienen poca aptitud comercial para la madera, otros requieren mejorar el manejo, para mejorar la baja productividad y, en general, requieren mayor atención por parte de la sociedad y el gobierno, porque aún están vulnerables a cambios de uso del suelo, urbanización y a las interrupciones climáticas, entre las que destacan las plagas forestales.

Plagas forestales en Oaxaca

Oaxaca ha presentado una incidencia creciente de plagas forestales, entre las que destaca el escarabajo descortezador y gusano defoliador, que actualmente están afectando de manera general a bosques manejados y no manejados. La atención a las plagas, particularmente la de escarabajos descortezadores ocurre por acciones de saneamiento forestal participativo por parte de las comunidades y ejidos, y en algunas ocasiones con el acompañamiento de dependencias gubernamentales como la CONAFOR y la COESFO (Durán y Poloni, 2014).

Anualmente, la CONAFOR ejecuta un mapeo aéreo y a partir de este se realiza un diagnóstico, el cual hacen llegar a las comunidades y ejidos, para que las que presentan posibles brotes, realicen el recorrido en sus bosques y validar la información. Si el bosque presenta brotes de escarabajo descortezador, la comunidad, si así lo decide, realizara la

gestión para la autorización de saneamiento y apoyos económicos para llevar a cabo esta actividad. En Oaxaca, se estableció el Comité Estatal de Sanidad Forestal desde 2006, el cual está integrado por representantes de instituciones educativas, dependencias gubernamentales tanto federales como estatales, ONG's, prestadores de servicios técnicos y por representantes de comunidades y ejidos (Durán y Poloni, 2014).

No obstante, la alerta temprana de la CONAFOR, zonas boscosas de la Sierra Norte y Sierra Sur recurrentemente señalan que el estado se encuentran en riesgo alto de presentar plagas de escarabajo descortezador (<http://sivicoff.cnf.gob.mx/frmMapasdeRiesgodePlagasForestales.aspx>).

El impacto socioeconómico de la degradación de bosques a casusa de plagas forestales en Oaxaca puede ser muy alto, considerando que Oaxaca este estado es uno de los más pobres de México en donde una gran parte de la población depende fuertemente de los bosques.

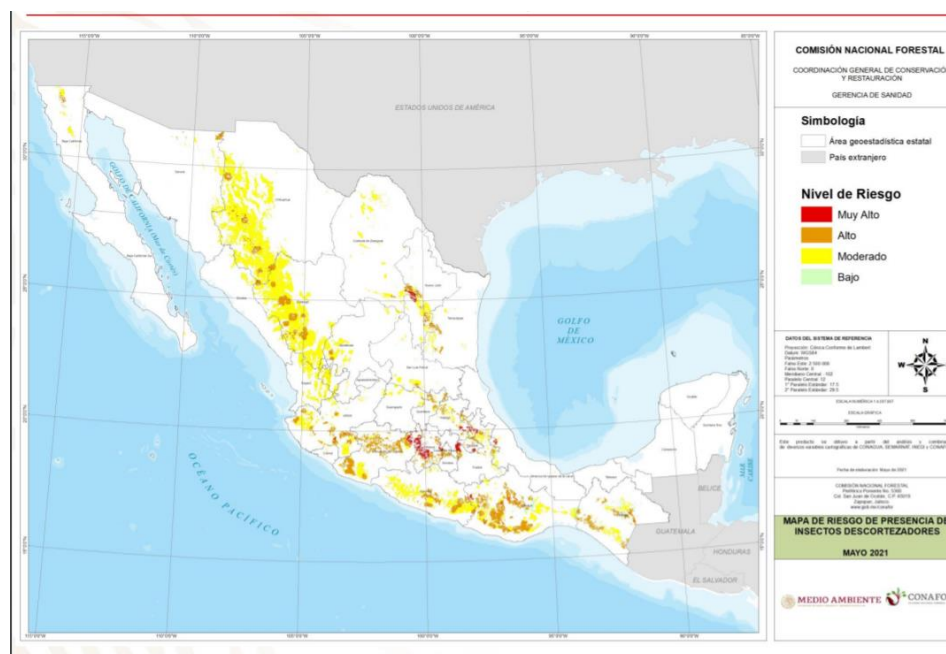


Figura 1.4 Alerta temprana y evaluación de riesgo para escarabajos descortezadores CONAFOR-SEMARNAT. 2021.

1.7 ESTRUCTURA DE LA TESIS

El trabajo de tesis consiste en cuatro capítulos: El primer capítulo, integró una introducción general de la tesis, del marco teórico, en el cual se abordaron temáticas sobre dinámica de bosques templados, aspectos generales de las plagas de escarabajo descortezador, sistemas ecológico-sociales forestales, política sobre sanidad forestal y el contexto de los bosques mexicanos. Asimismo, se indican las preguntas de investigación, las hipótesis, los objetivos y la descripción del sitio de estudio (que implicó dos escalas: nivel estatal y a nivel local, específicamente con el caso del núcleo agrario de Pueblos Mancomunados, en la región Sierra Norte).

Los capítulos II, III y IV se encuentran estructurados de forma independiente en formato de artículo para su publicación en revistas especializadas distintas, por lo que cada apartado tiene una estructura y formato de literatura citada conforme la revista para la que se preparó o se sometió.

El capítulo II, consistió en el análisis del impacto en la estructura y diversidad arbórea por descortezador. Para esto se establecieron sitios de muestreo en áreas afectadas por descortezador en los bosques de la comunidad de Pueblos Mancomunados. A partir de dichos datos se obtuvieron índices de diversidad y un mapa de ocurrencia de especies y afectaciones por escarabajo descortezador.

En el capítulo III, se realizó un análisis a nivel del estado y un predio forestal en la comunidad de Pueblos Mancomunados. A nivel estatal se estimó el carbono afectado y la disminución del potencial de captura de CO₂. Esto se realizó a partir del análisis y síntesis de información oficial de las notificaciones emitidas por la SEMARNAT de los predios afectados durante el periodo 2009-2019 A nivel local se estimó el impacto del escarabajo descortezador en biomasa, carbono y su equivalencia en emisiones de CO₂.

El capítulo IV trata de una revisión de la situación actual de la problemática de las plagas y un análisis sobre la importancia de incrementar la resistencia y la resiliencia de SES

forestales, para sugerir abordar esta problemática de las plagas forestales, bajo un enfoque de SES. Este capítulo, fue sometido como artículo a la revista *Frontiers in Ecology and the Environment*, ha sido aceptado y, actualmente, se encuentra en proceso de publicación.

El capítulo V, consideraciones finales, incluye los principales hallazgos y contribuciones de la tesis; además, de las limitaciones de este estudio así como algunas propuestas para atenderlas; asimismo, se señalan algunas oportunidades de investigaciones futuras.

1.8 LITERATURA CITADA

- Anta, S., y Merino, L. (2003). Community management of natural resources in Oaxaca. *The Common Property Resource Digest*, 66(3–4).
- Antinori, C., y Bray, D. B. (2005). Community forest enterprises as entrepreneurial Firms: Economic and institutional perspectives from Mexico. *World Development*, 33(9), 1529–1543.
- Armendariz-Toledano, F., Nino, A., Sullivan, B. T., *et al.* (2015). A New Species of Bark Beetle, *Dendroctonus mesoamericanus* sp. nov. (Curculionidae: Scolytinae), in Southern Mexico and Central America. *Annals of the Entomological Society of America*, 108(3), 403–414.
- Atkinson, T. H. (2011). Estado de conocimiento de la taxonomía de los escarabajos descortezadores y ambrosiales de México (Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae). *Memoria del XVI simposio Nacional de parasitología forestal*. Cuernavaca, Morelos: CONAFOR. pp. 13–27.
- Axelson, J. N., Hawkes, B. C., Van A. L., y Alfaro, R. I. (2018). Stand dynamics and the mountain pine beetle — 30 years of forest change in Waterton Lakes National Park, Alberta, Canada. *Canadian Journal of Forest Research*, 48(10), 1159–1170.
- Bailón, C. M. J., Polo, C. S., y Eisenstadt, T. A. (2016). *Democracia, derechos humanos y derechos indígenas en municipios de usos y costumbres: resultados de una encuesta*. Instituto Estatal Electoral y de Participación Ciudadana de Oaxaca/Comisión Nacional de los Derechos Humanos/Instituto de Investigaciones en Humanidades de la Universidad Autónoma Benito Juárez de Oaxaca/American University, Oaxaca.
- Balvanera, P., Castillo, A., Lazos, C. E., *et al.* (2011). Marcos conceptuales interdisciplinarios para el estudio de los servicios ecosistémicos en América Latina. En: Laterra, P., Jobbagy, E., Paruelo, J., *et al.* (Eds.). *Valoración de servicios ecosistémicos. Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial*, Ediciones INTA, Buenos Aires, pp. 39-68.
- Bearup, L. A., Maxwell, R. M., Clow, D. W., y McCray, J. E. (2014). Hydrological effects of forest transpiration loss in bark beetle-impacted watersheds. *Nature Climate Change*, 4(6), 481–486.
- Begon, M., Townsend, C. R., y Harper, J. L. (2006). *Ecology: from individuals to ecosystems*. 4ta edición. Blackwell, Oxford. 738 p
- Bentz, B. J. (2005). *Bark beetle outbreaks in western North America: Causes and consequences*. University of Utah Press.
- Bentz, B. J., Régnière, J., Fettig, C. J., *et al.* (2010). Climate change and bark beetles of the Western United States and Canada: Direct and Indirect Effects. *BioScience*, 60(8), 602–613.
- Berkes, F., Folke, C., y Colding, J. (2000). *Linking social and ecological systems: management practices and social mechanisms for building resilience*. Cambridge University Press. Cambridge, UK.
- Bernard, H. R. (2002). *Research methods in anthropology: Qualitative and quantitative approaches*. 3ra edición. Walnut Creek, CA: Alta Mira Press.
- Beudert, B., Bässler, C., Thorn, S., *et al.* (2015). Bark beetles increase biodiversity while maintaining drinking water quality. *Conservation Letters*, 8(4), 272–281.

- Billings, R. F., Clarke, S., Mendoza, V. E., *et al.* (2004). Bark beetle outbreaks and fire: A devastating combination for Central America's pine forests. *Unasylva*, 55(217), 15–21.
- Birkmann, J. (2006). Measuring vulnerability to promote disaster-resilience societies: conceptual frameworks and definitions. En: Birkmann, J. (Ed.). *Measuring Vulnerability to Natural Hazards: towards disaster resilient societies*, New Delhi, India: Teri Press.
- Blanco, J. A. (2017). Bosques, suelo y agua: explorando sus interacciones. *Revista Ecosistemas*, 26(2), 1–9.
- Bolaños, G. M. A., Paz, P. F., Cruz, G. C. O., *et al.* (2016). Mapa de erosión de los suelos de México y posibles implicaciones en el almacenamiento de carbono orgánico del suelo. *Terra Latinoamericana*, 34(3), 271–288.
- Boyd, J., y Banzhaf, S. (2007). What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics*, 63(2–3), 616–626.
- Bray, D. B., Merino-Pérez, L., Negreros-Castillo, P., *et al.* (2003). Mexico's community-managed forests as a global model for sustainable landscapes. *Conservation Biology*, 17(3), 672–677.
- Bray, D. B., y Merino-Pérez, L. (2004). *La experiencia de las comunidades forestales en México: veinticinco años de silvicultura y constucción de empresas forestales comunitarias*. Instituto Nacional de Ecología. México.
- Bray, D. B., Merino-Pérez, L., y Barry, D. (2007). *Los bosques comunitarios de México :manejo sustentable de paisajes forestales*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México
- Bray, D. B., Duran, E., Hernández-Salas, J., *et al.* (2016). Back to the future: The persistence of horse skidding in large scale industrial community forests in Chihuahua, Mexico. *Forests*, 7(11), 1–8.
- Bray, D. B. (2020). *Mexico's Community Forest Enterprises: Success on the commons and the seeds of a good anthropocene*. University of Arizona Press.
- Bright, B. C., Hicke, J. A., y Hudak, A. T. (2012). Estimating aboveground carbon stocks of a forest affected by mountain pine beetle in Idaho using lidar and multispectral imagery. *Remote Sensing of Environment*, 124, 270–281.
- Camacho, V. V., y Ruiz, L. A. (2012). Marco conceptual y clasificación de los servicios ecosistémicos. *Bio Ciencias*, 1, 3–15.
- Castellanos-Bolaños, J. F., Treviño-Garza, E., Aguirre-Calderón, O., *et al.* (2010). Diversidad arbórea y estructura espacial de bosques de Pino-Encino en Ixtlán de Juárez, Oaxaca. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 1(2), 39–52.
- Castellanos, B. J. F., Ruiz, M. E. O., Gómez, C. M., y González, C. R. (2013). *Fundamentos técnicos para el control de insectos descortezadores de pinos en Oaxaca*. INIFAP-Campo Experimental Valles Centrales de Oaxaca. Folleto Técnico Núm. 24. Santo Domingo Barrio Bajo, Etla, Oaxaca, México. 40 p.
- Castillo-Villanueva, L., y Velázquez-Torres, D. (2015). Sistemas complejos adaptativos, sistemas socio-ecológicos y resiliencia. *Quivera*, 17(2), 11–32.
- Cervantes-Martinez, R., Cerano-Paredes, J., Sanchez-Martinez, G., *et al.* (2019). Historical bark beetle outbreaks in Mexico, Guatemala and Honduras (1895-2015) and their relationship with droughts. *Revista chapingo serie ciencias forestales y del ambiente*, 25(2), 269–290.

- Chambers, J. Q., Fisher, J. I., Zeng, H., *et al.* (2007). Hurricane Katrina's carbon footprint on US Gulf Coast forests. *Science*, 318(5853), 1107-1107.
- Chang, C. C., y Turner, B. L. (2019). Ecological succession in a changing world. *Journal of Ecology*, 107(2), 503–509.
- Chapela, F. (2012). *Estado de los bosques de México*. México, D.F. Consejo civil mexicano para la silvicultura sostenible A.C. 217 p.
- Cibrián, D., Montiel, M., Bolaños, C., y Lara, F. (1995). *Insectos forestales de México*. Universidad Autónoma Chapingo, Chapingo.
- CIJ. 2003. *Programa de manejo forestal para la comunidad de Ixtlán de Juárez, Oaxaca*. Comunidad de Ixtlán de Juárez /Técnica Informática Aplicada S.A. (TIASA), Oaxaca, México, 231 p.
- Collins, B. J., Rhoades, C. C., Hubbard, R. M., y Battaglia, M. A. (2011). Tree regeneration and future stand development after bark beetle infestation and harvesting in Colorado lodgepole pine stands. *Forest Ecology and Management*, 261(11), 2168–2175.
- CONAFOR. (2017). *Inventario Nacional Forestal y de Suelos Informe de Resultados 2009-2014*. Zapopan, Jalisco.
- CONAFOR. (2020). *El sector forestal mexicano en cifras 2019*. Ciudad de México. 104 p.
- CONAFOR-SEMARNAT. (2021). Sistema integral de vigilancia y control fitosanitario forestal (SIVICOFF). Disponible en <http://sivicoff.cnf.gob.mx/>
- Connell, J. H. (1978). Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*, 199(4335), 1302–1310.
- Costanza, R., Arge, R., Groot, R. De, *et al.* (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital, 387, 253–260.
- Crotteau, J. S., Keyes, C. R., Hood, S. M., y Larson, A. J. (2020). Vegetation dynamics following compound disturbance in a dry pine forest: fuel treatment then bark beetle outbreak. *Ecological Applications*, 30(2), 1–19.
- Cubbage, F. W., Davis, R. R., Rodríguez, P. D., *et al.* (2015). Community forestry enterprises in Mexico: Sustainability and competitiveness. *Journal of Sustainable Forestry*, 34(6–7), 623–650.
- Daily, G. C. (1997). *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*. Washington, DC: Island Press.
- Dale, V. H., Beyeler, S. C., y Jackson, B. (2002). Understory vegetation indicators of anthropogenic disturbance in longleaf pine forests at Fort Benning, Georgia, USA. *Ecological Indicators*, 1(3), 155–170.
- Dávila-Lara, M. A., Aguirre-Calderón, Ó. A., Jurado-Ybarra, E., *et al.* (2019). Estructura y diversidad de especies arbóreas en bosques templados de San Luis Potosí, México. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, 6(18), 399–409.
- De Gouvenain, R. C., y Silander, J. A. (2017). Temperate forests. *Reference Module in Life Sciences*. 44 p.
- DeRose, R. J., y Long, J. N. (2014). Resistance and resilience: A conceptual framework for silviculture. *Forest Science*, 60(6), 1205–1212.
- Dhar, A., Parrott, L., y Heckbert, S. (2016). Consequences of mountain pine beetle outbreak on forest ecosystem services in western Canada. *Canadian Journal of Forest Research*, 46(8), 987–999.
- Díaz-Franco, R., Acosta-Mireles, M., Carrillo-Anzures, F., *et al.* (2007). Determinación de

- ecuaciones alométricas para estimar biomasa y carbono en *Pinus patula* Schl. et Cham. *Madera y Bosques*, 13(1), 25–34.
- Dobor, L., Hlásny, T., Rammer, W., *et al.* (2019). Is salvage logging effectively dampening bark beetle outbreaks and preserving forest carbon stocks? *Journal of Applied Ecology*, 57(1), 67–76.
- DOF. (2018a). Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable, México: Diario Oficial de la Federación.
- DOF. (2018b). Norma Oficial Mexicana NOM-019-SEMARNAT-2006. Que establece los lineamientos técnicos de los métodos para el combate y control de insectos descortezadores. Diario Oficial de la Federación. México. 16 p
- Dourojeanni, M. (1967). Reflexiones sobre la enseñanza de la entomología forestal en América Latina. *Revista Peruana de Entomología*, 10(1), 96–106.
- Dreiss, L. M., y Volin, J. C. (2014). Forests: Temperate evergreen and deciduous. *Encyclopedia of natural resources: Land*, 214–223.
- Durán, E., y Poloni, A. (2014). Escarabajos descortezadores: diversidad y saneamiento en bosques de Oaxaca. *Biodiversitas*, 7–12.
- Eastman, J.R. (2006). Idrisi Andes guide to gis and image processing, Clark labs, Clark University, USA .
- Edwards, M., Krawchuk, M. A., y Burton, P. J. (2015). Short-interval disturbance in lodgepole pine forests, British Columbia, Canada: Understory and overstory response to mountain pine beetle and fire. *Forest Ecology and Management*, 338, 163–175.
- Espinoza, N., Gatica, J., Smyle, J. (1999). El pago de servicios ambientales y el desarrollo sostenible en el medio rural. San José, Costa Rica, Unidad Regional de Asistencia Técnica. (Serie de Publicaciones RUTA). 88 p.
- FAO. (2011). *Guide to implementation of phytosanitary standards in forestry*. Forestry Paper no. 164. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Roma, Italia. 121 p.
- FAO. (2015). *Evaluación de los Recursos Forestales Mundiales 2015*. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Roma, Italia. 253 p.
- FAO. (2017). *Fortalecimiento de la labor de la FAO sobre los bosques boreales y de zonas templadas*. Polonia. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Roma, Italia. 9 p.
- FAO y UNEP. (2020). *The State of the World's Forests 2020*. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. Roma, Italia. 214 p.
- Fettig, C. J., Klepzig, K. D., Billings, R. F., *et al.* (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.
- Fisher, B., Turner, R. K., y Morling, P. (2008). Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, 68(3), 643–653.
- Fischer, A., Marshall, P., y Camp, A. (2013). Disturbances in deciduous temperate forest ecosystems of the northern hemisphere: their effects on both recent and future forest development. *Biodiversity and Conservation*, 22(9), 1863–1893.
- Fischer, A. P. (2018). Forest landscapes as social-ecological systems and implications

- for management. *Landscape and Urban Planning*, 177, 138–147.
- Flint, C. G., McFarlane, B., y Müller, M. (2009). Human dimensions of forest disturbance by insects: an international synthesis. *Environmental Management*, 43(6), 1174–1186.
- Folke, C. (2006). Resilience: The emergence of a perspective for social-ecological systems analyses. *Global Environmental Change*, 16(3), 253–267.
- Galicia, L., Saynes, V., y Campo, J. (2015). Biomasa aérea, biomasa subterránea y necromasa en una cronosecuencia de bosques templados con aprovechamiento forestal. *Botanical Sciences*, 93(3), 473–484.
- García-Mendoza, A. J., Díaz, M. de J. O., y Briones-Salas, M. (2004). *Biodiversidad de Oaxaca*. Instituto de Biología-UNAM, WWF, Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza. México D.F. 605 p.
- Gasca, Z. J. (2014). Gobernanza y gestión comunitaria de recursos naturales en la Sierra Norte de Oaxaca. *Región y Sociedad*, 26(60), 89–120.
- Guariguata, M. R., y Ostertag, R. (2002). Sucesión secundaria. En: Guariguata, R. M. y G. H. Kattan. (Eds.). *Ecología y conservación de bosques neotropicales*. Editorial tecnológica. San José, Costa Rica. 591–624.
- Hernández-Díaz, J. C., Corral-Rivas, J. J., Quiñones-Chávez, A., et al. (2008). Evaluación del manejo forestal regular e irregular en bosques de la Sierra Madre Occidental. *Madera y Bosques*, 14(3), 25–41.
- Herold, M., Román-Cuesta, R. M., Heymell, V., et al. (2011). Examen de los métodos para la medición y el seguimiento de las emisiones históricas de carbono producidas por la degradación forestal. *Unasylva*, 62, 16–24.
- Heuss, M., D'Amato, A. W., y Dodds, K. J. (2019). Northward expansion of southern pine beetle generates significant alterations to forest structure and composition of globally rare *Pinus rigida* forests. *Forest Ecology and Management*, 434, 119–130.
- Hicke, J. A., Meddens, A. J. H., Allen, C. D., y Kolden, C. A. (2013). Carbon stocks of trees killed by bark beetles and wildfire in the western United States. *Environmental Research Letters*, 8(3).
- Holling, C. S. (1973). Resilience and stability of ecological systems. *Annual review of ecology and systematics*, 4(1), 1-23.
- Holling, C. S. (1986). The resilience offerrestrial ecosystems: local surprise and global change. En: Clark, W.C. y R. E. Munn. (Eds.). *Sustainable Development of the Biosphere*. Cambridge University Press. Cambridge, UK. pp. 292–317.
- Holling, C. S. y Gunderson, L. H. (2002). Resilience and adaptive cycles. En: Gunderson, L. H. y Holling, C. S. (Eds.). *Panarchy: Understanding Transformations in Human and Natural Systems*. Island Press. Washington, DC. pp. 25–62.
- Holling, C. S., Gunderson, L. H. y Peterson, G. D. (2002). Sustainability and panarchies. En: Gunderson, L. H. y C. S. Holling (Eds.). *Panarchy: Understanding Transformations in Human and Natural Systems*. Island Press. Washington, DC. pp. 63–102.
- INEGI. (2012). México en Cifras. Información nacional, por entidad federativa y municipios. Oaxaca, Mexico. Instituto Nacional de Estadística Geográfica e Información.
- INEGI. (2013). Conjunto de datos vectoriales de uso del suelo y vegetación. Escala 1:250 000, Serie V (Capa Unión). Formato vectorial. Instituto Nacional de Estadística y

Geografía.

- Ivan, J. S., Seglund, A. E., Truex, R. L., y Newkirk, E. S. (2018). Mammalian responses to changed forest conditions resulting from bark beetle outbreaks in the southern Rocky Mountains. *Ecosphere*, 9(8).
- Janda, P., Trotsiuk, V., Mikoláš, M., *et al.* (2017). The historical disturbance regime of mountain Norway spruce forests in the Western Carpathians and its influence on current forest structure and composition. *Forest Ecology and Management*, 388, 67–78.
- Janisch, J. E., y Harmon, M. E. (2002). Successional changes in live and dead wood carbon stores: Implications for net ecosystem productivity. *Tree Physiology*, 22(2–3), 77–89.
- Janssen, M. A., y Ostrom, E. (2006). Governing social-ecological systems. En: L. Tesfatsion y K. L. Judd (Eds.). *Handbook of computational economics*. Amsterdam. pp. 1465–1509.
- Jõgiste, K., Korjus, H., Stanturf, J. A., *et al.* (2017). Hemiboreal forest: Natural disturbances and the importance of ecosystem legacies to management. *Ecosphere*, 8(2).
- Juárez-Martínez, A., y Rodríguez-Trejo, D. A. (2004). Efecto de los incendios forestales en la regeneración de *Pinus oocarpa* var. *ochoteranae*. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 9(2), 125-130.
- Kayes, L. J., y Tinker, D. B. (2012). Forest structure and regeneration following a mountain pine beetle epidemic in southeastern Wyoming. *Forest Ecology and Management*, 263, 57–66.
- Kent, M., y P. Coker. (1992). *Vegetation Description and analysis: A practical approach*. Belhaven Press, Florida (USA).
- Kosunen, M., Peltoniemi, K., Pennanen, T., *et al.* (2020). Storm and *Ips typographus* disturbance effects on carbon stocks, humus layer carbon fractions and microbial community composition in boreal *Picea abies* stands. *Soil Biology and Biochemistry*, 148, 1-10.
- Krokene, P. (2015). Conifer defense and resistance to bark beetles. En: Vega, F.E. y R.W. Hofstetter. (Eds.). *Bark Beetles: Biology and Ecology of Native and Invasive Species*. Academic Press. pp.177-207.
- Kurz, W. A., Dymond, C. C., Stinson, G., *et al.* (2008). Mountain pine beetle and forest carbon feedback to climate change. *Nature*, 452(7190), 987–990.
- Kurz, W. A., Dymond, C. C., White, T. M., *et al.* (2009). CBM-CFS3: A model of carbon-dynamics in forestry and land-use change implementing IPCC standards. *Ecological Modelling*, 220(4), 480–504.
- López-Marrero, T., y Tschakert, P. (2011). From theory to practice: building more resilient communities in flood-prone areas. *Environment and Urbanization*, 23(1), 229–249.
- Lugo, A. E. (2008). Visible and invisible effects of hurricanes on forest ecosystems: an international review. *Austral Ecology*, 33(4), 368–398.
- Luna, R., E. O., Cantú, S. I., y Yáñez, D. M. I. (2020). Efectos del manejo forestal en la composición y diversidad de la regeneración natural arbórea en bosques de la Sierra Madre Occidental. *Polibotánica*, (50), 19–30.
- Lundquist, J. E., y Reich, R. M. (2014). Landscape dynamics of mountain pine beetles. *Forest Science*, 60(3), 464–475.

- Madrid, L., Núñez, J. M., Quiroz, G., y Rodríguez, Y. (2009). La propiedad social forestal en México. *Investigaciones Ambientales*, 1(2), 179–196.
- Martin, K., Norris, a, y Drever, M. (2006). Effects of bark beetle outbreaks on avian biodiversity in the British Columbia interior: Implications for critical habitat management. *Journal of Ecosystems and Management*, 7(3), 10–24.
- Mccray, J. E., y Bearup, L. A. (2014). Water quality impacts of the mountain pine beetle infestation in the Rocky Mountain West. U.S. Department of the Interior, Geological Survey, through the Colorado Water Institute. 26 p.
- MEA. (2005). *Ecosystems and human well-being: Biodiversity synthesis*. Millennium Ecosystem Assessment. World Resources Institute. Washington, D. C. 86 p.
- Meffe, G., Nielsen, L., Knight, R. L., y Schenborn, D. (2002). *Ecosystem Management : adaptive, community-based conservation*. Washington, DC: Island Press. 333 p.
- Merino, L. (1997). *El manejo forestal comunitario en México y sus perspectivas de sustentabilidad*. CRIM-UNAM. Cuernavaca, México. 182 pp.
- Mikkelson, K. M., Bearup, L. A., Maxwell, R. M., et al. (2013). Bark beetle infestation impacts on nutrient cycling, water quality and interdependent hydrological effects. *Biogeochemistry*, 115(1–3), 1–21.
- Monárrez-González, J. C., Pérez-Verdín, G., López-González, C., et al. (2018). Efecto del manejo forestal sobre algunos servicios ecosistémicos en los bosques templados de México. *Madera y Bosques*, 24(2).
- Morris, J. L., Cottrell, S., Fettig, C. J., et al. (2018). Bark beetles as agents of change in social–ecological systems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 16, S34–S43.
- Nellemann, C. (2007). *The last stand of the orangutan: state of emergency: illegal logging, fire and palm oil in Indonesia's national parks*. UNEP/Earthprint.
- Neuvonen, S., y Viiri, H. (2017). *Changing climate and outbreaks of forest pest insects in a Cold Northern Country, Finland*. En: Latola, K. y Savela, H. (Eds.). The Interconnected Arctic—UARctic Congress 2016, Springer. pp.49-59.
- Økland, B., Flø, D., Schroeder, M., Zach, P., et al. (2019). Range expansion of the small spruce bark beetle *Ips amitinus*: a newcomer in northern Europe. *Agricultural and Forest Entomology*, 21 (3), 286–298.
- Ordoñez, D. J. A. B. (2008). Como entender el manejo forestal, captura de carbono y pago de servicios ambientales. *Ciencias*, 90, 36–42.
- Ordóñez, D. J. A. B., Rivera, V. R., Tapia, M. M. E., et al. (2017). Contenido y captura potencial de carbono en la biomasa forestal de San Pedro Jacuaro, Michoacán. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 6(32), 007–016.
- Ortega-Gaucin, D., Bartolón, J.d.I.C., Bahena, H.V.C. (2018). Peligro, vulnerabilidad y riesgo por sequía en el contexto del cambio climático en México. En: Sánchez, R.L. y Canales, A.A.P. (Eds.). *Agua y cambio climático*. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Jiutepec, México. pp. 80–105.
- Pec, G. J., Karst, J., Sywenky, A. N., et al. (2015). Rapid increases in forest understory diversity and productivity following a mountain pine beetle (*Dendroctonus ponderosae*) outbreak in pine forests. *PLoS ONE*, 10(4), 1–16.
- Perea-Ardila, M. A., Andrade-Castañeda, H. J., y Segura-Madriral, M. A. (2021). Estimación de biomasa aérea y carbono con teledetección en bosques alto-Andinos de Boyacá, Colombia. Estudio de caso: Santuario de fauna y flora Iguaque. *Revista Cartográfica*, (102), 91–123.

- Pérez-García, E. A., Meave, J. A., Villaseñor, J. L., *et al.* (2010). Vegetation heterogeneity and life-strategy diversity in the flora of the heterogeneous landscape of Nizanda, Oaxaca, Mexico. *Folia Geobotanica* (45), 143-161.
- Perovich, C., y Sibold, J. S. (2016). Forest composition change after a mountain pine beetle outbreak, Rocky Mountain National Park, CO, USA. *Forest Ecology and Management*, 366, 184–192.
- Pickett, S. T. A., y White, P. S. (2013). *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press Inc. San Diego California, USA. 357 p.
- Pilco, P. D. G. (2017). *Efecto del tratamiento para el control de Dendroctonus frontalis en la escorrentía superficial en bosques de Pinus oocarpa*. Escuela Agrícola Panamerica. Tesis de Licenciatura. Zamorano Honduras. 38 p.
- Plieninger, T., y Bieling, C. (2010). *Resilience and the cultural landscape: Understanding and managing change in human-shaped environments. Resilience and the Cultural Landscape: Understanding and Managing Change in Human-Shaped Environments*. Cambridge University Press, Cambridge. 342 p.
- Przepióra, F., Loch, J., y Ciach, M. (2020). Bark beetle infestation spots as biodiversity hotspots: Canopy gaps resulting from insect outbreaks enhance the species richness, diversity and abundance of birds breeding in coniferous forests. *Forest Ecology and Management*, 473.
- Putz, F. E., Zuidema, P. A., Synnott, T., *et al.* (2012). Sustaining conservation values in selectively logged tropical forests: the attained and the attainable. *Conservation Letters*, 5(4), 296–303.
- Raffa, K. F., Grégoire, J. C., y Lindgren, B. S. (2015). Natural History and Ecology of Bark Beetles. En: Vega, F.E. y R.W. Hofstetter (Eds.). *Bark Beetles: Biology and Ecology of Native and Invasive Species*. Academic Press. pp. 1–40.
- Ramírez, S. R., Ángeles, P. G., Hernández, d. L. R., *et al.* (2019). Efectos del aprovechamiento forestal en la estructura, diversidad y dinámica de rodales mixtos en la Sierra Juárez de Oaxaca, México. *Madera y Bosques*, 25(3).
- Ramos, J., Treviño, J., Buendía, E., *et al.* (2017). Productividad y estructura vertical de un bosque templado con incidencia de incendios forestales. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 8(43), 64–88.
- Ramsfield, T. D., Bentz, B. J., Faccoli, M., *et al.* (2016). Forest health in a changing world: effects of globalization and climate change on forest insect and pathogen impacts. *An International Journal Of Forest Research*, 89, 245–252.
- Ranero, A., y Covalada, S. (2018). El financiamiento de los proyectos de carbono forestal: Experiencias existentes y oportunidades en México. *Madera y Bosques*, 24, 1-28.
- Rhoades, C. C., Hubbard, R. M., Elder, K., *et al.* (2020). Tree regeneration and soil responses to management alternatives in beetle-infested lodgepole pine forests. *Forest Ecology and Management*, 468, 118182.
- Rodríguez-Trejo, D. A. (2012). Génesis de los incendios forestales. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y Del Ambiente*, 18(3), 357–373.
- Rojas, J. (2011). El pago por servicios ambientales como alternativa para el uso sostenible de los servicios ecosistémicos de los páramos. *Ambiente y Sostenibilidad*, 1, 57–65.
- Romijn, E., Ainembabazi, J. H., Wijaya, A., *et al.* (2013). Exploring different forest definitions and their impact on developing REDD+ reference emission levels: A case

- study for Indonesia. *Environmental Science and Policy*, 33, 246–259.
- Rontard, B., Hernández, H. R., y Robledo, M. A. (2020). Pagos por captura de carbono en el mercado voluntario en México: diversidad y complejidad de su aplicación en Chiapas y Oaxaca. *Sociedad y Ambiente*, (22), 212–236.
- Rykiel, E. J. (1985). Towards a definition of ecological disturbance. *Australian Journal of Ecology*, 10(3), 361–365.
- Salinas-Moreno, Y., Mendoza, M. G., Barrios, M. A., *et al.* (2004). Areography of the genus *Dendroctonus* (Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae) in Mexico. *Journal of Biogeography*, 31(7), 1163–1177.
- Salinas-Moreno, Y., Ager, A., Vargas, C. F., *et al.* (2010). Determining the vulnerability of Mexican pine forests to bark beetles of the genus *Dendroctonus* Erichson (Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae). *Forest Ecology and Management*, 260(1), 52–61.
- Seidl, R., Schelhaas, M.J., Rammer, W., y Verkerk, P. J. (2014). Increasing forest disturbances in Europe and their impact on carbon storage. *Nature Climate Change*, 4(9), 806–810.
- SEMARNAT. (2016). Anuario Estadístico de la Producción Forestal 2016, 228 p.
- SEMARNAT. (2017). *Superficie afectada por plagas forestales*. Sistema Nacional de Gestión Forestal.
- Sequeira, A. S., y Farrell, B. D. (2001). Evolutionary origins of Gondwanan interactions: How old are Araucaria beetle herbivores? *Biological Journal of the Linnean Society*, 74(4), 459–474.
- Sims, K. R. E., Alix-García, J. M., Shapiro-Garza, E., *et al.* (2014). Improving Environmental and Social Targeting through Adaptive Management in Mexico's Payments for Hydrological Services Program. *Conservation Biology*, 28(5), 1151–1159.
- Sonwa, D. J., Nlom, J. H., y Neba, S. G. (2016). Valuation of forest carbon stocks to estimate the potential for result-based payment under REDD+ in Cameroon. *International Forestry Review*, 18(1), 119–129.
- Sousa, W. P. (1984). The role of disturbance in natural communities. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 15(1), 353–391.
- Stephens, S. L., Collins, B. M., Fettig, C. J., *et al.* (2018). Drought, tree mortality, and wildfire in forests adapted to frequent fire. *BioScience*, 68(2), 77–88.
- Thompson, I. (2011). Biodiversidad, umbrales ecosistémicos, resiliencia y degradación forestal. *Unasylva*, 62, 25–30.
- Thompson, I., Guariguata, M. R., Okabe, K., *et al.* (2013). An operational framework for defining and monitoring forest degradation. *Ecology y Society*, 18(2), 307–329.
- Torres-Rojo, J. M., Moreno-Sánchez, R., y Mendoza-Briseño, M. A. (2016). Sustainable forest management in Mexico. *Current Forestry Reports*, 2(2), 93–105.
- Trumbore, S., Brando, P., y Hartmann, H. (2015). Forest health and global change. *Science*, 349(6250), 814–818.
- Valverde, T., Cano-Santana, Z., Meave, J., y Carabias, J. (2005). *Ecología y medio ambiente*. 1ra Edición. Pearson Educación. México.
- Van, A. J., y Aronson, J. (2012). Getting started. En: Van, A. J y A. J. (Eds.). *Restoration ecology: the new frontier*. 2da Edición. Blackwell Publishing Ltd, Oxford, pp 103–114.
- Varhola, A., Coops, N. C., Weiler, M., y Moore, R. D. (2010). Forest canopy effects on

- snow accumulation and ablation: An integrative review of empirical results. *Journal of Hydrology*, 392(3–4), 219–233.
- Verduzco, G. J. (1976). Protección forestal. Chapingo, México: Escuela Nacional de Agricultura-Patena, A. C.
- Vásquez-Cortez, V. F., Clark-Tapia, R., Manzano-Méndez, F., *et al.* (2018). Estructura, composición y diversidad arbórea y arbustiva en tres condiciones de manejo forestal de Ixtlán de Juárez, Oaxaca. *Madera y Bosques*, 24(3).
- Wagner, M. R., Cobbinah, J. R., y Bosu, P. P. (2008). *Forest entomology in West Tropical Africa: forest insects of Ghana*. 2da Edición. Springer . 239 p.
- Walker, B. H., Gunderson, L. H., Kinzig, A. P., *et al.* (2006). A handful of heuristics and some propositions for understanding resilience in social–ecological systems. *Ecology and Society*, 11, 13.
- Weed, A. S., Ayres, M. P., y Bentz, B. J. (2015). Population Dynamics of Bark Beetles. En: Vega, F.E. y R.W. Hofstetter (Eds.). *Bark Beetles: Biology and Ecology of Native and Invasive Species*. Academic Press. pp. 157-176.
- White, A., y Martin, A. (2002). *Who owns the world's forests*. *Forest Trends*, Washington, DC. Forest Trends, Washington, DC.
- Williams, D. W., y Liebhold, A. M. (2002). Climate change and the outbreak ranges of two North American bark beetles. *Agricultural and Forest Entomology*, 4(2), 87–99.
- Williams, C. A., Gu, H., MacLean, R., *et al.* (2016). Disturbance and the carbon balance of US forests: A quantitative review of impacts from harvests, fires, insects, and droughts. *Global and Planetary Change*, 143, 66–80.
- Willis, K. J. (2009). Evolution and function of earth's biomes: temperate forest. En: Cilek V. (ed.) *Earth system history and natural variability*. *Encyclopaedia of life support systems*, vol 3. ELOSS Publishers, Isle of Man. Oxford, United Kingdom. pp 166-190.
- Winter, M. B., Bässler, C., Bernhardt-Römermann, M., *et al.* (2017). On the structural and species diversity effects of bark beetle disturbance in forests during initial and advanced early-seral stages at different scales. *European Journal of Forest Research*, 136(2), 357–373.
- Wood, S. L. (1982). The bark and ambrosia beetles of North and Central America (Coleoptera: Scolytidae), a taxonomic monograph. *Great Basin Nat Memoirs*, 6(6), 1–1359.
- Xie, H., Fawcett, J. E., y Wang, G. G. (2020). Fuel dynamics and its implication to fire behavior in loblolly pine-dominated stands after southern pine beetle outbreak. *Forest Ecology and Management*, 466, 118130.
- Zúñiga, G., Mendoza-Correa, G., Cisneros, R., Salinas-Moreno, Y. (1999). Zonas de sobreposición en las áreas de distribución geográfica de las especies mexicanas de *Dendroctonus* (Coleoptera: Scolytidae) y sus implicaciones ecológico-evolutivas. *Acta Zoologica Mexicana*, 77, 1–22.

CAPITULO II. Structure, composition and diversity in the tree canopy affected by bark beetle pests Oaxaca, Mexico

Abstract

Bark beetle (BB), an insect parasite with specific coniferous species as its hosts, it has been affecting temperate regions in the world, where it has killed millions of trees and impacting forest stand, landscapes and macro-regions. When BB outbreaks kill specific species of trees, particularly if they are dominant, it modifies structure and composition in the tree canopy. In Mexico, pine forests and pine-oak forests occur on 43 million hectares, and they harbored at least 13 BB species and 42 species of *Pinus* genus, many of them recognized as highly susceptible to BB. During the present century, BB pests have become the main biotic threat in Mexican temperate forest. This paper studied a case in Oaxaca, Mexico, and tried to answer the question: how BB outbreaks and salvage logging modified the tree component of an affected forest? And also, it explored the tree diversity inhibition hypothesis. All trees with ≥ 5 cm diameter at breast (DBH) were registered in 100 plots of 500 m² (5 hectares as total) located stands from four different conditions, defined by BB pest presence (with/without) and timber extraction (with/without). Data on DBH, height and species identity per tree were taken and density, basal area, height, species composition and diversity (alpha and beta) were estimated. Statistical analyses probed if there were structural and diversity differences among contrasting conditions studied. A total 5,029 trees were accounted; they corresponded to 24 species from 8 genus and four families. A J-inverted diametric distribution was recognized, more than 75% of individuals had < 20 diameter; but individuals with DBH ≥ 100 cm, were found only in conserved areas (without BB and timber extraction). *Pinus* genus prevailed) and from its six species, *Pinus patula*, consider locally as the most susceptible to BB, dominated everywhere, but particularly, in sites with BB. However, non-host species or pines species consider less susceptible were dominant in sites without BB. Species richness was high sites with BB and without timber extraction; while there was less species richness in conserved areas. Sites without BB presented less *Pinus* density and dominance of non-host species; thus, it could suggest a possible dilution to BB, provided for both: structure and composition in the tree component. Possible future forest management practices need to be focus on reduce dominance of BB hosts and increase diversity in order to help for increase the resilience of forests.

Keywords: Forest management, forest resilience, tree canopy diversity, tree hosts of bark beetle.

2.1 Introduction

Forests are dynamic, even forests that are considered stable are also undergoing changes, although they are imperceptible (Jögiste *et al.*, 2017). However, biotic and abiotic disturbance factors can cause notable changes in the structure and composition of a forest, when they cause tree mortality; particularly when it implies large number of trees in extensive areas (McCarthy, 2001). Bark beetles (Coleoptera: Scolytidae) are insects that coevolved host-plant interactions with conifers, since the Cretaceous period (Wood, 1982; Labandeira *et al.*, 2001). As natural components in the temperate forests, BB are an important factor for forest renew, and when kill their host trees, they may open gaps creating regeneration patches (Buse *et al.*, 2008). Thus, BB generate a biological legacy with trees of different ages, densities and offer opportunities for different species and succession stages (Jögiste *et al.*, 2017). BB outbreaks historically have occur naturally in forests (Cervantes *et al.*, 2019); however, in recent decades the explosive BB populations growing in forests from Europe, North and Central America, where coniferous trees prevail (Janda *et al.*, 2017; Nagel *et al.*, 2017; Axelson *et al.*, 2018) had induced to consider them as forest pests. It means that not only cause massive mortality but put different management objectives in risk and decrease the provision of goods and ecosystem services (Ellison *et al.*, 2005). The cause proposed is related with climate change disruptions that modify developed on BB and physiology on its hosts; mention include the high temperatures and dry conditions, which produce water stress in trees, besides less severe winters, among others (Bentz *et al.*, 2010; Del-Val and Sáenz-Romero, 2017). Despite some controversies on the BB presence and its control and impacts (Beudert *et al.*, 2015; Thorn *et al.*, 2018), when is possible, salvage sanitation logging has privileged as the way to control the problem. It suggested that besides the direct BB pest effect, different forest management practices may contribute to modify structure and composition of tree species in affected forest stands (De Groot *et al.*, 2019). Thus, it is important a better understanding of the impacts of BB outbreaks in the tree canopy and the potential influence of some structural and compositional conditions for inhibited or diluted the BB impact (DeRose and Long, 2014; Guo *et al.*, 2019; Pacheco-Aquino and Duran, In press). Current information derived from structural analyses suggested that high tree density and basal area, diametric structure and age in a stand

may impose risk for BB (Mitchell *et al.*, 1983; Collazo *et al.*, 2007). Additionally, tree density and basal area have been used in various studies to determine impact on successional stage of a forest after management activities or natural disturbances (Zeppenfeld *et al.*, 2015; Audley *et al.*, 2020; Crotteau *et al.*, 2020). However, the changes in structure and composition in areas affected by BB have already been realized mainly in temperate forests of Canada, the United States and European countries (Jonášová and Prach 2004; Shore *et al.*, 2006; Audley *et al.*, 2020), but less information came from countries that have sub-temperate forests, like Mexico, where forest management practices were adopted from less than a century, and present a high richness of hosts-guest interactions.

In Mexico, BB had become to be considered as the principal biotic treat for temperate forest, because kill the common or dominant pine trees. The vulnerability to BB in Mexican temperate forests is related with high diversity of host; this type of forest harbored at least 13 BB species and 42 species of *Pinus* genus, many of them recognized as highly susceptible to BB pest. Also because forest with pine species are spread in around 34 million hectares, 24 million hectares with commercial pine trees; from them, 15 million hectares present conditions for commercial forest management, and a half currently have official authorization for forest management for commercial purposes. Thus, for decades the timber extraction and the promotion of pine commercial species, including those consider vulnerable to BB attacks (Salinas-Moreno *et al.*, 2010), resulted in forests stands with structure and species composition for commercial purposes (Castellanos-Bolaños *et al.*, 2008). It, probably, had caused that many community forest with timber enterprises have been affected by BB pests. However, also the problem is extended on forest with poor management practices where density, age and damage to pine trees have been unattended. As official strategy for manage BB pests, the national forestry commission (CONAFOR) has been promoting salvage logging in affected areas, which normally is carried out by the owners. It consists mainly in physical protocols that consisting in cut dead and infested trees by this beetle, debarking and burning or burying the material, in order to reduce risk of insects spread in the forest. Thus, on the direct impact of BB, the salvage sanitation logging that remove affected trees (Pacheco-Aquino and Duran 2021, in press) contribute to modify the tree component in affected areas but results of this have

don't been documented. This paper studied a case in Oaxaca, Mexico, and tried to answer the question: how BB outbreaks and sanitation logging may modify the tree component of an affected forest? And also, it explored the tree diversity inhibition hypothesis (*sensu* Guo *et al.*, 2019), which suggested that stand with diverse tree component (host and nonhost), may reduce impact on host trees because the nonhost individuals operate as internal physical barriers, when BB females are in spreading. Structure, species composition and diversity in the tree canopy of forests were analyzed in four different conditions, defined by BB pest presence (with/without) and timber extraction (with/without). Results provided some lighting for forest management that increases resilience of SES forest to the emergence of bark beetles.

2.2 Methods

Study site

The study site was the community forest of Pueblos Mancomunados, located in-Oaxaca State, southern Mexico. This community has as social property 27,219 hectares along an elevation gradient (1893 to 3300 m.a.s.l) (Bray, 2016). The climate is temperate sub-humid with summer rains (*sensu* García, 1973), with 18 °C as mean annual temperature and 1000 mm annual precipitation (INEGI, 2008). Natural vegetation is prevalence of *Pinus*, *Quercus* and *Abies* genus (Valencia, 2004). Timber extraction practiced since 1986, bases on community a forest management, gradually has been implemented more sustainability criteria. Currently, 5,217 hectares are under timber production and 15,537 hectares are in conservation, the rest surface are agriculture and eight human settlements. During 2004-2011 period, bark beetle (*Dendroctonus adjunctus*) impacted 3,307 hectares, and an equivalent to 631,900 m³ of dead pine wood (Castellanos-Bolaños *et al.*, 2013). The study was conducted in the north area of Pueblos Mancomunados polygon, where representative management, conservation, and land uses can be found. Where the biggest impacted of BB-pest was registered during 2004-2011 at that moment in Oaxaca. In 2007 the community began sanitation logging to prevent the BB pest from spreading to a larger area. This activity consisted of cutting the infested trees.

Site sampling plots

A hundred circular sapling plots (0.05 ha), were located in four different forest conditions, related with timber extraction and BB presence:

- 1) with BB-pest and with timber extraction (WBB-WTE),
- 2) with BB-pest and with non-timber extraction (WBB-NTE),
- 3) non-BB pest and with timber extraction (NBB-WTE),
- 4) non-BB pest and with non-timber extraction (NBB-NTE), that can be considered as conservation conditions.

Site data per plot were taken, including geographic location, elevation, slope, and organic matter thickness. Also, per each plot data from annual average temperature and precipitation were obtained from World Clim 2000-2015 climate layers (Hijmans *et al.*, 2005), based on geographic location.

Structure, composition and diversity

Data for tree canopy structure and composition were obtained per plot, for alive trees with diameter at breast height (DBH) ≥ 5 cm and previous conditions to BB outbreak. Measure for each tree included: DBH, height and the local and scientific names. For *Quercus* genus, botanical samples were taken for their identification in the MEXUS National herbarium. For pine trees, taxonomy identity was made by local guides (a forestry technician employed for two decades in the community forest enterprise and a ~70 years old farmer, with decades of experience in timber forestry activities) and the first author (a local forestry engineer). Additionally, a ranking of BB vulnerability for the nine *Pinus* species, was estimated based on local knowledge of 15 key informant (current regional forestry technicians and professionals). Thus, three levels of vulnerability among *Pinus* species were established, based on frequency of mention by local specialists: 1) very vulnerable, 2) moderately vulnerable 3) little or no vulnerable. With the information of the species, the proportion of genres within each site was estimated. For dead trees, if they were stumps, data from its diameter to the base was registered, and if they were fallen trees, DBH ≥ 5 cm was taken. For the current tree canopy, density was estimated as number of trees per hectare, and basal area was estimated from the DBH as following:

$$BA = (\pi D^2)/4$$

where BA is the basal area, and D the diameter at breast height. Both variables were reported as total for three genus groups: *Pinus*, *Quercus* and other. For the removal trees from the canopy, density and basal area was also estimated. In the case of removed trees of *Pinus*, basal area (either for logging and sanitation logging) was calculated using the model from Quiñónez *et al.*, (2012) based on the stump diameters, while basal area for *Quercus*, (mostly damaged trees during logging), the stump diameter was used with the equation proposed by Martínez-López and Acosta-Ramos (2014). Both models were generated for temperate forest from the same study region Both density and basal area were reported as total and by genus: *Pinus*, *Quercus* and others. Density and basal area for dead tree component were used to rebuilt structural conditions previous to the bark beetle outbreaks. The structural analysis was made per each of the four study conditions.

In other side, the importance value index for each tree species, was estimated as following (Kent, 1992; Mostacedo and Fredericksen, 2000; Table 3): IVI = relative abundance + relative frequency + relative dominance. Also, diversity alpha and beta indices were estimated as followed (Magurran, 1988; Kent, 1992; Jost, 2010): Shannon-Wiener index was calculated from the formula: $H' = -\sum p_i \ln p_i$, where p_i = proportional abundance (individuals belonging to i species divided by total number of individuals, \ln = natural logarithm. Simpson index was calculated with the equation: $\lambda = \sum p_i^2$, where p_i = proportional abundance (individuals belonging to i species divided by total number of individuals).

Also, alternative true diversity index q^0 , q^1 y q^2 were analyzed; $q^0=0$, where 0D is equal to the species richness, that is, the number of species that were recorded; $q^1=1$, where the value represents an exponential value of the Shannon index ${}^1D = e^{H'}$, in which each species is weighted according to its proportional abundance p_i , without favoring rare or common species; $q^2=2$, where 2D is the reciprocal of the Simpson index, such that ${}^2D = 1/\lambda$, where the weighted arithmetic mean is used to quantify average proportional abundance (Jost, 2010). Additionally, the factor inequality was estimated with $IF = {}^0D/{}^2D$.

This analyzes was made with Past 4.03 (Hammer, 2020) and R 4.0.0 (R Core Team, 2020).

Similarity index between study conditions, was estimated with Morisita-Horn coefficient (Magurran, 1988) as followed: $I_{M-H} = 2\sum(an_i \times bn_i) / (da + db) aN \times bN$, where an_i = total of individuals of i -species in site A, bn_i = total of individuals of i -species in site B, $da = \sum an_i^2 / aN^2$, $db = \sum bn_i^2 / bN^2$. This analyzes was made with Past 4.03 (Hammer, 2020) and R 4.0.0 (R Core Team, 2020).

Statistical analysis

Statistical comparisons for density, total basal area and genus for all alive and dead trees, among the four study conditions, where made with Mann Whitney U or t test, considering the normal distribution of each variable. Also, ANOVAS and Kruskal-Wallis (depending on the assumption of normality and heterogeneity of variances) test were performed for compare the four study conditions. When significant differences were presented, these were analyzed with the multiple comparisons of Nemenyi or Tukey. Statistical analyses were made with 4.0.0 program (R Core Team, 2020).

Simple Pearson's correlation coefficients were calculated to assess the relationship between pair of biotic and abiotic site variables, biotic included true diversity and density and basal area of remove trees of each genus. The analysis was made with 4.0.0 program (R Core Team, 2020).

2. 3. Results

In the five hectares total sampled area (in a hundred sampling units) 5,029 trees with DBH \geq 5cm were accounted. The diameters frequency presented a J-inverted distribution (Figure 2.1), and the two first categories included more than 75% of individuals. Small diameters for *Quercus* and others genus prevailed in timber extraction sites, while without timber extraction sites presented the greater amount of the *Pinus* genus (Figures 2.1a, 2.1b).

Sites affected by BB presented significant differences (0.05) in basal area and density for both, *Quercus* and another genus. The conserved condition had the highest number of individuals of another genus (Table 2.3). A higher density of individuals was recorded in the areas with BB, specifically high *Pinus* density occurs in those with timber extraction. Lowest density was found in sites conserved condition, and almost comparable number of individual *Pinus* genus, *Alnus*, *Litsea* and *Abies* genus. Highest basal area was recorded in conserved condition that was related with abundance of trees with DBH ≥ 50 cm. The lowest basal area was found in sites affected by BB pests or either timber extraction, explained by mortality of adult trees.

Sites without BB pest showed significantly less trees in the lower categories compare to sites with BB pests (0.05), but those with timber extraction presented significantly less density of trees in the lower diametric categories (Figure 2.1c). In conservation condition only 5.4% of the individuals were observed in the first diametric categories and the other individuals were distributed in the rest of categories, and only here individuals with DBH ≥ 100 cm, where found (Figure 2.1d).

The sites that were affected by BB had the highest density of individuals (0.05), mainly of the genus *Pinus*. Percentage of *Quercus* and other genus, respect the total number of trees was 36% for the WBB-WTE condition, 41% for WBB-NTE, 58% for WBB-NTE and 54% for conserved conditions. Both conditions unaffected by BB more percentage of species different from *Pinus*. It was observed that the largest amount of basal area was in the NBB-NTE condition (preserved), that is, it had the largest individuals and although there was an important basal area of the *Pinus* genus, there were also individuals of the *Quercus* genus. and other genus with important diameters (Table 2.1).

Although the percentage of tree removed was comparable among sites WBB-WTE (13.1%), WBB-NTE (13.5%) and NBB-WTE (14.1%), significant differences (0.05) were found in the number of *Pinus* removal. Also significant differences (0.05) were observed in the *Pinus* basal area removed among WBB-WTE (27.9%), WBB-NTE (18.1%) and NBB-WTE (28.0%). While the largest number of *Quercus* trees removed happened NBB-WTE sites, where also the largest *Pinus* basal area was removed (Table 2.2).

Species compositions and diversity

A total of 24 species from, 8 genus and 4 families were identified in the tree canopy in the four study conditions (Table 2.4). Pinaceae family presented 9 species (64.3%), Fagaceae had 9 species (17.3%), and one species corresponded to Betulaceae, Ericaceae, Rosaceae, Lauraceae and Rosaceae. *Pinus* and *Quercus* genus, contributed to 85.6% of species richness.

In WBB-WTE sites, abundant species were *Pinus patula*, *P. hartwegii* y *Quercus crassifolia*. While the rare species were *Abies hickelli* and *Pinus ayacahuite*. In WBB-NTE sites abundant species were *Quercus crassifolia* and *Pinus patula*, while rare species were *Prunus serotina* and *Quercus* aff. *acatenangensis*. In NBB-WTE sites abundant species were *Quercus crassifolia* and *Quercus rugosa*, while *P. hartwegii* was a rare species. Finally, in conservation conditions (NBB-NTE) *Pinus ayacahuite* and *Abies hickelli* were abundant, while *Alnus acuminata* and *Cercocarpus macrophyllus* were rare species. In genus *Quercus trinitatis* and *Quercus acatenangensis* were rare species (Table 2.4).

The importance value index (IVI) was variable among the four conditions, but *Pinus patula* had the highest IVI at all sites in three conditions (WBB-WTE, WBB-NTE, NBB-WTE), and the second was *Quercus crassifolia*. However, in conserved condition *Pinus ayacahuite* and *Abies hickeli* were the most important. Finally, the removed trees in WBB-WTE sites, 92% were *Pinus* and 8% *Quercus*, in WBB-NTE 96% were *Pinus* and 4% *Quercus*, in NBB-WTE 85% were *Pinus* and 15% *Quercus*. In conserved conditions, any plot presented signals of removed of trees (Table 2.5).

The greatest tree species richness (order 0 diversity) was recorded in the WBB-NTE condition and the opposite in the conserved condition, here also the Simpson index was higher in NBB-NTE, than other conditions. According Kruskal-Wallis test, there were no significant differences (0.05) in order 0 diversity among the four studied conditions, but diversity in order 1 and order 2 exhibited contrast in WBB-NTE. The Morisita-Horn coefficient had the greater similarity in the two conditions affected by BB pest (in both with and without timber extraction) with a value of 87%. And both last conditions appeared

as a different group from the conserved condition (Figure 2.2). Canonical correspondence analysis showed that NBB-WTE sites were similar to WBB-NTE and WBB-WTE (Figure 2.3).

2. 4. Discussion

In affected areas by BB, structural variables like density and basal area could be modified with the tree host mortality (Negrón *et al.*, 2017). Per example, the diametric distribution exhibited the typical inverted J-shape, indicates that the studied stands were uneven age forests (Delgado *et al.*, 2016), but important differences were observed among the four studied conditions (Figure 1). Mitchell *et al.*, (1983) found that the increase in basal area, rise tree mortality caused by *Dendroctonus ponderosa*. It also was reported by Vorster *et al.*, (2017), who found highest mortality in larger-diameter of lodgepole pine trees during BB outbreaks, and this patter was explained because old trees decrease their resin production capacity and it reduce defense capacity (Kolb *et al.*, 1998). Also, positive relation was found between *Quercus* tree diameter and the high percentage of ambrosia beetles attacked (Bellahirech *et al.*, 2019).

If BB affected trees with high DBH and also timber extraction remove large trees, in sites with that impacts, the highest density of individuals with $DBH \leq 20$ cm registered, could correspond to relatively short-time natural regeneration, like it happened with the regeneration dynamics in Norway spruce *Picea abies* forests across the Bohemian Forest Ecosystem (Zeppenfeld *et al.*, 2015). Although, forest regeneration after bark beetle outbreaks is driven by the survival, density and abundance of canopy trees, because they could be the main seed providers (Kayes and Tinker 2012). However, it was probably that large part of young pine individuals observed in BB affected sites were related with the bank seeds, because young host pines prevails.

Comparisons of structure of the tree canopy in bark beetle affected and non-affected stands from other regions in the world is challenging, because the site quality, species and forest management may influence contrast. For example, the basal area in sites only affected by bark beetle pest (WBB-NTE) was almost double that the basal area reported for forests in the Rocky Mountains, in Colorado (Klutsch *et al.*, 2014).

Species compositions and diversity

Salinas-Moreno *et al.* (2010) enlisted the species of *Pinus* vulnerable to BB attack, of which 27% were distributed in the study area. Thus, the high percentage of *Pinus* removed corresponded to the previous abundance of this genus in the areas affected. Specifically in Pueblos Mancomunados, as large part of forest where timber extraction is practiced in Sierra Norte region (Pazos-Almada and Bray, 2018), and *Pinus patula* is one of the main used for harvest timber. This species is a dominant species, but it is also, one of the most affected by BB. *Pinus patula* was present in the four study conditions. This species besides its natural wide distribution range in the study region, it was spread and promoted by reforestations, because its wood present very good characteristics for the timber industry. Also, for forestry management purposes *P. patula* presents appropriate attributes like fast growing and capacity to be adapted to changing climate scenarios (Nyoka, 2002; Van *et al.*, 2009; Viveros-Viveros *et al.*, 2013). However, the problem with the current dominance of *P. patula* is that it is considered as one of the most vulnerable to being attacked by BB in the study area. Although, apparently in the future it could return to be dominant in the canopy, as projections suggested may happened with *Pinus contorta* in the southern Rocky Mountains (Collins *et al.*, 2011), that after decline due to bark beetle pest, is expected that it will regain its dominance. Similar pattern was observed in Central Europe, where BB promoted their hosts species (Zeppenfeld *et al.*, 2015). However, in the short term any strong impacts on *P. patula* may impose important ecological, economic and social impacts.

Despite dominance of *P. patula*, in all study conditions, data showed that tree species composition was relatively diverse, but it happened particularly in conserved condition, where trees were not removed during almost five decades, we may recognized probably more natural species composition and a better balance between hosts and non-host trees in the canopy (Guo *et al.*, 2019; Guyot *et al.*, 2016). Probably, the historical antecedents for the forest management for timber extraction in the Sierra Norte de Oaxaca región, is one of the best known in Mexico (Bray, 2020). Thus, it is clear that the forests harbored many natural and anthropic legacies, but in the study sites data taken corresponded to the current biological legacy that resulted with the juveniles released with the death of host trees, the regeneration given by the surviving trees and the seed bank and the adult

non-host species and resistant hosts (resistant genotype and phenotype) (Diskin *et al.*, 2011). Also, some species under certain conditions corresponds to the affinity of some species of pine and oak for environmental characteristics defined mainly by temperature and water availability. For example, it was reported that species such as *P. hartwegii* and *A. hickelii* are restricted to the most high, where there is greater availability of water, while *Q. rugosa*, *Q. crassifolia* and *P. oaxacana*, are distributed only in the middle and lower areas, where there is greater evapotranspiration and therefore less water availability, as well as greater temperatures (Guitérrez and Trejo, 2014). The presence of unique species, especially of the *Quercus* genus, indicates a greater ecological importance of these temperate forests (Ramírez-Toro *et al.*, 2017). Thus, it is important recognized that with the increase in BB outbreaks, the pines will be increasingly at risk, in this situation other non-vulnerable genus such as *Quercus*, could become even more important in the forests, since their presence ensures the provision of environmental services such as filtration water, carbon capture, soil retention, among others.

The highest species record was found in disturbed areas (WBB-WTE and WBB-NTE), this corresponds to the intermediate disturbance theory (Connell, 1978; Huston, 1979), which proposes that there is maximum diversity of species at intermediate frequencies or disturbance intensities. In the case of the evaluation carried out in the Bavarian Forest National Park in Germany, it was shown that the first successional stages after the infestation can provide some habitats with species-rich natural. BB provides conditions for very diverse habitats, increasing the abundance of other organisms such as insects, fungi, bryophytes, lichens. This is due to a combination of biological legacies, pioneer species, opportunists, and habitat specialists. In these habitats, the amount of dead matter abandoned plays a fundamental role for the success of these organisms (Lehnert *et al.*, 2013).

In forests that have been simplified in their structure, BB promote spatial heterogeneity and biodiversity, opening spaces to allow the growth of suppressed species that will be important components of the canopy (Thorn *et al.*, 2016). Some authors have recorded an increase in the diversity of some organisms such as birds, plants, beetles and other

groups, such as fungi, are affected by solar incidence (Martin *et al.*, 2006; Beudert *et al.*, 2015). However, when BB impacts large areas, it can affect other ecosystem services and give rise to processes of forest degradation (Dhar *et al.*, 2016). There are still no metrics to determine the ideal size of the patch of affectation that allows maintaining diversity; therefore, the predictions of the occurrence of outbreaks must be improved and thus, through management actions such as sanitation logging, they can be controlled and prevent them from escaping to large areas. The high similarity between the WBB-WTE and WBB-NTE conditions was given by the species and abundances recorded. These conditions were more similar to the timber extraction areas (NBB-WTE). The clear dissimilarity with the conservation areas (NBB-NTE) was due to the species composition. This pattern was similar when considering site variables (altitude, exposure, mean annual temperature, mean annual precipitation, slope), slightly separating the areas with BB (WBB-WTE and WBB-NTE), but seeing more differentiation with the areas without pest (NBB-NTE). The above may suggest that there are site variables that can determine the occurrence of BB (Lopez *et al.*, 2017; Gomez *et al.*, 2020)

Dilution and inhibition hypothesis

Tree canopy structure, composition and diversity in sites considered as conservation condition, correspond to mature forest included a mix of host and nonhost trees with high diametric categories, but there *Pinus* were non-affected. In those two study conditions where BB affected, the dominance of *Pinus* trees prevails; thus, it probably contributed to the existence of a greater number of infected trees. However, where more than 50% of trees correspond to non-host genus where non affected by bark beetles. These patterns meets the expected predicted for the dilution and inhibition hypothesis (Guyot *et al.*, 2016; Guo *et al.*, 2019). In this regard, Jactel and Brockerhoff (2007) found that the herbivore was lower in more diverse forests, however, this depended on the specificity of the insect, in the case of polyphagous species the response was variable. In addition, they indicated that in relation to the presence of herbivores, tree composition may be more important than species richness per se, because the effects of diversity were greater when forests had a mixture of more taxonomically distant tree species and when the proportion of non-host trees was higher than that of host trees.

Implications for forest management

Bark beetles impacted large percentage of pines trees more than those removed by timber extraction. This is resulted because BB pest kill trees almost without distinction, while timber extraction with the selection method, is focus on pines with specific minimum DBH criterion (≥ 25 cm), leaving young individuals for future harvest period. Thus, at least since 20 years ago this forest management for commercial purposes it was working in the Sierra Norte region, and as a result forest cover prevails in forestry areas and large part the ecological integrity has been well recognized (Pazos-Almada and Bray 2018, Bray, 2020). However, bark beetle pest figure among the main worries for local people and their community forest enterprises, and despite sanitation logging now is being adopted together with other forest management practices, still forest owners recognize the need for more information and technical advice (Duran and Poloni, 2014). However, there is necessary a better understanding about how the forest changed after a bark beetle disturbance, as well as the analysis of the resulting biological legacies. Thus, results of research like this presented in this chapter, on bark beetle impacts on structure and diversity of tree canopy are fundamental for forest managers and local stakeholders may improve some forestry practices for reduce bark beetle impacts, but also for improve forest recovery (Van et al., 2015). Results show how bark beetle decreased and modified the tree density and basal area in *Pinus* genus, despite the tree species richness in the canopy was maintained, from which an important question could emerge, such as: with bark beetle risk, what kind of consequences forest managers need to consider for the planning timber production?

However, in the most integral context of the community forest enterprises, bark beetle implications could be diverse, because important changes in the tree component may have affected, not only current or future local incomes for the pine wood sell. But, also the local harvest of many non-timber harvest products (like wild mushrooms), basic environmental services (like water) and community conservation goals.

The awareness on the current abundance and the high spread of vulnerable species, like *Pinus patula*, probably should be self-regulated in wood production areas. This, may imply important social learning for coexist with bark beetle, that forces to rethink the many forest management practices, including those focus in improve vigor in the arboreal

mass, plus a transition from prefer forest stand dominated with pines, for some ones with a mix of species. Thus, forest owners must need to accept they are in front to a dilemma, which may force them to sacrifice part of the wood production, in order to reduce the risk of damage by bark beetle. In this sense, local knowledge and experience, like scientific knowledge is important, for example, in this study the local recognition of vulnerability among the different *Pinus* species, is very valuable to guide reforestations for cushion the occurrence of BB outbreaks, and also may justify reduce their use at least out from timber production areas, but in conservation or ecotourism areas or to protect water spring and for carbon capture projects.

Additionally, considering the climate change scenarios, probably the local industry, need to review the value of other non-host species for wood markets. Thus, substantial changes in forest management, genetic improvement of the species and better heterogeneity in the canopy are need (Hlásny et al., 2019). Although, this requires adjustments in the objectives of the industry, it may represent an early work for improve social-ecological resilience. Forest management, probably need to transit from the goals for the timber industry or multipurposes to aim for improve forest resilience, but for this, it is so important the knowledge of previous structure and composition in the tree canopy, and the understanding of conditions that can influence the appearance of bark beetle outbreaks. Also, the recognition of changes in structure and composition in the tree canopy caused by that forest pest, may help for rethink and work to build new forest condition where bark beetle may find difficult a massive population growing. These basically means to make a forest resilient to the presence of disturbances, which is key to designing collectively a silvicultural system (DeRose and Long, 2014). It should not be ruled out either the biological control, regarding Asaro et al. (2017), found that a decrease in BB outbreaks has been observed in forest areas of the southeastern United States and they relate it to the presence of natural enemies of BB; however, this matter was not the purpose of this study and, unfortunately, in Mexico there is a really poor research has been focusing on BB biological controls.

Finally, as in the next chapter could be explained with more detail, the mitigation of forest pests, in the Mexican context of common property, the SES approach is very valuable, because the attributes from the ecological subsystem here presented are not enough, if

the social subsystems and interactions –mainly forest management decisions- are not included (Fischer et al., 2018). Thus, the common social involvement through participatory sanitation logging (Duran and Poloni, 2014), is crucial to control the pest and prevent it from escalating to large areas (Leverkus et al., 2018; Thorn et al., 2018). However, encourage local involvement, besides the legal mandate, requires public investment in communication about forest health issues, training and improve the forest culture among the forest owners (Thorn et al., 2019). Efforts in public policy should be aimed at strengthening actions to control small outbreaks and prevent them from escalating to large areas. In this context, forest owners are key elements in achieving these goals (Pacheco-Aquino and Duran, in press).

2. 4. Conclusions

Until I may know, this is the first research focus on analyzed the bark beetle pest impact in the tree canopy of management forest in Mexico, based on tree canopy structure, composition and diversity. In the study site, a forestry community in Oaxaca, Mexico, I

found that bark beetle pest eliminated many mature host pine trees, but the impact was larger in some dominant tree species, but more genus in other pines. This caused changes in structure, composition and diversity in the tree canopy. However, a pair decades later density of young individuals ($\leq 5\text{-}20$ cm DBH), assumed as tree regeneration post-outbreaks, plus suppressed individual that to reach the canopy, exhibited the good recovery capacity in the study forest. Species composition showed the species richness of these forests, but it was reduced and *Pinus* genus prevail in timber production stands, particularly the largest contrast in structure and tree diversity was exhibited in the ten stands, lacked timber extraction and without bark beetle pests, called here as conservation conditions.

We tried to disentangle the effect of timber extraction and the bark beetle pests; thus, in conservation conditions we recognized structural and diversity conditions, that suggested dilution and inhibition of bark beetle may could be happening. Thus, possible forest management for maintain certain characteristics in structure, composition and diversity could be the key to prevent bark beetle pests. Or at least, may contribute to increase the resistance and resilience of a forest, it is necessary to improve management with a SES approach, to strengthen both the ecological and social subsystems, this will allow them to carry out constant monitoring of their forests and timely sanitation.

2. 5. References

- Asaro, C., Nowak, J.T., Elledge, A., 2017. Why have southern pine beetle outbreaks declined in the southeastern US with the expansion of intensive pine silviculture? A brief review of hypotheses. *For. Ecol. Manage.* 391, 338–348.
- Audley, J.P., Fettig, C.J., Steven Munson, A., Runyon, J.B., Mortenson, L.A., Steed, B.E., Gibson, K.E., Jørgensen, C.L., McKelvey, S.R., McMillin, J.D., Negrón, J.F., 2020.

- Impacts of mountain pine beetle outbreaks on lodgepole pine forests in the Intermountain West, U.S., 2004–2019. *For. Ecol. Manage.* 475, 118403.
- Axelson, J.N., Hawkes, B.C., Van Akker, L., Alfaro, R.I., 2018. Stand dynamics and the mountain pine beetle — 30 years of forest change in Waterton Lakes National Park, Alberta, Canada. *Can. J. For. Res.* 48(10), 1159–1170.
- Bellahirech, A., Branco, M., Catry, F.X., Bonifácio, L., Sousa, E., Jamâa, M.L. Ben, 2019. Site-and tree-related factors affecting colonization of cork oaks *Quercus suber* L. by ambrosia beetles in Tunisia. *Ann. For. Sci.* 76, 1–12.
- 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, 602–613
- Beudert, B., Bässler, C., Thorn, S., Noss, R., Schröder, B., Dieffenbach-Fries, H., Foullois, N., Müller, J., 2015. Bark beetles increase biodiversity while maintaining drinking water quality. *Conserv. Lett.* 8(4), 272–281.
- Bray, D.B., 2016. Muir and Pinchot in the Sierra Norte of Oaxaca: Governance of forest management and forest recovery in Pueblos Mancomunados. *World Dev. Perspect.* 4, 8–10.
- Bray, D.B., 2020. Mexico's Community Forest Enterprises: Success on the commons and the seeds of a good anthropocene. University of Arizona Press.
- Buse, J., Ranius, T., Assmann, T., 2008. An endangered longhorn beetle associated with old oaks and its possible role as an ecosystem engineer. *Conserv. Biol.* 22(2), 329–337.
- Castellanos-Bolaños, J.F., Treviño-Garza, E.J., Aguirre-Calderón, Ó.A., Jiménez-Pérez, J., Musalem-Santiago, M., López-Aguillón, R., 2008. Estructura de bosques de pino pátula bajo manejo en Ixtlán de Juárez, Oaxaca, México. *Madera y bosques* 14(2), 51–63.
- Castellanos Bolaños, J.F., Ruiz Martínez, E.O., Gómez Cárdenas, M., González Cubas, R., 2013. Fundamentos técnicos para el control de insectos descortezadores de pinos en Oaxaca.
- Cervantes-Martinez, R., Cerano-Paredes, J., Sanchez-Martinez, G., Villanueva-Diaz, J., Esquivel-Arriaga, G., Cambron-Sandoval, V.H., Mendez-Gonzalez, J., Castruita-Esparza, L.U., 2019. Historical bark beetle outbreaks in Mexico, Guatemala and Honduras (1895-2015) and their relationship with droughts. *Rev. chapingo ser. ciencias for. y del Ambient.* 25, 269–290.
- Collazo, I.V., Sánchez-Martínez, G., Huendo, S.M., 2007. fluctuación poblacional de *Dendroctonus mexicanus* hopk. bajo dos condiciones de manejo forestal en michoacán, México. *Rev. Mex. ciencias For.* 32, 57–77.
- Collins, B.J., Rhoades, C.C., Hubbard, R.M., Battaglia, M.A., 2011. Tree regeneration and future stand development after bark beetle infestation and harvesting in Colorado lodgepole pine stands. *For. Ecol. Manage.* 261(11), 2168–2175.
- Connell, J.H., 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199(433), 1302–1310.
- Crotteau, J.S., Keyes, C.R., Hood, S.M., Larson, A.J., 2020. Vegetation dynamics following compound disturbance in a dry pine forest: fuel treatment then bark beetle

- outbreak. *Ecol. Appl.* 30(2), 1–19.
- De Groot, M., Diaci, J., Ogris, N., 2019. Forest management history is an important factor in bark beetle outbreaks: Lessons for the future. *For. Ecol. Manage.* 433, 467–474.
- Delgado, Z. D.A., Heynes, S. S.A., Mares, Q. M.D., Piedra, L.N.L., Retana, R. F.I., Rodríguez, C. K., Villanueva, H. A.I., González, E. M. del S., Ruacho-González, L., 2016. Diversidad y estructura arbórea de dos rodales en Pueblo Nuevo, Durango. *Rev. Mex. Ciencias For.* 7, 94–107.
- Del-Val, E. y C. Sáenz-Romero. 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.
- DeRose, R.J., Long, J.N., 2014. Resistance and resilience: A conceptual framework for silviculture. *For. Sci.* 60, 1205–1212.
- Dhar, A., Parrott, L., Heckbert, S., 2016. Consequences of mountain pine beetle outbreak on forest ecosystem services in western Canada. *Can. J. For. Res.* 46(8), 987–999.
- Diskin, M., Rocca, M.E., Nelson, K.N., Aoki, C.F., Romme, W.H., 2011. Forest developmental trajectories in mountain pine beetle disturbed forests of Rocky Mountain National Park, Colorado. *Can. J. For. Res.* 41(4), 782–792.
- Durán, E., y A. Poloni. 2014. Escarabajos descortezadores: diversidad y saneamiento en bosques de Oaxaca. *Biodiversitas*: 7–12.
- Ellison, A.M., Bank, M.S., Clinton, B.D., Colburn, E.A., Elliott, K., Ford, C.R., Foster, D.R., Kloeppel, B.D., Knoepp, J.D., Lovett, G.M., 2005. Loss of foundation species: consequences for the structure and dynamics of forested ecosystems. *Front. Ecol. Environ.* 3, 479–486.
- Fischer, A.P., 2018. Forest landscapes as social-ecological systems and implications for management. *Landsc. Urban Plan.* 177, 138–147.
- García, E. 1973. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Koeppen. Instituto de Geografía. Universidad Nacional Autónoma de México. 2a. edición. 246 p
- Gomez, D.F., Skelton, J., De María, M., Hulcr, J., 2020. Influence of temperature and precipitation anomaly on the seasonal emergence of invasive bark beetles in Subtropical South America. *Neotrop. Entomol.* 1–6.
- Guitérrez, E., Trejo, I., 2014. Efecto del cambio climático en la distribución potencial de cinco especies arbóreas de bosque templado en México. *Rev. Mex. Biodivers.* 85(1), 179–188.
- Guo, Q., Fei, S., Potter, K.M., Liebhold, A.M., Wen, J., 2019. Tree diversity regulates forest pest invasion. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 116(15), 7382–7386.
- Guyot, V., Castagnéyrol, B., Vialatte, A., Deconchat, M., Jactel, H., 2016. Tree diversity reduces pest damage in mature forests across Europe. *Biol. Lett.* 12(4), 1-5.
- Hammer, O., Harper, D.A.T., Ryan, P.D., 2001. PAST: Palaeontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia electronica* 4(1): 1-9.
- Hlásny, T., P. Krokene, A. Liebhold, C. Montagné-Huck, J. Müller, H. Qin, K. Raffa, M.-J. Schelhaas, R. Seidl y M. Svoboda. 2019. Living with bark beetles: impacts, outlook and management options. European Forest Institute. 52 p.
- Hijmans, R.J., Cameron, S.E., Parra, J.L., Jones, P.G., Jarvis, A., 2005. Very high

- resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *Int. J. Climatol.* 25(15), 1965–1978.
- Huston, M., 1979. A genus hypothesis of species diversity. *Am. Nat.* 113(1), 81–101.
- INEGI. 2008. *Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos Santa María Yavesía, Oaxaca.* 9 p.
- Jactel, H., Brockerhoff, E.G., 2007. Tree diversity reduces herbivory by forest insects. *Ecol. Lett.* 10, 835–848.
- Janda, P., Trotsiuk, V., Mikoláš, M., Bače, R., Nagel, T.A., Seidl, R., Seedre, M., Morrissey, R.C., Kucbel, S., Jaloviar, P., Jasík, M., Vysoký, J., Šamonil, P., Čada, V., Mrhalová, H., Lábusová, J., Nováková, M.H., Rydval, M., Matějů, L., Svoboda, M., 2017. The historical disturbance regime of mountain Norway spruce forests in the Western Carpathians and its influence on current forest structure and composition. *For. Ecol. Manage.* 388, 67–78.
- Jöngiste, K., Korjus, H., Stanturf, J.A., Frelich, L.E., Baders, E., Donis, J., Jansons, A., Kangur, A., Köster, K., Laarmann, D., Maaten, T., Marozas, V., Metslaid, M., Nigul, K., Polyachenko, O., Randveer, T., Vodde, F., 2017. Hemiboreal forest: Natural disturbances and the importance of ecosystem legacies to management. *Ecosphere* 8(2), 1–20.
- Jonášová, M., Prach, K., 2004. Central-European mountain spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) forests: Regeneration of tree species after a bark beetle outbreak. *Ecol. Eng.* 23, 15–27.
- Jost, L., 2010. The relation between evenness and diversity. *Diversity* 2(2), 207–232.
- Kayes, L.J., Tinker, D.B., 2012. Forest structure and regeneration following a mountain pine beetle epidemic in southeastern Wyoming. *For. Ecol. Manage.* 263, 57–66.
- Kent, M., Coker, P., 1992. *Vegetation Description and analysis: A practical approach.* Belhaven Press, Florida (USA).
- Klutsch, J.G., Beam, R.D., Jacobi, W.R., Negrón, J.F., 2014. Bark beetles and dwarf mistletoe interact to alter downed woody material, canopy structure, and stand characteristics in northern Colorado ponderosa pine. *For. Ecol. Manage.* 315, 63–71.
- Kolb, T.E., Holmberg, K.M., Wagner, M.R., Stone, J.E., 1998. Regulation of ponderosa pine foliar physiology and insect resistance mechanisms by basal area treatments. *Tree Physiol.* 18(6), 375–381.
- Labandeira, C.C., LePage, B.A., Johnson, A.H., 2001. A *Dendroctonus* bark engraving (Coleoptera: Scolytidae) from a middle Eocene *Larix* (Coniferales: Pinaceae): early or delayed colonization? *Am. J. Bot.* 88, 2026–2039.
- Lehnert, L.W., Bässler, C., Brandl, R., Burton, P.J., Müller, J., 2013. Conservation value of forests attacked by bark beetles: Highest number of indicator species is found in early successional stages. *J. Nat. Conserv.* 21(3), 97–104.
- Leverkus, A.B., Rey Benayas, J.M., Castro, J., Boucher, D., Brewer, S., Collins, B.M., Donato, D., Fraver, S., Kishchuk, B.E., Lee, E.J., Lindenmayer, D.B., Lingua, E., Macdonald, E., Marzano, R., Rhoades, C.C., Royo, A., Thorn, S., Wagenbrenner, J.W., Waldron, K., Wohlgemuth, T., Gustafsson, L., 2018. Salvage logging effects on regulating and supporting ecosystem services — A systematic map. *Can. J. For. Res.* 48, 983–1000.
- López-Martínez, J., Ramos-Acosta, A., 2014. Estimación del diámetro, altura y volumen

- a partir del diámetro del tocón para *Quercus laurina*, en Ixtlán, Oaxaca, México. *Madera y bosques* 20(1), 59–70.
- Magurran, A. E., 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton university press. Princeton, U.S.A.
- Martin, K., Norris, A., Drever, M., 2006. Effects of bark beetle outbreaks on avian biodiversity in the British Columbia interior: Implications for critical habitat management. *J. Ecosyst. Manag.* 7(3), 10–24.
- McCarthy, J., 2001. Gap dynamics of forest trees: a review with particular attention to boreal forests. *Environ. Rev.* 9(1), 1–59.
- Mitchell, R.G., Waring, R.H., Pitman, G.B., 1983. Thinning lodgepole pine increases tree vigor and resistance to mountain pine beetle. *For. Sci.* 29(1), 204–211.
- Mostacedo, B., Fredericksen, T., 2000. *Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal*. Editora El País, Santa Cruz, Bolivia. 87 pp.
- Nagel, T.A., Mikac, S., Dolinar, M., Klopčič, M., Keren, S., Svoboda, M., Diaci, J., Boncina, A., Paulić, V., 2017. The natural disturbance regime in forests of the Dinaric Mountains: A synthesis of evidence. *For. Ecol. Manage.* 388, 29–42.
- Negrón, J.F., Allen, K.K., Ambourn, A., Cook, B., Marchand, K., 2017. Large-scale thinnings, ponderosa pine, and mountain pine beetle in the Black Hills, USA. *For. Sci.* 63(5), 529–536.
- Nyoka, B.I. 2002. *Pinus patula* Schiede ex Schltdl. & Cham. In: CAB International (Eds). *Pines of Silvicultural Importance*. London, UK, CABI Publishing, pp. 303-316.
- Pacheco-Aquino, G y E. Duran. In press. Rethinking strategies for coexistence with bark beetles in Mexico and beyond. *Frontiers in Ecology and the Environment*. En prensa.
- Pazos-Almada, B., Bray, D.B., 2018. Community-based land sparing: territorial land-use zoning and forest management in the Sierra Norte of Oaxaca, Mexico. *Land use policy* 78, 219–226.
- Quiñónez, B. G., Cruz, C. F., Vargas, L. B., Hernández, F.J., 2012. Estimación del diámetro, altura y volumen a partir del tocón para especies forestales de Durango. *Rev. Mex. Ciencias For.* 3(9), 23–39.
- R Development Core Team, 2019. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing.
- Ramírez-Toro, W., Torres-Miranda, A., González-Rodríguez, A., Ruiz-Sánchez, E., Luna-Vega, I., Oyama, K., 2017. A multicriteria analysis for prioritizing areas for conservation of oaks (Fagaceae: *Quercus*) in Oaxaca, Southern Mexico. *Trop. Conserv. Sci.* 10, 1–19.
- Salinas-Moreno, Y., Ager, A., Vargas, C.F., Hayes, J.L., Zúñiga, G., 2010. Determining the vulnerability of Mexican pine forests to bark beetles of the genus *Dendroctonus* Erichson (Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae). *For. Ecol. Manage.* 260(1), 52–61.
- Shore, T.L., Safranyik, L., Hawkes, B.C., Taylor, S.W., 2006. Effects of the mountain pine beetle on lodgepole pine stand structure and dynamics. In: Safranyik, L., Wilson, B. (Eds.), *The mountain pine beetle: A Synthesis of Biology Management and Impacts on Lodgepole Pine*. Natural Resources Canada. Canadian Forest Service, Victoria, B.C., pp. 95–114.
- Thorn, S., Bässler, C., Svoboda, M., Müller, J., 2016. Effects of natural disturbances and salvage logging on biodiversity – Lessons from the Bohemian Forest. *For. Ecol. Manage.* 388, 113–119.

- Thorn, S., Bässler, C., Brandl, R., Burton, P.J., Cahall, R., Campbell, J.L., Castro, J., Choi, C.Y., Cobb, T., Donato, D.C., Durska, E., Fontaine, J.B., Gauthier, S., Hebert, C., Hothorn, T., Hutto, R.L., Lee, E.J., Leverkus, A.B., Lindenmayer, D.B., Obrist, M.K., Rost, J., Seibold, S., Seidl, R., Thom, D., Waldron, K., Wermelinger, B., Winter, M.B., Zmihorski, M., Müller, J., 2018. Impacts of salvage logging on biodiversity: A meta-analysis. *J. Appl. Ecol.* 55, 279–289.
- Thorn, S., Leverkus, A.B., Thorn, C.J., Beudert, B., 2019. Education and knowledge determine preference for bark beetle control measures in El Salvador. *J. Environ. Manage.* 232, 138–144.
- Valencia, A., S., 2004. Diversidad del género *Quercus* (Fagaceae) en México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 75: 33–53.
- Van, Z. M., Jarvis, A., Dvorak, W., Lema, G., Leibing, C., 2009. Climate change impact predictions on *Pinus patula* and *Pinus tecunumanii* populations in Mexico and Central America. *For. Ecol. Manage.* 257, 1566–1576.
- Van, L.P., Lindquist, E., Sathyapala, S., Franceschini, G., 2015. Global forest area disturbance from fire, insect pests, diseases and severe weather events. *For. Ecol. Manage.* 352, 78–88.
- Viveros-Viveros, H., Camarillo-Luna, A.R., Sáenz-Romero, C., Aparicio-Rentería, A., 2013. Variación altitudinal en caracteres morfológicos de *Pinus patula* en el estado de Oaxaca (México) y su uso en la zonificación. *Bosque* 34(2), 173–179.
- Vorster, A.G., Evangelista, P.H., Stohlgren, T.J., Kumar, S., Rhoades, C.C., Hubbard, R.M., Cheng, A.S., Elder, K., 2017. Severity of a mountain pine beetle outbreak across a range of stand conditions in Fraser Experimental Forest, Colorado, United States. *For. Ecol. Manage.* 389, 116–126.
- Wood, S.L., 1982. The bark and ambrosia beetles of North and Central America (Coleoptera: Scolytidae), a taxonomic monograph. *Gt. Basin Nat Mem.* 6, 1–1359.
- Zeppenfeld, T., Svoboda, M., Deroose, R.J., Heurich, M., Müller, J., Čížková, P., Starý, M., Bače, R., Donato, D.C., 2015. Response of mountain *Picea abies* forests to stand-replacing bark beetle outbreaks: Neighbourhood effects lead to self-replacement. *J. Appl. Ecol.* 52, 1402–1411.

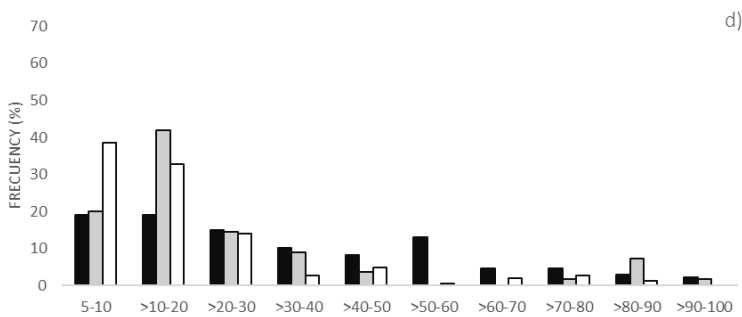
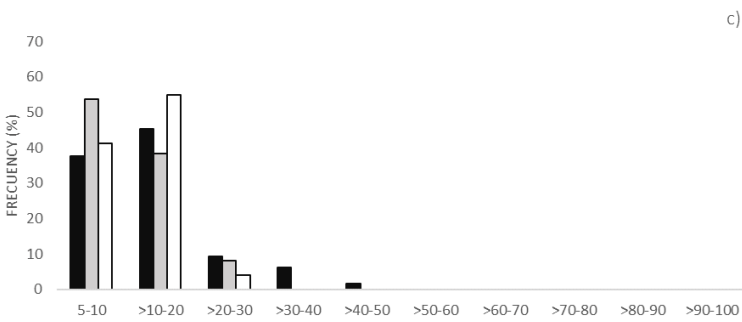
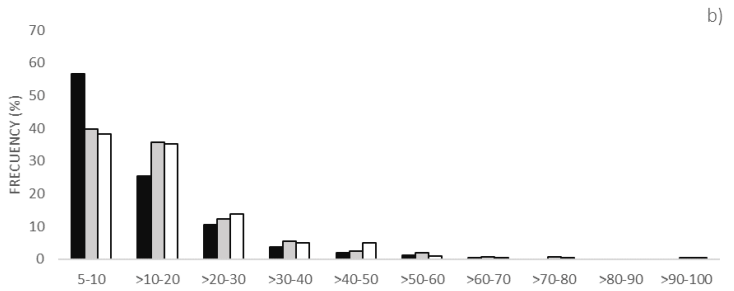
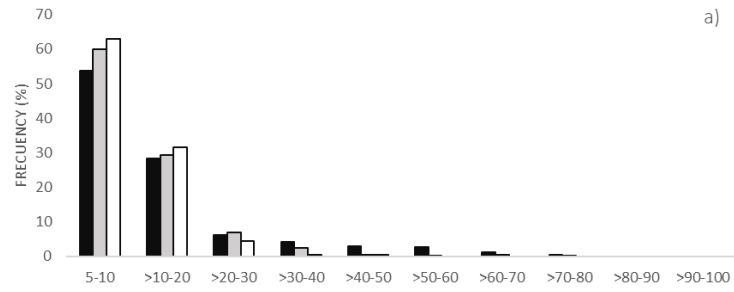


Fig. 2.1 Relative frequency of individuals by diametric category in areas with / without pests and with / without timber extraction. a) WBB-WTE b) WBB-NTE c) NBB-WTE d) NBB-NTE. Black *Pinus*; clear gray = *Quercus*; white = Other genus.

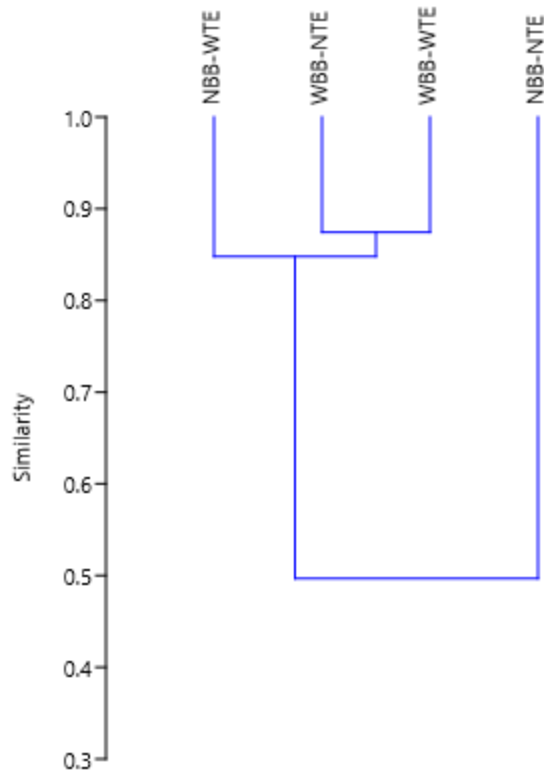


Fig. 2.2 Dendrogram based on the Morisita-Horn similarity index for the conditions evaluated.

Table 2.1 Structure in previous BB tree canopy (average and standard deviation) per four study conditions.

Groups	With Bark Beetle		Without Bark Beetle		<i>P</i> < 0.05
	timber extraction (n=40)	No timber extraction (n=40)	timber extraction (n=10)	No timber extraction (n=10)	
Density total (stems ha ⁻¹)	1102 ± 336 a	986 ± 337 ab	866 ± 425 ab	730 ± 250 b	1,4
Density <i>Pinus</i> (stems ha ⁻¹)	667 ± 252 ac	531 ± 249 ad	324 ± 139 bd	334 ± 224 bd	1,2,4 - 2,3,4
Density <i>Quercus</i> (stems ha ⁻¹)	266 ± 218	278 ± 226	336 ± 219	110 ± 159	
Density other genus (stems ha ⁻¹)	111 ± 112 a	96 ± 90 a	120 ± 104 a	286 ± 248 b	1,4 - 2,4 - 3,4
Basal área total (m ² ha ⁻¹)	31.8 ± 10.6 a	41.4 ± 18.4 ab	39 ± 13 a	55.8 ± 16.6 b	1,4 - 3,4
Basal area <i>Pinus</i> (m ² ha ⁻¹)	25.8 ± 9.4	28.2 ± 14.8	28.2 ± 10.8	31.6 ± 21	
Basal area <i>Quercus</i> (m ² ha ⁻¹)	4.8 ± 5.4 a	10.6 ± 9.4 b	9.4 ± 9.2 ab	10.8 ± 12.6 ab	1,2
Basal area other genus (m ² ha ⁻¹)	1.2 ± 2 a	3.8 ± 8.6 a	1.6 ± 1.6 a	8.8 ± 8.6 b	1,4 - 2,4 - 3,4

Significant differences between are indicated below the table ($\alpha = 0.05$).

Tukey multiple comparisons. Se indican los grupos en los que hubo diferencias significativas

Table 2.2 Average and standard deviation of tree remove in the study conditions. Significant differences between are indicated below the table ($\alpha = 0.05$).

Groups	With Bark Beetle		Without Bark Beetle		<i>P</i> < 0.05
	1)Timber extraction	2)No timber extraction	3)timber extraction	4)No timber extraction	
Density total (stems ha ⁻¹)	133 ± 91 a	120 ± 84 a	122 ± 37 a	0 b	1,4 - 2,4 - 3,4
Density <i>Pinus</i> (stems ha ⁻¹)	123 ± 83 a	114 ± 85 a	104 ± 44 a	0 b	1,4 - 2,4 - 3,4
Density <i>Quercus</i> (stems ha ⁻¹)	11 ± 2a	5 ± 4a	18 ± 4a	0c	1,4 - 2,4 - 3,4
Density other genus (stems ha ⁻¹)	0	0	0	0	
Basal área total (m ² ha ⁻¹)	8.9 ± 1.5 a	7.6 ± 1.7 a	14 ± 3.0 b	0 c	1,3,4 - 2,3,4 - 3,4
Basal area <i>Pinus</i> (m ² ha ⁻¹)	8.6 ± 1.1 a	6.9 ± 1.1 a	11.3 ± 1.3 b	0 c	1,3,4 - 2,3,4 - 3,4
Basal area <i>Quercus</i> (m ² ha ⁻¹)	0.3 ± 0.4 a	0.2 ± 0.6 a	1.8 ± 1.7 b	0 c	1,3,4 - 2,3,4 - 3,4
Basal area other genus (m ² ha ⁻¹)	0	0	0	0	

Significant differences between are indicated below the table ($\alpha = 0.05$).

Tukey multiple comparisons. Se indican los grupos en los que hubo diferencias significativas

Table 2.3. Structure on live trees (average and standard deviation) per four study conditions.

Groups	With Bark Beetle		Without Bark Beetle		<i>P</i> < 0.05
	1)Timber extraction (n=40)	2) No timber extraction (n=40)	3) Timber extraction (n=10)	4)No timber extraction (n=10)	
Density total (stems ha ⁻¹)	932 ± 280 a	829 ± 275 ab	636 ± 244 b	726 ± 251 b	1,3,4
Density <i>Pinus</i> (stems ha ⁻¹)	536 ± 275 a	412 ± 235 a	220 ± 115 b	330 ± 228 ab	1,3 - 2,3
Density <i>Quercus</i> (stems ha ⁻¹)	256 ± 213	272 ± 220	322 ± 206	110 ± 159	
Density other genus (stems ha ⁻¹)	110 ± 112.2 ab	96 ± 90 a	120 ± 102 b	286 ± 248 c	1,4 - 2,3,4 - 3,4
Basal área total (m ² ha ⁻¹)	23.2 ± 10.4 a	34.5 ± 22.2 bc	25.8 ± 9.4 ac	55.2 ± 17.0 d	1,2,4 - 2,4 - 3,4
Basal area <i>Pinus</i> (m ² ha ⁻¹)	17.6 ± 9.2 a	20 ± 12.6 bc	16.8 ± 8 ac	31 ± 21.2 d	1,2,4 - 2,4 - 3,4
Basal area <i>Quercus</i> (m ² ha ⁻¹)	4.4 ± 5.2 a	10.4 ± 9.2 b	7.6 ± 6 b	7.6 ± 8.4 c	1,2,3,4 - 2,4 - 3,4
Basal area other genus (m ² ha ⁻¹)	0.9 ± 0.6 a	3.3 ± 0.8 a	1.5 ± 0.4 a	16.46 ± 3.8 b	1,4 - 2,4 - 3,4
Tree height (m)	8.7 ± 6.9 a	10.1 ± 7.2 b	10.0 ± 7.1 b	14.2 ± 10 c	1,2,3 - 2,4 - 3,4

Significant differences between are indicated below the table ($\alpha = 0.05$).

Tukey multiple comparisons. Se indican los grupos en los que hubo diferencias significativas

Table 2.4. Tree species found in the study plots and *Pinus* species vulnerability to bark beetle pest.

Family	Genus and Species	Vulnerability to Bark Beetle	WBB-WTE	WBB-NTE	NBB-WTE	NBB-NTE
Pinaceae	<i>Abies hickelii</i>	No	2	42	0	119
	<i>Pinus ayacahuite</i>	3	1	227	0	144
	<i>Pinus douglasiana</i>	2	41	17	2	0
	<i>Pinus leiophylla</i>	2	5	0	1	0
	<i>Pinus montezumae</i>	2	8	0	1	0
	<i>Pinus oaxacana</i>	2	70	17	12	0
	<i>Pinus patula</i>	1	486	267	47	23
	<i>Pinus pseudostrobus</i>	2	175	177	46	2
	<i>Pinus hartwegii</i>	1	352	245	1	32
	<i>Pinus teocote</i>	1	0	1	0	0
Fagaceae	<i>Quercus aff. rugosa</i>	No	0	20	7	8
	<i>Quercus acatenangensis</i>	No	0	3	0	0
	<i>Quercus aff. acatenangensis</i>	No	0	16	0	0
	<i>Quercus crassifolia</i>	No	377	274	94	10
	<i>Quercus glabrescens</i>	No	11	9	0	11
	<i>Quercus laurina</i>	No	43	67	23	9
	<i>Quercus obtusata</i>	No	10	7	10	0
	<i>Quercus rugosa</i>	No	114	188	68	19
<i>Quercus trinitatis</i>	No	0	0	0	4	
Betulaceae	<i>Alnus acuminata</i>	No	57	23	22	1
Ericaceae	<i>Arbutus xalapensis</i>	No	109	94	33	19
Rosaceae	<i>Cercocarpus macrophyllus</i>	No	0	3	5	1
Lauraceae	<i>Litsea glaucescens</i>	No	5	17	0	37
Rosaceae	<i>Prunus serotina</i>	No	57	23	22	1

WBB-WTE: With bark beetle and timber extraction, WBB-NTE: With bark beetle and no timber extraction, NBB-WTE: Without bark beetle timber extraction, NBB-NTE: Without bark beetle and no timber extraction

Table 2.5. Five species with the highest importance value index or each condition evaluated.

With Bark Beetle				Without Bark Beetle			
WBB-WTE		WBB-NTE		NBB-WTE		NBB-NTE	
<i>Pinus patula</i>	23.4%	<i>Pinus patula</i>	14.2%	<i>Quercus crassifolia</i>	17.7%	<i>Pinus ayacahuite</i>	27.4%
<i>Quercus crassifolia</i>	16.0%	<i>Quercus crassifolia</i>	14.0%	<i>Pinus pseudostrobus</i>	17.1%	<i>Abies hickelii</i>	20.6%
<i>Pinus hartwegii</i>	14.0%	<i>Pinus pseudostrobus</i>	12.5%	<i>Pinus patula</i>	14.9%	<i>Pinus patula</i>	9.9%
<i>Pinus pseudostrobus</i>	11.3%	<i>Pinus ayacahuite</i>	11.9%	<i>Quercus rugosa</i>	13.2%	<i>Pinus hartwegii</i>	7.4%
<i>Quercus rugosa</i>	6.6%	<i>Quercus rugosa</i>	10.1%	<i>Arbutus xalapensis</i>	8.8%	<i>Quercus rugosa</i>	6.3%
Sum IVI total	71.3%		62.7%		71.7%		71.6%
Sum IVI <i>Pinus</i>*	48.7%		26.7%		32.0%		17.3%

*Sum of percentages of *Pinus* with high vulnerability to BB attack

CAPÍTULO III. Impacto del escarabajo descortezador en la biomasa forestal y reducción de la captura y almacenamiento de carbono en bosques Oaxaca, México

Resumen

Los ecosistemas vegetales son clave para mitigar el cambio climático y regular el balance de carbono. Las plagas de escarabajo descortezador tienen una incidencia creciente, por lo que son consideradas como una amenaza constante ya que, modifica la funcionalidad y estructura de los bosques. El presente estudio evaluó el impacto del escarabajo descortezador en la biomasa forestal, la captura y almacenamiento de carbono y dióxido de carbono (CO_{2e}) en la misma. Para ello, se trabajó a dos escalas: una a nivel del estado de Oaxaca, a partir de la estimación de los volúmenes removidos por el saneamiento para el periodo comprendido del 2009 al 2019. La otra fue a nivel local, en la comunidad de Pueblos Mancomunados, donde se midieron los árboles residuales en 39 parcelas de 500 m². Se encontró que, en un periodo de 10 años, estas plagas afectaron alrededor de 2 millones de m³ de madera, que representan un promedio anual de 188,320 MgC. A nivel local se encontró que previo al disturbio por plagas, la mayor cantidad de carbono estaba contenida en especies del género *Pinus*, la mayor remoción por acción de saneamiento fue en *Pinus patula*, *Pinus pseudostrobus* y *Pinus rudis*. La mayor cantidad de carbono residual se encuentra en especies del género *Quercus*. Se concluye que, la sanidad forestal debe ser una actividad prioritaria en la mitigación del cambio climático, debido a que las plagas forestales pueden disminuir almacenes de carbono, el potencial de captura y representar emisiones de CO_{2e} a la atmosfera.

Palabras clave: Cambio climático, emisiones de CO_{2e}, dinámica de carbono, saneamiento forestal, volumen.

3.1 INTRODUCCIÓN

El cambio climático global es uno de los principales problemas ambientales contemporáneos (Griscom *et al.*, 2017). Existe consenso, en cuanto a que el notable incremento de CO_{2e} en la atmósfera está relacionado con las actividades humanas (ONU, 1998; IPCC, 2007 y IPCC, 2014), Ordoñez (2020) menciona que en mayo 2020 las concentraciones de GEI, especialmente CO_{2e}, alcanzaron 415 ppmv y 418 ppmv este mes de abril de 2021. Las agendas internacionales se han planteado la urgencia de adoptar medidas para su mitigación y, entre las opciones, se considera la necesidad de cuidar los almacenes de carbono de los bosques a fin de asegurar su capacidad para mantener o aumentar su capacidad de captura de carbono. Se estima que de los 32,000 millones de toneladas de CO_{2e} que se emiten anualmente, los bosques logran capturar alrededor de 5,000 millones de este gas (CIFOR, 2009) el océano con 3,000 millones y lo demás se acumula en la atmósfera (IPCC, 2014). Por ello, recientemente, los acuerdos de París 2020, plantearon que es prioritario promover los reservorios biológicos de carbono mediante el manejo sustentable y la conservación de los bosques (UNFCCC, 2015). Los bosques del mundo continúan siendo amenazados por procesos de deforestación y la degradación; los cuales están asociados a fenómenos de distinta naturaleza; uno de ellos son las plagas y enfermedades forestales que han empezado a cobrar relevancia por la generalidad y magnitud en que se presentan (Sugden *et al.*, 2015). En los bosques templados, las plagas de los escarabajos descortezadores (Coleoptera: *Scolytidae*) destacan entre las principales amenazas bióticas, particularmente las de los géneros *Dendroctonus* e *Ips*, cuyos hospederos son diferentes especies de coníferas (Wood, 1982; Hlásny *et al.*, 2019). Las plagas de escarabajos descortezadores han afectado millones de hectáreas de bosques en diferentes regiones de Norteamérica, Europa y Centroamérica (Boyd *et al.*, 2013; Cervantes-Martinez *et al.*, 2019; Seidl *et al.*, 2014; Hlásny *et al.*, 2019). En México, en las últimos dos décadas, las plagas de estos insectos que afectan principalmente al género *Pinus*, han ido en aumento y representan la principal amenaza biótica en los estados con mayor producción maderable del país (CONAFOR, 2020), superando en algunos años la superficie impactada por incendios. Oaxaca, es uno de los estados con mayor vocación forestal, y aun cuando se realizan saneamientos casi permanentes, el problema continúa y se ha acrecentado en algunas zonas. Esta problemática afecta a la industria de la madera y la economía local de las regiones forestales, pero también

afecta la integridad y funcionalidad del bosque (incluida su capacidad de almacenamiento y captura de carbono) y es continua fuente de emisiones de CO_{2e}, cuyo impacto se suma a las emisiones globales (Caldwell *et al.*, 2013). Sin embargo, hasta ahora no se cuenta con evaluaciones que permitan conocer ¿Cuál es la magnitud de impacto del BB, en los almacenes de carbono? Y tampoco se ha explorado sobre ¿Cómo es la dinámica de recuperación e incremento de los almacenes de carbono, después de que una plaga ha afectado a un rodal forestal?

Se han realizado esfuerzos por responder estas preguntas no solo constituyen un diagnóstico, sino una mejor comprensión de los balances de carbono desde una escala local, y de la contribución a las emisiones a escalas mayores. Asimismo, cuantificar el nivel de impacto puede ayudar a fundamentar una mayor atención e inversión a la salud forestal desde la política pública forestal a nivel nacional, ya que el problema no solo afecta localmente, sino que tiene impacto a nivel global (Pacheco-Aquino y Duran, en prensa). México es signatario de acuerdos globales para afrontar el cambio climático y ha tenido una labor destacada en establecer una agenda nacional para enfrentar el cambio climático, pero donde las plagas forestales hasta ahora no han figurado, aunque si se reconoce que los bosques bien manejados para la extracción de madera mantienen los almacenes de carbono y promueven la captura, generando un balance neto positivo, porque las pérdidas de carbono asociadas a la extracción de madera, son compensadas y superadas por las ganancias de carbono debidas al crecimiento de árboles residuales o regeneración (Pacheco-Aquino *et al.*, 2015; Bray, 2020). Por lo anterior, este trabajo tuvo como objetivo estimar el impacto del escarabajo descortezador en la captura, almacenamiento y emisiones de CO_{2e} a nivel estatal, a partir de información oficial de los saneamientos, además de la captura, almacén y dinámica de carbono a nivel local con datos dasométricos, en rodales de bosques afectados por plagas en Pueblos Mancomunados.

3.2 MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

A Nivel estatal, el estudio fue el estado de Oaxaca, que se ubica al sureste del país (Figura 4.1), y su extensión es de 93,959.77 km². Presenta un gradiente de elevación que va desde el nivel del mar y hasta los 3,750 m.s.n.m. y un relieve accidentado con distintas cadenas montañosas, al cual se asocian distintos climas: cálidos húmedos y subhúmedos, áridos y muy áridos, templados. En estos últimos la temperatura media anual van de los 15 a los 28.3 °C, la precipitación media anual va de los 430 a 3,600 mm (INEGI, 2012). Estas condiciones, generan un complejo mosaico de ecosistemas donde se alberga numerosas especies, que distingue al estado como el de mayor biodiversidad en México (García *et al.*, 2004). El 39% de la superficie estatal, corresponde a bosque templados, donde ocurren o dominan árboles del género *Pinus*. Por ello, Oaxaca es el tercer productor de madera del país con un reporte de 731,794 m³ta principalmente de madera de especies del género *Pinus* (SEMARNAT, 2016). El 80% de los bosques templados de Oaxaca son de propiedad común y en ellos hay aprovechamiento forestal de madera, mayormente de árboles de pino con propósitos comerciales. Por esta razón y por la promoción de la CONAFOR, en los bosques templados del estado se ha fomentado la reforestación con especies de pino. Desde hace una década, en los bosques templados de Oaxaca ha habido una creciente incidencia de plagas de escarabajos descortezadores de *Dendroctonus mexicanus*, *D. adjunctus* y *D. frontalis*. La principal medida de atención a las plagas han sido los saneamientos forestales, regulados y supervisados por la SEMARNAT y la CONAFOR, mayormente emprendidos con participación de comuneros o ejidatarios y, en menor medida, por empresas forestales. Los saneamientos consisten básicamente en el derribo y descortezado de los árboles plagados, y en la quema, y el entierro de la corteza. Cuando hay condiciones (calidad de madera y caminos forestales), los troncos son extraídos del bosque.

A nivel local, el estudio se realizó en los bosques comunitarios de la comunidad de Pueblos Mancomunados, en la región Sierra norte de Oaxaca (Figura 3.1). Esta comunidad tiene 27,219 hectáreas a lo largo de un gradiente de elevación (1,893 a 3,300 msnm) (Bray, 2016) y se integra de 8 asentamientos humanos, quienes manejan los bosques de su entorno, después de acuerdos o negociaciones con las autoridades agrarias de la comunidad, quienes

conforme la ley tienen responsabilidad del predio completo, donde- prevalece el clima es templado subhúmedo con lluvias de verano (sensu García, 1973; INEGI, 2008). La vegetación natural es bosque de coníferas con predominio de los géneros *Pinus*, *Quercus* y *Abies* (Valencia, 2004), donde desde 1986 se practica aprovechamiento de madera basado en el manejo forestal comunitario. Actualmente, 5,217 hectáreas se encuentran en producción de madera y 15,537 hectáreas se encuentran en conservación, la superficie restante son agricultura y ocho asentamientos humanos. Durante el período del 2004 al 2011, el escarabajo descortezador (*Dendroctonus adjunctus*) impactó 3,307 hectáreas en áreas de aprovechamiento y un equivalente a 631,900 m³ de madera de pino muerta por efecto de la plaga. Desde 2004, los bosques de esta comunidad han sido afectados por plagas de escarabajo descortezador, e inicialmente allí se presentó lo que se consideró el mayor impacto de esta plaga en el estado de Oaxaca (Castellanos *et al.*, 2013). Alrededor del año, 2007, dicha plaga se controló mediante saneamientos forestales, que involucraron a habitantes de los asentamientos humanos más cercanos, y se extrajo la madera infestada. Esto después de superar una serie de conflictos internos que limitaron una atención inmediata del problema, aunado a limitada información sobre la problemática y una percepción no clara del impacto que podía tener. Sin embargo, a través de los años y después de las afectaciones, la comunidad monitorea el bosque y prioriza los saneamientos forestales.

Estimación de las emisiones de carbono a nivel estatal

El carbono arbóreo removido a nivel del estado de Oaxaca para el periodo del 2009 al 2019, se estimó a partir de los volúmenes de madera de especies del género *Pinus* reportada en las notificaciones forestales de todos los predios afectados por plagas de escarabajo descortezador que recibieron autorización (SEMARNAT, 2017). Para dicha estimación se usó la siguiente ecuación (Ordoñez, 2008).

$$CA = V * \delta * CC$$

Dónde:

CA= carbono almacenado (MgC)

V = volumen (m³)

δ = Densidad de la madera por género (Mg m³⁻¹)

CC= contenido de carbono

El valor de densidad usado fue tomado de la literatura (Ordóñez *et al.*, 2015a) generada para bosques análogos del estado de Michoacán; específicamente para *Pinus* fue 0.512 Mgm³⁻¹ y para *Quercus* y otros géneros se utilizó 0.63 Mgm³⁻¹). La estimación del contenido de carbono se hizo con el factor de concentración de carbono (kg / kg) 0.5 valor propuesto por el IPCC (2007). El valor de carbono almacenado se transformó a cantidad de carbono equivalente (CO_{2e}), para lo cual se multiplicó la cantidad de carbono resultante por 3.66667 (valor obtenido en relación con los pesos moleculares del CO_{2e}, respecto al C -44/12- Rüginitz *et al.*, 2009). La estimación del carbono que se dejó de capturar al remover el arbolado, se hizo utilizando un referente del incremento corriente anual promedio, que para la región de la Sierra Norte es de 5 m³ ha⁻¹ año⁻¹ (SEMARNAT *et al.*, 2015), este valor se multiplicó por la densidad de madera del género vulnerable *Pinus* 0.512 Mg m³⁻¹ y por el valor de contenido de carbono que estimó el IPCC (0.5) conforme lo sugiere (Ordoñez, 2008). Posteriormente, se estimó el potencial de captura de carbono para la superficie afectada por descortezador, bajo el supuesto que las afectaciones fueron en el total de la superficie saneada.

Estimación de la dinámica de carbono a escala local

Esta estimación uso información de 39 sitios circulares compensados con la pendiente (500 m²) infestadas por escarabajos descortezadores y saneadas a partir del 2007. En cada sitio, se midió altura y el diámetro a la altura del pecho (DAP) de todos los árboles mayores a ≥5 cm. Los árboles del género *Quercus* se registraron a este nivel taxonómico, el resto quedaron en una categoría de otros géneros. Además, se midió el diámetro a la base de los tocones de los árboles de *Pinus* que fueron removidos por actividades de saneamiento forestal. El Diámetro Normalizado (DN antes Diámetro a la Altura del Pecho -DAP-) de los individuos del género *Pinus* se calculó utilizando el modelo de Quiñóñez *et al.* (2012), con base en el diámetro de los tocones. El DAP de los tocones de *Quercus*, (mayormente dañados durante la tala), se calculó con la ecuación propuesta por Martínez-López y Acosta-Ramos (2014). Ambos modelos fueron generados para bosques templados de la misma región de estudio y la identidad a nivel de género de los tocones se reconoció al ser inconfundible visualmente y con la confirmación de guías locales que por décadas han realizado trabajos en actividades forestales. A partir de los datos de DAP se estimaron los volúmenes removidos y residuales para estimar el impacto en volumen total árbol obtenidas de la biblioteca digital del sistema

biométrico para la planeación del manejo forestal sustentable de los ecosistemas con potencial maderable en México (<http://fcfposgrado.ujed.mx/sibifor/inicio/>). Asimismo, usando los datos del diámetro y la altura, se calculó la biomasa con las ecuaciones alométricas propuestas por Rojas-García *et al.* (2015). A partir de la biomasa se estimó el carbono, y se multiplicó por 0.5 (IPCC, 2007). El dato anterior se transformó en carbono equivalente (CO_{2e}) al multiplicarlo por 3.67 (Rügnitz *et al.*, 2009). Por otra parte, la dinámica de carbono arbóreo en el periodo de infestación, saneamiento y recuperación (2007-2017), se graficó usando los valores promedio por hectárea del carbono previo a la perturbación (información de árboles en pie más información de tocones), el carbono total removido (información de árboles extraídos por saneamiento) y el carbono residual (información de árboles en pie). El carbono residual, correspondió a la suma del carbono de los árboles que quedaron en pie más la regeneración en los sitios, correspondiente los árboles con diámetros entre los 5 y 20 cm, que se asume se reclutaron después del saneamiento. Los cálculos estadísticos se realizaron utilizando el programa R 4.0.0 (R Core Team, 2019).

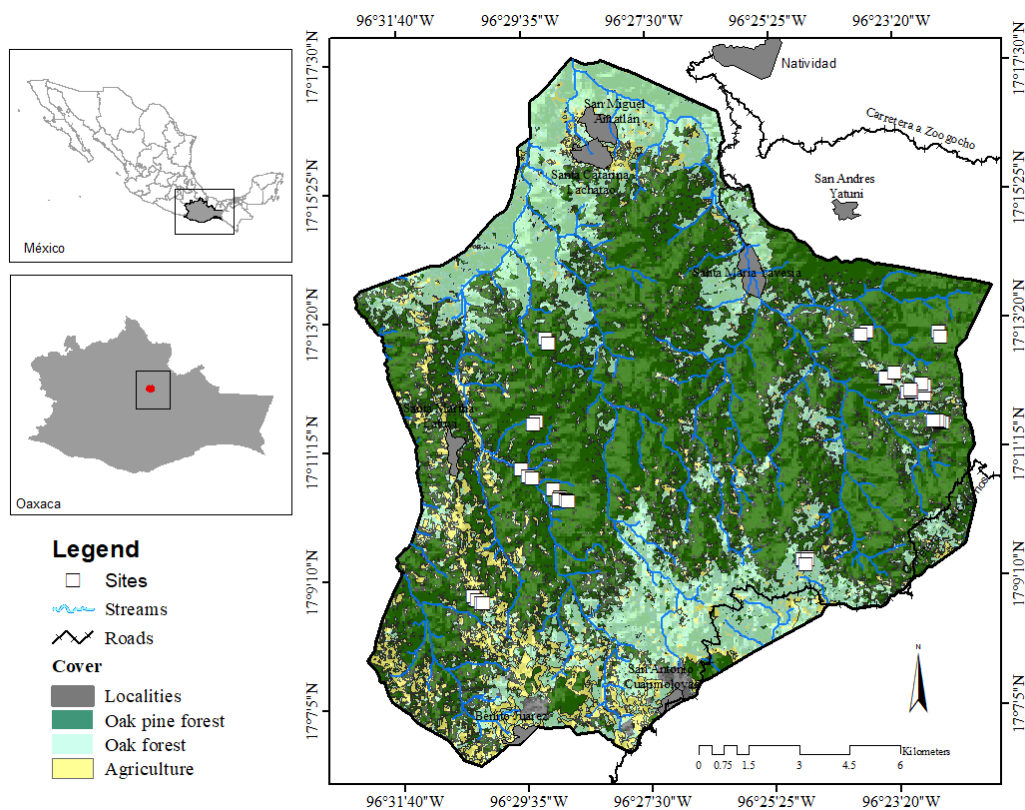


Figura 3.1. Ubicación de los sitios de muestreo en áreas infestadas por escarabajo descortezador, en la comunidad de Pueblos Mancomunados (Elaboración propia).

3.3 RESULTADOS

Estimación de carbono a nivel estatal

Las emisiones de CO_{2e} en el estado de Oaxaca relacionadas a plagas de escarabajo descortezador en el periodo 2009-2019, fue de 188,320 MgC año⁻¹ (Tabla 3.1) . Lo cual provino de la madera de especies del género Pinus afectada por esta plaga, cuyo promedio anual se estimó en 201,229 m³, aunque su comportamiento fue ascendente en los últimos años (Figura 3.2). Se estimó que el promedio anual del carbono que se dejó de capturar por eliminación del arbolado plagado por escarabajo descortezador, con el saneamiento forestal fue de 10,145.7 MgCO_{2e} año⁻¹.

Tabla 3.1. Volumen, biomasa, carbono, CO_{2e} equivalente y valor económico afectados por escarabajo descortezador en el estado de Oaxaca

Año	Volumen total árbol (m ³)*	superficie (ha)*	Biomasa (Mg)	Carbono (Mg)	CO _{2e} equivalente (Mg)	Valor económico de madera en rollo * (\$)
2009	166,176	11,193	84,750	42,375	155,516	186,117,120
2010	66,414	7,736	33,871	16,936	62,154	74,383,680
2011	106,626	15,824	54,379	27,190	99,786	119,421,120
2012	159,558	6,487	81,375	40,687	149,322	178,704,960
2013	79,187	6,483	40,385	20,193	74,107	88,689,440
2014	80,379	14,191	40,993	20,497	75,223	90,024,480
2015	283,326	24,748	144,496	72,248	265,151	317,325,120
2016	210,664	5,614	107,439	53,719	197,150	235,943,680
2017	205,590	1,505	104,851	52,425	192,401	230,260,800
2018	416,658	1,500	212,496	106,248	389,929	466,656,960
2019	438,937	1,592	223,858	111,929	410,779	491,609,440
Suma	2,213,515	96,873	1,128,893	564,446	2,071,518	2,479,136,800
Promedio	201,229	8,807	102,627	51,313	188,320	225,376,073

*Fuente (Anuarios estadísticos SEMARNAT, periodo 2009 al 2017; SEMARNAT, 2019).

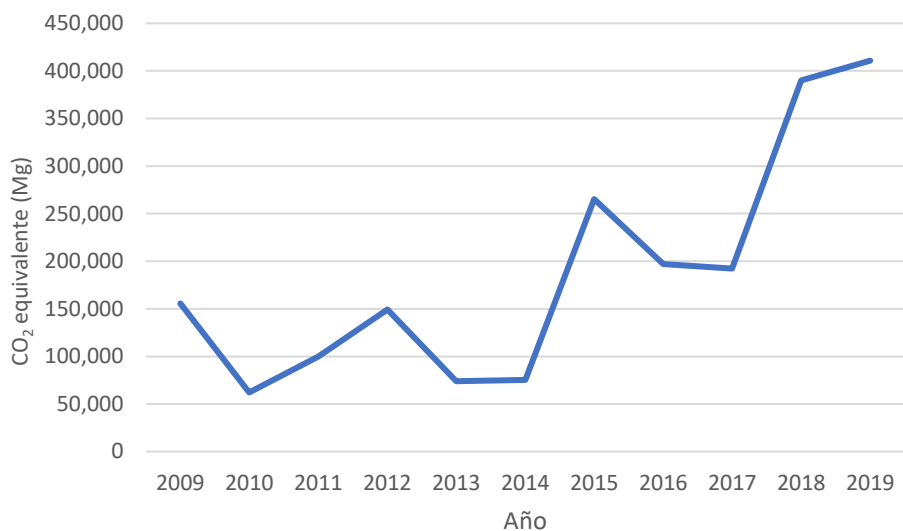


Figura 3.2 Emisiones de CO₂ equivalente para el periodo 2009-2019 en el estado de Oaxaca derivada de remoción de arbolado por efecto del escarabajo descortezador.

Estimación de carbono a nivel local

La condición del bosque previa a las afectaciones por descortezador muestra que la mayor densidad, volumen, biomasa y carbono se encontraba en especies del género *Pinus* (Tabla 3.2).

Tabla 3.2 Valores promedio y de desviación estándar en la densidad, volumen y biomasa promedios en tres condiciones (previos al brote de escarabajo descortezador, removidos por el saneamiento y lo que quedó 10 años después de saneamiento).

Variables	Condiciones		
	Condición Previa	Removida	Condición residual
Densidad total (individuos ha ⁻¹)	986 ± 337	120 ± 84	829 ± 275
Densidad <i>Pinus</i> (individuos ha ⁻¹)	531 ± 249	114 ± 85	412 ± 235
Densidad <i>Quercus</i> (individuos ha ⁻¹)	278 ± 226	5 ± 4	272 ± 220
Densidad otros géneros (individuos ha ⁻¹)	96 ± 90	0	96 ± 90
Volumen total (individuos ha ⁻¹)	315 ± 84	60 ± 43	254 ± 165
Área basal total (m ² ha ⁻¹)	41.4 ± 18.4	7.6 ± 1.7	34.5 ± 22.2
Área basal <i>Pinus</i> (m ² ha ⁻¹)	28.2 ± 14.8	6.9 ± 1.1	20 ± 12.6
Área basal <i>Quercus</i> (m ² ha ⁻¹)	10.6 ± 9.4	0.2 ± 0.6	10.4 ± 9.2
Área basal otros géneros (m ² ha ⁻¹)	3.8 ± 8.6	0	3.3 ± 0.8

Volumen <i>Pinus</i> (m3 ha ⁻¹)	237 ± 133	60 ± 44	177 ± 138
Volumen <i>Quercus</i> (m3 ha ⁻¹)	66 ± 50	5 ± 4	60 ± 57
Volumen otros géneros (m3 ha ⁻¹)	22 ± 57	0	22 ± 57
Biomasa total (Mg ha ⁻¹)	252 ± 169	30 ± 22	221 ± 175
Biomasa <i>Pinus</i> (Mg ha ⁻¹)	128 ± 90	29 ± 22	98 ± 93
Biomasa <i>Quercus</i> (Mg ha ⁻¹)	117 ± 110	7 ± 6.5	111 ± 100
Biomasa otros géneros (Mg ha ⁻¹)	21 ± 58	0	21 ± 58

La mayor cantidad de biomasa arbórea se encuentra en el género *Quercus*, seguida del género *Pinus* y en menor cantidad en otros géneros. Se observó que la mayor cantidad de biomasa removida correspondió, en orden descendiente a *Pinus patula*, *Pinus pseudostrobus* y *Pinus rudis* (Figura 3.3).

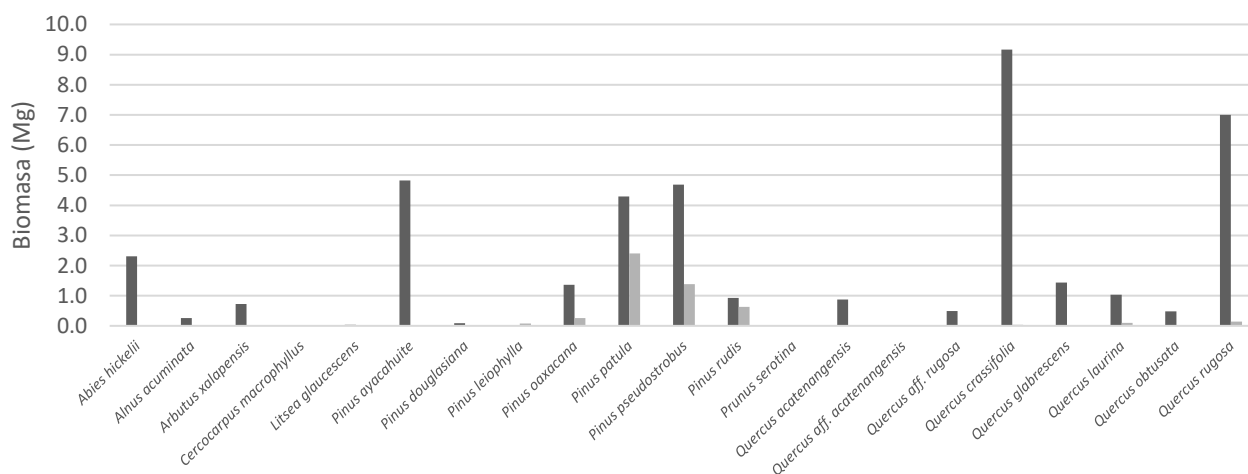


Figura 3.3. Biomasa removida y residual (Mg) de especies registradas en bosques afectados por escarabajo descortezador. Negro: biomasa residual, gris: biomasa removida.

Previo al brote de escarabajo descortezador, la mayor cantidad de carbono se encontraba en especies del género *Pinus* (64 ± 45 Mg ha⁻¹), seguida de *Quercus* (59 ± 55 Mg ha⁻¹) y otros géneros (10.5 ± 29 Mg ha⁻¹). Durante el saneamiento, la mayor remoción fue en especies del género *Pinus* (14 ± 11 Mg ha⁻¹), seguida de especies del género *Quercus* (3.4 ± 3.2 Mg ha⁻¹). Esto se tradujo en 54 MgC ha⁻¹ y 12.5 MgC ha⁻¹ de CO₂ equivalente, respectivamente. El carbono residual se encuentra contenido en mayor cantidad en especies del género *Quercus* (57 ± 55 Mg ha⁻¹), seguido del género *Pinus* (49 ± 46 Mg ha⁻¹) (Figura 3.4).

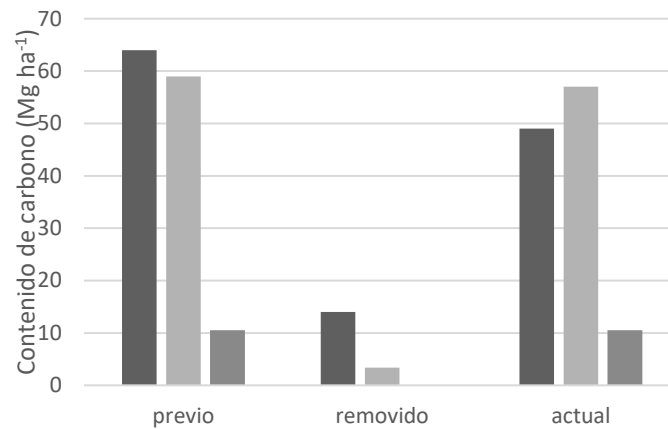


Figura 3.4 Proporción de géneros en el carbono previo, removido y residual en bosques afectados por escarabajo descortezador en Pueblos Mancomunados para el periodo (2007-2017). Negro: *Pinus*, Gris claro: *Quercus*, gris fuerte: Otros géneros.

La dinámica de carbono arbóreo para un periodo de 10 años, muestra que el carbono removido representó el 12% ($15 \pm 11 \text{ MgC ha}^{-1}$) del carbono previo al brote de la plaga ($126 \pm 84 \text{ MgC ha}^{-1}$), para el año 2017 existían 110 MgC ha^{-1} , en donde el 84% correspondió al arbolado residual y alrededor del 16% correspondió a recuperación de carbono de la regeneración del bosque, es decir, conforme esta tendencia, la recuperación de carbono que se perdió durante el saneamiento, tardaría entre 10 y 12 años, considerando que la masa forestal residual también está en crecimiento (Figura 3.5).

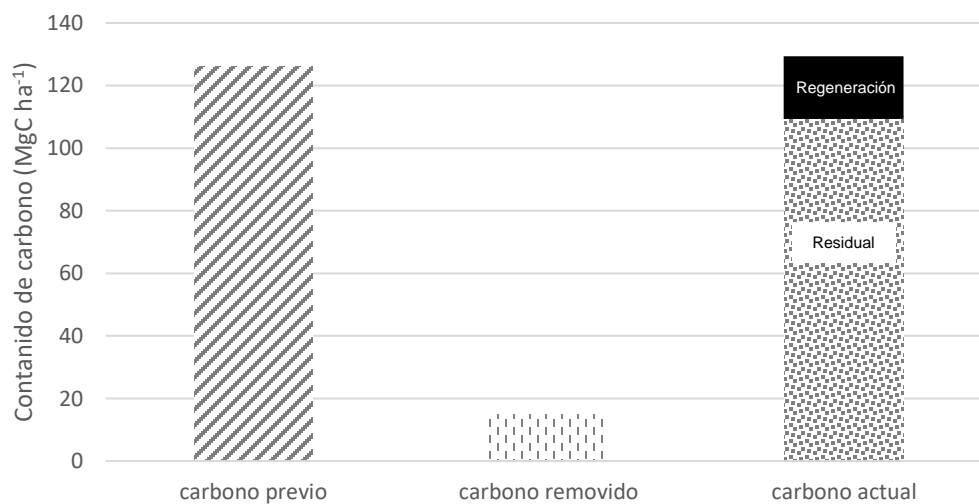


Figura 3.5 Dinámica del carbono arbóreo en áreas infestadas por escarabajo descortezador en Pueblos Mancomunados para el periodo 2007-2017.

3.4 DISCUSIÓN

Estimación de carbono a nivel estatal

El presente estudio nos permite reconocer que entre 2009-2019, el volumen afectado por plagas de escarabajo descortezador (2,213,515 m³) represento un 17.6 % del volumen que se autorizó en el estado en el año 2017 (12,546,689 m³rta), conforme los programas de manejo forestal (SEMARNAT, 2017). Sin embargo, el volumen afectado por plagas que se presentó en los resultados posiblemente subestima el valor real del impacto de las plagas en el carbono forestal, debido a que es común que las comunidades forestales o los pequeños propietarios con bosques plagados no realicen saneamientos o lo hagan sin autorización oficial, por lo que no se genera un registro de volumen de madera muerta. Lo anterior se debe a la falta de recursos económicos, materiales y humanos por parte de los propietarios forestales, para implementar dicha práctica que es compleja, costosa y hasta peligrosa, asimismo por en escenarios con conflictos sociales internos o intercomunitarios el saneamiento es poco factible de implementarse y porque los tramites de autorización son complejos, y no se siempre se tiene capacidad de gestionarlos. Desafortunadamente, la información del volumen de madera no saneada no estuvo disponible en ninguna fuente, y su estimación no fue propósito de este trabajo.

No obstante, fue evidente que las plagas de escarabajo descortezador al matar arbolado de pino de casi todas las edades y de manera masiva, afectan al carbono (564,446 Mg C) y reducen los almacenes de carbono forestal en los bosques templados del estado de Oaxaca. Al mismo tiempo, la madera muerta por plagas de escarabajo descortezador, removida o no de las áreas afectadas, puede estar susceptible de convertirse en emisiones de CO₂ a la atmosfera. De ser el caso, constituirían fugas a los esfuerzos gubernamentales y sociales de disminución de emisiones de CO₂, y contrarrestarían los esfuerzos de las comunidades forestales para capturar carbono y cuidar los almacenes de carbono forestal, a través del cuidado, manejo y reforestación. Así como las estrategias de transformar la madera en muebles y evitar la emisión del carbono almacenado en el corto plazo (Pacheco *et al.*, 2014). Sin embargo, estas plagas no solo se afectan el almacén de carbono, sino que disminuyen el potencial de captura de carbono en los bosques templados. Aunque no se está considerando, el problema de las plagas de escarabajo descortezador, también tiene repercusiones en las

comunidades que están o podrían incursionar en la venta de bonos de carbono en el mercado voluntario (Ranero y Covalada, 2018; Rontard *et al.*, 2020).

Las razones de porque el carbono de los bosques templados de Oaxaca está siendo afectado plagas de escarabajo descortezador, está en riesgo de serlo o hasta aumentar son variables, pero enfatizamos cuatro de ellas:

- 1) Los bosques templados suelen ser diversos y dominancia por árboles del género *Pinus*, y varias de sus especies son hospederas de los escarabajos descortezadores, que también son diversos en el estado, por lo que Salinas-Moreno *et al.* (2010), han reconocido que son susceptibles a presentar plagas
- 2) Para responder a demandas del mercado, las estrategias de reforestación de la CONAFOR y las de manejo de gran parte de las comunidades forestales dedicadas a extracción comercial de madera, han promovido la proliferación de pinos y, a veces la monodominancia, sobre todo de especies que son susceptibles al escarabajo descortezador, como es el caso de *Pinus patula*, lo cual ha aumentado la vulnerabilidad.
- 3) El cambio climático está alterando las condiciones de sequía y temperatura en las zonas forestales de Oaxaca (SEMAEDES0 *et al.*, 2016), lo que estresa al arbolado y que, al mismo tiempo favorecen las tasas de reproducción de los insectos (Del-Val y Sáenz-Romero, 2017), y la preocupación es mayor, toda vez que se prevé que las interrupciones climáticas podrían acentuarse en los próximos años.
- 4) Los propietarios forestales (comuneros, ejidatarios o pequeños propietarios privados) tienen un amplio desconocimiento de la problemática (Duran y Poloni, 2014) y las estrategias de comunicación de la CONAFOR no incluyen una difusión masiva y accesible a estos actores sociales clave para la atención a la salud de los bosques (Thorn *et al.*, 2019).

Análisis de la dinámica de carbono forestal a nivel local

La ocurrencia de disturbios originados por plagas de escarabajo descortezador, ayuda a renovar el bosque (Buse *et al.*, 2008), porque eliminan arbolado de grandes dimensiones, en los cuales se ha reducido su capacidad de capturar carbono (Pregitzer y Euskirchen, 2004).

En los rodales de Pueblos Mancomunados afectados por plagas de escarabajo descortezador se encontró que el carbono almacenado previo al brote ($126 \pm 84 \text{ MgC ha}^{-1}$) fue cercano al estimado por Ordoñez *et al.* (2015b) para bosques manejados y conservados en San Pedro Juacaro Michoacán ($129.1 \text{ MgC ha}^{-1}$). Sin embargo, dicho valor fue mayor a lo reportado por Rodríguez-Laguna (2009), para bosques de pino-encino en la reserva de la biosfera El cielo, Tamaulipas (110 MgC ha^{-1}). Es importante señalar que los bosques en los que se realizó este estudio se habían encontrado en un esquema de preservación comunitaria, sin extracción de madera con fines comerciales y sin disturbios de gran intensidad (Bray, 2016), lo cual se refleja en el área basal previa al brote.

La remoción del arbolado ocurrió con el saneamiento forestal, práctica que impactó adicionalmente al almacén de carbono, porque removió carbono del bosque ($15 \pm 11 \text{ MgC ha}^{-1}$), en un 12% del total de carbono de la madera muerta por la plaga. Sin embargo, el saneamiento forestal fue necesario, sobre todo si fue oportuno y eficiente (extracción de más del 95% del arbolado infestado), porque si no el contagio podría extenderse e impactar aún más dichos almacenes en pocos meses o años, así como su potencial de captura Dobor *et al.* (2020). Una razón del impacto a la biomasa y los almacenes de carbono forestales se debió a que en los rodales estudiados prevalecían árboles del género *Pinus*, hospedero de *Dendroctonus adjunctus*, que fue el escarabajo descortezador que afectó estos bosques.

No obstante, después del saneamiento, el carbono residual ($110 \pm 87 \text{ MgC ha}^{-1}$) continuó siendo un importante reservorio de carbono y se encontró contenido en: los árboles suprimidos de pino que después de la apertura de los claros lograron desarrollarse y alcanzar el dosel (Kayes y Tinker, 2012) y en árboles no hospederos del escarabajo descortezador. Este arbolado residual de no hospederos, correspondió principalmente a árboles del género *Quercus*, que además de almacenar carbono, atenúan la degradación del bosque al mantener parte de la cobertura, la productividad y la funcionalidad ecológica (Medero *et al.*, 2017). Incluidas condiciones microambientales que podrían favorecer la recuperación del arbolado y, con ello, la captura y reposición de los almacenes de carbono perdidos (Collins *et al.*, 2011). Al abrirse espacio en el dosel se da oportunidad a que la regeneración o árboles suprimidos se desarrollen, y con ello se reactiva la captura de carbono. Por lo que, con la renovación del bosque, el carbono eliminado se puede volver a capturar; sin embargo, la clave es el tiempo de recuperación del almacén de carbono. Esto,

puede depender del nivel de afectación y las condiciones en que quedó el bosque afectado, particularmente los árboles residuales y el banco de semillas, así como de las acciones de manejo que se realicen una vez que ha ocurrido la afectación. Aunque se debe reconocer que estas condiciones no fueron propósito de este estudio.

En el caso de Pueblos Mancomunados, la remoción por acciones de saneamiento fue del 12% ($15 \pm 11 \text{ MgC ha}^{-1}$), con esto se abrieron claros en el dosel que favorecieron el establecimiento de nuevos individuos (evaluados en este trabajo con la categoría de 5-20 cm de DAP). Por lo que posterior a la infestación por escarabajo descortezador, el carbono forestal quedó contenido en los árboles residuales (hospederos y no-hospederos) y la regeneración que se estableció en los claros. En cuanto al tiempo de recuperación del carbono removido, se estimó que se tardara entre 10 y 12 años. Esto muestra que, a pesar de haber sufrido una infestación importante, el bosque de la comunidad está recuperando el carbono que se removió, esto debido a la intervención de los comuneros, a la condición del bosque y al rápido crecimiento del arbolado en la región. Estas condiciones le confieren una mayor resiliencia al bosque, es decir, su capacidad para recuperarse de los disturbios (Holling, 1973) y con ello reponer el almacén y capacidad de captura de carbono su nivel previo a la perturbación en un periodo relativamente corto (Figura 3.6).



Figura 3.6 Dinámica de carbono arbóreo en bosques afectados por escarabajo descortezador en tres tiempos. T₁: al surgir un brote de escarabajo descortezador e infesta a árboles de pino-hospederos mayormente vulnerables (pinos copa café). T₂: con el saneamiento que extrae árboles muertos lo que se reduce el almacén de carbono aéreo, T₃: el crecimiento de árboles residuales y la regeneración posterior a la plaga capturan carbono (Elaboración propia).

Recomendaciones de manejo

A diferencia de los incendios forestales, las afectaciones por plagas de escarabajo descortezador son poco perceptibles para la sociedad en general, situación que es preocupante, porque el Programa Estatal de Cambio Climático reconoce que los bosques del estado son clave para la disminución de la emisión de gases de efecto invernadero. A manera de referente cabe enfatizar que en 2013, Oaxaca contribuyó con el 2.8 % de las emisiones totales del país (~ 19 millones de toneladas de CO_{2e}; (SEMAEDES *et al.*, 2016), de las cuales el 6% (1,143,000 toneladas de CO_{2e}) se debieron a la quema de biomasa en tierras forestales por cambio de uso de suelo en toda la entidad. Conforme dicha cifra, el impacto de las emisiones acumuladas en 10 años por plagas de escarabajos descortezador (2,071,518 CO_{2e}) no debe subestimarse. Tener presente esta comparación es relevante porque las dependencias gubernamentales del estado de Oaxaca destinan importantes recursos económicos y humanos a promover la disminución de gases de efecto invernadero, incluidas campañas, así como recursos para la mitigación del cambio climático, pero ninguno de ellos están atendiendo la sanidad forestal. Situación que debe cambiar, porque las plagas de escarabajos descortezadores no son las únicas amenazas bióticas, ya que en los últimos años han ocurrido importantes afectaciones por insectos defoliadores y plantas parasitas (CONAFOR, 2018).

Sin embargo, las áreas afectadas deben asistirse para acortar los tiempos de recuperación de los almacenes de carbono de manera, y para establecer especies, de manera natural o con reforestaciones, con poca o nula vulnerabilidad al escarabajo descortezador (Erb *et al.*, 2013). Otra intervención para cuidar los almacenes de carbono es reducir la prevalencia y dominancia de pinos, quizá aun en las zonas dedicadas a la extracción comercial de madera. Evitar establecer grandes extensiones de reforestaciones con especies vulnerables, porque al presentarse un brote puede impactar grandes superficies (Fettig *et al.*, 2014; Lundquist y Reich, 2014; Rigot *et al.*, 2014), lo que significarían importantes pérdidas de almacenes de carbono que se convertirían en emisiones de CO_{2e}. También para propósitos de manejo preventivo de este tipo de plagas, los árboles de pino que sobrevivieron a la plaga deberían tener especial atención, porque podrían constituir germoplasma resistente (Six *et al.*, 2018).

La participación social, es crucial para el control y mitigación de las plagas de escarabajos descortezadores en Oaxaca; particularmente, aquellas comunidades dedicadas al aprovechamiento forestal que realizan múltiples actividades para asegurar la conservación y la captura del carbono. Entre ellas, el monitoreo y el saneamiento participativo permanente para evitar que los brotes escalen a grandes superficies (Duran y Poloni, 2014). Sin embargo, estas acciones están estrechamente relacionadas con la cultura forestal de cada comunidad, que se fortalece de manera interna, pero también por la participación de ONG's y dependencias gubernamentales. Asimismo, esto se relaciona con el acceso a la información y educación que reciben los dueños de los bosques pertinente sobre el comportamiento de las plagas, así como los impactos de las mismas en bienes y servicios ambientales (Thorn *et al.*, 2019). De esta manera, las comunidades estarán informadas y atentas para realizar un saneamiento oportuno. Por lo que resulta preocupante que aun sean comunes los casos en que los propietarios forestales (comuneros, ejidatarios o pequeños propietarios privados) tengan desconocimiento de la problemática (Duran y Poloni, 2014), por lo que la CONAFOR y el gobierno del estado deben trabajar más en sus estrategias de comunicación para que incluyan una difusión masiva y accesible a los actores sociales clave para la atención a la salud de los bosques.

3.5 CONCLUSIONES

Las plagas de escarabajo descortezador están impactando los almacenes de carbono forestal en el estado de Oaxaca, el volumen de madera muerta por plaga, entre 2009-2019, represento casi el 20%, del total de volumen aprovechado comercialmente. Este alto nivel, hasta ahora no era reconocidos, tampoco contabilizado en las cuentas estatales de emisiones de carbono. Desafortunadamente, dicho porcentaje puede ser mayor, ya que los datos disponibles subestiman las afectaciones reales, al contabilizar solo los saneamientos que se realizan con autorización de la CONAFOR-SEMARNAT. Al matar masivamente arboles de *Pinus* (el género dominante en los bosques templados del estado), también se reduce la capacidad de captura de carbono en los bosques. El análisis de los impactos de dicha plaga a nivel local y de la dinámica del carbono, analizado en los bosques de Pueblos Mancomunados, en la Sierra Norte, mostró que antes de la incidencia de las plagas la mayor parte del almacén de carbono aéreo estuvo en los árboles de pino, pero después de las infestaciones el almacén de carbono se redujo, y cobraron importancia los árboles no hospederos, principalmente los del género *Quercus*, que pasaron a albergar el mayor reservorio de carbono en los rodales. Una lección importante, para fines de mantener los almacenes de carbono y la capacidad de almacenamiento de CO₂ de los bosques, es el promover que los bosques, aumenten las masas arboladas mixtas. Esto debido a que en los bosques donde pueden incidir plagas que tienen como hospederos a arboles dominantes, aun si causan mortalidad masiva, en los hospederos tienen capacidad de seguir manteniendo funcionalidad ecológica como es la captura de carbono. También fue notable reconocer que, una década después de dichos disturbios, las masas arboladas en los sitios de estudio tendieron a recuperar su capacidad de captura de carbono, debido al acelerado reclutamiento y crecimiento de árboles de pino y otras especies, y del crecimiento de árboles jóvenes que habían estado suprimidos, y fueron liberados al morir los arboles emergentes. Ante los escenarios de cambio climático y los esfuerzos por mitigar la problemática, la sanidad forestal debería figurar prioritariamente en la agenda de la política forestal y ambiental, porque las predicciones indican que las plagas forestales de escarabajos descortezadores podrían continuar o aumentar su presencia, y hay riesgo de que sigan afectando los almacenes de carbono forestal, disminuir el potencial de captura y representar emisiones adicionales de CO₂ a la atmosfera.

3.6 REFERENCIAS

- Boyd, I. L., P. H. Freer-Smith, C. A. Gilligan y H. C. J. Godfray. 2013. The consequence of tree pests and diseases for ecosystem services. *Science* 342(6160): 57-67.
- Bray, D. B. 2016. Muir and Pinchot in the Sierra Norte of Oaxaca: Governance of forest management and forest recovery in Pueblos Mancomunados. *World Development Perspectives* 4: 8-10.
- Bray, D. B. 2020. *Mexico's Community Forest Enterprises: Success on the commons and the seeds of a good anthropocene*. University of Arizona Press.
- Buse, J., T. Ranius y T. Assmann. 2008. An endangered longhorn beetle associated with old oaks and its possible role as an ecosystem engineer. *Conservation Biology* 22 (2): 329-337.
- Castellanos, B. J. F., M. E. O. Ruiz, C. M. Gómez y C. R. González. 2013. Fundamentos técnicos para el control de insectos descortezadores de pinos en Oaxaca. INIFAP-Campo Experimental Valles Centrales de Oaxaca. Folleto Técnico Núm. 24. Santo Domingo Barrio Bajo, Etna, Oaxaca, México. 40 p.
- Caldwell, M. K., T. J. Hawbaker, J. S. Briggs, P. W. Cigan y S. Stitt. 2013. Simulated impacts of mountain pine beetle and wildfire disturbances on forest vegetation composition and carbon stocks in the Southern Rocky Mountains. *Biogeosciences*, 10(12), 8203-8222.
- Cervantes-Martinez, R., J. Cerano-Paredes, G. Sanchez-Martinez, J. Villanueva-Diaz, G. Esquivel-Arriaga, V. H. Cambron-Sandoval, J. Mendez-Gonzalez y L. U. Castruita-Esparza. 2019. Historical bark beetle outbreaks in Mexico, Guatemala and Honduras (1895-2015) and their relationship with droughts. *Revista chapingo serie ciencias forestales y del ambiente* 25 (2): 269-290.
- CIFOR. 2009. *Manual para la cobertura de REDD+*. Center for International Forestry Research, Programa UN-REDD, Unión Europea, Inglaterra. 8 p.
- Collins, B. J., C. C. Rhoades, R. M. Hubbard y M. A. Battaglia. 2011. Tree regeneration and future stand development after bark beetle infestation and harvesting in Colorado lodgepole pine stands. *Forest Ecology and Management* 261 (11): 2168-2175.
- CONAFOR. 2018. *Diagnostico fitosanitario del estado de Oaxaca, segundo semestre*. Comision Nacional Forestal. Departamento de protección forestal. Oaxaca, México. 64 p.
- CONAFOR. 2020. *El sector forestal mexicano en cifras 2019*. Ciudad de México. 104 p.
- Del-Val, E. y C. Sáenz-Romero. 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.
- Dobor, L., T. Hlásny, W. Rammer, S. Zimová, I. Barka y R. Seidl. 2020. Is salvage logging effectively dampening bark beetle outbreaks and preserving forest carbon stocks? *Journal of Applied Ecology* 57 (1): 67-76.
- Durán, E., y A. Poloni. 2014. Escarabajos descortezadores: diversidad y saneamiento en bosques de Oaxaca. *Biodiversitas*: 7-12.
- Erb, K.-H., T. Kastner, S. Luyssaert, R. A. Houghton, T. Kuemmerle, P. Olofsson y H. Haberl. 2013. Bias in the attribution of forest carbon sinks. *Nature Climate Change* 3 (10): 854-856.
- Fettig, C. J., K. E. Gibson, A. S. Munson y J. F. Negrón. 2014. Cultural practices for prevention

- and mitigation of mountain pine beetle infestations. *Forest Science* 60 (3): 450–463.
- García, E. 1973. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Koeppen. Instituto de Geografía. Universidad Nacional Autónoma de México. 2a. edición. 246 p.
- Griscom, B., D. Ganz, N. Virgilio, F. Price, J. Hayward, R. Cortez, G. Dodge, J. Hurd, F.L. Lowenstein y B. Stanley. 2009. The Hidden Frontier of Forest Degradation: A Review of the Science, Policy and Practice of Reducing Degradation Emissions. The Nature Conservancy. Arlington, VA, 76 p.
- Hlásny, T., P. Krokene, A. Liebhold, C. Montagné-Huck, J. Müller, H. Qin, K. Raffa, M.-J. Schelhaas, R. Seidl y M. Svoboda. 2019. Living with bark beetles: impacts, outlook and management options. European Forest Institute. 52 p.
- Holling, C. S. 1973. Resilience and stability of ecological systems. *Annual review of ecology and systematics*, 4(1), 1-23.
- INEGI. 2012. México en Cifras. Información nacional, por entidad federativa y municipios. Oaxaca, Mexico. Instituto Nacional de Estadística Geográfica e Información.
- INEGI. 2008. Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos Santa María Yavesía, Oaxaca. 9 p.
- IPCC. 2007. Cambio climático 2007: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Cuarto Informe de evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre Cambio Climático. Intergovernmental Panel on Climate Change. Ginebra, Suiza. 104 p.
- IPCC, 2014: Cambio climático 2014: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. Equipo principal de redacción, R.K. Pachauri y L.A. Meyer (eds.). Ginebra, Suiza, 157 p.
- Kayes, L. J. y D. B. Tinker. 2012. Forest structure and regeneration following a mountain pine beetle epidemic in southeastern Wyoming. *Forest Ecology and Management* 263: 57–66.
- Martínez-López, J. y A. Acosta-Ramos. 2014. Estimación del diámetro, altura y volumen a partir del diámetro del tocón para *Quercus laurina*, en Ixtlán, Oaxaca, México. *Madera y bosques* 20 (1): 59–70.
- Lundquist, J. E. y R. M. Reich. 2014. Landscape Dynamics of Mountain Pine Beetles. *Forest Science* 60 (3): 464–475.
- Medero, K. I., A. M. C. Rodríguez, C. A. M. Lam, A. F. Valdés y A. P. Chirino. 2017. Estado actual de la población de *Quercus sagrana* (Fagaceae) en el encinar de Manuel Lazo, Pinar del Río, Cuba. *Acta Botánica Cubana* 216 (3): 137–142.
- Ordoñez, D., J. A. B. 2008. Como entender el manejo forestal, captura de carbono y pago de servicios ambientales. *Ciencias* 90: 36–42.
- Ordóñez, D. J. A. B., A. Galicia Naranjo, N. J. Venegas Mancera, T. Hernández Tejeda, M. de J. Ordóñez Díaz y R. Dávalos-Sotelo. 2015a. Densidad de las maderas mexicanas por tipo de vegetación con base en la clasificación de J. Rzedowski: compilación. *Madera y bosques* 21: 77–216.
- Ordóñez, D., J. A. B., R. Rivera Vázquez, M. E. Tapia Medina y L. R. Ahedo Hernández. 2015b. Contenido y captura potencial de carbono en la biomasa forestal de San Pedro Jacuaro, Michoacán. *Revista mexicana de ciencias forestales* 6(32): 7–16.
- Ordoñez. 2020. Conversatorio III, de la serie colapso ecológico y desarrollo sostenible,

México.

- ONU. 1998. Protocolo de Kioto de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. Organización de las Naciones Unidas. Kioto. 24 p.
- Pacheco-Aquino, G., E. Durán M. y J. A. Ordóñez D. 2015. Estimación del carbono arbóreo en el área de manejo forestal de Ixtlán de Juárez, Oaxaca, México. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 6(29): 126–145.
- Pacheco-Aquino, G y E. Duran. 2021. Rethinking strategies for coexistence with bark beetles in Mexico and beyond. *Frontiers in Ecology and the Environment*. En prensa.
- Pregitzer, K. S. y E. S. Euskirchen. 2004. Carbon cycling and storage in world forests: biome patterns related to forest age. *Global change biology* 10(12): 2052–2077.
- Quiñónez, B. G., F. C. Cruz, B. L. Vargas y F. J. Hernández. 2012. Estimación del diámetro, altura y volumen a partir del tocón para especies forestales de Durango. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 3(9): 23–39.
- R Core Team. (2019). R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. Retrieved from <https://www.R-project.org/>
- Ranero, A. y S. Covalada. 2018. El financiamiento de los proyectos de carbono forestal: Experiencias existentes y oportunidades en México. *Madera y bosques* 24(e2401913): 1-28.
- Rigot, T., I. Van H. y H. Jactel. 2014. Landscape diversity slows the spread of an invasive forest pest species. *Ecography* 37(7): 648–658.
- Rodríguez-Laguna, R., J. Jiménez-Pérez, Ó. A. Aguirre-Calderón, E. J. Treviño-Garza y R. Razo-Zárate. 2009. Estimación de carbono almacenado en el bosque de pino-encino en la reserva de la biosfera El Cielo, Tamaulipas, México. *Ra Ximhai* 5(3): 317–327.
- Rojas-García, F., B. H. De Jong, P. Martínez-Zurimendí y F. Paz-Pellat. 2015. Database of 478 allometric equations to estimate biomass for Mexican trees and forests. *Annals of forest science* 72(6): 835-864.
- Rontard, B., H. R. Hernández y M. A. Robledo. 2020. Pagos por captura de carbono en el mercado voluntario en México: diversidad y complejidad de su aplicación en Chiapas y Oaxaca. *Sociedad y Ambiente* (2): 212–236.
- Rügnitz T. M., M. C. León y R. Porro. 2009. Guía para la determinación de carbono en pequeñas propiedades rurales. Manual técnico 11, Centro Mundial Agroforestal (ICRAF)/ Consorcio Iniciativa Amazonica (IA). Lima, Perú. Saucier.
- Salinas-Moreno, Y., A. Ager, C. F. Vargas, J. L. Hayes y G. Zúñiga. 2010. Determining the vulnerability of Mexican pine forests to bark beetles of the genus *Dendroctonus* Erichson (Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae). *Forest Ecology and Management* 260(1): 52–61.
- Seidl, R., M.-J. Schelhaas, W. Rammer y P. J. Verkerk. 2014. Increasing forest disturbances in Europe and their impact on carbon storage. *Nature Climate Change* 4(9): 806–810.
- SEMAEDES, Gobierno Constitucional del Estado de Oaxaca y Comité Técnico de Cambio Climático de Oaxaca. 2015. Programa Estatal de Cambio Climático de Oaxaca 2016-2022. 373 p.
- SEMARNAT, CONAFOR. Colegio de profesionales forestales de Oaxaca A. C. 2015. Estudio de estudio de cuenca de abasto para el desarrollo industrial forestal maderable de la Región Sierra Juárez, Oaxaca. 188 p.

- SEMARNAT. (2016). Anuario Estadístico de la Producción Forestal 2016, 228 p.
- SEMARNAT. (2017). Anuario Estadístico de la Producción Forestal 2017, 284 p.
- SEMARNAT. (2019). *Superficie afectada por plagas forestales*. Sistema Nacional de Gestion Forestal.
- Six, D. L., C. Vergobbi y M. Cutter. 2018. Are survivors different? Genetic-based selection of trees by mountain pine beetle during a climate change-driven outbreak in a high-elevation pine forest. *Frontiers in Plant Science* 9: 1–11.
- Sugden, A., Fahrenkamp-Uppenbrink, J., Malakoff, D., y Vignieri, S. 2015. Special issue: Forest health in a changing world. *Science*. 349:800–1
- Thorn, S., A. B. Leverkus, C. J. Thorn y B. Beudert. 2019. Education and knowledge determine preference for bark beetle control measures in El Salvador. *Journal of environmental management* 232: 138–144.
- UNFCCC. 2015. The Paris Agreement and NDCs. United Nations Framework Convention on Climate Change.
- Valencia A., S. 2004. Diversidad del género *Quercus* (Fagaceae) en México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 75: 33–53.
- Wood, S. L. 1982. The bark and ambrosia beetles of North and Central America (Coleoptera: Scolytidae), a taxonomic monograph. *Great Basin Nat Memoirs* 6(6): 1–1359.

CAPÍTULO IV. Rethinking strategies for coexistence with bark beetles in Mexico and beyond

Guadalupe Pacheco-Aquino and Elvira Duran*

Reviews

*Instituto Politécnico Nacional Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral, Santa Cruz Xoxocotlán, Oaxaca, México *(eduranm@ipn.mx)*

Temperate forests in Mexico are often inhabited by humans and as such function as social–ecological systems (SES). As elsewhere in the world, these forests are increasingly under threat from bark beetle pests, outbreaks of which will be exacerbated by climate change. Current strategies for confronting bark beetle infestations are typically more technical and reactive, and technology and science have not yet provided economic and practical solutions. Taking into consideration future climate-change scenarios, forest policy agendas must embrace more holistic strategies focused on improving resistance, resilience, and adaptive capacity of forest SES. Forest landowners are crucial stakeholders worldwide, and when provided with reliable information, training, and incentives, can perform the complex and highly demanding responsibilities of forest monitoring, sanitation logging, and restoration. -Participatory sanitation logging in Mexico highlights the opportunities and challenges of dealing with bark beetles, from which lessons can be drawn. A holistic strategy that includes management and public policy recommendations for Mexico and elsewhere is proposed as a potential means of coexisting with this challenge to forest health.

In a nutshell:

- Bark beetle infestations are one of many contemporary global environmental challenges likely to expand in the future and simultaneously impact forests and social welfare
- Instead of considering them as a technical problem and focusing solely on their impacts on the ecological subsystem, bark beetle outbreaks should be viewed in the context of a social–ecological system
- As such, actions for addressing infestations should be geared toward increasing resistance, resilience, and adaptive capacity in the social and ecological dimensions
- Community forest management of bark beetle outbreaks in Mexico illustrates the potential of participatory and adaptive strategies in maintaining long-term forest health

4.1 INTRODUCTION

Globally, temperate forests cover 6.9 million km² and provide multiple resources and environmental services (De Gouvenain and Silander 2017). Conifers represent one of the most common types of trees in temperate regions, with *Pinus* – consisting of approximately 111 species worldwide – dominating many forests (Price *et al.* 1998). Temperate forests support a high diversity of bark beetles, primarily of the genera *Dendroctonus* and *Ips* (Coleoptera: Scolytidae). The conifer–bark beetle relationship in the northern hemisphere can be traced back to at least 190 million years ago, following the diversification of conifers in the Cretaceous (Wood 1982). Bark beetles are key elements of the forest ecosystem dynamic because they modulate the availability of resources for other species due to the changes caused by the elimination of their host trees (Jones *et al.* 1997). In recent years, however, bark beetles have become pests in many areas (WebTable 1), and are responsible for the deaths of millions of conifers in Europe, North and Central America, and Asia (Seidl *et al.* 2014; Hlásny *et al.* 2019). The mass mortality of conifers due to bark beetle outbreaks is the result of interactions among various factors at global, national, and local scales, including climate change, geographic location, presence of species hosts, management history, forest policies, regulations, lack of information on infestation prevention, culture of the forest landowners, and social conflicts, among others (Raffa *et al.* 2008; Biedermann *et al.* 2019). Particular emphasis has been given to climate change (Marini *et al.* 2017), as disruptions attributable to increased temperature result in hydric stress in trees that diminishes their physiological defense systems, facilitating bark beetle outbreaks (WebTable 1; Allen *et al.* 2010; WMO 2013). In addition, forest fires and silvicultural practices reduce canopy complexity to monodominance of bark beetle host species, while inadequate tree density increases competition that can weaken trees and increase their vulnerability (Fettig *et al.* 2007). Moreover, when sanitation logging (also known as salvage logging, is a practice in which trees negatively affected by disturbances, including but not limited to bark beetles, are selectively removed; for definitions of additional specialist terms, see Panel 1) is performed incorrectly or not performed in a timely manner, bark beetle outbreaks can persist and scale-up to the landscape level.

At present, there are no economically or practically feasible solutions for dealing with bark beetles, and thus it is important that interdisciplinary and realistic diagnoses be made, ones that consider not only forests in their own right but also the human communities that rely on the benefits provided by forest ecosystems. Depending on the country, the rights of ownership of forests and forest products vary greatly, from smallholders, to family forests, to common property (White and Martin 2002; Bray 2013; Butler *et al.* 2016), underscoring the need to recognize that these forests constitute social–ecological systems (SES), along with awareness of the interactions between the social and ecological components or subsystems (forest SES; Panel 1; Figure 1; Berkes *et al.* 2000; Janssen and Ostrom 2006a; Fischer 2018). Although the strength of the relationship between forests and the human communities that depend on them may vary, participatory practices can nevertheless encourage practices for preserving forest health (Flint *et al.* 2009; Durán and Poloni 2014). Attention to forest health must be made a priority of government forest agendas, as bark beetle infestation will become even more of a problem in the future (Millar and Stephenson 2015;

Morris *et al.* 2017; Hlásny *et al.* 2019). We emphasize the importance of assuming that bark beetles will continue to have negative impacts on forest systems, and that stakeholders must learn to coexist with this threat and attempt mitigation using an SES approach in acknowledgement of the crucial importance of the social dimension. Mexico, and examples from the state of Oaxaca in particular, illustrate the opportunities and challenges of an SES approach as well as the involvement of local communities in promoting forest health. The framework proposed here emphasizes actions that focus on improving the resistance, resilience, and adaptive capacity of forest SES in areas affected by bark beetles.

4.2 The forest social–ecological system

Although most forests function as SES (Panel 1), when bark beetle outbreaks arise in a region, traditionally the attention is on the ecological subsystem, possibly in part due to visibility of the mass mortality of host trees. As such, researchers and government forest agencies commonly focus on technical aspects of bark beetle control. Yet this is only one aspect of the problem, and little attention is given to its social dimension in situations outside of government forestlands and large corporate forests (FAO 2009; Butler *et al.* 2016; Morris *et al.* 2017), despite the fact that millions of hectares of affected forests are held in communal or family tenure regimes. News media tend to focus on the broader social impacts of bark beetle infestations, such as detrimental impacts on real estate, tourism, and the provision of ecosystem services (Flint *et al.* 2009; Morris *et al.* 2018), and less so on its impacts on family forests and community properties. Forest pest control is the responsibility of the landowners, including government, the timber industry, individual families, and communities, but in a few instances in, particularly in Central America and Europe, the military has also taken charge (Amador 2015; BBC,2019). Cases of local collaborative and participatory bark beetle control have received less attention, even though landowners are involved in and critical for forest health protection. Participatory sanitation logging has been practiced for decades in community forests in Mexico (Durán and Poloni 2014), usually with the support and backing of the National Forest Commission (Comisión Nacional Forestal, CONAFOR). Engaging people who own community and family forests in control and prevention measures is critical, because such landowners generally implement the most effective small-scale control through the felling, debarking, and burning of bark debris of infested trunks and branches (Figure 2; Dobor *et al.* 2019). These practices are complex, dangerous, expensive, and labor intensive, and have remained largely unchanged for nearly a century (Ringle 1940).

Participatory sanitation logging is based on local forest knowledge and forest governance institutions, as well as organizational capacity and individual abilities. Local stakeholders may already own or have access to the necessary equipment, and forest owners may be able to count on help from neighboring communities and members of their local and regional forest organizations. These organizations can provide leverage for (1) increasing political power to negotiate funds for sanitation, protective equipment, and infrastructure; (2) ensuring greater involvement of forest agencies; and (3) accelerating authorization for sanitation logging (WebTable 2; Cheng *et al.* 2015; Abrams *et al.* 2017).

However, participatory sanitation logging is unrealistic for extensive bark beetle outbreaks (for instance, over thousands of hectares), for reasons of logistics, cost, and labor. Such cases necessitate large-scale regional planning and government-led action, with involvement from local stakeholder organizations, although the nature of the government–local stakeholder collaboration will vary depending on the circumstances of each forest SES (Figure 1; Raffa *et al.* 2008). Moreover, with respect to both local and regional outbreaks, the forest SES may also provide substantial opportunities not only for sanitation logging, including preventative measures to inhibit the spread of bark beetles, but also for subsequent forest recovery (Hlásny *et al.* 2019).

4.3 Resistance, resilience, and adaptive capacity

Forest SES are dynamic by nature, and while unlikely to have a unique equilibrium state in the long term, a threshold of relative stability may be attained (Janssen and Ostrom 2006b). This stability is conferred by three properties: resistance, resilience, and adaptive capacity (Panel 1; Folke 2006; DeRose and Long 2014; Cottrell *et al.* 2019). Even if bark beetles modify structure and function in the ecological subsystem, a forest SES may have the capacity to adapt in a relatively short period of time, thereby avoiding transition to a different and less desirable stable state (Figure 1; Holling 1973). This stability permits stakeholders in forest regions to plan strategies for improving forest management at decadal scales, with a focus on timber and non-timber extraction products and conservation, but also to ensure a stable foundation for local forest-based livelihoods, cultures, and economies (Flint *et al.* 2009; Fischer 2018; Morris *et al.* 2018). Forest SES that exhibit resistance and resilience to bark beetles should promote development of strategies to retain the SES; however, forest SES susceptible to bark beetle impacts require development of measures to improve the ecological conditions and the social capacity that mitigate the effects of infestation (Figure 3). The analysis of a forest SES should therefore take its current status into account, including assessment of its internal variables and potential drivers of change (Figure 4; Table 1).

Social subsystem

Internal variables in the social subsystem that can increase resistance and resilience to bark beetles include unambiguous rights with respect to property and resources, effective forest governance (local and multilevel), forest knowledge and culture, social organization, and technical capacity among local stakeholders for the participatory maintenance of forest health (Table 1; Figure 3a). Dialogue and organization among forest landowners can stimulate a sense of shared responsibility for improving forest management (Ostrom 2009; Agrawal *et al.* 2014), culminating in the adoption of collective monitoring, sanitation logging, and restoration actions (Hlásny *et al.* 2019; Thorn *et al.* 2019). For example, in an SES with a mature forest culture (Panel 1), landowners have an interest in preventing pest infestations from escalating, particularly in areas where timber is being harvested for commercial purposes (Table 2; WebFigure 1). It has also been shown that when forest owners have adequate economic means and infrastructure, particularly with regard to timber, they often will perform sanitation logging using their own resources, lowering dependence on

external resources. Likewise, stakeholder collaboration can reduce the time and resources needed for organizing, training, and equipping a community sanitation logging brigade (see WebTable 2 for additional details and recommendations).

Ecological subsystem

Resistance and resilience to bark beetles in the ecological subsystem is complex and related to varying biotic and abiotic factors, as well as to forest management practices. Biotic factors include tree canopy diversity, composition, structure, and regeneration capability (Table 1). Because bark beetles prefer specific tree hosts, maintaining a diverse tree canopy in which hosts have a comparatively low presence can improve inhibition and dilution effects (Figure 3b; Guyot *et al.* 2016; Guo *et al.* 2019); in such cases, even if tree hosts are affected by bark beetles, overall forest functionality will persevere (Figure 4a). Silvicultural practices can also improve resistance to bark beetles by managing for optimal host tree density (Rubin-Aguirre *et al.* 2015; Bray 2020). In addition, recovery of resistance and resilience in this subsystem may be shortened if natural regeneration and reforestation are promoted through a mix of local germplasm (site dependent) that includes nonhost and resistant host species (Figure 4a; WebTable 2). In Mexico, for example, combining host trees that have exhibited the lowest incidence of bark beetle infestation (Salinas-Moreno *et al.* 2010), such as Mexican white pine (*Pinus ayacahuite*), pinyon pine (*Pinus cembroides*), Douglas pine (*Pinus douglasiana*), and Herrera pine (*Pinus herrerae*), with native nonhost trees, such as various species of oak (*Quercus* spp), would be recommended. This practice can reduce amplification (Figure 3b), which occurs when host species dominate forest stands across extensive areas, facilitating bark beetle spread and subsequently large-scale tree mortality (Raffa *et al.* 2008). Moreover, trees damaged by fires in forests dominated by host species will become easy targets for bark beetle infestation (Figure 4b; Thorn *et al.* 2019).

Feedbacks, time lags, and cross-scale interactions

Levels of resistance and resilience to bark beetle infestation are also dependent on feedbacks (the modification of a process by its effects), time lags (intervals between human–nature interactions), and cross-scale interactions (spatially nested and temporally interdependent social and ecological conditions and processes) (Fischer 2018). Feedbacks between the social and ecological subsystems are driven by different silvicultural practices and forest management decisions (Table 1). One example of positive feedbacks and time lags is when forest management promotes a mix of bark beetle host and nonhost trees in canopies, which helps to mitigate future large-scale mortality events (Figure 4). An example of a cross-scale relationship would be financial mechanisms, such as payments made from voluntary carbon markets to local forest owners who are planting forests. Although these payments are an effort to mitigate global climate change, they may also contribute to bark beetle control because reforestation can be implemented with nonhost trees (Bray 2020). Additional positive feedbacks may include multi-stakeholder collaboration that improves technical advice, training for conducting sanitation logging, and funding mechanisms (Pratt Miles 2013; Millar and Stephenson 2015; Fischer 2018). The availability of these factors depends heavily on

national forest policies and regional or national markets (Fischer 2018; Thorn *et al.* 2019). In contrast, negative feedbacks occur when bark beetles affect forest stands in the absence of social involvement, reducing the possibility of participatory sanitation logging. This may result in greater accumulation of dead wood and consequently elevated risk of forest fire, along with subsequent forest degradation (Figure 4). Given that recovery from a degraded state may require 50–100 years, a thorough understanding of the social–ecological processes involved is therefore critical, taking into account timber harvesting (Hernández-Díaz *et al.* 2008) and additional time for functional integrity to rebound (Van Do *et al.* 2010).

4.4. Case study: Mexico

In Mexico, temperate forests make up about 51% of the country's >64.9 million ha of overall forest cover (Torres-Rojo *et al.* 2016) and are largely composed of *Pinus*, with 61 species (Gernandt and Pérez-de la Rosa 2014). Many *Pinus* species are bark beetle hosts and overlap geographically with at least 12 species of *Dendroctonus*, six of which may be associated with outbreaks. Nationally, Durango pine (*Pinus durangensis*), Apache pine (*Pinus engelmannii*), Hartweg's pine (*Pinus hartwegii*), Chihuahua pine (*Pinus leiophylla*), and Mexican yellow pine (*Pinus oocarpa*) experience the highest incidence of bark beetle infestation (Salinas-Moreno *et al.* 2010). The dominant host species may change in different geographic regions; for example, patula pine (*Pinus patula*), the dominant commercial pine species in Oaxaca, is the most susceptible pine species to infestations. For more than a decade, CONAFOR has been developing a national strategy to deal with bark beetle outbreaks, which includes annual aerial surveys, early mapping alerts, subsidies for sanitation logging (~US\$70 per hectare), establishment of Forest Health State Councils, and more recently, organization of community sanitation logging brigades. In addition, government agencies and academics have organized forums at local to national levels to present and discuss the bark beetle pest problem. However, a technical focus continues to prevail, and action is most often taken only after a bark beetle outbreak occurs.

Mexican law has established that landowners are responsible for the care of their forests, with support from CONAFOR. Approximately 60% of forests in Mexico are owned by local communities (Bray 2020), with an additional 17% consisting of family or small private forest enterprises (Morett-Sánchez and Cosío-Ruiz 2017). About 29,000 forest communities in Mexico manage at least 5 ha of forest and oversee forest health; of these, ~2,000 operate as community forest enterprises (CFEs), in which logging is practiced under management plans approved by the Mexican government (Bray 2020). These communities are best positioned to implement participatory sanitation logging programs (Figure 2), which have been shown to be effective in preventing rapid escalation of bark beetle outbreaks; moreover, the forest sector delivers economic benefits to the communities as well. For example, in 2016, 1,511 official authorizations were granted for timber extraction (mainly pine), along with several hundred for harvesting non-timber products (Torres-Rojo *et al.* 2016). Due to the well-established demand for pine in regional and national markets, government reforestation programs and CFEs have expanded the areal extent of *Pinus* woodlands, although these are primarily composed of species with high commercial value.

Oaxaca is one state that boasts of successful CFE operations (Bray 2010); however, Oaxacan forests are also particularly vulnerable to bark beetle infestation (Salinas-Moreno *et al.* 2010). In contrast to successful CFEs, there are numerous community forests and small private forests that have low resistance and resilience to bark beetles due to poor management, weak governance, and low technical capacity for sanitation logging (Table 1). To illustrate the varying levels of resistance, resilience, and adaptive capacity to bark beetles, in the following sections we discuss three forest SES – Ixtlán de Juárez, Pueblos Mancomunados, and Santo Domingo Ozolotepec – characterized by different forest management, governance, and social conflicts (Table 2; WebFigure 1).

Ixtlán de Juárez

This community in the Sierra Norte region is internally well organized and has diversified forest uses. Although it has experienced small outbreaks of bark beetles over the past decade, these have been brought under control quickly and efficiently through participatory sanitation logging (Figure 2), which has prevented escalation. The community has a relatively high technical capacity for forest management and a willingness to improve social learning. As such, desirable interactions and feedbacks are in operation, and in recent years the community has undertaken routine monitoring and early response measures to bark beetle outbreaks.

Pueblos Mancomunados

Pueblos Mancomunados, also located in the Sierra Norte region, has well-managed forests and diversified forest uses, but internal conflicts have interfered with initiation of sanitation logging. Various factors, along with these conflicts, have delayed obtaining authorization and implementation of participatory sanitation logging, resulting in considerable damage to its forests. The community has high technical capacity for forest management and, after participation in a social learning experience program, landowners now have a better grasp of the bark beetle problem. In response, they have improved their capacity to react to bark beetle outbreaks by increasing forest monitoring and treating infestations while still in early stages, despite lingering social conflicts that hinder obtaining authorization to engage in sanitation logging. Although the water supply–bark beetle relationship is complex (Beudert *et al.* 2015), research has shown that forest cover damage due to bark beetles can impact water quality for several years after the outbreak, giving the community additional motivation for preserving the health of their forest.

Santo Domingo Ozolotepec

Santo Domingo Ozolotepec is a community in the Sierra Sur region with some degree of technical capacity for forest management. Due to boundary conflicts with a neighboring forest community, however, along with poor knowledge of and interest in bark beetles, this community has not yet implemented a sanitation logging program. The boundary dispute first began in 2015, and escalated quickly from there (SEMARNAT 2018); at present, the conflict between the communities remains unresolved, and due to a lack of attention, much of the community forest –

as well as forests of surrounding communities and small private forests – has been damaged by bark beetles. Moreover, in 2018, the community decided to break off negotiations promoted by government agencies and abandoned efforts to come to an agreement with neighboring communities over sanitation logging (WebTable 2). The Ozolotepec example demonstrates that local technical capacity for commercial logging is insufficient when social conflict causes a community to make impractical collective decisions (Bray 2020). Consequently, bark beetle infestations continue to impact forests in the region and dead wood continues to accumulate, greatly increasing the risk of catastrophic forest fires (Xie *et al.* 2020).

Ixtlán and Pueblos Mancomunados exemplify the practice of hundreds of Mexican forest SES, where community assemblies discuss how to implement the best collective action for sanitation logging in such a way that timber production in their CFEs is protected from bark beetle pests, as are ecological functionality and human well-being. The example of Ozolotepec, however, illustrates the critical need to: 1) strengthen local forest culture, 2) improve risk perception and 3) encourage multilevel forest governance. The three key factors mentioned above may influence success for communities and other forest smallholders in Mexico and beyond, and should be incorporated in forest health protocols.

4.5 Holistic strategies for coexisting with bark beetles

Because climate disruptions will continue to increase globally in the future, there is an urgent need for forest-based communities to learn how to cope with bark beetle outbreaks (Biedermann *et al.* 2019; Hlásny *et al.* 2019; Thorn *et al.* 2019). Current responses concentrate largely on technical forest management issues, but it is crucial that more holistic strategies in which forests are regarded as SES be adopted (Table 3). In Mexico, along with many other locations worldwide where smallholders, family or community forests, or other kinds of rights over land and forest resources are common (White and Martin 2002), forest SES are an everyday reality. In these areas, the human dimension is therefore a key condition for mitigating and adapting to bark beetle outbreaks (Figure 4). We propose that future mitigation approaches must (1) promote multilevel governance, (2) implement management at the landscape level, (3) detail transitions from reactive bark beetle policies to more preventive actions, (4) adopt adaptive management, (5) conceive of bark beetle pests as an environmental emergency, (6) enhance social learning, (7) improve education and communication, (8) reduce social conflicts, (9) strengthen means for sanitation logging, (10) encourage reforestation and restoration for bark beetle resistance and resilience, and finally (11) finance and incentivize maintenance of forest health. Proposals for the practical implementation of these proposals, for Mexico and elsewhere, are presented in WebTable 2.

4.6 Conclusions

Bark beetle infestations represent the most important biotic threat to the health of Mexican temperate forests, as well as other forestlands around the world. Although silvicultural practices may improve forest resistance and resilience, strengthening local and multilevel governance is fundamental, and the human dimension must be taken into consideration for interventions before, during, and after bark beetle outbreaks. The devastating impact of bark beetles on forests in the western US and Canada has shown the potential for outbreaks to scale-up rapidly. Forest policies must therefore be revised to incorporate novel strategies for maintaining forest health that are more holistic, participative, and adaptive.

Acknowledgements

GP was granted a scholarship from CONACYT and BEIFI-IPN. Funding for manuscript writing was provided by The Rufford Foundation (grant 24129-1) and the IPN-SIP program (2019-5856). We thank the Oaxaca State Forest Sanitation Council for providing access to official bark beetle information and internal discussions on bark beetle control, and DB Bray for help editing the manuscript.

4.7 References

- Abrams JB, Huber-Stearns HR, Bone C, *et al.* 2017. Adaptation to a landscape-scale mountain pine beetle epidemic in the era of networked governance. *Ecol Soc* **22**: art22.
- Agrawal A, Wollenberg E, and Persha L. 2014. Governing agriculture–forest landscapes to achieve climate change mitigation. *Global Environ Chang* **29**: 270–80.
- Allen CD, Macalady AK, Chenchouni H, *et al.* 2010. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecol Manag* **259**: 660–84.
- Amador G. 2015. Honduras enfrenta una “catástrofe forestal” a causa del gorgojo. Madrid, Spain: Agencia EFE.
- BBC (British Broadcasting Corporation). 2019. Army versus the Bark beetle (Germany). <https://www.youtube.com/watch?v=B4dunBMt1Xc>. Viewed 16 Jun 2020.
- Berkes F, Folke C, and Colding J. 2000. Linking social and ecological systems: management practices and social mechanisms for building resilience. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Beudert B, Bässler C, Thorn S, *et al.* 2015. Bark beetles increase biodiversity while maintaining drinking water quality. *Conserv Lett* **8**: 272–81.
- Biedermann PHW, Müller J, Grégoire JC, *et al.* 2019. Bark beetle population dynamics in the Anthropocene: challenges and solutions. *Trends Ecol Evol* **34**: 914–24.
- Bray DB. 2010. Toward “post-REDD+ landscapes”: Mexico’s community forest enterprises provide a proven pathway to reduce emissions from deforestation and forest degradation. Bogor, Indonesia: Center for International Forestry Research.

- Bray DB. 2013. When the state supplies the commons: origins, changes, and design of Mexico's common property regime. *J Latin Amer Geogr* **12**: 33–55.
- Bray DB. 2020. Mexico's community forest enterprises: success on the commons and the seeds of a good Anthropocene. Tucson, AZ: University of Arizona Press.
- Butler BJ, Hewes JH, Dickinson BJ, *et al.* 2016. Family forest ownerships of the United States, 2013: findings from the USDA Forest Service's national woodland owner survey. *J Forest* **114**: 638–47.
- Cheng AS, Gerlak AK, Dale L, and Mattor K. 2015. Examining the adaptability of collaborative governance associated with publicly managed ecosystems over time: insights from the Front Range Roundtable, Colorado, USA. *Ecol Soc* **20**: art35.
- Cottrell S, Mattor KM, Morris JL, *et al.* 2019 Adaptive capacity in social–ecological systems: a framework for addressing bark beetle disturbances in natural resource management. *Sustain Sci* **15**: 555–67.
- De Gouvenain RC and Silander JA. 2017. Temperate forests. *Ref Mod Life Sci*; doi.org/10.1016/B978-0-12-809633-8.02310-4.
- DellaSala DA, Olson DM, Barth SE, *et al.* 1995. Forest health: moving beyond rhetoric to restore healthy landscapes in the inland Northwest. *Wildlife Soc B* **23**: 346–56.
- DeRose RJ and Long JN. 2014. Resistance and resilience: a conceptual framework for silviculture. *Forest Sci* **60**: 1205–12.
- Dobor L, Hlásny T, Rammer W, *et al.* 2020. Is salvage logging effectively dampening bark beetle outbreaks and preserving forest carbon stocks? *J Appl Ecol* **57**: 67–76.
- Durán E and Poloni A. 2014. Escarabajos descortezadores: diversidad y saneamiento en bosques de Oaxaca. Mexico City, Mexico: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the UN). 2009. Global review of forest pests and diseases. Rome, Italy: FAO.
- Fettig CJ, Klepzig KD, Billings RF, *et al.* 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 Ecol Manag* **238**: 24–53.
- Fischer AP. 2018. Forest landscapes as social–ecological systems and implications for management. *Landscape Urban Plan* **177**: 138–47.
- Flint CG, McFarlane B, and Müller M. 2009. Human dimensions of forest disturbance by insects: an international synthesis. *Environ Manage* **43**: 1174–86.
- Folke C. 2006. Resilience: the emergence of a perspective for social–ecological systems analyses. *Global Environ Chang* **16**: 253–67.
- Gernandt DS and Pérez-de la Rosa JA. 2014. Biodiversidad de Pinophyta (coníferas) en México. *Rev Mex Biodivers* **85**: 126–33.
- Guo Q, Fei S, Potter KM, *et al.* 2019. Tree diversity regulates forest pest invasion. *P Natl Acad Sci USA* **116**: 7382–86.
- Guyot V, Castagneyrol B, Vialatte A, *et al.* 2016. Tree diversity reduces pest damage in mature forests across Europe. *Biol Lett-UK* **12**: 20151037.

- Hernández-Díaz JC, Corral-Rivas JJ, Quiñones-Chávez A, *et al.* 2008. Evaluación del manejo forestal regular e irregular en bosques de la Sierra Madre Occidental. *Madera Bosques* **14**: 25–41.
- Hlásny T, Krokene P, Liebhold A, *et al.* 2019. Living with bark beetles: impacts, outlook and management options. Joensuu, Finland: European Forest Institute.
- Holling CS. 1973. Resilience of ecological systems. *Annu Rev Ecol Syst* **4**: 1–23
- Janssen MA and Ostrom E. 2006a. Governing social–ecological systems. In: Tesfatsion L and Judd KL (Eds). Handbook of computational economics. Amsterdam, the Netherlands: Elsevier.
- Janssen MA and Ostrom E. 2006b. Resilience, vulnerability, and adaptation: a cross-cutting theme of the International Human Dimensions Programme on Global Environmental Change. *Global Environ Chang* **16**: 237–39.
- Jones CG, Lawton JH, and Shachak M. 1997. Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers. *Ecology* **78**: 1946–57.
- Marini L, Økland B, Jönsson AM, *et al.* 2017. Climate drivers of bark beetle outbreak dynamics in Norway spruce forests. *Ecography* **40**: 1426–35.
- Meffe G, Nielsen L, Knight RL, and Schenborn D. 2002. Ecosystem Management: adaptive, community-based conservation. Washington, DC: Island Press.
- Millar CI and Stephenson NL. 2015. Temperate forest health in an era of emerging megadisturbance. *Science* **349**: 823–26.
- Morett-Sánchez JC and Cosío-Ruiz C. 2017. Panorama de los ejidos y comunidades agrarias en México. *Agricultura Sociedad y Desarrollo* **14**: 125–52.
- Morris JL, Cottrell S, Fettig CJ, *et al.* 2017. Managing bark beetle impacts on ecosystems and society: priority questions to motivate future research. *J Appl Ecol* **54**: 750–60.
- Morris JL, Cottrell S, Fettig CJ, *et al.* 2018. Bark beetles as agents of change in social–ecological systems. *Front Ecol Environ* **16**: S34–43.
- Ostrom E. 2009. A general framework for analyzing sustainability of social–ecological systems. *Science* **325**: 419–22.
- Pratt Miles JD. 2013. Designing collaborative processes for adaptive management: four structures for multistakeholder collaboration. *Ecol Soc* **18**: art5.
- Price RA, Liston A, and Strauss. SH. 1998. Phylogeny and systematics of *Pinus*. In: Richardson MD (Ed). Ecology and biogeography of *Pinus*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Raffa KF, Aukema BH, Bentz BJ, *et al.* 2008. Cross-scale drivers of natural disturbances prone to anthropogenic amplification: dynamics of biome-wide bark beetle eruptions. *BioScience* **58**: 501–18.
- Ringle R. 1940. Ghost forest. *Sci Am* **162**: 348–49.
- Rubin-Aguirre A, Saenz-Romero C, Lindig-Cisneros R, *et al.* 2015. Bark beetle pests in an altitudinal gradient of a Mexican managed forest. *Forest Ecol Manag* **343**: 73–79.
- Salinas-Moreno Y, Ager A, Vargas CF, *et al.* 2010. Determining the vulnerability of Mexican pine forests to bark beetles of the genus *Dendroctonus* Erichson (Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae). *Forest Ecol Manag* **260**: 52–61.

- Seidl R, Schelhaas M-J, Rammer W, and Verkerk PJ. 2014. Increasing forest disturbances in Europe and their impact on carbon storage. *Nat Clim Change* **4**: 806–10.
- Soulbury Commission. 2012. Encyclopedia Britannica. Encyclopedia Britannica Online.
- SEMARNAT (Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2018. Sistema nacional de gestion forestal. Mexico City, Mexico: SEMARNAT.
- Thorn S, Leverkus AB, Thorn CJ, and Beudert B. 2019. Education and knowledge determine preference for bark beetle control measures in El Salvador. *J Environ Manage* **232**: 138–44.
- Torres-Rojo JM, Moreno-Sánchez R, and Mendoza-Briseño MA. 2016. Sustainable forest management in Mexico. *Current Forest Rep* **2**: 93–105.
- Van Do T, Osawa A, and Thang NT. 2010. Recovery process of a mountain forest after shifting cultivation in northwestern Vietnam. *Forest Ecol Manag* **259**: 1650–59.
- White A and Martin A. 2002. Who owns the world's forests? Forest tenure and public forests in transition. Washington, DC: Forest Trends.
- WMO (World Meteorological Organization). 2013. Climate 2001–2010: a decade of climate extremes – summary report. Geneva, Switzerland: WMO.
- Wood SL. 1982. The bark and ambrosia beetles of North and Central America (Coleoptera: Scolytidae), a taxonomic monograph. *Great Basin Nat Mem* **6**: 1–1359.
- Xie H, Fawcett JE, and Wang GG. 2020. Fuel dynamics and its implication to fire behavior in loblolly pine-dominated stands after southern pine beetle outbreak. *Forest Ecol Manag* **466**: 118130.

Figures

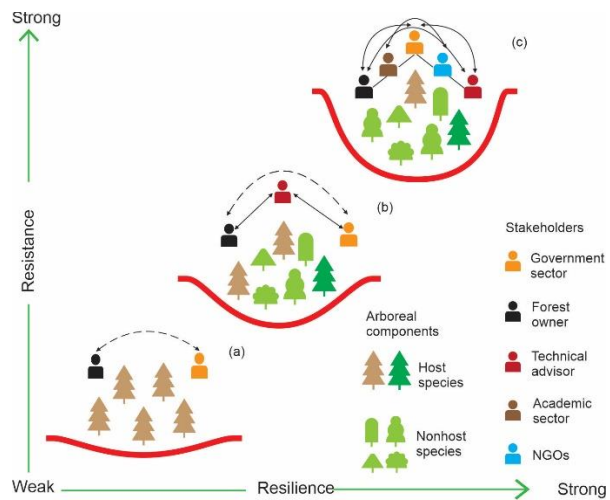


Figure 1. A reworked version of Holling’s (1973) “ball-and-cup” model illustrates different levels of resistance (height of the cup) and resilience (width of the cup) in a forest social–ecological system (SES; ball): (a) low (undesirable status), (b) medium (acceptable status), (c) high (desirable status).



Figure 2. A community brigade undertaking participatory sanitation logging in a forest infested with bark beetles in Ixtlán de Juárez, Oaxaca, Mexico. Both manual and mechanical labor is required for (a) cutting and debarking trees, and (b) burning bark debris of infested trunks and branches.

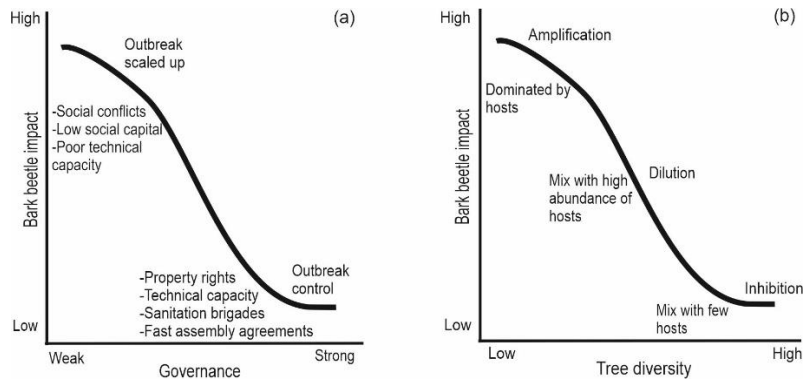


Figure 3. Hypothetical mechanisms that can influence the areal extent of impacts by bark beetles: (a) mechanisms related to governance differences and (b) mechanisms related to tree diversity in forests with different bark beetle hosts.

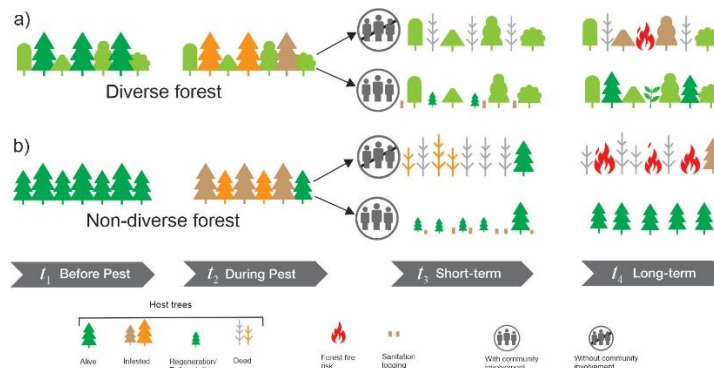


Figure 4. Potential routes in two hypothetical bark-beetle-affected forests (a and b) that differ in tree diversity and community involvement (with and without). Initially (at time t_1), trees are healthy but in the next phase (t_2) bark beetles kill the pines. Afterward, in the short term (t_3) the composition of the forest stand changes while in the long term (t_4) the forest stand may either return to initial conditions or transition to novel conditions.

Table 1. Conditions in the internal variables for subsystems and interactions that impose contrasts in resistance and resilience levels in forest social–ecological systems SES affected by bark beetles

Subsystem and interactions	Internal variables	Resistance/resilience level		
		<i>Low</i>	<i>Medium</i>	<i>High</i>
Social	Property rights	Unclear	Partially clear	Clear
	Rules for forest use	No rules	Flexible rules	Clear, strict rules
	Forest knowledge and culture	Weak	Moderate	Strong
	Participatory pest monitoring	Absent	Occasional	Frequent
	Own budgets and infrastructure to control pests	Limited	Insufficient	Adequate
	Multilevel governance	Weak	Occasional	Always
Ecological	Tree canopy diversity	Low	Medium	High
	Tree density management	Null	Irregular	Constant
	Regeneration capability	Incipient	Medium	Good
	Bark beetle biological controls promoted	Weak	Regular	High
	Complexity in the organism community	Low	Medium	High
Feedbacks, time lags, and cross-scale interactions	Forest management	Single purpose	Emphasis on timber	Multipurpose, integral
	Adaptive management	Never	Sometimes	Always
	Technical advice and training	Without limited	or Occasionally	Constant
	Financial mechanisms for participatory pest control	None	In process	Established and accessible
	Bark beetle information campaigns	None	Only during periods of risk	Constant, updated
	Forest health departments ¹	Pathological ¹ , insufficient staff and budget	Bureaucratic ¹ , inadequate staff and budget	Adaptive ¹ , adequate staff and budget
	Normativity for sanitation logging ²	Not clear	Not updated	Updated
Bureaucratic processes for sanitation logging	Complex, slow	Difficult	Simple, fast	

Notes: ¹based on the “stereotypical organizational types” presented in Meffe *et al.* (2002); ²based on forest health dynamics in each country, but with revisions and continual adjustments.

Table 2. Three cases of community forests in Oaxaca, southern Mexico, showing contrasts in their social subsystems that modify the resistance and resilience of their forests to bark beetles.

Cases ¹	Social subsystem	Forest management	Forest impacts ²
Ixtlán de Juárez (high)	<ul style="list-style-type: none"> • strong forest governance • no social conflicts • multilevel forest governance • high forest culture • high organizational capacity for sanitation logging 	<ul style="list-style-type: none"> • adaptive and multipurpose (including conservation) • forest monitoring by community brigades • timely sanitation logging 	<ul style="list-style-type: none"> • 1313 m³ • only small bark beetle outbreaks • infestations never escalate
Pueblos Mancomunados (medium)	<ul style="list-style-type: none"> • strong forest governance • internal social conflicts • multilevel forest governance • high forest culture • moderate organizational capacity for sanitation logging 	<ul style="list-style-type: none"> • adaptive and multipurpose (including conservation) • forest monitoring is delayed due to conflicts • timely sanitation logging only in areas where conflicts are absent 	<ul style="list-style-type: none"> • 3333 m³ • bark beetle infestation initially escalated but was brought under control several years later
Santo Domingo Ozolotepec (low)	<ul style="list-style-type: none"> • weak forest governance • intercommunity social conflicts • no multilevel forest governance • low forest culture • low local organizational capacity for sanitation logging 	<ul style="list-style-type: none"> • mainly restricted to timber extraction • no internal forest monitoring • no sanitation logging 	<ul style="list-style-type: none"> • 18,408 m³ • bark beetle infestation escalated and is currently widespread throughout the region

Notes: ¹“high”, “medium”, and “low” indicate level of resilience and resistance to bark beetles; see images in WebFigure 1. ²Data for timber volume impacted by bark beetles for 2017 taken from SEMARNAT (2018).

Table 3. Current strategy to combat bark beetle infestations in community forests of Mexico, and a holistic alternative proposal

Current strategy	Holistic strategy
Focus primarily on the tree–forest component (ie the ecological subsystem)	Focus on forests as SES
Problem managed as a technical issue	Problem managed as an integral issue, with the social dimension playing a key role
Traditional forest management	Adaptive and participatory forest management
Interventions when bark beetles are observed, to control or combat outbreaks	Interventions before, during, and after bark beetle outbreaks appear
Sanitation logging subject to bureaucratic delays and outdated regulations	Control of bark beetles conceived as emergency and based on updated regulations
Insufficient economic resources for sanitation logging	Mechanisms for financing and incentives

Panel 1. Key working concepts

Adaptive capacity is the ability of a system to adjust to changes like those imposed by bark beetle infestations. Cottrell *et al.* (2019) recognized the importance of “the preconditions of a social–ecological system to adapt to that disturbance in a proactive and/or reactive manner” that depend on the scale and intensity of the bark beetle outbreak; the level of risk perception; the social, human, and economic capacity; and the form and degree of local and multilevel governance.

Forest culture refers to the forest-related customs and beliefs held by a particular group of people that are linked to their collective history, traditions, knowledge, and activities associated with the forest (Soulbury Commission 2012).

Forest health refers to the forest conditions that help preserve structural and functional integrity for maintaining productivity and other ecological processes (DellaSala *et al.* 1995).

Resilience is the capacity of a forest system to recover following a disturbance.

Resistance is defined as the aptitude of a system for absorbing the effects of disturbances and the ability to remain essentially unchanged (Holling 1973; DeRose and Long 2014).

Sanitation logging is a type of forestry intervention in which trees affected by bark beetles (and other biotic threats) are selectively removed to preserve forest health (Hlásny *et al.* 2019).

Social–ecological systems (SES) are complex and adaptive systems composed of social and ecological subsystems with inherent interactions, feedbacks, and time lags among the components, all of which occur at different temporal and spatial scales (Berkes *et al.* 2000; Janssen and Ostrom 2006a; Ostrom 2009). In forest SES, the social subsystem is typically composed of forest governance institutions, property rights over forest areas, access to timber and non-timber resources, and local knowledge of and cultural aspects relating to the regional environment and forest resource use. The ecological subsystem commonly refers to self-regulating communities of organisms interacting with one another and with their environment. However, in forests subjected to human interventions, it can also correspond to the communities of organisms generated by combined natural and anthropogenic forces. In a timber extraction zone, the ecological subsystem is usually focused on the tree component in the canopy and understory. Interactions, feedbacks, and time lags are typically linked to forest resources harvest and management, which brings the ecological system to conform expected characteristics according to the purpose for which it is managed. (Fischer 2018).



WebFigure 1. Forests with different levels of resistance and resilience to bark beetle outbreaks in affected communities that operate as social-ecological systems (SES) in Oaxaca, Southern, Mexico: a) Very low incidence of bark beetles in Ixtlán de Juárez ~0.5 ha, b) Patches of ten-sixteen years of natural regeneration after participatory sanitation logging of ~400 hectares in Yavesia, Pueblos Mancomunados and c) Active and expanding bark beetle outbreak in thousands of hectares Santo Domingo Ozolotepec. (see: <https://www.youtube.com/watch?v=xqBeDIHAvHo>)

G. Pacheco and E. Duran – Supporting Information

WebTable 1. Common terms related to bark beetle proliferation in forests

Term	Connotation
Eruptions	Sporadic, rapid changes in the number of individuals in a population. Eruptions occur when the conditions that formerly maintained population abundance below certain threshold levels are modified (Raffa <i>et al.</i> 2008).
Pest invasions	A population of nonnative species that expands rapidly and behaves as a forest pest when encountering conditions that increase the number of individuals, causing ecological and social damage (FAO 2011; Guo <i>et al.</i> 2019).
Pest infestations	The process in which a living organism is attacked by parasitic organisms, causing partial damage or death (FAO 2011).
Outbreaks	An imbalance in a natural or managed forest that results in a sudden growth of bark beetle populations in a short time. Depending on the actions carried out, the outbreak may or may not be controlled and prevented from spreading to a larger area (FAO 2011; Hlásny <i>et al.</i> 2019).
Pest	Pest is any species of plant, animal, or pathogen that is harmful to plants. The term is used from an agronomic–forestry perspective or with a socioecological systems approach and has a purely anthropocentric origin, given that a pest is one that interferes with human management objectives. As such, a pest is typically defined as a species that can negatively impact the supply of local forest products or other commercial interests, such as ecotourism or environmental services (Wagner <i>et al.</i> 2008; FAO 2011).

WebReferences

- FAO (Food and Agriculture Organization of the UN). 2011. Guide to implementation of phytosanitary standards in forestry. Rome, Italy: FAO.
- Guo Q, Fei S, Potter KM, *et al.* 2019. Tree diversity regulates forest pest invasion. *P Natl Acad Sci USA* **116**: 7382–86.
- Hlásny T, Krokene P, Liebhold A, *et al.* 2019. Living with bark beetles: impacts, outlook and management options. Joensuu, Finland: European Forest Institute.
- Raffa KF, Aukema BH, Bentz BJ, *et al.* 2008. Cross-scale drivers of natural disturbances prone to anthropogenic amplification: dynamics of biome-wide bark beetle eruptions. *BioScience* **58**: 501–18.
- Wagner MR, Cobbinah JR, and Bosu PP. 2008. Forest entomology in west tropical Africa: forest insects of Ghana. Dordrecht, the Netherlands: Springer Science & Business Media.

WebTable 2. Twelve political and management recommendations for confronting bark beetle outbreaks in Mexico and elsewhere

Political/management recommendation	In Mexico	Elsewhere in the world
Recognize the social dimension	Bark beetles commonly are conceived as a problem in the ecological subsystem, but they also have a social dimension; as such, CONAFOR's Forest Health Department and other agencies require not only foresters and other skilled personnel but also staff trained in the social sciences and community development.	FAO and other international agencies involved in forest health must encourage national governments to incorporate a forest SES approach in their forest health agendas.
Promote multilevel governance	Forest governance is fundamental to addressing bark beetle infestations and other forest health issues. However, multilevel forest governance involves multi-stakeholder collaboration (Pratt Miles 2013); for example, the Project to Control Insect Pests in Oaxaca (UESCO 2019) was implemented in 2019, with CONAFOR providing US\$2.4 million in funding, administered by an NGO. This project encompassed numerous forest communities, a forest community organization, and a protected area. Oversight of the project fell to the Oaxaca State Council for Forest Sanitation. Strategies that improve local stakeholders' organization may increase their capacity to negotiate, and to advocate for changes in the legal framework, improved bureaucratic responsiveness, and increased budgets for forest health.	In North America, multi-stakeholder collaborations for bark beetles were scaled-up. In 1982, the Canadian Forest Service and the US Forest Service organized a workshop to discuss the problem that included stakeholders from Canada and the US, such as representatives of government agencies, private corporations, academia, national parks, and the media (Shrimpton 1982). In Central America, in 2002, a multilevel stakeholder forum on bark beetles was organized through the Central America Technical Cooperation Program and coordinated by the FAO, in response to the thousands of hectares impacted (Billings <i>et al.</i> 2004; FAO 2004). In both cases, potential collaboration to implement reactive and preventive strategies was discussed. However, given climate-change projections, such multi-stakeholder and multilateral cooperation must be expanded and strengthened (Elbakidze <i>et al.</i> 2010). International collaboration is also fundamental for transfer knowledge, technical capacity, and data exchange, in order to promote forest health in transborder areas (Fischer 2018; Morris <i>et al.</i> 2018; Hlásny <i>et al.</i> 2019).
Implement management at the landscape level	Bark beetles commonly cross community and smallholders property boundaries; as such, forest policy should support synchronization of sanitation logging, forest health monitoring, and restoration efforts at the landscape or regional level. The same criteria may be applied to forest management programs, in order to encourage spatial harmonization and require silvicultural practices that encourage forest structure and diversity to dilute and	Bark beetle outbreaks cross international frontiers. As in Central Europe or North America, national forest policies should embrace a trans-border landscape approach for sanitation logging and forest health monitoring practices. Moreover, international agreements to establish connectivity between zones of pest dilution and inhibition to reduce corridors for bark beetles should be encouraged (Hlásny <i>et al.</i> 2019).

	inhibit pests (Figure 2b; Guyot <i>et al.</i> 2016; Guo <i>et al.</i> 2019).	
Transition from reactive responses to bark beetle outbreaks to preventive actions	Two key stakeholder groups that should adopt preventive strategies are: (1) forest communities and smallholders who can build resistant and resilient forests, adopt regular forest health practices, and detect and address early bark beetle outbreaks. Forest management programs, where they exist, should include preventive actions for forest health and permanent training for bark beetle control. (2) The budget and personnel of the CONAFOR Forest Health Department should be bolstered, and its links with such sectors as education and forestry schools, research, tourism, and water agencies strengthened. The Department should promote and incentivize preventive practices in monitoring, training, and forestry culture.	International agencies such as the FAO, IUFRO, FSC, and ITTO must increase their support of national forest health programs and agencies. Regions where bark beetles have the largest impact and where forest management programs are common should adopt practices for early prevention of forest pests and diseases. In addition, national and international certifications for sustainable forest management should strengthen or include forest health criteria (FSC 2018). In Central America, the TCP program to address transborder bark beetle infestations, coordinated by the FAO in 2002, is one example of a reactive program that is only implemented after an outbreak has already occurred (FAO 2004); international cooperation must also focus on prevention.
Adopt adaptive management	Adaptive management is generally defined as “learning by doing” (Pratt Miles 2013), and is considered to be among the best approaches for dealing with uncertainty, such as that imposed by bark beetles. In Mexico, an adaptive approach has been used in such programs as Payment for Hydrological Services (Sims <i>et al.</i> 2014), which extended criteria following annual evaluations by stakeholders and external evaluators over a 7-year period. This approach should serve as a model for the development of a forest health program. Forest management programs (DOF 2008) explicitly must establish practices that maintain forest health (eg managing host species density and creating patches of nonhost trees).	Previous examples show that adaptive forest health measures can be implemented (Seidl <i>et al.</i> 2009). Such measures will be most effective in areas characterized by secure land tenure and rights to forest resources (White and Martin 2002), political will, and funding for long-term support.
Consider bark beetle outbreaks to be an environmental emergency	Because of their potential social, economic, and environmental impacts, CONAFOR should, under some circumstances, adopt the position that bark beetles are a forest health emergency (SEMARNAT-CONAFOR 2018). One suggested criterion is that a forest health emergency should be declared when bark beetle outbreaks persist for at least 3 consecutive years in the same landscape and the impacted area is expanding (Trumbore <i>et al.</i> 2015). The response should be similar to that for forest fires, with the organization of sanitation logging brigades, acceleration of	Evidence from North America indicates that bark beetle infestations can expand rapidly and impact forests beyond national borders. Due to its wide-ranging impacts, infestations should be included as a priority in the global environmental agenda and defined as an environmental emergency. Forest fire emergency plans provide guidance for preparing national bark beetle emergency plans. They could include: (1) publicity about the degree of the threat to forest health and (2) plans for emergency sanitation logging and forest restoration. International support from agencies

			<p>bureaucratic authorizations, and release of emergency funds. This implies modifications to legal frameworks like NOM-019 and restructuring the Forest Health Department. A national plan comparable to the 2002 National Forest Fire Protection Program that includes clear guidelines and actions for government agencies and forest owners should also be developed.</p>	<p>like the FAO could provide technical assistance for the national emergency plans. An international body, comparable to but on a more modest scale than the IPCC and the CBD, could focus attention on forest health and collect information from national forest health departments to improve understanding of bark beetle dynamics and other biotic threats, and issue recommendations.</p>
Reinforce learning	Recover	social	<p>Mexican forest SES are ideal forums for social learning, where community assemblies and organizations evaluate the different phases of participatory sanitation logging (before, during, and after). Social learning derived from the implementation of thousands of events of participatory sanitation logging, practiced for at least a decade throughout the country, has not been systematically documented; this could be useful for improving participatory practices for maintaining forest health.</p>	<p>Forestry-related international organizations can serve as bridges for the exchange and documentation of social and institutional learning related to bark beetles between affected countries. International forums like the World Forest Congress can also be used for these purposes. Recommendations for improving forest health-related policies and global initiatives could emerge from expanded social and institutional learning.</p>
Enhance communication	education and		<p>To improve education and communication between forest owners and broader society, strategies for forestry education and dissemination must be developed. For example, forest health issues in the forest SES context must be included in the curricula when training future foresters and environmental professionals. In addition, forest health education campaigns, similar to those for raising forest fire prevention awareness, should be permanently implemented. These may encompass infographics, radio/TV public service announcements capsules, and other informational tools.</p>	<p>The FAO and other international agencies involved in forest health must include forest health-related topics in their communication toolkits (Hlásny <i>et al.</i> 2019), and future global forest education must incorporate holistic forest health issues in curricula development.</p>
Reduce social conflicts			<p>In Mexico, and particularly in Oaxaca, boundary conflicts among numerous communities (Herrera and Guglielma 2006; Bailón Corres and Sorroza Polo 2020) have prevented implementation of sanitation logging, creating opportunities for some bark beetle outbreaks to escalate. State and federal agencies have sponsored negotiations to encourage communities and agencies to agree to initiating sanitation logging. Results have been variable, from consensual and peaceful agreements to violent conflicts between communities. Additional efforts to promote</p>	<p>Other forms of social conflict over bark beetles have emerged elsewhere in the world (eg Germany, Poland; Müller 2011; Kuboń <i>et al.</i> 2019). In these countries, differing perspectives between foresters and environmentalists have led to political conflicts over sanitation logging. The positions put forward by both sides are backed by scientific research, which makes optimal forest governance responses particularly challenging. Here as well, negotiations and multi-stakeholder collaboration can aid in ironing out differences and arriving at responses that meet the goals, at</p>

	negotiation and offer incentives to encourage local agreements relating to maintenance of forest health are urgently needed.	least partially, of all stakeholders (Pratt Miles 2013).
Strengthen brigades for sanitation logging	Participatory sanitation logging has been the principal method for controlling bark beetles in forest SES over the past 15 years. This practice, like the more formal forest health brigades (whether rural, community, municipal, volunteer, or technical/professional groups), requires training and equipment. As with control of forest fires, forest health campaigns require annual budgets, clear protocols, hotlines, and coordination with other agencies to address forest health emergencies, as well as more routine forest monitoring, sanitation logging, and forest restoration.	Sanitation logging in forests impacted by bark beetles in other countries is usually conducted by government forest service brigades, the timber industry, and even the military. Transboundary alliances have been established to combat forest fires (such as between CONAFOR and the USFS), and similar arrangements are needed for addressing bark beetle infestations. International agreements for training, funding, and participatory strategies to control bark beetles should be made a high priority by national and international forest stakeholders.
Adopt reforestation and restoration for improving forest resistance and resilience to bark beetles	In temperate zones especially, reforestation and restoration programs must focus on replanting native tree species, not only the commonly used <i>Pinus</i> . Consideration for inclusion should include (1) nonhost species, (2) host species that are largely resistant to bark beetles, and (3) germplasm of resistant trees that survived earlier bark beetle outbreaks. Regional, small-scale community nurseries could be useful for achieving these goals.	International reforestation and restoration programs should be based on diversity and use of native tree species (Guyot <i>et al.</i> 2016; Hlásny <i>et al.</i> 2019; Guo <i>et al.</i> 2019). In addition, commercial forestry operations should be encouraged to maintain native forests around tree plantations and give preference to local germplasm, with a reliance on local or regional nurseries for collection and reproduction. Tree plantations should consist of a mix of species and uneven-aged stands to reduce risks.
Finance and incentivize forest health	As in human health, prevention usually costs less than treating diseases. Investments in effective management strategies that promote forest health can reduce the cost of bark beetle control and forest restoration. Many communities have invested in forest health through good forest management, participatory control of bark beetles, forest rules compliance, and intercommunity organizations. Mexican government investments in forest health are not documented, but clearly need to be increased and channeled toward preventive and long-term holistic strategies, and emergency funds need to be allocated for sanitation logging and restoration of affected areas (DOF 2020).	Bark beetle outbreaks are among the principal causes of forest degradation in temperate forests in North America, Central America, Europe, and Asia. International initiatives (eg REDD+) should allocate funds toward maintaining forest health to augment the current focus on reforestation, carbon capture, and sustainable forest management. Financing schemes through international NGOs or government agencies, such as those proposed by the Forest Resilience Bond (Winterson 2019), could be used.
Acronyms	CONAFOR: National Forestry Commission SCFS: State Councils for Forest Sanitation	CBD: Convention on Biological Diversity FAO: Food and Agriculture Organization of the UN

SEMARNAT: Secretary of Environment and Natural Resources	FSC: Forest Stewardship Council
SES: social–ecological systems	IPPC: Intergovernmental Panel on Climate Change
	ITTO: International Tropical Timber Organization
	IUFRO: International Union of Forest Research Organizations
	NGO: nongovernmental organization
	REDD+: Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation
	TCP: technical cooperation program
	USFS: US Forest Service

WebReferences

- Bailón CJ and Sorroza PC 2020. Mujeres, vecindados, migrantes y pobladores de las agencias municipales: derechos humanos y participación política en los municipios de usos y costumbres de Oaxaca. Mexico City, Mexico: Comisión Nacional de los Derechos Humanos.
- Billings RF, Clarke S, Mendoza VE, *et al.* 2004. Bark beetle outbreaks and fire: a devastating combination for Central America’s pine forests. *Unasylva* **55**: 15–21.
- DOF (Diario Oficial de la Federación). 2008. Norma oficial Mexicana NOM-152-SEMARNAT-2006. Mexico City, Mexico: Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- DOF (Diario Oficial de la Federación). 2020. Reglas de operación del programa apoyos para el desarrollo forestal sustentable 2020. Mexico City, Mexico: Comisión Nacional Forestal.
- Elbakidze M, Angelstam PK, Sandström C, and Axelsson R. 2010. Multi-stakeholder collaboration in Russian and Swedish model forest initiatives: adaptive governance toward sustainable forest management? *Ecol Soc* **15**: art14.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the UN). 2004. Regional strategy for forest health management in Central America. Rome, Italy: FAO.
- Fischer AP. 2018. Forest landscapes as social–ecological systems and implications for management. *Landscape Urban Plan* **177**: 138–47.
- FSC (Forest Stewardship Council). 2018. Estándar Español de la gestión forestal para la certificación FSC. Madrid, Spain: Forest Stewardship Council.
- Guo Q, Fei S, Potter KM, *et al.* 2019. Tree diversity regulates forest pest invasion. *P Natl Acad Sci USA* **116**: 7382–86.
- Guyot V, Castagneyrol B, Vialatte A, *et al.* 2016. Tree diversity reduces pest damage in mature forests across Europe. *Biol Lett-UK* **12**: 20151037.
- Herrera A and Guglielma M. 2006. Manejo alternativo de conflictos de tenencia de la tierra. Rome, Italy: Food and Agriculture Organization of the UN.
- Hlásny T, Krokene P, Liebhold A, *et al.* 2019. Living with bark beetles: impacts, outlook and

- management options. Joensuu, Finland: European Forest Institute.
- Kuboń M, Latawiec AE, Scarano FR, *et al.* 2019. Searching for solutions to the conflict over Europe's oldest forest. *Conserv Biol* **33**: 476–9.
- Morris JL, Cottrell S, Fettig CJ, *et al.* 2018. Bark beetles as agents of change in social–ecological systems. *Front Ecol Environ* **16**: S34–43.
- Müller M. 2011. How natural disturbance triggers political conflict: bark beetles and the meaning of landscape in the Bavarian Forest. *Global Environ Chang* **21**: 935–46.
- Pratt Miles JD. 2013. Designing collaborative processes for adaptive management: four structures for multistakeholder collaboration. *Ecol Soc* **18**: art5.
- Seidl R, Schelhaas M-J, Lindner M, and Lexer MJ. 2009. Modelling bark beetle disturbances in a large scale forest scenario model to assess climate change impacts and evaluate adaptive management strategies. *Reg Environ Change* **9**: 101–19.
- SEMARNAT–CONAFOR (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales–Comisión Nacional Forestal). 2018. Glosario. Mexico City, Mexico: Comisión Nacional Forestal.
- Shrimpton DM (Ed). 1982. Proceedings of the Joint Canada/USA Workshop on Mountain Pine Beetle Related Problems in Western North America; 3–4 Nov 1981; Fairmont Hot Springs, Canada. Victoria, Canada: Canadian Forestry Service.
- Sims KRE, Alix-Garcia JM, Shapiro-Garza E, *et al.* 2014. Improving environmental and social targeting through adaptive management in Mexico's Payments for Hydrological Services program. *Conserv Biol* **28**: 1151–59.
- Trumbore S, Brando P, and Hartmann H. 2015. Forest health and global change. *Science* **349**: 814–18.
- UESCO (Unión Estatal de Silvicultores Comunitarios de Oaxaca). 2019. Project: atención fitosanitaria para el combate y control de insectos defoliadores Mosca Sierra (*Zadiprion falsus* y *Neodiprion bicolor*) e insectos descortezadores (*Dendroctonus* sp) en las regiones Sierra Norte, Sierra Sur, Valles Centrales y Costa del Estado de Oaxaca. Oaxaca de Juárez, Mexico: UESCO.
- White A and Martin A. 2002. Who owns the world's forests? Forest tenure and public forests in transition. Washington, DC: Forest Trends.
- Winterson D. 2019. Investing in forest health. *Stanford Social Innovation Review*; 11 Jan 2019. https://ssir.org/articles/entry/investing_in_forest_health. Viewed 9 Dec 2020.

CAPITULO V. CONSIDERACIONES FINALES

5. 1 Principales hallazgos y contribuciones

La salud forestal es un tópico de gran relevancia en la agenda ambiental global (Moore y Allard, 2008). Esto, debido a que hay consenso sobre la creciente ocurrencia de plagas y enfermedades forestales tanto en bosques templados como tropicales. Por ello, en el 2015, la revista *Science* dedicó una serie de publicaciones especiales sobre el tema, resaltando entre otros aspectos, que el término de salud forestal aun es difícil de definir; pero que es crucial reconocer las amenazas bióticas que podrían afectar la provisión de bienes (productos maderables y no maderables) y servicios ambientales (Sugden *et al.*, 2015). Parcialmente, la salud de los bosques parece estar siendo afectada por diversas acciones antrópicas, disturbios bióticos y abióticos, pero particularmente por las recurrentes e inusuales niveles de disrupciones ambientales relacionadas con el cambio climático global (Ramsfield, *et al.*, 2016; Sugden *et al.*, 2015; Thompson *et al.*, 2013). Las proyecciones sobre el clima para los próximos años, prevé que las temperaturas aumenten y se acentúen las sequías en diferentes partes del mundo, generando estrés hídrico en el arbolado, que simultáneamente, generan condiciones que favorecen el crecimiento poblacional de distintos insectos, que en esos niveles operan como plagas (Neuvonen y Viiri, 2017).

Con este referente, se desarrolló esta investigación, la cual se fue construyendo a partir de la pregunta central ¿Cuál era el impacto de las plagas de escarabajos descortezadores en los servicios ambientales que proveen bosques templados de Oaxaca? De manera más específica y, dada la amplitud del tema y los escasos antecedentes disponibles, en este estudio se exploró ¿Cómo se modifica la estructura y composición de componente arbóreo cuando las plagas de escarabajo descortezador impactan a un rodal?, ¿Cuál es la magnitud del impacto de las plagas forestales de escarabajo descortezador en los almacenes de carbono arbóreo y la captura de carbono, a nivel del estado de Oaxaca y a nivel del rodal? y ¿Cómo ha sido la dinámica del carbono durante y después del brote? Otras preguntas fueron ¿Cómo es la situación actual de las plagas forestales por escarabajo descortezador

en México, y que estrategias se están siguiendo para atenderlas?, ¿Qué aspectos podría mejorar la política pública forestal para controlar y mitigar los impactos?

Las respuestas a estas preguntas se exploraron en conjunto, pero se han presentado por separado en los tres capítulos anteriores. El capítulo 2 describió la estructura, composición y diversidad arbórea de áreas plagadas por escarabajo hace 15 años, y se compararon con áreas con extracción comercial de madera y áreas preservadas. De forma general, se reconoció que el escarabajo descortezador modificó parámetros estructurales, de composición y diversidad. Asimismo, se reconoció que es un agente renovador del bosque (Buse *et al.*, 2008), aparentemente los espacios debidos a la muerte de los árboles de pino, favorecieron a la regeneración de este mismo género, lo cual fue evidente con su prevalencia en las categorías diamétricas menores. Los estimadores de diversidad, sugirieron que la importancia de especies no hospederas pudo haber inhibido, diluido o amortiguado la presencia de las plagas (Guyot *et al.*, 2016; Guo *et al.*, 2019). Ya que se encontró que las áreas que no presentaron plaga, tenían cuando menos el 50% de especies de otros géneros diferentes a *Pinus*.

En el capítulo 3 se analizó la relación entre las plagas forestales de escarabajo descortezador el carbono forestal. Aunque es de suponerse que existe algún impacto, hasta ahora no se han contabilizado las emisiones debidas a este agente biótico en México; por lo que este trabajo representa un primer intento de cuantificarlas, tanto a nivel del estado de Oaxaca, como de rodal. Lo cual, es relevante además porque el impacto en emisiones de carbono exacerba la problemática del cambio climático, en un sector que podría estar ayudando con la mitigación. El principal reto, ha sido metodológico y de información.

En el capítulo 4, escrito en formato de ensayo, se hace una propuesta de un enfoque para la atención a la sanidad forestal en México, conforme principios de manejo adaptativo (Sims *et al.*, 2014). Además de una amplia revisión de literatura, un complemento notable provino de información y experiencias logradas al participar, por conducto de la Dra. Duran, en el comité estatal de sanidad forestal del estado de Oaxaca, desde donde pude conocer aspectos legales, operativos y sociales de

atención a la problemática entre 2018-2021 a nivel del estado. A partir de esto, se integró una propuesta de atención a plagas en México, que no solo es integral, sino que se enfoca en promover la resistencia y resiliencia, y se basa en un enfoque de SES. Es decir, considera simultáneamente al componente ecológico y al social; asimismo, se resalta la importancia de las acciones de saneamiento forestal participativo, que se llevan a cabo en cientos de comunidades y ejidos. Se usaron tres casos en bosques comunitarios de Oaxaca, que mostraron la importancia de la gobernanza social, para lograr controlar o mitigar los efectos de las plagas de escarabajo descortezador y dar atención a la salud de los bosques. Este análisis sugirió que se debe realizar un ajuste en las estrategias actuales dando cada vez más relevancia a acciones para el fortalecimiento del subsistema social, tales como capacitación constante y divulgación de información a los dueños de los bosques.

5. 2 Limitaciones del estudio y propuesta para atenderlas

La investigación de la tesis reportada en este documento, por su naturaleza tiene múltiples limitaciones (temporales, en recursos económicos y humanos), las cuales si bien, no demeritan su calidad, considero pertinente reconocerles. La intención de hacer esto, es para que futuras investigaciones, cuiden o consideren la experiencia adquirida, para tratar de superarlas, para lo cual analizó limitaciones conforme las temáticas de la tesis:

Capítulo 2. El análisis de los cambios en la estructura, composición y diversidad del estrato arbóreo, afectado por la presencia del escarabajo descortezador, ocurre en periodos muy cortos, por lo que idealmente se requeriría contar con información de la condición previa a la ocurrencia de brotes. Esto se podría lograr en comunidades que llevan un registro histórico de la riqueza y abundancia de especies arbóreas, así como la delimitación de las áreas con presencia de plagas. Una acción importante para promover es el establecimiento de sitios permanentes de monitoreo, pues permitiría conocer la condición previa al brote de escarabajos descortezadores. También sería importante añadir información de otros estratos o grupos biológicos, para poder conocer con más detalle los impactos de la apertura de claros sobre herbáceas, arbustos, aves, entre otros; particularmente de aquellos

que son organismos sensibles a cambios en temperatura, luz, humedad u otras características del microhábitat, que cambian con la muerte de arbolado debido al escarabajo descortezador (Hart *et al.*, 2018).

Capítulo 3. En cuanto a las estimaciones de los almacenes, captura y emisiones de CO₂ realizadas, es relevante reconocer que las cuantificaciones son una subestimación de las afectaciones a nivel estatal, pues debido a condiciones legales, sociales y económicas un número considerable de comunidades, ejidos y propietarios privados no reportan el volumen afectado. Por tanto, las cifras oficiales debidas al saneamiento forestal en zonas boscosas con presencia de plagas, están por debajo de lo real; sin embargo, se carece de un referente a partir del cual se podrían hacer ajustes para acercarse a los volúmenes reales que están siendo impactados. Ante esto, las cifras presentadas sobre la situación actual en el estado de Oaxaca deben tomarse con precaución. Adicionalmente, se debe considerar que en este trabajo se analizó solamente información del carbono arbóreo, por lo que será importante evaluar que sucede con el carbono almacenado el suelo, pues se sabe que alrededor del 60% del carbono en un bosque templado se encuentra en el suelo (Pan *et al.*, 2011). Esto es relevante para considerarse, pues cuando el saneamiento forestal incluye quema de corteza o concentración en excavaciones, podría haber cambios muy localizados en la estructura y carbono del suelo. Por tanto, para afinar la información referente a las emisiones, debería dedicarse un estudio exclusivamente a documentar con más detalle la movilidad del carbono durante los saneamientos. Especialmente, porque la materia muerta, representa un material de riesgo para el desarrollo de incendios forestales (Xie *et al.*, 2020).

Capítulo IV. Aunque es probable que una publicación no podrá incidir a niveles donde se construyen o ajustan políticas públicas del sector forestal, como estudiante hice el ejercicio de analizar un camino posible para encausar mejor las estrategias de la política pública actual y de los propietarios para el manejo de las plagas de escarabajo descortezador. Sin embargo, la publicación está en inglés, lo que posiblemente dificulta su acceso a ambos sectores a los que va destinado mi ejercicio. Entonces, la expectativa es que en un futuro próximo, realice difusión de

este trabajo en versiones en español y a través de comunicación y divulgación científica para hacerles llegar las principales contribuciones.

De igual manera, otro servicio ambiental que puede ser impactado por las plagas de los escarabajos descortezadores y que no fue abordado en este trabajo, es la recarga hídrica, que tiene implicaciones en la provisión de agua para los habitantes de los bosques. Informalmente, se exploró la percepción de las personas que habitan en bosques que tuvieron afectaciones en cientos de hectáreas por plagas de escarabajo descortezador, quienes expresaron que notaron cambios tanto en la calidad como en la cantidad de agua de los ríos y arroyos que se encontraban en la zona afectada, principalmente durante los trabajos de saneamiento. Como fue el caso de la cabecera de la cuenca del río Copalita, cuyas implicaciones podrían afectar la disponibilidad de agua para el complejo hotelero de Huatulco, en las próximas décadas. Además de la percepción local cuando los bosques plagados afecten la parte alta de la cuenca hidrográfica, se deben analizar cambios en el aforo, características cualitativas y parámetros fisicoquímicos de los cuerpos de agua (turbidez, pH, sólidos disueltos, sólidos suspendidos, alcalinidad, color, entre otros). Esto debería dar bases para orientar capacitaciones a fin de que las comunidades realicen el monitoreo participativo del agua de sus predios o los territorios que habitan.

5. 3 Oportunidades para investigaciones futuras

En cuanto a la propiedad forestal, a nivel mundial cada vez hay más esfuerzos por otorgar y devolver las tierras forestales a poblaciones locales, debido a que se ha demostrado que los habitantes de los bosques contribuyen favorablemente a su conservación y manejo sustentable (RRI, 2015). Ante esta situación, se deberían seguir desarrollando líneas de investigación que muestren la contribución de los propietarios en los SES forestales sobre el monitoreo y manejo de plagas forestales y, en general, en ayudar a mantener la salud de los bosques. Aunado a esto, se debe realizar investigaciones que ahonde sobre las variables internas de otros SES forestales, tales como la propiedad privada, ya que constituye cerca del 17% de los bosques en México (Bray, 2020).

A diferencia de lo que encontré cuando inicié mi investigación, espero que otros interesados, puedan usar mis reflexiones y los modestos hallazgos de mi estudio para dar continuidad o ampliar sus análisis en otras regiones del país, dado que la problemática que explore está muy extendida en los bosques templados, incluso para incluir otras plagas que también han alcanzado niveles preocupantes, tales como las plantas parásitas o los insectos defoliadores. Derivado también de la realización de la tesis, el trabajo de campo y mi participación informal en el Comité Estatal de Sanidad Forestal de Oaxaca, pude reconocer que los escarabajos descortezadores no son las únicas plagas en los bosques oaxaqueños. Sino que en los últimos años, ha aumentado la incidencia del “gusano defoliador” (*Zadiprion falsus*), cuya larva elimina el follaje y disminuye su capacidad de fotosíntesis, y aunque a diferencia del descortezador, no mata inmediatamente al árbol puede debilitarlo y hacerlo susceptible al ataque de éste y otras plagas. Asimismo, otras líneas de investigación necesarias son las de los controles biológicos, entre ellos la comunidad de aves insectívoras que habitan en bosques afectados por escarabajos descortezadores, por ejemplo, algunas especies de pájaros carpinteros. Al respecto, pude conocer que una comunidad de la Sierra Norte de Oaxaca, tomo el acuerdo de no “molestar” a estas aves, con el propósito de que proliferaran y ayudaran a controlar las plagas. Así es que es urgente generar más conocimiento sobre este grupo y quizá de otros depredadoras o controles biológicos (Latif *et al.*, 2020; Przepióra *et al.*, 2020). Ya que existen amplias listas de depredadores para las especies de plagas de países europeos (Kenis *et al.*, 2019; Wegensteiner *et al.*, 2015), pero para nuestro país, el conocimiento sigue siendo limitado, lo que requiere la participación activa de los propietarios para las colectas de los especímenes y el apoyo de entomólogos para una identificación adecuada de los insectos.

Una reflexión final es que aún hay relativamente pocas investigaciones en México, una carencia de grupos de investigación multidisciplinarios y de asesores profesionales con visión de la dimensión social del problema de plagas, ya que este fenómeno podría continuar e inclusive ir en aumento. Entonces, considero que con mi trabajo de tesis logré múltiples aprendizajes sobre el tema y contribuí de manera modesta a construir investigación de frontera, lo cual se evidencia con la aceptación

de un artículo en la revista *Frontiers in Ecology and Environment* (con factor de Impacto: 9.295). Aunque los manuscritos de los capítulos III y IV aún no están sometidos, considero que ambos son temas de vanguardia que requieren de más evidencia empírica que sea publicada en revistas nacionales e internacionales. Por lo que considero que la sanidad forestal es una línea de investigación en México que requiere a muchos más interesados en responder preguntas a diferentes escalas del problema, como, por ejemplo:

- 1) Evaluar las propiedades físico-mecánicas de la madera del arbolado plagado. Pues el precio de esta madera disminuye considerablemente en el mercado, afectando la económica de las comunidades y ejidos dedicados a esta actividad. Sin embargo, no existe literatura actualizada que demuestre que efectivamente disminuye la resistencia de esta madera. Asimismo, generar tecnología de la madera para aprovechar al máximo la madera plagada, quizá en artesanías, muebles u otros enseres que conserven el almacén de carbono por algunas décadas más.
- 2) Analizar la dinámica de carbono en bosques plagados, incluyendo su impacto en el suelo.
- 3) El papel de la propiedad privada en la mitigación de las plagas forestales.
- 4) Otro gran pendiente, para especialistas en derecho ambiental es el ajuste al marco legal mexicano, para reducir la burocracia y las restricciones que actualmente dificultan la atención temprana a las plagas.
- 5) Otro aspecto que pude documentar, pero que recomiendo ampliar es la recopilación sistemática de los saberes locales sobre las plagas, ya que los campesinos dueños de bosque y los asesores forestales profesionales tienen observaciones que podrían ayudar, p.e. en comunidades de la Sierra Norte, pude conocer que no todas las especies de pino son afectadas por igual por el escarabajo descortezador y tampoco todos los individuos de especies altamente susceptibles. Entonces, sobre la base de este conocimiento, se podría promover el uso de germoplasma resistente de la misma o de diferentes especies.

Por último, quisiera abordar la importancia de la divulgación científica, como una acción que los investigadores debemos realizar constantemente. Conforme el contexto de nuestro país (existencia de 18 mil predios de propiedad social con \geq 200 ha de bosques, *sensu* Torres-Rojo *et al.*, 2016), por ello se requiere que los dueños de los bosques estén bien informados sobre las amenazas a la salud de los bosques. Esto ayudaría a que tomaran mejores decisiones sobre el manejo del bosque, atendiendo a las plagas forestales oportunamente y haciendo múltiples labores preventivas, como por ejemplo el manejo de la diversidad arbórea. En mi caso particular, tuve la oportunidad de realizar talleres para compartir los principales hallazgos de esta investigación, en el caso de Pueblos Mancomunados y, esto como otros antecedentes (Durán y Poloni, 2014), me dejaron claro que se requiere mantener un diálogo entre los académicos y la gente de los bosques.

5. 4 LITERATURA CITADA

- Boulanger, Y., Gray, D. R., Cooke, B. J., y De Grandpré, L. (2016). Model-specification uncertainty in future forest pest outbreak. *Global Change Biology*, 22(4), 1595–1607.
- Bray, D. B. (2020). *Mexico's Community Forest Enterprises: Success on the commons and the seeds of a good anthropocene*. University of Arizona Press.
- Buse, J., Ranius, T., y Assmann, T. (2008). An endangered longhorn beetle associated with old oaks and its possible role as an ecosystem engineer. *Conservation Biology*, 22(2), 329–337.
- Durán, E., y Poloni, A. (2014). Escarabajos descortezadores: diversidad y saneamiento en bosques de Oaxaca. *Biodiversitas*, 7–12.
- Guo, Q., Fei, S., Potter, K. M., *et al.*, (2019). Tree diversity regulates forest pest invasion. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 116(15), 7382–7386.
- Guyot, V., Castagneyrol, B., Vialatte, A., *et al.*, (2016). Tree diversity reduces pest damage in mature forests across Europe. *Biology Letters*, 12(4), 20151037.
- Hart, B. T. N., Smith, J. E., Luoma, D. L., y Hatten, J. A. (2018). Recovery of ectomycorrhizal fungus communities fifteen years after fuels reduction treatments in ponderosa pine forests of the Blue Mountains, Oregon. *Forest Ecology and Management*, 422, 11–22.
- Kenis, M., Hurley, B. P., Colombari, F., *et al.*, (2019). *Guide to the classical biological control of insect pests in planted and natural forests*. FAO Forestry Paper No. 182. Rome, FAO.
- Latif, Q. S., Ivan, J. S., Seglund, A. E., *et al.*, (2020). Avian relationships with bark beetle outbreaks and underlying mechanisms in lodgepole pine and spruce-fir forests of Colorado. *Forest Ecology and Management*, 464, 118043.

- Moore, B., y Allard, G. (2008). Los impactos del cambio climático en la sanidad forestal. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO). Roma, Italia. 98 p.
- Neuvonen, S., y Viiri, H. (2017). *Changing climate and outbreaks of forest pest insects in a Cold Northern Country, Finland*. En: Latola, K. y Savela, H. (Eds.). *The Interconnected Arctic—UArctic Congress 2016*, Springer. pp. 49-59.
- Pan, Y., Birdsey, R. A., Fang, J., *et al.*, (2011). A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science*, 333(6045), 988–993.
- Przepióra, F., Loch, J., y Ciach, M. (2020). Bark beetle infestation spots as biodiversity hotspots: Canopy gaps resulting from insect outbreaks enhance the species richness, diversity and abundance of birds breeding in coniferous forests. *Forest Ecology and Management*, 473(April).
- Ramsfield, T. D., Bentz, B. J., Faccoli, M., *et al.*, (2016). Forest health in a changing world: effects of globalization and climate change on forest insect and pathogen impacts. *An International Journal Of Forest Research*, 89, 245–252.
- RRI. (2015). *Who Owns the World's Land? A global baseline of formally recognized indigenous and community land rights*. Washington, DC. 56 p.
- Sims, K. R. E., Alix-Garcia, J. M., Shapiro-Garza, E., *et al.*, (2014). Improving environmental and social targeting through adaptive management in Mexico's payments for hydrological services program. *Conservation Biology*, 28(5), 1151–1159.
- Sommerfeld, A., Senf, C., Buma, B., *et al.*, (2018). Patterns and drivers of recent disturbances across the temperate forest biome. *Nature Communications*, 9(1), 1–9.
- Sugden, A., Fahrenkamp-Uppenbrink, J., Malakoff, D., y Vignieri, S. (2015). Forest health in a changing world. *Science*, 349 (6250), 800-801
- Thompson, I. D., Guariguata, M. R., Okabe, K., *et al.*, (2013). An operational framework for defining and monitoring forest degradation. *Ecology y Society*, 18(2), 307–329.
- Torres-Rojo, J. M., Moreno-Sánchez, R., y Mendoza-Briseño, M. A. (2016). Sustainable forest management in Mexico. *Current Forestry Reports*, 2(2), 93–105.
- Wegensteiner, R., Wermelinger, B., y Herrmann, M. (2015). *Natural Enemies of Bark Beetles: Predators, Parasitoids, Pathogens, and Nematodes*. En: Vega, F.E. y R.W. Hofstetter (Eds.). *Bark Beetles: Biology and Ecology of Native and Invasive Species*. Academic Press. pp. 1–40.
- Xie, H., Fawcett, J. E., y Wang, G. G. (2020). Fuel dynamics and its implication to fire behavior in loblolly pine-dominated stands after southern pine beetle outbreak. *Forest Ecology and Management*, 466, 118130.