



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MÉXICO
FACULTAD DE GEOGRAFÍA

**Proyecto: Distribución espacial y afectaciones por muérdagos en bosques
de alta montaña, México**
Clave: 4994-2020CIB
Instituto de Ciencias Agropecuarias y Rurales

REPORTE DE RESIDENCIA DE INVESTIGACIÓN

PARA OBTENER EL TÍTULO DE LICENCIADO EN GEOGRAFÍA

PRESENTA:

Santiago Vazquez Lozada

ASESOR:

Sergio Franco Maass

REVISORES:

Angel Rolando Endara Agramont

Clarita Rodríguez Soto

TOLUCA, ESTADO DE MEXICO, NOVIEMBRE DEL 2021

Índice

1. Duración y descripción del cargo desempeñado	4
2. Introducción.....	5
3. Antecedentes de la temática.	9
4. Importancia del problema	12
5. Objetivos del proyecto	14
5.1. Objetivo general.....	14
5.1.1. Objetivos particulares	14
5.2. Objetivo de la estancia de investigación.....	14
5.2.1. Objetivos particulares	14
6. Métodos y técnicas de investigación	15
6.1. Diversidad de plantas parásitas y hospederos; dinámica de los bosques de alta montaña	15
6.1.1. Delimitación de superficies de los bosques de alta montaña de México	15
7. Informe de actividades	22
7.1 Delimitación de los bosques de alta montaña	22
7.2 Instalación de sitios de muestreo.....	23
7.3 Levantamiento de información	30
7.3.1 Determinación del nivel de infestación por muérdago	33
7.4 Análisis de datos.....	39
7.5 Elaboración de mapas temáticos	40
7.6. Publicación de resultados.....	42
7.6.1. Artículo para someter en una revista indexada	42
7.6.2. Artículo publicado en la Revista New Forest (indexada)	43
8. Competencias y aprendizajes adquiridos.	44
9. Resultados	46
10. Referencias de consulta.....	48
11. Anexos	53
11.1. Artículo	62



Universidad Autónoma del Estado de México

Instituto de Ciencias Agropecuarias y Rurales (ICAR)

Ref: AREA/300721/01

30 de julio de 2021

CONSTANCIA

Se extiende la siguiente constancia al P. Geogr. Santiago Vazquez Lozada, por haber sido asistente de investigación del proyecto CONAFOR-CONACYT "Identificación, evaluación y manejo integrado de plantas parásitas en cuatro regiones de México: Noroeste (Durango), Centro-Occidente (Michoacán y Jalisco), Oriente (Puebla y Veracruz), Centro-Sur (Estado de México y Tlaxcala)" con clave de registro A3-S- 130105, del cual soy responsable técnico, en el periodo: diciembre 2019 a junio 2021.

Se hace entrega del documento al 30 de julio del 2021, para fines del interesado.

PATRIA, CIENCIA Y TRABAJO

"2021, Celebración de los 65 años de la Universidad Autónoma del Estado de México"

DR. ANGEL ROLANDO ENDARA AGRAMONT
INVESTIGADOR DEL ICAR

c.c.p. Archivo

El Cerrillo Piedras Blancas, Toluca,
Estado de México C.P. 50090.
Tel. (722) 2965552/1806124
1806136 ext. 6500
icar@uaemex.mx
<http://icar.uaemex.mx>



1. Duración y descripción del cargo desempeñado

El cargo desempeñado como practicante y asistente de investigación de geografía en el Proyecto “Distribución espacial y afectaciones por muérdagos en bosques de alta montaña, México” registrado con la clave: 4994-2020CIB, en el Instituto de Ciencias Agropecuarias y Rurales (ICAR); bajo la responsabilidad del Dr. Angel Rolando Endara Agramont, investigador adscrito al Sistema Nacional de Investigadores (SNI) con categoría SNI I y como co-responsable el Dr. Sergio Franco Maass, igualmente adscrito al Sistema Nacional de Investigadores (SNI) con categoría SNI II. La duración del cargo comprende el periodo del 1 de enero del 2020 al 1 de enero del 2021, desempeñando actividades acordes con el perfil profesional de la carrera de Licenciado en Geografía. Entre dichas actividades se incluye la realización de trabajo de campo para el levantamiento de información empírica; el uso de tecnologías modernas para la adquisición de datos de georreferenciación (GPS); la aplicación de muestreos de campo para la adquisición de muestras; la elaboración de cartografía de base de referencia para las salidas de campo; el llenado y captura de cédulas de información geográfica; el análisis de bases de datos geográficos, y la aplicación de métodos y técnicas para la gestión digital de datos espaciales mediante el uso de software de teledetección y SIG. Como resultado del trabajo realizado y con la finalidad de consolidar la experiencia adquirida se participó en la elaboración de un artículo científico con el tema “Mapeo forestal de un Área Natural Protegida en el Centro de México” y se colaboró en la redacción del artículo científico “Impact of timber harvesting on carbon storage in montane forests of central Mexico”.

2. Introducción

Los bosques son el recurso renovable más versátil con que la naturaleza proporciona a la humanidad una amplia gama de beneficios y servicios económicos, sociales, ambientales y culturales. Con el crecimiento demográfico aumenta la demanda de sus numerosos productos y funciones, mientras los recursos forestales disminuyen como consecuencia de excesos de explotación, deforestación, o por la conversión definitiva a otros tipos de uso de la tierra en muchas regiones tropicales, o de la decadencia de los bosques situados en climas más templados, ocasionada por contaminantes aerotransportados (Maini, 1992).

La situación de los bosques es única entre los problemas ambientales que afectan al mundo. Físicamente se encuentran en territorios delimitados políticamente, pero su función ambiental trasciende las fronteras y tiene repercusiones regionales e incluso mundiales. El papel de los bosques en los ciclos ecológicos de todo el globo hace resaltar su repercusión en el ambiente más allá de las fronteras del país en que están situados. Esta es la razón por la que se empieza a pensar en los bosques como un bien común, al igual que la atmósfera y los océanos (Ullsten, 1991).

Los cambios en los ecosistemas y paisajes naturales, como respuesta al cambio climático y la presión antrópica son evidentes. A escala global estos cambios pueden alterar la dinámica de los bosques, así como su distribución geográfica (Mukti, 2009). A nivel local, las zonas alpinas y montañosas son particularmente sensibles a las variaciones de los regímenes de temperatura; como consecuencia, algunas especies han sido afectadas en su fisiología, distribución y fenología (Hughes, 2000). Los bosques son el principal proveedor de servicios ambientales para las zonas metropolitanas (Endara *et al.*, 2013); sin embargo, enfrentan problemas asociados a factores antrópicos y naturales, dentro de los que destacan

la proliferación de plagas y la extracción de leña y madera con fines comerciales (Franco *et al.*, 2006).

Los muérdagos enanos son plantas epifitas, es decir, que crecen sobre otras plantas adheridas a los troncos y ramas de árboles y arbustos principalmente, por ello, son llamadas epifitas (del griego *epi* que significa “sobre”, y *phyte*, “planta”) (Granados, *et al.*, 2003), afectan el desarrollo del hospedero a través del sistema endófito, involucrando procesos fisiológicos en la producción de compuestos que regulan el desarrollo del hospedero y reubican para su beneficio agua, minerales y carbohidratos. Los síntomas de la infección son crecimiento anormal de las ramas infectadas, formación de escobas de bruja, muerte regresiva de la copa y muerte de plantas jóvenes (Hawksworth, 1961; Rey *et al.*, 1991). La infestación de los muérdagos enanos ocasiona diferentes daños en su hospedero, dentro de los cuales destacan la reducción del crecimiento en altura y diámetro; en México se presentan reducciones en *Pinus hartwegii* de 47% y 22% en altura y diámetro respectivamente (Andrade, 1981; Andrade y Cibrián, 1980). Datos similares son reportados por Reséndiz *et al.* (2012), quienes mencionan reducciones de 30 a 40% en altura y 40% en diámetro ocasionados por *A. globosum* (Flores, 2008), citando reducciones de 60% y 17% para los mismos parámetros. Sin embargo, la reducción depende primordialmente de la intensidad del ataque, aunado a otros factores intrínsecos y extrínsecos, como la especie de pino afectado, condiciones de sitio, fertilidad del suelo, capacidad de retención de agua, y competencia con otros muérdagos que están afectando al mismo hospedero, así como eventos pasados de sequías, inundaciones o encharcamientos (Geils y Hawksworth, 2002). La mortalidad es el efecto de la interacción entre la especie del muérdago y la susceptibilidad del hospedero, siendo más notoria en árboles de menos de 25 cm de diámetro con grados de ataque superior al 3 (Hawksworth y Wiens, 1996). La infección severa del muérdago ocasiona un debilitamiento general de la planta lo

cual la vuelve menos competitiva y en condiciones limitantes de humedad durante la época seca se produce la mortalidad en los rodales sin manejo y con mayor densidad de plantas (Roth, 2001).

La prevención es el método más económico y eficiente de reducir el impacto del muérdago enano; para prevenir la infestación desde su inicio, todos los árboles infestados deben ser extraídos y quemados en cada área de regeneración, antes de que pueda infestarse un nuevo rodal tomando en consideración un perímetro de seguridad, determinado por la distancia de dispersión de la semilla del muérdago (Rietman *et al.*, 2005). La dispersión de los muérdagos desde los rodales infestados es un problema para las áreas contiguas de regeneración, por lo cual se debe procurar que las áreas de regeneración queden junto a áreas libres, cercanas a rodales con especies no hospederas o a lo largo de barreras naturales y los árboles que tienden a infestarse deberán ser extraídos durante las cortas intermedias (Vázquez *et al.*, 2006). La poda de los muérdagos grandes “escobas” puede ocasionar el incremento del vigor y tiempo de vida de los árboles fuertemente infestados. Este método sólo debe aplicarse en árboles grandes de alto valor que puedan retener como mínimo 30% de la copa después de la poda, primero es necesario limpiar el estrato superior (Vázquez *et al.*, 2006).

En México se han observado insectos que se alimentan de los tallos tiernos de muérdago enano, entre ellos están los hemípteros *Neoborella* sp. en *Arceuthobium vaginatum* subsp. *vaginatum*; *Hemiberlesis* sp. sobre *A. vaginatum* subsp. *durangense*; *Niveaspis volcanica*, frecuente en *A. gillii* subsp. *nigrum*, *A. strictum*, *A. vertilliflorum*, *A. vaginatum* subsp. *vaginatum*, *A. vaginatum* subsp. *durangense*, *A. globosum* subsp. *globosum* y *A. globosum* subsp. *grandicaule*, (Hawksworth y Stevens, 1970). Dentro de los lepidópteros existen algunos que se han reportado alimentándose frecuentemente de muérdagos como *Mitoura johnsoni* Skinner y *M. spinetorum* Hewitson (Lycaenidae), *Filatima natalis* Heinrich (Gelechiidae) y

Oasypyga altemosqllamella Ragonot (Pyralidae) lo cual es considerado como control natural; sin embargo, hay que ser cuidadoso, en cuáles se emplean como control biológico ya que en Colorado, EUA, las larvas de *Prurnylea lunigerella glendella* Dyar (Lepidoptera: Pyralidae) se han observado alimentándose tanto del muérdago *Arceuthobiumn vaginatum* subsp, cryptopodum como de *Pinus ponderosa* (Mooney, 2003).

3. Antecedentes de la temática.

Los cambios en los ecosistemas y paisajes naturales provocados por el cambio climático y la presión antrópica son evidentes; a escala global, estos cambios pueden alterar la dinámica de los bosques, así como su distribución geográfica actual (Mukti, 2009). Las zonas montañosas son particularmente sensibles a las variaciones de los regímenes de temperatura; como consecuencia, algunas especies han modificado su fisiología, distribución y fenología (Hughes, 2000), además de enfrentar problemas de proliferación de plagas.

Uno de los patógenos más importantes de estos bosques son los muérdagos enanos (del género *Arceuthobium*), mismos que provocan una reducción en el crecimiento de los árboles, así como la muerte gradual de la copa y plantas jóvenes (Cibrián *et al.*, 2007; Hawksworth, 1961; Rey *et al.*, 1991). En México se presentan reducciones en *Pinus hartwegii*, tanto en altura como en diámetro (Andrade, 1981; Andrade y Cibrián, 1980), esta reducción depende de la intensidad del ataque, el hospedero, sitio, fertilidad del suelo, competencia, así como eventos extremos como sequías prolongadas (Geils y Hawksworth, 2002). Su propagación requiere hospederos adecuados cercanos al árbol fuente, con una copa amplia capaz de interceptar las semillas (Shaw *et al.*, 2005). Debido a que la distancia de dispersión no supera los 14 m a 15 m (Robinson y Geils, 2006), es común que se generen zonas de infección donde los muérdagos se agrupan en pocos árboles vecinos.

Los mecanismos de dispersión de los muérdagos son diversos: zoocoria (por aves), típica de la familia Loranthaceae; anemocoria (por viento), en la familia Misodendraceae, e hidráulica (Hawksworth y Wiens, 1996). Por lo anterior, se debe procurar que las áreas de regeneración queden junto a áreas libres, cercanas a

rodales con especies no hospederas o a lo largo de barreras naturales y los árboles que tienden a infestarse deberán ser extraídos (Vázquez *et al.*, 2006).

El primer paso en el manejo de un organismo plaga es la correcta identificación y el conocimiento de sus etapas de desarrollo, para así definir las épocas de mayor susceptibilidad del muérdago y la de mayor riesgo para el arbolado circundante, así como el definir las áreas de mayor concentración de la plaga o áreas prioritarias de manejo.

Para el caso del Estado de México se presentan bosques de pino (128,452 ha), oyamel (79,324 ha) pino-encino (209,000 ha), encino (210,981 ha), (CONAFOR, 2012), que son de importancia para las comunidades locales y para la población en general. La entidad cuenta con numerosas áreas naturales protegidas (ANP), entre las cuales, destaca el Área de Protección de Flora y Fauna Nevado de Toluca (APFFNT), misma que ha sufrido una reducción en la densidad de su cobertura arbórea para el bosque de pino (más del 40% entre 1972 y 2000), en tanto los bosques de oyamel (*Abies religiosa*) y latifoliadas (*Quercus spp.* y *Alnus spp.*) parecen mantener sus densidades (Franco *et al.*, 2006a).

La cobertura forestal del APFFNT derivada a partir del sistema de clasificación de uso del suelo del INEGI comprende 14 categorías, haciendo énfasis en la densidad del arbolado para cada especie. Para conocer la distribución de los hospederos de muérdago enano en el APFFNT se aplicó el principio de dominancia y de la presencia o no de asociaciones secundarias de vegetación, en el caso de categorías de la leyenda que incluían la combinación de dos especies forestales, se simplificó considerando tan solo la especie dominante. Por otra parte, dada su escasa cobertura en el área natural protegida, los bosques de aile y encino se agruparon para formar una sola categoría de bosque de latifoliadas (Franco *et al.*, 2006b).

La generación de mapas forestales a nivel mundial ha sido liderada por la FAO y sus actualizaciones más recientes son para el 2015-2020 (FAO, 2020). Los inventarios forestales más recientes a nivel nacional fueron realizados en el 2000 de manera conjunta entre el Instituto Nacional de Ecología (INE) y el Instituto de Geografía de la UNAM. Existe además el Inventario Nacional Forestal y de Suelos realizado por CONAFOR en el 2016 y publicado el 2017 (CONAFOR, 2018). Dada la escala que manejan dichos inventarios (1:250,000), no es posible contar con información sobre las asociaciones forestales específicas que implican el manejo de escalas más pequeñas (1: 25,000 y 1: 50,000) (Villar, 2006).

Regil *et al.* (2009) realizaron un análisis de cambio de uso de suelo y vegetación para la obtención de la dinámica de perturbación-recuperación de las zonas forestales en el Parque Nacional Nevado de Toluca 1972-2000. Este análisis fue obtenido a partir de la digitalización de la carta de uso de suelo y vegetación del INEGI. escala 1: 50,000. Publicada en 1973 con información de 1972, y el mapa digital escala 1: 50,000 elaborado a partir de ortofotos escala 1: 20,000 del IIGCEM obtenidos a partir de un vuelo del año 2000. Para dicho estudio se utilizó el sistema de clasificación del INEGI e incluyó 2 asociaciones forestales.

4. Importancia del problema.

La generación del conocimiento obtenida a través del estudio detallado de los bosques de alta montaña de México, permitió abrir un abanico de oportunidades para el manejo sostenible de éstos. El trabajo con instancias de gobierno, ejidos, comunidades y asociaciones civiles implica que el proyecto tenga un impacto local, donde los directos beneficiarios sean los poseedores del recurso forestal.

La identificación de bosques infestados por plantas parásitas es importante para el diseño de estrategias apropiadas de control y prevención (León-Bañuelos *et al.*, 2019). Un estudio que involucre un muestreo de campo con alta representatividad y el uso de técnicas de percepción remota permitió caracterizar de forma idónea la presencia y distribución de plantas parásitas en el Nevado de Toluca.

El Área de Protección de Flora y Fauna Nevado de Toluca (APFFNT) tiene una enorme capacidad de captación de agua y representa una importante zona de provisión de servicios ambientales. Los bosques de la región contribuyen al control de las inundaciones y escorrentías y a la infiltración de los recursos hidrológicos, fundamentales para el abasto de agua a la ciudad de Toluca y su zona metropolitana, así como el Valle de México (Ceballos, 2011).

La reducción de las poblaciones forestales en la región está comprometiendo la capacidad de la región para la recarga de los mantos acuíferos. En estas condiciones, resulta imprescindible desarrollar estrategias de recuperación y conservación de los ecosistemas forestales. Se carecía de un mapa forestal que sirviera como base a la ordenación del territorio y a la definición de estrategias para el aprovechamiento sostenible de los recursos forestales con base en el conocimiento sobre la dinámica de las poblaciones forestales.

La investigación en la que se inscribió la estancia permitirá determinar la superficie y las características de las comunidades y asociaciones forestales, y reflejará las posibles condiciones de deterioro o recuperación de dichas poblaciones. El mapa de asociaciones forestales que se realizó permitirá redirigir las políticas regionales en relación con el manejo y conservación del recurso forestal.

La evidencia de la perturbación en el recurso forestal ha tenido un efecto directo sobre la estructura, regeneración, crecimiento de las especies forestales de esta ANP. Endara (2007), concluye que la estructura del bosque de *Pinus hartwegii* se ha visto seriamente alterada, principalmente en la categoría diamétrica de 20 a 30 cm, donde la cantidad de individuos extraídos sobrepasa al número de árboles vivos; al margen, se reportan porcentajes de extracción que varían de 11% a 29%, además, de comprobar prácticamente la desaparición de árboles mayores a 80 cm de DAP (diámetro a la altura del pecho: 1.3 m sobre el nivel del piso).

En este sentido, fue necesario desarrollar una metodología que permita identificar, de manera confiable, las comunidades y poblaciones forestales representadas en un mapa. La construcción de un mapa forestal es la base para proponer acciones concretas para el manejo y conservación de los ecosistemas forestales.

5. Objetivos del proyecto

5.1. Objetivo general

Determinar la distribución espacial y niveles de infestación de plantas parásitas sobre los bosques de alta montaña de México.

5.1.1. Objetivos particulares

1. Delimitar las superficies de los bosques de alta montaña de México.
2. Identificar la diversidad de plantas parásitas y hospederos en los bosques de alta montaña de México.
3. Evaluar el estado fitosanitario de los bosques de alta montaña.

5.2. Objetivo de la estancia de investigación

Realizar el mapeo forestal del Área de Protección de Flora y Fauna Nevado de Toluca.

5.2.1. Objetivos particulares

1. Identificar los principales elementos que caracterizan las comunidades y asociaciones forestales en el APFFNT.
2. Aplicar una metodología de levantamiento de información de campo para caracterizar las comunidades y asociaciones forestales en el APFFNT.
3. Elaboración de un artículo científico

6. Métodos y técnicas de investigación

6.1. Diversidad de plantas parásitas y hospederos; dinámica de los bosques de alta montaña

6.1.1. Delimitación de superficies de los bosques de alta montaña de México

La delimitación espacial de los bosques de alta montaña se realizará considerando todas las zonas forestales establecidas por encima de los 3,500 msnm, donde predominan poblaciones de *Pinus hartwegii* (Endara *et al.*, 2013). Rzedowski (2006), refiere cuatro tipos de vegetación para estas zonas: pino, pino-aile, oyamel y pastizal subalpino. El área de estudio del proyecto comprende cuatro regiones (Fig. 1): Noroeste (Durango), Centro-Occidente (Michoacán y Jalisco), Oriente (Puebla y Veracruz), Centro-Sur (Estado de México y Tlaxcala), específicamente:

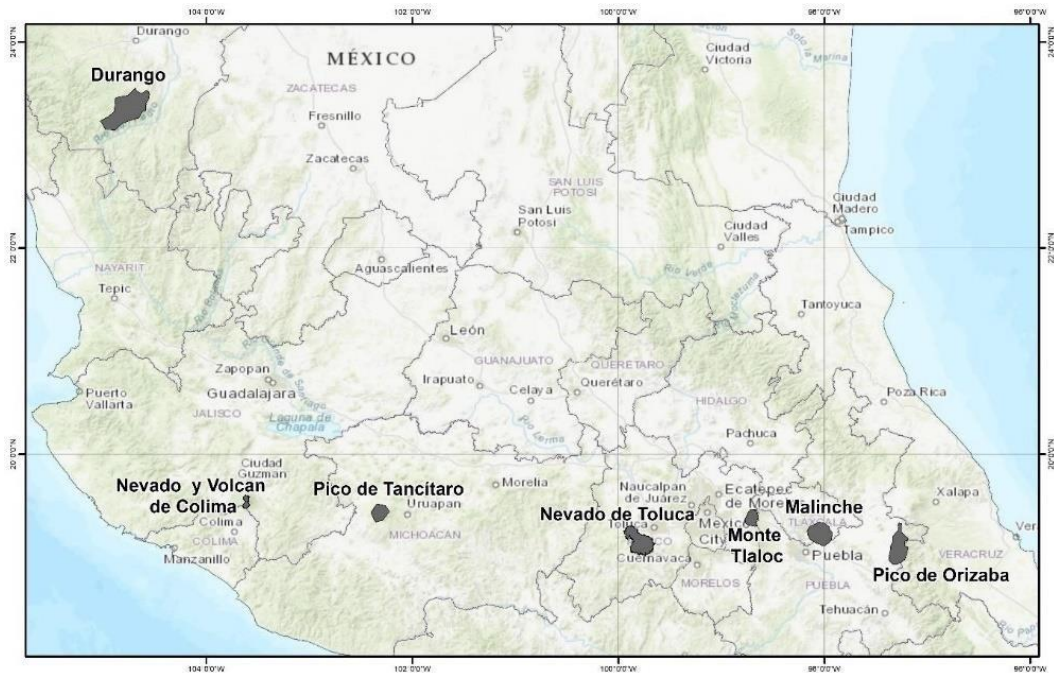


Figura 1. Regiones de estudio. Noroeste (Durango), Centro-Occidente (Michoacán y Jalisco), Oriente (Puebla y Veracruz), Centro-Sur (Estado de México y Tlaxcala).

Durango: El Salto, Pueblo Nuevo. Se localiza en la región suroeste de Durango, México. La vegetación está formada por bosques de pino-encino. Las principales especies de pino son *Pinus hartwegii*, *P. cooperi*, *P. durangensis*, *P. leiophylla* y *P. ayacahuite*; las especies más representativas de encino son *Quercus sideroxylla*, *Q. durifolia* y *Q. rugosa*. Existen otras coníferas como *Juniperus* spp., *Cupressus* spp., *Pseudotsuga* spp. y *Abies* spp. Dentro de las latifoliadas se encuentran especies de los géneros *Arbutus* y *Alnus*. El clima que prevalece es templado semifrío con un régimen de precipitación anual que fluctúa de 900 a 1,200 mm y una temperatura media anual que oscila de 8°C en las partes más altas a 24°C en las más bajas (Silva-Flores *et al.*, 2010).

Michoacán: Pico de Tancítaro. El Área de Protección de Flora y Fauna Pico de Tancítaro se localiza en la parte centro occidente de México, en el oeste del estado de Michoacán, entre las coordenadas 19° 20' 00'' y 19° 32' 00'' de latitud norte y 102° 13' 05'' y 102° 23' 05'' de longitud oeste, con 3,860 msnm. De las especies observadas están *P. pseudostrobus*, *P. montezumae*, *P. devoniana* y *P. teocote*. Se presenta un clima semifrío húmedo con abundantes lluvias de verano, C (E)(m)(w) en donde la precipitación anual es de 1500 mm (Fuentes, 2000; Zamora, 2006).

Jalisco: Volcán de Colima. Ubicado en el extremo sur del Sistema Volcánico Transmexicano (SVT) a los 19° 30' 44.8" N 103° 37' 01.6" W, es considerado por diversos autores como el volcán más activo del país, con una extensión de 6,554 ha. Se caracteriza por la presencia de flora y fauna relacionada con la alta montaña; conforme el gradiente altitudinal desciende, la temperatura incrementa y permite la presencia de bosques de coníferas relacionadas con los climas templados. Las especies representativas son el pino de las alturas (*Pinus hartwegii*), cedro (*Juniperus monticola*), cedro de san Juan

(*Cupressus lusitanica*), aile (*Alnus jorullensis*), oyamel (*Abies religiosa*) y encino (*Quercus laurina*) (CONANP, 2006).

Puebla y Veracruz: Pico de Orizaba. El Parque Nacional constituye una de las principales elevaciones del SVT, cuenta con una superficie de 19,750 ha, localizadas entre los 18° 56' 56" y 19° 09' 40" de latitud norte y los 97° 22' 17" y 97° 12' 17" de longitud oeste. Con una altitud de 5,636 msnm, es la montaña más elevada del territorio nacional. La variación de climas es muy amplia, de acuerdo con el gradiente altitudinal, va de templado subhúmedo a semifrío. Se presentan cuatro tipos de vegetación: bosque de oyamel (*Abies religiosa* y *Abies hickelii*), considerado como en peligro de extinción), bosque de pino (*Pinus hartwegii*), pastizal y páramo de altura (SEMARNAT, 2015)

Estado de México: Nevado de Toluca. El Área Natural Protegida Nevado de Toluca se extiende entre los paralelos 18°51'3 "-19°19'03" de latitud norte y los 99°38'54"-100°09'58" de longitud oeste, su superficie abarca 53,590 ha. Representa la cuarta montaña más alta del país con 4,660 msnm. Presenta clima frío de altura, semifrío y templado. Entre las comunidades arbóreas, se destacan los bosques de coníferas de pino (*Pinus* sp.), oyamel (*Abies religiosa*), de pino-encino (*Pinus-Quercus*), oyamel-pino (*Abies-Pinus*); bosques de latifoliadas de aile (*Alnus jorullensis*), encino (*Quercus* sp.), también se desarrollan comunidades vegetales como pastizales alpinos (CONANP, 2016).

Monte Tláloc. Se localiza en los límites del Estado de México con los estados de Puebla y Tlaxcala, abarca parte de los municipios de Texcoco e Ixtapaluca. Cubre una extensión de 8 518 ha por encima de los 3 500 msnm, abarcando dos elevaciones rocosas, Monte Tláloc y Cerro Telapón, con una altitud máxima de 4 125 msnm. Predomina el clima semifrío

templado subhúmedo. Se caracteriza por el predominio de los bosques de alta montaña, compuestos principalmente por poblaciones de *P. hartwegii*, y en menor medida, por *Abies religiosa*. Las partes altas, se encuentran cubiertas por roquedos y pastizales alpinos. Dada su cercanía con una de las zonas metropolitanas más densamente pobladas del mundo, el monte Tláloc está sujeto a una presión permanente, principalmente por el aprovechamiento de sus recursos forestales (SIEA, 2012).

Tlaxcala: La Malinche. Se ubica en la zona central oriente de México y se considera la montaña aislada más significativa del país; constituye la quinta montaña más alta de México. Cuenta con una extensión de 45,711 ha y tiene una altitud máxima de 4,461 msnm. Existe un tipo de clima templado subhúmedo de manera dominante. Presenta tres asociaciones vegetales naturales, bosque de pino, bosque de pino-aile y oyamel y zacatonal de alta montaña, además de otras zonas inducidas como los cultivos. Las especies predominantes dentro del bosque de pino son *Pinus hartwegii*, *P. leiophylla*, *P. montezumae*, *P. pseudostrobus* y *P. teocote* (García, 2004).

Esta actividad resulta primordial en la obtención de la información inicial para la generación de mapas temáticos, para esto se requiere del apoyo directo de Sistemas de Información Geográfica (SIG), además del uso de la tecnología de Sistemas de Posicionamiento Global (GPS). La cartografía de las regiones de estudio implicó integrar una base de datos cartográfica en un sistema de información geográfica con información disponible de la topografía, uso del suelo y vegetación de diversas fuentes como INEGI, CONABIO, CONANP, CONAFOR, así como imágenes de satélite multiespectrales SPOT 7.

6.2. Identificación de la diversidad de plantas parásitas y hospederos en los bosques de alta montaña

Se instalaron sitios temporales de muestreo (STM), para esto, se adaptó el método de muestreo sistemático (Dauber, 1995) y el método de muestreo de vegetación por transectos (Mostacedo y Fredericksen, 2000), utilizando las curvas de nivel como líneas de acceso, con una separación altitudinal de 100 m, debido a la variabilidad climática asociada a la altitud (Mayer y Ott, 1991). Cada STM fue de manera circular de 0.1 ha (17.86 m de radio; Fig. 2), distribuidos de forma sistemática sobre los transectos y a una equidistancia de 200, 300, 500 y hasta 1000 m, de acuerdo con las superficies de los bosques de cada región. Esta etapa permitió conocer la diversidad de plantas parásitas presentes en los bosques de alta montaña, además de los hospederos. Se utilizaron formatos que permitirán identificar variables de los STM (Cuadro 1), esto para el levantamiento de dicha información. Además, se colectó información (Cuadro 2) que posibilitará determinar la dinámica de los ecosistemas forestales de alta montaña.

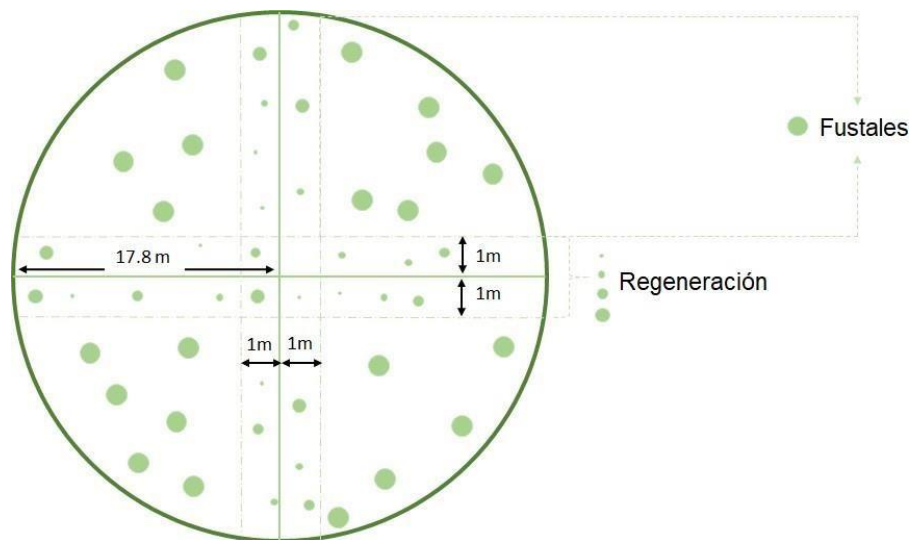


Figura 2. Sitio temporal de muestreo (STM) de 1000 m² (0.1 ha), dentro del mismo, se contabilizarán plantas parásitas y hospederos.

Cuadro 1. Variables de sitio para la caracterización físico-geográfica

Variables de sitio	Descripción
Fecha	dd/mm/aaaa
Número de sitio	Identificador que refiera área de estudio y número sitio
Árboles caídos	Número de árboles caídos al interior del sitio de muestreo
Incendios recientes	Ausencia/presencia
Estrato inferior	Porcentaje y dominancia herbáceo y arbustivo
Presencia de insecto descortezador	Grado de infestación (Billings y Espino, 2005)
Presencia de muérdago	Grado de infestación (Hawksworth y Wiens, 1996)
Asociación	Descripción de comunidad forestal <i>i.e.</i> bosque de <i>Pinus hartwegii</i> , bosque de <i>Abies religiosa-Pinus montezumae</i>
Cobertura forestal	Denso, semidenso, fragmentado y árboles aislados
Coordenadas	UTM
Exposición y pendiente	Del terreno (°)
Tocones	Número de tocones al interior del sitio
Observaciones de sitio	Observaciones generales <i>i.e.</i> rodal semillero, juvenil, senil, actividadessilviculturales

Cuadro 2. Variables de individuos a considerar para la dinámica del bosque.

<i>Variables de individuos</i>	<i>Descripción</i>
Plántulas	< 30 cm de altura
Brinzales	≥ 30 cm < 1.5 m de altura
Latizales	≥ 1.5 m de altura < a 2.5 cm de diámetro a la altura de pecho (DAP), 1.3 metros
Juveniles	> 2.5 cm < 7.5 cm DAP
Fustales	> 7.5 cm de DAP
Especie	Del hospedero
Altura comercial	Distancia entre la base del tronco y la primera rama que da inicio a la copa o ellímite para la producción de madera
Altura total	Distancia entre la base del tronco y la punta de la copa
Diámetro normal	Diámetro a la altura de 1.30 cm sobre el suelo
Calidad del fuste	BOLFOR y PROMABOSQUE (1999) recomiendan la clasificación del fuste: <i>Calidad 1:</i> Árbol sano y recto sin algún signo visible de defectos. <i>Calidad 2:</i> Árbol con señales de ataque de hongos, pudrición, heridas, curvatura, crecimiento en espiral y otras deformaciones. <i>Calidad 3:</i> Árbol curvado y efectos graves en su estructura.

7. Informe de actividades.

7.1 Delimitación de los bosques de alta montaña

Mediante el uso de curvas de nivel obtenidas por INEGI se delimitaron los bosques por arriba de los 3,500 msnm en el programa ArcGis, con el fin de obtener las poblaciones de la especie *Pinus hartwegii*, conocido como el pino de las alturas (Endara *et al.*, 2013 y Rzedowski, 2006). Con base en estudios previos, en cartografía y presencia de plantas parásitas, se determinó la necesidad de conocer el nivel de infestación por muérdago en el bosque de pino, ya que sólo se conocía algunas superficies enfermas y no el nivel de infestación, además de identificar la presencia de insectos descortezadores. Cabe mencionar que una vez definido el muestreo correspondiente se actualizó el área de estudio (bosque de pino) sobre la cual se trabajó el resto de los procesos.

Es importante señalar que los procesos y el método de levantamiento fueron cambiando según la montaña a muestrear, debido a que cada zona de muestreo presentaba diferencias en la distribución del bosque de pino, su grado de fragmentación y sus condiciones topográficas.

7.2 Instalación de sitios de muestreo

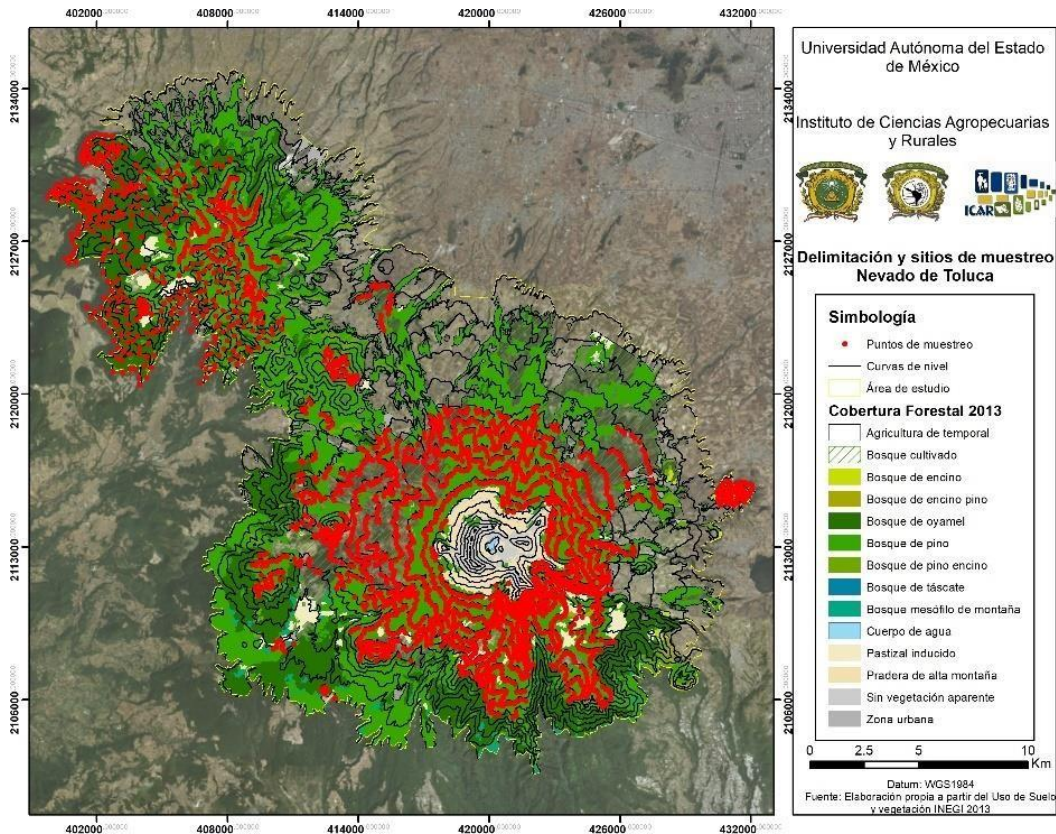
Tomando en cuenta que la distribución del muérdago y sus niveles de infestación se presentan de manera aleatoria, se realizó una adaptación del método de muestreo sistemático (Fig. 3), el cual consiste en ubicar las muestras o Unidades Muestrales (UM) en un patrón regular en toda la zona de estudio.

Este tipo de muestreo permite detectar variaciones espaciales en la comunidad. Sin embargo, no se puede tener una estimación exacta de la precisión de la media de la variable considerada. El muestreo sistemático puede realizarse a partir de un punto determinado al azar, del cual se establece una cierta medida para medir los subsiguientes puntos (BOLFOR, 2000). El resultado final del muestreo sistemático en las curvas de nivel nos da una mayor perspectiva de la distribución del muérdago según su rango altitudinal. En primera instancia se realizó el trabajo de campo en el Área de Protección de Flora y Fauna Nevado de Toluca, con la finalidad de saber en qué medida está siendo afectado el bosque de pino por muérdago, y con base en ello establecer un método para el levantamiento de la información.

En este caso se tomaron en cuenta las curvas de nivel desde la cota 3000 msnm hasta los 4000 msnm a cada 100 m de equidistancia, debido a la variabilidad climática asociada a la altitud (Mayer y Ott, 1991), de tal manera que se obtuvieron 11 curvas sobre las cuales se establecieron las UM a cada 200m, dichas UM son circulares de 0.1 ha (17.86m de radio) (Fig 2).

Una vez aplicado el método antes mencionado se obtuvo la distribución y el total de los sitios de muestreo, posteriormente se realizó un corte de dichos puntos a partir de la superficie de pino planteada por Regil (2009), ya que el bosque de pino es el objetivo de la investigación. De tal manera que se establecieron 2,370 sitios de muestreo.

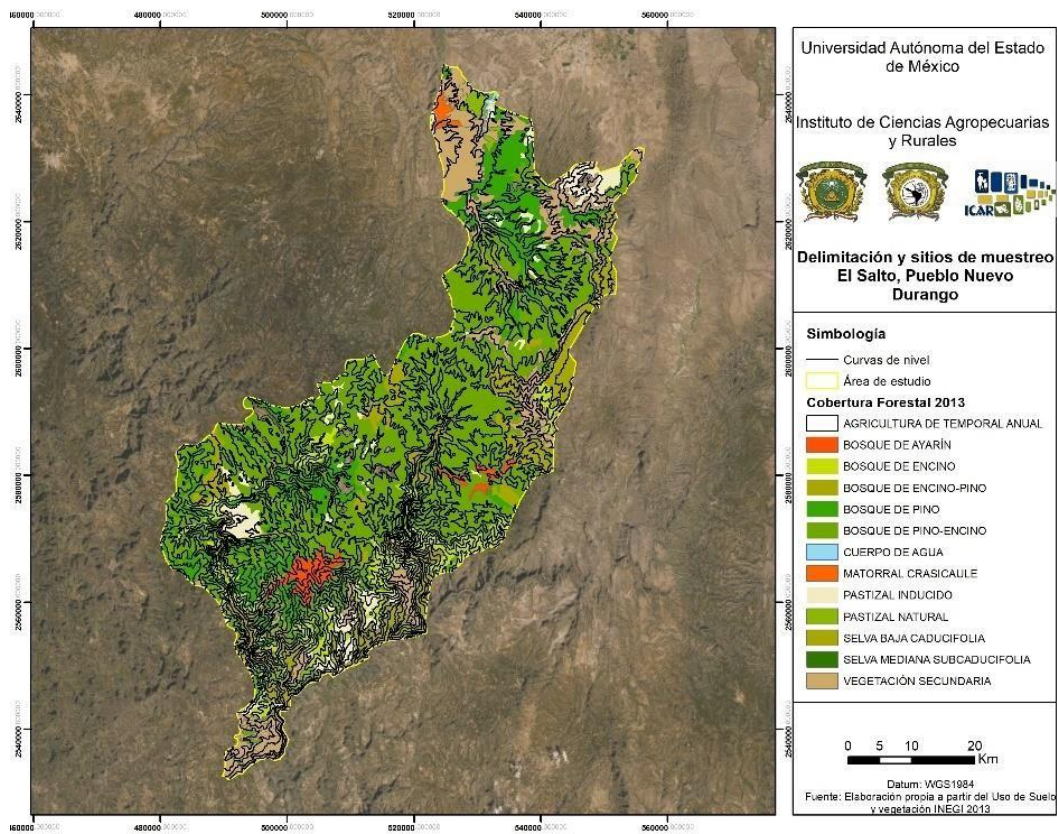
Con base en los antecedentes sobre el estado fitosanitario del bosque y la observación en campo se pudo concluir que el sesgo en los datos recolectados puede tener variaciones trascendentes y contribuir de manera directa en los resultados, por lo que se optó por realizar el levantamiento total de la información de los sitios de muestreo planteados y así obtener mayor especificidad en los resultados (Mapa 1).



Mapa 1. Delimitación del área de estudio y sitios de muestreo

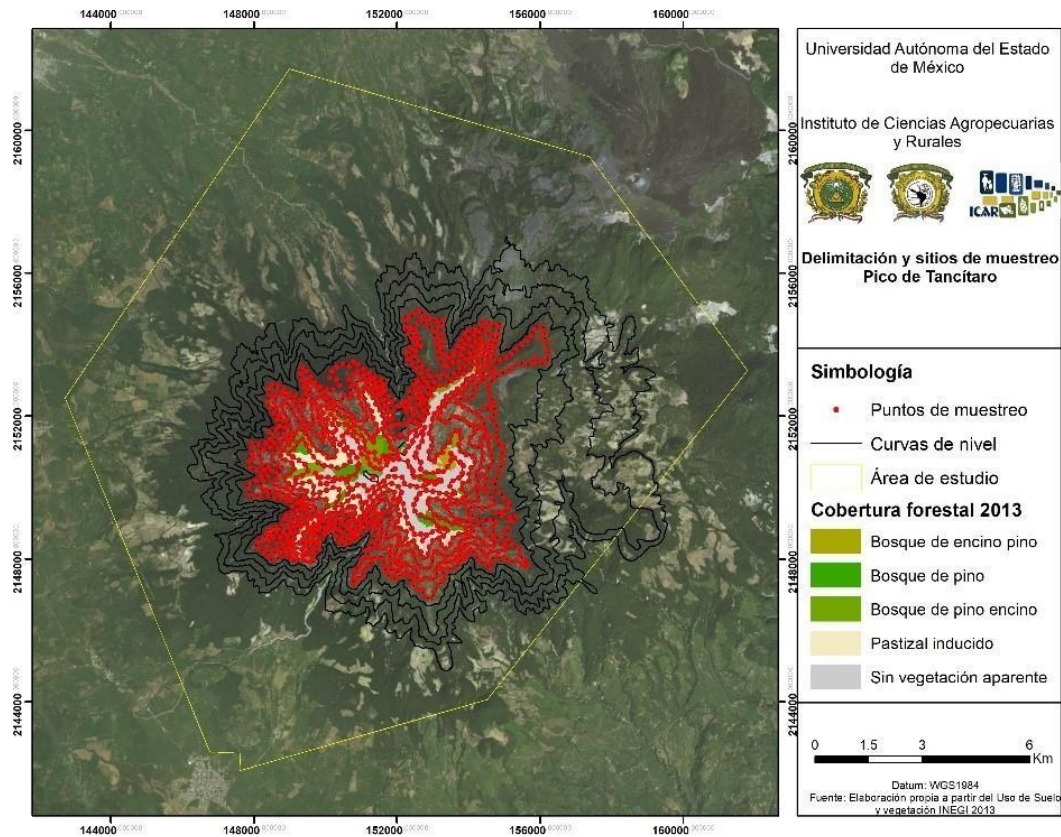
Para el caso de El Salto en Durango, se utilizaron las curvas de nivel a cada 100 m de altitud a partir de los 3500 msnm como se había mencionado anteriormente, pero

con los puntos de muestreo a una distancia de 300 metros debido a la fragmentación del bosque (Ver mapa 2).



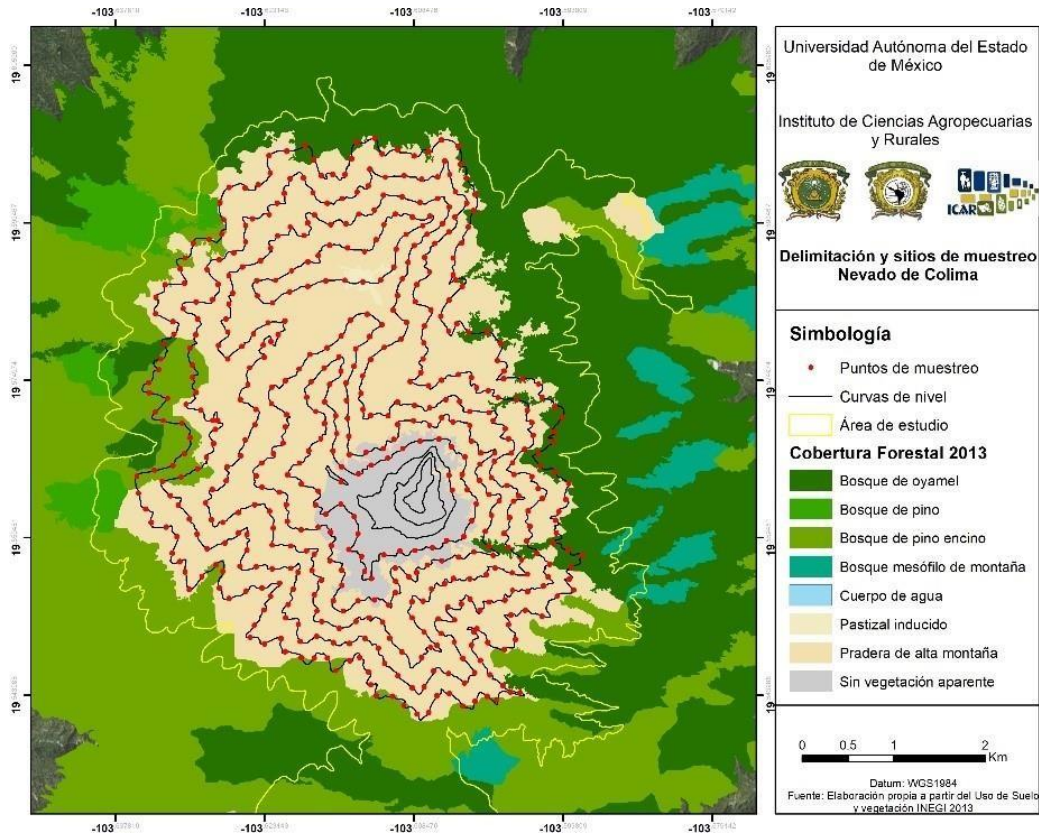
Mapa 2. Delimitación del área de estudio

En el Pico de Tancítaro ubicado en Michoacán, las curvas fueron instaladas de la misma manera, pero los sitios de muestreo quedaron a una distancia de 250 m, con un total de 1,087 sitios a muestrear (Ver mapa 3).



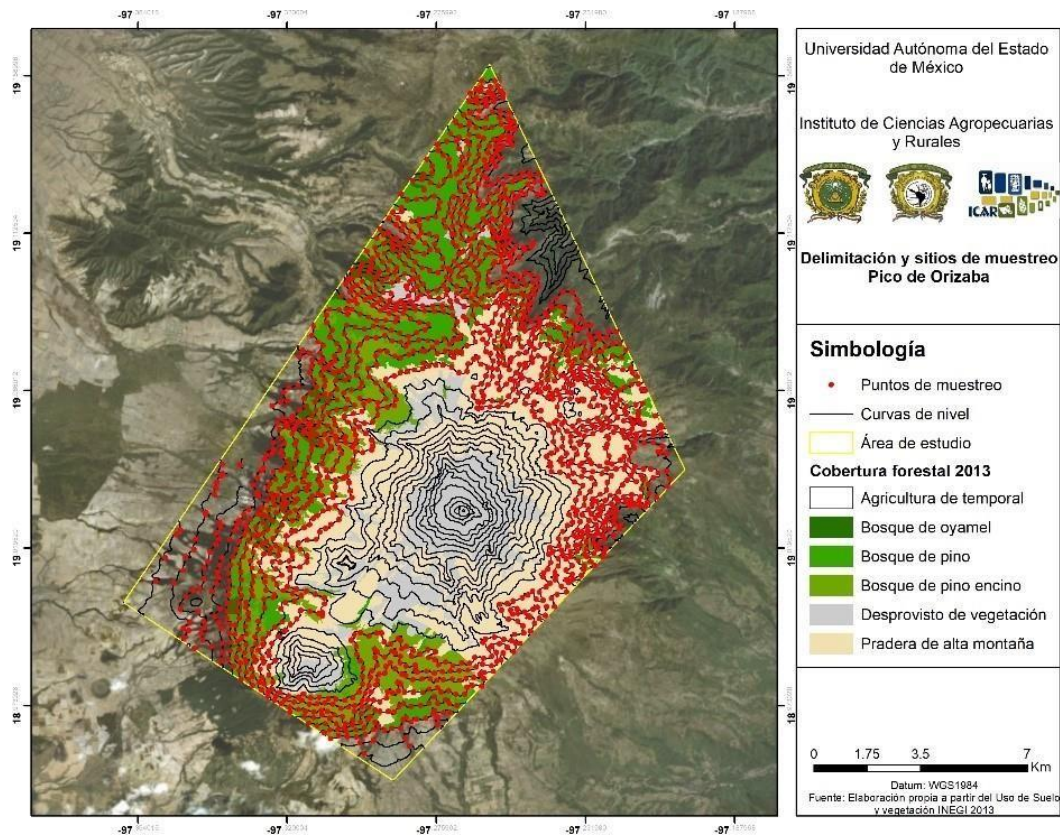
Mapa 3. Delimitación del área de estudio y sitios de muestreo

Para el caso del Nevado de Colima, los puntos quedaron de la siguiente manera 250 m de equidistancia y con un total de 532 puntos (Ver mapa 4).



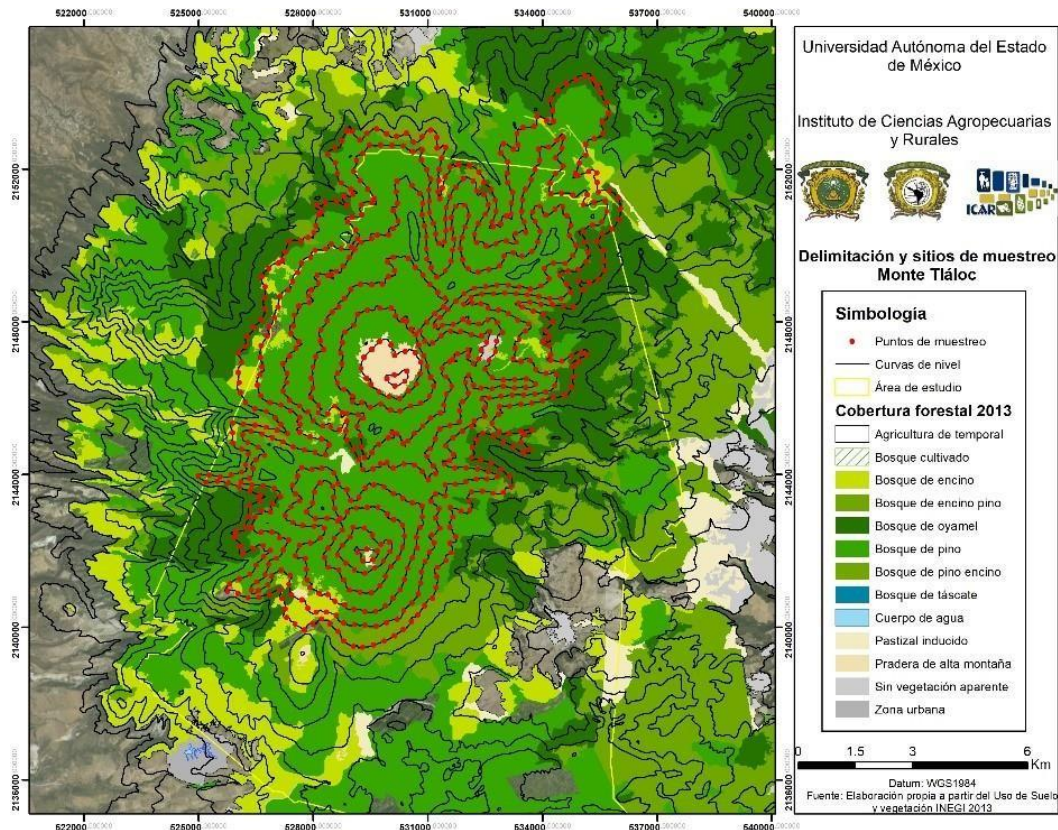
Mapa 4. Delimitación del área de estudio y sitios de muestreo

En el Pico de Orizaba, los puntos fueron distribuidos a cada 300 M de equidistancia debido a la dimensión de la montaña con un total de 1,798 UM (Ver mapa 5).



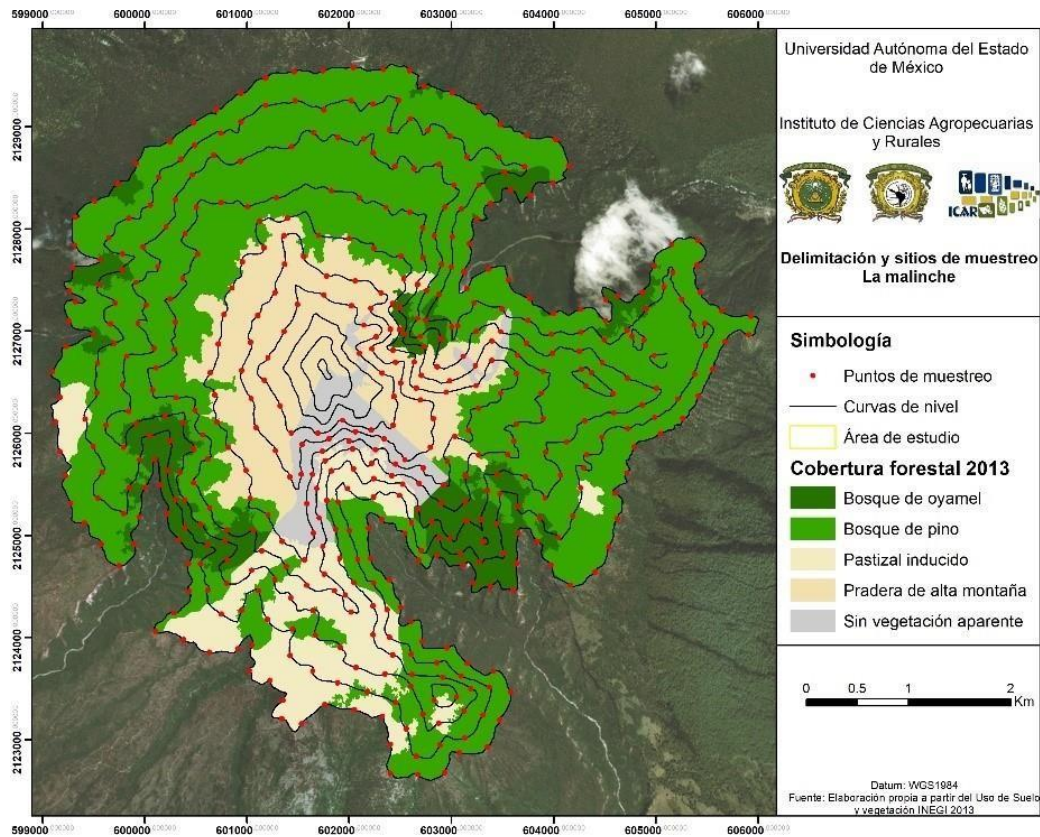
Mapa 5. Delimitación del área de estudio y sitios de muestreo

Para Monte Tlaloc los puntos de muestreo quedaron separados por una equidistancia de 300 m, quedando con 879 UM (Ver mapa 6).



Mapa 6. Delimitación del área de estudio y sitios de muestreo

Y, por último, en la montaña de La Malinche el muestreo fue a una equidistancia de 300 m y 494 UM (Ver mapa 7), con el fin de abarcar el bosque de pino en todas las montañas y obtener un límite más detallado de este bosque además de la distribución de las plantas parásitas, además de otras plagas presentes en este tipo de áreas naturales.



Mapa 7. Delimitación del área de estudio y sitios de muestreo

7.3 Levantamiento de información

Después de definir el método de muestreo, desde el mes de Marzo al mes de Septiembre, se realizaron recorridos de campo siguiendo las curvas de nivel, donde se registra presencia de plagas y/o plantas parásitas para delimitar polígonos de infestación con el uso de Sistemas de Posicionamiento Geográfico (GPS) y Sistemas de Información Geográfica (SIG).

Se procedió al levantamiento de la información en cada una de las UM, con el uso de cintas métricas de 50 m orientadas de Norte a Sur y de Este a Oeste, con la finalidad de formar una cruz, siendo el centro del sitio la intersección de las cintas y desplegadas a una distancia de 35.6 m para poder registrar todos los fustales y poder medir toda la regeneración, así como se muestra en la Fig. 2 y Foto 1.



Foto 1. Instalación de sitio temporal de muestreo (STM) de 1000 m² (0.1 ha), dentro del mismo, se contabilizarán plantas parásitas y hospederos.

Los materiales utilizados en campo fueron: GPS, clinómetro, brújula, cintas métricas, cintas diamétricas, radio, binoculares, cámara digital, formularios de campo y libreta de campo.

Al momento en que la brigada llegaba al sitio con la ayuda de GPS y un clinómetro, se levantaban los siguientes datos: fecha, número de sitio, coordenadas UTM, altitud, ubicación en referencia a la montaña (piedemonte, ladera o cima), datos de referencia, perturbación, evidencias de incendio reciente o histórico, afloramiento

de roca en el suelo, árboles caídos, tocones, excretas de fauna (mamíferos), porcentaje del musgo y conteo de plántulas, brinzales y latizales por especie dentro de un buffer de 1 m de distancia a partir de las cintas. Finalmente, se levantó información sobre presencia y grado de infestación de descortezadores y plantas parasitas. (Fig. 4)

													Brigada:		
Sitio:	Datos de referencia: Juvenil, Pastizal, Semillero, Senil, Transición						Fisio: Barranca, Peña			Tocones (DB y Sp)					
	Fecha:		Asociación arbórea:												
	X	Y	Z	Exposición	Pendiente	% Copa	Incendio	% Af. Roc.	Árboles caídos (DN):						
Fauna: Ave, Pcarpin			% Herbáceo:		Festuca	Calama	Agrostis	Muhlen	Trisetu						
Excretas: Conejo, Ganado			% Arbustivo:		Jverde	Jblanca	Lupinus	Rnieves	Senecio						
Perturbación: Cacería, Camino, Cerca, Cultivo, Extracción, Pastoreo, Reforestación, Tina Ciega, Zanjalnf										% Suelo desnudo:					
% Musgo	Plántulas				Brinzales				Latizales						
	Sanos	Enfermos	Promedio	Muertos	Sanos	Enfermos	Promedio	Muertos	Sanos	Enfermos	Promedio	Muertos			
Pino															
Oyamel															
Otro:															

Figura 4. Formato para levantamiento de Sitio

Concluido el levantamiento del sitio se procedió al registro de datos forestales, incluyendo: arbolado juvenil >2.5 de DAP y fustales ≥ 7.5 de DAP. Esto implicó recopilar información sobre número del sitio, (Especie) la especie del arbolado, diámetro normal (DN) y Diámetro a la altura del pecho (DAP), calidad de fuste (Cal.) con un rango del 1 a 3, siendo 1 un fuste presentable, 2 con bifurcaciones leves y 3 con el fuste del árbol inclinado y en algunas ocasiones pegando al suelo, altura total (AT) desde el límite del suelo hasta la última rama presente, altura de fuste limpio (AFL), es decir, hasta donde se presentan las primeras ramas del arbolado. (Fig. 5).

Colecta de datos por individuo (adultos y juveniles)													
Sitio	Especie	DN	Cal.	AT	AFL*	Muérdago						Descort. (1, 2 o 3)	Observaciones
						Especie	1° T	F/R	2° T	F/R	3° T		

Figura 5. Formato para levantamiento de individuos

7.3.1 Determinación del nivel de infestación por muérdago

Para el apartado de muérdago, se indicaba la especie de la planta parásita, seguido de su nivel de infestación dividido en tercios (1°T, 2°T y 3°T) y si se presentaba en fuste (F) o en la rama (R). (Ver foto 2 y 3)

Para determinar el nivel de infestación de muérdago en el pino se aplicaron los principios del sistema de evaluación de 6 clases planteado por Hawksworth (1977), que consiste en dividir al individuo en tres tercios calificando cada uno de ellos de 0 a 2 dependiendo su nivel de infestación.

A continuación, se describe paso a paso la metodología seguida:

En primera si la infestación no era visible se le asignaba una calificación de 0, si la infección era ligera o se presentaba de manera muy dispersa en las ramas su calificación era 1 y si la infección era severa en donde se presentaba en más de la mitad del tercio ya sea en las ramas o en el fuste se calificaba como 2, siendo este el mayor número de infección, al momento de realizar la sumatoria de los tercios quedaba de la siguiente manera:

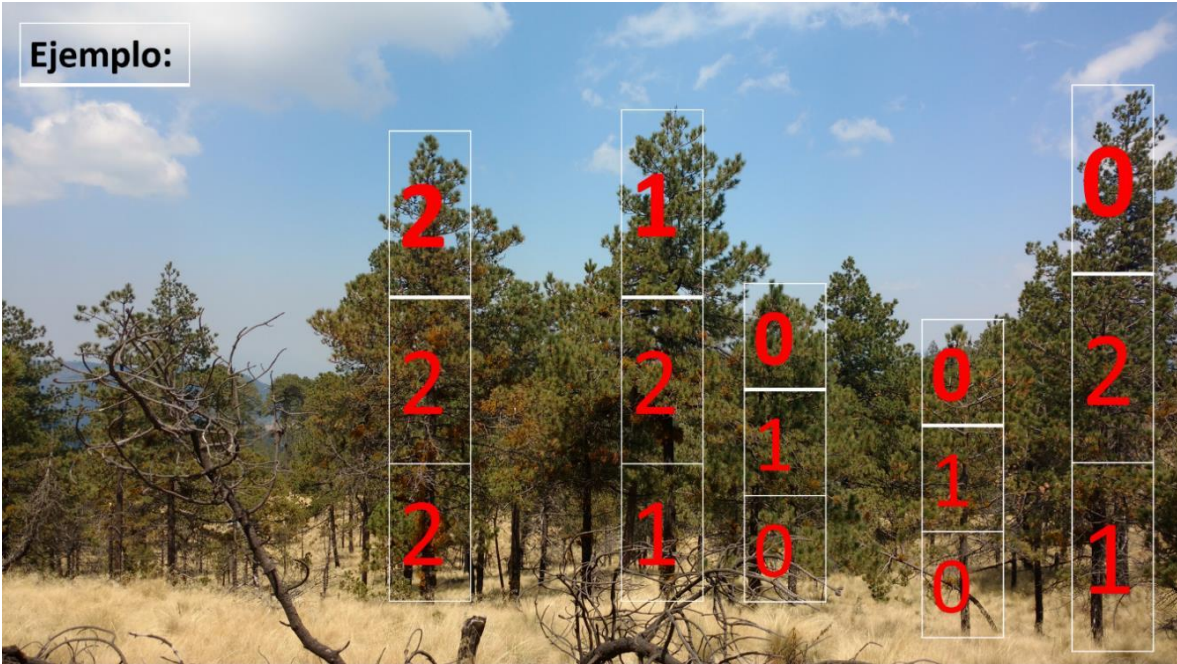


Foto 2. Levantamiento de nivel de infestación por muérdago dividido en tercios

Con base en la metodología de F. Hawksworth propuesta en 1977, se establecieron los niveles de infestación por individuo. Se tomó en cuenta el promedio del total de árboles muestreados por sitio, de tal manera que a la clasificación 0 se le asignó nivel de infestación Nulo, a las clasificaciones 1 y 2 nivel Bajo, clasificaciones 3 y 4 nivel Medio y finalmente a las clasificaciones 5 y 6 nivel Alto, tal como lo muestra el cuadro 3.

Clase	Características	Clasificación
0	Árbol sano	Nulo
1	Muérdago muy escaso en una sección	Bajo
2	Normalmente con muérdago escaso en dos secciones o abundante en una sola sección.	

3	Infestación muy escasa, aunque tiende a distribuirse en las tres secciones.	Medio
4	Muérdago en todo el árbol, aunque abunda sólo en una sección.	
5	Infestación abundante en casi todo el árbol.	Alto
6	Infestación abundante en todo el árbol.	

Cuadro 3. Clasificación del nivel de infestación según Hawksworth, 1977.

Entre las plantas parásitas que se encontraban en los UM destacan el muérdago amarillo (*Arceuthobium globosum*) y el muérdago negro (*Arceuthobium vaginatum*), ambas especies afectan al bosque de pino (Foto 3).



Foto 3. Izquierda *Arceuthobium Globosum* (Muérdago amarillo) y derecha *Arceuthobium Vaginatum* (Muérdago negro)

En algunas ocasiones existía la presencia de individuos con las dos especies de muérdago enano en los cuales el bosque presentaba un nivel de infestación alto, considerando que la propagación de dicha plaga es muy rápida.



Foto 4. Presencia de *Arceuthobium Vaginatatum* (Muérdago negro) y *Arceuthobium Globosum* (Muérdago amarillo)

7.3.2 Determinación del nivel de infestación por descortezador

En algunas ocasiones se presentaban los insectos descortezadores como el *Dendroctonus adjunctus* (foto 5 y 7). El cual también formó parte del mapeo de plagas dentro de los Áreas Naturales Protegidas con el fin de conocer más a detalle todas las problemáticas que presentan los bosques de alta montaña y poder elegir las medidas necesarias para poder mitigar la propagación de dichas plagas. Para determinar el nivel de infestación de animales descortezadores se utilizó la siguiente metodología:



Foto 5. Animal descortezador (*Dendroctonus adjunctus*)

La determinación de los niveles de infestación se hizo mediante la clasificación propuesta por Billings y Espino (2005), en donde clasifica la sanidad del árbol en tres fases o niveles:

- Fase 1: El árbol presenta la copa verde y grumos de resina fresca.
- Fase 2: El árbol se encuentra infestado de larvas dentro de la corteza, presenta la copa amarillenta con grumos secos y duros a lo largo del fuste.
- Fase 3: Se caracteriza porque el árbol presenta la copa rojiza o de color marrón, con muchos orificios por la salida de los escarabajos en la corteza suelta, así como de árboles muertos y sin hojas (Foto 6).



Foto 6. Nivel de infestación de árboles con animales descortezadores.

En donde se asignó el nivel 1 a los árboles con la presencia de grumos menor al 25% del fuste, el nivel 2 a la infestación media donde la copa del árbol tenía una tonalidad alimonada y el nivel 3 cuando la plaga invadió al individuo y la copa presentaba un color rojizo, lo que indica la muerte del árbol.



Foto 7. Grumos en fuste por animales descortezadores

Para el levantamiento de tocones y árboles caídos solo se tomaron en cuenta los que fueran recientes con el fin de poder identificar también la especie y saber si fue aprovechamiento local o un aprovechamiento de corta selectiva (Foto 8)



Foto 8. Tocón de un árbol de *Abies religiosa*

7.4 Análisis de datos

Como resultado del trabajo de campo se obtuvieron cuatro bases de datos para cada montaña, la primera hace referencia a los registros de sitios, la segunda a los registros por individuo, la tercera a la regeneración y la cuarta a los tocones y árboles caídos. El proceso inicial para la generación de la base (captura de datos) se realizó en Excel.

Se generó una base de datos concentrada en formato Excel con los registros de sitios e individuos, las especies de muérdago, las especies de hospederos, su ubicación geográfica, nivel de infestación, altitud y condiciones ecológicas en las que se encontraron (Ver anexo 1).

7.5 Elaboración de mapas temáticos

Con la información generada en el trabajo de campo se obtuvo una capa en formato vectorial de puntos (sitios de muestreo), con la cual se realizó una interpolación en el software ArcMap, mediante la metodología de vecinos naturales (*Natural Neighbor*), la cual es una interpolación local también se le conoce como interpolación de Sibson o de "hurto de área" basada en el subconjunto de píxeles más cercanos a los cuales les aplica pesos en función de las áreas proporcionadas para interpolar, y les asigna valores al resto de las áreas (Sibson, 1981; Watson, 1992). Esta metodología permite cartografiar la presencia, distribución espacial del muérdago, el tipo de muérdago y los niveles de infestación.

Tomando como insumo la base de datos generada se realizó la cartografía vectorial correspondiente a entidades de puntos y polígonos, con la finalidad de responder a las preguntas ¿Cuál es la distribución de los tipos de muérdago? ¿Cuál es la distribución del nivel de infestación? y ¿Qué superficie está siendo afectada por muérdago y en qué nivel? Responder a estas interrogantes permite apoyar la toma de decisiones encaminadas al manejo y conservación de los bosques. Con base en la cartografía generada de sitios de muestreo se aplicó la metodología de Interpolación *Natural Neighbor*.

La interpolación de vecinos naturales encuentra el subconjunto más cercano de muestras de entrada a un punto de consulta y les aplica los pesos en función de áreas proporcionadas para interpolar un valor (Sibson, 1981). También se conoce como interpolación de Sibson o "de hurto de área".

La interpolación de vecinos naturales es local, solo usa un subconjunto de muestras alrededor de punto de consulta y se garantiza que las alturas interpoladas están

dentro del rango de muestras utilizadas. No deduce tendencias y no generará picos, depresiones, crestas o valles que aún no estén representados por las muestras de entrada. La superficie pasa a través de las muestras de entrada y es suave en todas partes, excepto en las ubicaciones de las muestras de entrada. Se adapta localmente a la estructura de los datos de entrada y no requiere ninguna entrada por parte del usuario en relación con el radio de búsqueda, el recuento de la muestra o a la forma. Funciona igualmente bien con datos distribuidos regular e irregularmente (Watson, 1992).

Los vecinos naturales de cualquier punto son aquellos asociados a los polígonos de Voronoi (Thiessen) cercanos (Cedillo, 2012).

7.6. Publicación de resultados

El trabajo realizado permitió colaborar en la elaboración de dos artículos científicos:

7.6.1. Artículo para someter en una revista indexada

Vazquez-Lozada, S., Endara-Agramont, A., E., Franco-Maass, S., Luna-Gil, A., A., Garcia-Almaráz, L., A. 2021 *“Mapeo forestal de un Área Natural Protegida en el Centro de México”*

Resumen

El monitoreo de las coberturas forestales es un tema de suma importancia en los ámbitos gubernamental, académico y social, no obstante, existe poca disponibilidad de datos que ofrezcan información detallada sobre su distribución espacial. Se realizó el levantamiento en 464 unidades de muestreo forestal (UM) dentro de las 41,314.9 ha de cobertura forestal reportadas para el Área de Protección de Flora y Fauna y Nevado de Toluca, la metodología consistió en cuatro etapas: 1. clasificación supervisada con el método de la máxima verosimilitud de una subescena que abarcaba toda el ANP, 2. clasificación supervisada con el método de la máxima verosimilitud de cuatro subescenas en las que se dividió el ANP, 3. unión de las subescenas y 4. verificación de la clasificación. El APFFNT cuenta con 53,590 ha, de las cuales aproximadamente 42,643 ha son de cobertura forestal (34,834 ha de bosques mono específicos y 6,461 ha de bosques con algún tipo de asociación), 1,348 ha de zacatonal alpino y 10,947 ha de otros tipos de cobertura.

7.6.2. Artículo publicado en la Revista New Forest (indexada)

Fabiola Rojas-García, Todd S. Fredericksen, Santiago Vazquez Lozada, Angel Rolando Endara Agramont. 2019. Impact of timber harvesting on carbon storage in montane forests of central Mexico. *New Forests*. Volume 50, pages1043-1061 (2019). <https://doi.org/10.1007/s11056-019-09714-z> (Ver anexo 2)

Abstract

Cut stumps are the legacy of forest harvesting and allow for the estimation of carbon loss from the ecosystem. The objective of this study was to estimate aboveground carbon storage and the impact of forest harvesting based on measurements of cut stumps in pine forests within the Área de Protección de Flora y Fauna Nevado de Toluca (APFFNT) in the state of México. A total of 1621 circular 0.1-ha sampling plots were established in a 12,924-ha pine forest (1.25% sampling intensity). Biomass was calculated using conventional volumetric equations incorporating species-specific wood densities. Aboveground carbon storage in the biomass was stratified by forest type including dense forest (≥ 336 trees), semi-dense forest (< 335 and > 150 trees), fragmented forest (< 150 and > 20 trees), and stands with isolated trees (< 20 trees). In the 12, 924 ha of forest dominated by *Pinus hartwegii*, 1,695,004 MgC was contained in aboveground biomass. Data on forest harvesting obtained by analysis of recent cut stumps allowed for the estimation of the removal of 42,701 MgC. In addition, we accounted for carbon in wind thrown trees of 14,904 MgC, some of which were removed over time in harvests. Total, loss of carbon from the forest corresponded to 211,218 MgCO₂ per year. In the APFFNT, forests dominated by pine with high biomass (*P. hartwegii* and *P. montezumae*) are being replaced by those with lower biomass (*Alnus jorullensis*). Changes in these communities will result in lower carbon capture in the APFFNT.

Keywords Biomass · CO₂ emissions · Cut stumps · *Pinus hartwegii* · Wood volume

8. Competencias y aprendizajes adquiridos.

Las competencias y aprendizajes adquiridos se basan en la metodología utilizada en la geografía mediante el trabajo de campo y gabinete, sin embargo, para el caso de estudio de los bosques, se realizan una serie de levantamiento de datos en campo con distintas variables y un análisis especializado de bases de datos para obtener mapas de calidad los cuales permitan al investigador obtener la mayor cantidad de información que comprenden el área en cuestión. Así mismo, las competencias se definen como una composición propia de cada individuo que combina la capacitación y calificación adquirida para la formación técnica y profesional, la aptitud para el trabajo en equipo, la iniciativa, etc. (Canto, 2009).

Es por ello que durante la estancia en el Proyecto “Distribución espacial y afectaciones por muérdagos en bosques de alta montaña, México”, las actividades llevadas a cabo, permitieron que el perfil competitivo adquirido se manifieste en la capacidad de desarrollar mapas sobre problemas específicos de la interpretación y explicación de los cambios de cobertura forestal además de las problemáticas del pasado y del presente, dar seguimiento a las investigaciones que comienzan con trabajo de campo para posteriormente obtener resultados y dar difusión a ellos, proponer y establecer estrategias necesarias para la conservación y protección de los bosques, así como hacer uso de los sistemas de información geográfica.

Por otra parte el aprendizaje derivado de la metodología implementada en el proyecto para la obtención de datos en contextos forestales, radica en la práctica de actividades como análisis e interpretación de mapas, levantamiento de datos in situ, el uso y dominio de GPS, creación y análisis de base de datos en el programa Excel, representación de puntos, procedimientos de interpolación, digitalización, elaboración y análisis de mapas en el programa Arcgis10.5, clasificación

supervisada en el programa ENVI, consulta de textos y fuentes históricas para la interpretación del contexto; además del aprendizaje en conocimientos básicos de conservación y restauración forestal por parte de especialistas en el tema, tales como identificación de especies forestales, medición de datos dasonómicos, identificación de plantas parasitas e insectos defoliadores, identificación de flora y fauna, análisis de los problemas presentes en cuestiones de plagas y las múltiples propuestas de recuperación, conservación y/o protección, además del uso adecuado de los sistemas de información geográfica como herramienta fundamental para conocer la distribución espacial de las diferentes problemáticas que se presentan en los bosques.

9. Resultados

Las actividades realizadas como practicante y asistente de investigación de geografía descritas en este trabajo nos ayudaron a ampliar el conocimiento acerca de la distribución espacial de plantas parasitas e insectos descortezadores, lo que nos da una idea de comprensión sobre los posibles problemas económicos, políticos y sociales sobre los que está presentando los bosques de alta montaña de México. Así mismo, desarrolló en nosotros un nivel de investigación, capaz de llevar a cabo de manera ordenada los métodos y técnicas competentes para poder aplicarlas en cualquier tipo de proyecto forestal.

Entre los resultados más prominentes de este trabajo destaca el aprendizaje de levantamiento de datos dasonómicos, el conocimiento de diferentes especies forestales, la identificación de plantas parasitas y animales descortezadores como identificación de flora y fauna, el manejo de bases de datos y aplicación de fórmulas con el fin de hacer más óptimo el manejo de los datos, la identificación de datos anómalos y una representación cartográfica de los resultados pues como pudimos observar en la mayoría de las actividades la realización de este proceso es sumamente importante, ya que, gracias a la obtención de nuevos datos, se generan hipótesis, las cuales dan pie a numerosas investigaciones que aportan gran información sobre la problemática presente en los bosques y brinda otros alcances.

Así mismo es de suma importancia mencionar que algo sobresaliente de este trabajo, es sin duda, la utilización de nuevas tecnologías aplicadas a la investigación forestal, por ejemplo, podemos mencionar el uso de bases de datos para el registro de datos obtenidos en campo, obtención de mapas temáticos y el uso de diferentes herramientas que nos proporcionan los SIG y sin duda el conocimiento obtenido a través de los diferentes especialistas que colaboraron en este proyecto.

En el mismo sentido, permite llevar al investigador a distintos horizontes de interpretación del contexto otorgándole ya no sólo características cuantitativas sino también cualitativas al objeto de estudio. Sin duda los resultados obtenidos y esperados por el proyecto es también la elaboración de artículos científicos para revistas indexadas con el fin de que la comunidad científica y pobladores conozcan con mayor contexto cual es el estado actual de los bosques.

10. Referencias de consulta

- Andrade, E. V. 1981. Evaluación de efectos del muérdago enano (*Arceuthobium globosum* Hawk y Wiens, y *A. vaginatum* Willd) en rodales de *Pinus hartwegii* Lindl. (Tesis de licenciatura). Chapingo, México. 88 p.
- Andrade, E. V. y Cibrián, T. D. 1980. Evaluación de poblaciones de muérdago enano (*Arceuthobium globosum* Hawks y Wiens y *A. vaginatum* Willd) en bosques de *Pinus hartwegii* Lindl en Zoquiapan, Estado de México. Memoria. Primer Simposio Nacional sobre Parasitología Forestal. Uruapan, Michoacán, México. 238 p.
- Billings, R. F. y V. Espino. 2005. El gorgojo descortezador del pino (*Dendroctonus frontalis*) en Centroamérica: Como reconocer, prevenir y controlar plagas. Texas Forest Service Publication. 17 p.
- BOLFOS; PROMABOSQUE. (1999). Guía para la Instalación y Evaluación de Parcelas Permanentes de Muestreo (PPMs). Santa Cruz, Bolivia.
- BOLFOS y PROMABOSQUE. 1999. Guía para la instalación y evaluación de parcelas permanentes de muestreo (PPMs). Santa Cruz, Bolivia.
- CANTO Herrera 2009 “El profesorado universitario en la sociedad del conocimiento: competencias profesionales docentes” en Revista de Formación e Innovación Educativa Universitaria. Vol. 2, Nº 2, pp. 87-97, México.
- Ceballos, G. 2011. Propuesta de recategorización y decreto del Parque Nacional Nevado de Toluca. Secretaria del Medio Ambiente Gobierno del Estado de México.
- Cedillo, A. M (2012). Distribución espacial y análisis de la presencia de plagas forestales en el Parque Nacional Nevado de Toluca (Tesis de Licenciatura). Facultad de Geografía, Universidad Autónoma del Estado de México, Toluca, México.
- Cibrián, D., Vázquez, I. y Cibrián, J. 2007. Muérdagos enanos del género *Arceuthobium*. En: D. Cibrián, D. Alvarado y S. García (Eds.), Enfermedades forestales en México (pp. 357- 395). Montecillo, Estado de México, México: Universidad Autónoma de Chapingo.

- CONAFOR, Comisión Nacional Forestal (2012) Inventario Nacional Forestal y de Suelos Informe de Resultados 2004-2009. Anexo 7. Coordinación General de Planeación e Información-Gerencia de Inventario Forestal y Geomática de la Comisión Nacional Forestal. Jalisco, México
- CONAFOR, Comisión Nacional Forestal (2018) Inventario Nacional Forestal y de Suelos. Informe 2009-2014. Conafor. México. 2018
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP). 2006. Programa de Manejo Protegidas, C. N. D. Á. N., C., Rural, J. S. D. D., Adyacentes, C. C. D. N. D. P. Y., Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (México), Boneta, A., Castillo, J. V., Flores, A. L., Colima, Jalisco. Secretaría de Desarrollo Rural, & Patronato del Nevado de Colima y Cuencas Adyacentes (México). (2006). Programa de conservación y manejo. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas.
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP). 2016. Programa de Manejo del Área de Protección de Flora y Fauna Nevado de Toluca.
- Dauber, E. 1995. Guía práctica y teórica para el diseño de un inventario forestal de reconocimiento. Santa Cruz. BOLFOR.
- Endara A (2007) Estructura forestal de *Pinus hartwegii* en el Parque Nacional Nevado de Toluca. Master Thesis, Universidad Autónoma del Estado de México, México. http://sistemabibliotecario.uaemex.mx/janium-bin/titulos_autoridad.pl?Id=20180228153729
- Endara-Agramont, A., Calderón-Contreras, R., Nava-Bernal G. y Franco-Mass, S., 2013. Analysis of Fragmentation Processes in High-Mountain Forests of the Centre of Mexico. American Journal of Plant Sciences, 4(3): 697-704.
- Flores, V. M. Y. 2008. Evaluación del efecto que causa el muérdago enano (*Arcethobium vaginatum* subsp. *vaginatum*) en el crecimiento de *Pinus cooperi* en Pueblo Nuevo, Durango. Tesis de Maestría. CIIDIR-Durango. IPN. 145 p.
- Franco-Maass, S., Regil-García, H. H. y Ordóñez-Díaz, J. A. B. 2006a. Dinámica de perturbación- recuperación de las zonas forestales en el Parque Nacional Nevado de Toluca. Madera y Bosques, 12(1): 17-28.
- Franco Maass, S., Regil García, H. H., González Esquivel, C., & Nava Bernal, G. 2006b. Cambio de uso del suelo y vegetación en el Parque Nacional Nevado

de Toluca, México, en el periodo 1972-2000. *Investigaciones geográficas*, (61), 38-57.

Fuentes, J. J. A., Evaluación del deterioro en Áreas Naturales Protegidas. Un enfoque geomorfológico. El caso del Parque Nacional Pico de Tancitaro, Michoacán, Tesis para obtener el grado Académico de maestro en geografía, México, Facultad de Filosofía y Letras, UNAM, 2000.

García, I. A. M., M., Naturales, R. A. M. D. S. M. Y., & Forestal, C. N. (2004). Atlas arqueológico de la alta montaña mexicana. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

Geils, B. W. y Hawksworth F. G. 2002. Damage, effects and Importance of dwarf mistletoe. En: Geils, B. W., J., Cibrián, T. y Moody, B. (eds.). Mistletoe of North American Conifers. U S Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station pp 57- 65.

Hawksworth, F. G. 1961. Dwarf mistletoe of ponderosa pine in the Southwest. Tech Bull 1246. USDA, Washington DC. 112 p.

Hawksworth, F. G. and D. Stevens. 1970. New taxa and nomenclatural changes in *Arceuthobium* (Visceae). *Brittonia* 22:265-269.

Hawksworth, F. G. 1977. The 6-class dwarf mistletoe rating system. USDA. Gen.Tec. Rep. RM-48. Fort Collins, CO. USA. 6 p.

Hawksworth, F. G. y Wiens, D. 1996. Dwarf mistletoes: biology, pathology, and systematics. USDA. SF. Agriculture Handbook 709. USDA, Forest Service, Washington, DC.

Hughes, L. 2000. Biological consequences of global warming: is the signal already apparent? *Trends in ecology & evolution*, 15(2): 56-61.

León-Bañuelos, L. A., Endara-Agramont, A. R., Gómez-Demetrio, W., Martínez-García, C. Nava- Bernal, G. 2019. Identification of *Arceuthobium globosum* using unmanned aerial vehicle images in a high mountain forest of central Mexico. *Journal of Forestry Research*.

Maini, J. S. (1992). Sustainable development of forests. *Unasylva*, 43(169), 3-8.

Mayer, H. y Ott, E. 1991. Gebirgswaldabau-Schutzwaldpflege: ein waldbaulicher Beitrag zur Landschaftsökologie und zum Umweltschutz (Silviculture in Mountain Forest-Management of protection forest: A silvicultural contribution

to landscape ecology and environmental protection), 2nd revised edn. Gustav Fischer, Stuttgart.

- Mooney, K. A. 2003. *Promylea lunigerella* Dyar (Pyralidae) feeds on both conifers and parasitic dwarf mistletoe (*Arceuthobium* spp.): one example of food planta shifting between parasitic plants and their hosts. *Jour. Lepidopterists Society* 57 (1): 47-53.
- Mostacedo, B. y Fredericksen, T. S. 2000. *Manual de Métodos Básicos de Muestreo y Análisis en Ecología Vegetal*. Santa Cruz de la Sierra. BOLFOR.
- Mukti, R. 2009. Climate change and its potential effects on tree line position: An introduction and analysis. *The Greenery- A journal of Environment and biodiversity*, 7(1): 17-21.
- Regil, H. H. (2009). *Análisis del cambio de uso de suelo y vegetación para la obtención de la dinámica de perturbación-recuperación de las zonas forestales en el Parque Nacional Nevado de Toluca 1972-2000*. Toluca: Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma del Estado de México.
- Reséndiz, M. J. F., Pérez, S. M., Olvera, C. L. P., Arriola, P. N. J., Cortez, H. M. A. 2012. Hongos asociados a muérdago enano (*Arceuthobium globosum* Hawksw & Wiens) en el parque nacional Nevado de Toluca. In: *Resúmenes de la VII Reunión Nacional de Innovación Forestal*. Compiladores R.E. Madrid, A. y J.A. Prieto R. Querétaro, México. P 104.
- Rey, L., Sadik, A., Fer, A. y Renaudin, S. 1991. Trophic relations of the dwarf mistletoe *Arceuthobium oxycedri* with its host *Juniperus oxycedrus*. *Journal Plant Physiology*, 138: 411-416.
- Rietman, L. M., Shamoun, S. F. y Vander Kamp, B. J. 2005. Assessment of *Neonectria neomacrospora* (anamorph *Cylindrocarpon cylindroides*) as an inundative biocontrol agent against hemlock dwarf mistletoe. *Canadian Journal of Plant Pathology*, 27: 603- 609.
- Robinson, D. C. E. and Geils, B. W. 2006. Modelling dwarf mistletoe at three scales: life history, ballistics and contagion. *Ecological Modelling*. 199(1): 23-38.
- Roth, L. F. 2001. Dwarf mistletoe-induced mortality in Northwest Ponderosa Pine growing stock. *Western Jour. Applied Forestry* 16(3):136- 141.
- Rzedowski, J. (2006). *Vegetación de México*. 1ra. Edición digital, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México.

- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. 2015. Programa de Manejo Parque Nacional El Pico de Orizaba, México.
- Shaw, D. C., Chen, J., Freeman, E. A., y Braun, D. M. 2005. Spatial and population characteristics of dwarf mistletoe infected trees in an old-growth Douglas-fir western hemlock forest. *Canadian Journal of Research*, 35: 990-1001.
- Sibson, R. 1981. "A Brief Description of Natural Neighbor Interpolation", in *Interpolating Multivariate Data*, 21-36. John Wiley & Sons: Nueva York.
- SIEA-UAEM (eds.) 2012. Monte Tláloc II: La casa del Dios del agua. México.
- Silva-Flores, R., Pérez-Verdín, G. y Návar-Cháidez, J. 2010. Valoración económica de los servicios ambientales hidrológicos en El Salto, Pueblo Nuevo, Durango. *Madera y Bosques*, 16 (1): 31-49.
- Ullsten, O. 1991. Discurso de apertura. En D. Howlett y C. Sargent, eds. *Proc. tech. workshop to explore options for global forestry management*. Bangkok, Dirección Nacional del Medio Ambiente, Ministerio de Ciencia, Tecnología y Energía.
- Vázquez, C. I., Villa, R. y Madrigal, H. 2006. Los muérdagos (Loranthaceae) en Michoacán; descripción y control, Folleto Técnico No 2 Instituto Nacional de Investigaciones.
- Villar, R., Ruíz-Robledo, J., De Jong, Y., Poorter, H. 2006. Differences in construction costs and chemical composition between deciduous and evergreen woody species are small as compared to differences among families. *Plant, Cell and Environment* 29:1629-1643.
- Watson, D. 1992. *Contouring: A Guide to the Analysis and Display of Spatial Data*. Pergamon Press: Londres.
- Zamora, E. V., Inventario de hongos silvestres comestibles de la comunidad. "El Aguacate Sur" municipio de Tancítaro, Michoacán, Tesis de Licenciatura, México, Facultad de Biología, UMSNH, 2006.

11. Anexos

11.1. Metadatos de base de datos para análisis

METADATOS Nevado de Toluca

Si la columna refiere a números: “0” si no se encuentra la variable

Si la columna refiere a letras: “Nulo” si no se encuentra la variable

HOJA 1. SITIO

Variables	Descripción
Sitio	Identificador
Fecha	Día/mes/año
Coordenadas	X, Y (UTM)
Z	Altitud (msnm)
Exposicion y pendiente	(°)
Ubicacion	Pie
	Ladera
	Cima
Asociacion_arborea	Especie o especies arbóreas VER CUADRO 1

Total_individuos	Núm. total de árboles en el sitio
Porcentaje_copa	Porcentaje de cobertura (%)
Arboles_caidos	Número de árboles derribados
Tocones	Núm. tocones en el sitio
Muertos	Núm. total árboles muertos en pie
Total_fustales	Núm. total individuos >7.5 DN
In_ha	Núm. árboles/hectárea
Fragmentacion	Árboles aislados: ≤19 Fragmentado: 20-154 Semidenso: 155-362 Denso: ≥363
Tipo_muerdago	<i>Arceuthobium globosum</i> : Aglobosum <i>Arceuthobium vaginatum</i> : Avaginatum <i>Arceuthobium vaginatum</i> _ <i>Arceuthobium globosum</i> : Avaginatum_Aglobosum <i>Arceuthobium globosum</i> _ <i>Arceuthobium vaginatum</i> : Aglobosum_Avaginatum
Nivel_infestacion_muerdago	Nivel de infestación por <i>Arceuthobium</i> en el sitio: 0.0-6.0
Descortezador	0 árboles con descortezador: Nulo 1-2 árboles con descortezador: Presencia >3 árboles con descortezador: Brote
Cantidad_descortezador	Núm. árboles infestados por <i>Dendroctonus</i>
Nivel_descortezador	Nivel de infestación por <i>Dendroctonus</i> en el sitio: 1, 2, 3
Incendio	Si No
Tipo_incendio	Reciente Histórico Nulo
Arboles_quemados	Núm. total árboles quemados
Porcentaje_roca	Porcentaje de cobertura de suelo (0-100)
Porcentaje_herbaceo	Porcentaje de cobertura de suelo (0-100)
Dominancia_herbaceas	Especie o especies herbáceas por dominancia VER CUADRO 2
Porcentaje_arbustivo	Porcentaje de cobertura de suelo (0-100)
Dominancia_arbustivo	Especie o especies arbustivas por dominancia VER CUADRO 3
Excretas	Ganado Conejo

	Teporingo Otro
Cuadrante	Cuadrante del sitio en el que se encuentran las letrinas: 1,2,3,4
No Letrinas	Núm. total de letrinas de teporingo
Fauna_asociada	Avistamiento de <i>Crotalus</i> , <i>Ave</i> , <i>Sceloporus</i> , Otro
Observaciones	Actividades antropogénicas VER CUADRO 4
	Datos de referencia del sitio VER CUADRO 5

HOJA 2. INDIVIDUO

Variables	Descripción
Sitio	Número de sitio
Fecha	dd/mm/aaaa
Especie	Nombre científico del individuo VER CUADRO 1
Categoria_individuo	≥ 2.5 cm < 7.5 cm DN: Juvenil ≥7.5 DN: Fustal
DN	Diámetro Normal del individuo
Calidad	Calidad de fuste del individuo: 1, 2, 3
Altura_total	Distancia entre la base del tronco y la punta de la copa
Altura_comercial	Distancia entre la base del tronco y el límite para la producción de madera
Tipo_muérdago	Sin muérdago: Nulo

	<i>Arceuthobium globosum</i> : Aglobosum <i>Arceuthobium vaginatum</i> : Avaginatum <i>Arceuthobium globosum_ Arceuthobium vaginatum</i> : Aglobosum_Avaginatum <i>Arceuthobium abietis religiosae</i> : Areligiosae
1_Tercio	Nivel de infestación en el primer tercio del individuo: 0, 1, 2
2_Tercio	Nivel de infestación en el segundo tercio del individuo: 0, 1, 2
3_Tercio	Nivel de infestación en el tercer tercio del individuo: 0, 1, 2
Nivel_infest_muerdago	Suma de infestación de los tres tercios: 0-6
Descortezador	Si - No
Nivel_infest_descort	Nivel de infestación por descortezador del individuo: 0, 1, 2, 3
Muerto	Si - No
Quemado	Si - No
Ocoteado	Si - No
Liquen	Si - No
Rayo	Si - No
Semillero	Si - No
Arbol_clave	Si - No
Senil	Si - No
Ardilla	Si - No
Sin_apice	Si - No

Observaciones	Nulo Agalla de cono Bifurcado Árbol trampa Resistente Otro
---------------	---

HOJA 3. REGENERACION

Columna	Descripción
Sitio	Identificador de sitio
Fecha	dd/mm/aaaa
P_plantulas	Núm. de plántulas de pino
P_p_muertas	Núm. de plántulas de pino muertas
P_p_enfermas	Núm. de plántulas de pino enfermas
P_p_grado_infestacion	Grado de infestación de plántulas de pino
P_p_quemado	Núm. de plántulas de pino quemadas
P_brinzales	Núm. de brinzales de pino
P_b_muertos	Núm. de brinzales de pino muertos
P_b_enfermos	Núm. de brinzales de pino enfermos
P_l_grado_infestacion	Grado de infestación de brinzales de pino
P_b_quemado	Núm. de brinzales de pino quemados
P_latizales	Núm. de latizales de pino
P_l_muertos	Núm. de latizales de pino muertos
P_l_enfermos	Núm. de latizales de pino enfermos
P_l_grado_infestacion	Grado de infestación de latizales de pino
P_l_quemado	Núm. de latizales de pino quemados
*La primera letra hace referencia a la especie de árbol (en este caso Pino)	
*Plántulas	< 30 cm de altura
*Brinzales	≥ 30 cm < 1.5 m de altura
*Latizales	≥ 1.5 m de altura < a 2.5 cm de Diámetro Normal (1.3 m)

HOJA 4. TOCONES_CAIDOS

Columna	Descripción
Sitio	Identificador de sitio
Fecha	dd/mm/aaaa
Total_tocones	Núm. total de tocones en el sitio
DB_tocones	Diámetro basal de los tocones
Especie_tocon	Especie a la que pertenece el tocón
Total_caidos	Núm. total de árboles caídos en el sitio
DN_caidos	Diámetro Normal de los tocones
Especie_caído	Especie a la que pertenece el árbol caído

CUADRO 1. Asociación_arborea

Nombre común	Nombre científico	Clave
Pino	<i>Pinus hartwegii</i>	Phartwegii
	<i>Pinus pseudostrobus</i>	Ppseudostrobus
	<i>Pinus patula</i>	Ppatula
	<i>Pinus montezumae</i>	Pmontezumae
	<i>Pinus Leiophylla</i>	Pleiophylla
	<i>Pinus ayacahuite</i>	Payacahuite
Aile	<i>Alnus jorullensis</i>	Ajorullensis
Oyamel	<i>Abies religiosa</i>	Areligiosa
Cedro	<i>Juniperus monticola</i>	Jmonticola
Madroño	<i>Arbutus xalapensis</i>	Axalapensis
	<i>Buddleja cordata</i>	Bcordata
Guajote	<i>Salix cana</i>	Scana
Encino	<i>Quercus</i>	Quercus

	<i>Quercus laurina</i>	Qlaurina
	<i>Quercus rugosa</i>	Qrugosa
Cedro blanco	<i>Cupressus lusitanica</i>	Clusitanica
Nulo	No hay registros	Nulo

CUADRO 2. Dominancia_herbáceas

Nombre científico	Clave
Festuca	Festu
Calamagrostis	Calama
Agrostis	Agrostis
Muhlenbergia	Muhle
Stipa	Stipa
Trisetum	Trisetum
Poa	Poa

CUADRO 3. Dominancia_arbustivo

Nombre científico	Nombre	Clave
<i>Lupinus montanus</i>	Lupinus	Lupinus
<i>Barkleyanthus salicifolius</i>	Jara verde	Jverde
<i>Senecio cinerarioides</i>	Jara blanca	Jblanca
<i>Baccharis conferta</i>	Escobilla	Escobilla
<i>Eryngium proteaeflorum</i>	Rosa de las Nieves	Rnieves
<i>Cirsium jorullense</i>	Cardo santo	Cardo
<i>Acaena elongata</i>	Pega pega	Pega
<i>Senecio barba-johannis</i>	Senecio	Senecio
<i>Penstemon gentianoides</i>	Campanita	Penstemon

<i>Symphoricarpos microphyllus</i>	Perlilla	Perli
<i>Roldana angulifolia</i>	Apestosilla	Apes
<i>Adiantum andicola</i>	Cilandrillo	Cila
<i>Arracacia atropurpurea</i>	Carricillo o acocote	Carri
<i>Eryngium carlinae</i>	Hierba del sapo	Hsapo
<i>Ageratina pazcuarensis</i>	Ageratina	Ageratina
<i>Castilleja toluccensis</i>	Pericon rojo	Castilleja
<i>Gnaphalium</i>	Gordolobo	Gordo
<i>Rumex acetosella</i>	Lengua vaca	Rumex
No hay registros	Nulo	Nulo

CUADRO 4. Perturbación

Nombre	Clave
Brecha cortafuegos	Bcor
Camino	Cami
Cerca	Cerca
Pastoreo	Past
Reforestación	Refo
Tina ciega	Tcie
Zanja infiltración	Zinf
Cacería	Cace
Vereda	Vere

CUADRO 5. Datos_referencia

Nombre	Clave
Barranca	Barra
Juvenil	Juve
Pastizal	Pasti
Peña	Peña
Semillero	Semi
Transición	Trans
No hay registros	Nulo

11.2. Artículo

New Forests
https://doi.org/10.1007/s11056-019-09714-z



Impact of timber harvesting on carbon storage in montane forests of central Mexico

Fabiola Rojas-García¹ · Todd S. Fredericksen² · Santiago Vazquez Lozada³ · Angel Rolando Endara Agramont⁴

Received: 26 April 2018 / Accepted: 19 March 2019
© Springer Nature B.V. 2019

Abstract

Cut stumps are the legacy of forest harvesting and allow for the estimation of carbon loss from the ecosystem. The objective of this study was to estimate aboveground carbon storage and the impact of forest harvesting based on measurements of cut stumps in pine forests within the Área de Protección de Flora y Fauna Nevado de Toluca (APFFNT) in the state of México. A total of 1621 circular 0.1-ha sampling plots were established in a 12,924 ha pine forest (1.25% sampling intensity). Biomass was calculated using conventional volumetric equations incorporating species-specific wood densities. Aboveground carbon storage in the biomass was stratified by forest type including dense forest (≥ 336 trees), semi-dense forest (< 335 and > 150 trees), fragmented forest (< 150 and > 20 trees), and stands with isolated trees (< 20 trees). In the 12,924 ha of forest dominated by *Pinus hartwegii*, 1,695,004 MgC was contained in aboveground biomass. Data on forest harvesting obtained by analysis of recent cut stumps allowed for the estimation of the removal of 42,701 MgC. In addition, we accounted for carbon in wind thrown trees of 14,904 MgC, some of which were removed over time in harvests. Total loss of carbon from the forest corresponded to 211,218 MgCO₂ per year. In the APFFNT, forests dominated by pine with high biomass (*P. hartwegii* and *P. montezumae*) are being replaced by those with lower biomass (*Alnus jorullensis*). Changes in these communities will result in lower carbon capture in the APFFNT.

Keywords Biomass · CO₂ emissions · Cut stumps · *Pinus hartwegii* · Wood volume

Introduction

The carbon (C) cycle comprises fluxes that depend on physiochemical and biogeochemical processes, such as photosynthesis, plant respiration and soil heterotrophic relationships (Cao and Woodward 1998). C sinks and natural sources regulate these fluxes. The oceans, the atmosphere, and forests are examples of C sinks; while plant respiration, decomposition of organic matter, and fires are examples of sources of C (Falkowski et al. 2000). The function of terrestrial ecosystems has been affected in the past 200 years by an imbalance

✉ Angel Rolando Endara Agramont
rolandoendara@hotmail.com

Extended author information available on the last page of the article

Published online: 27 March 2019



in the C cycle, reflected by an increase in atmospheric CO₂ concentration from 280 to 400 ppm as of 2015 (Dlugokencky et al. 2016). The principle causes of this increase have been emissions of CO₂ from the use of fossil fuels and the impact of changes in land use (IPCC 2007). Furthermore, deforestation is the second largest source of anthropogenic greenhouse gas emissions (Gullison et al. 2007). Vegetation acts as a C sink and mitigates increases in atmospheric CO₂ (Brown 2002), however the CO₂ stored in vegetation can return to the atmosphere through the rate of respiration from plants, decomposition or occurrence of wildfire. Plant communities can be a source of C due to natural disturbances or human activities (Rojo et al. 2003). The loss of forest cover generates impacts at different scales. At landscape scale, it includes the degradation of soils, the loss of ability of biological systems to support human needs and the increased vulnerability of regions in situations of climatic disturbances (Lambin et al. 2003). At local level, it causes a decrease both in material goods and in the environmental services provided by the forest (MEA 2003), among them the C storage and capture (Lambin et al. 2003).

One of the strategies involved in decreasing the rate of loss in forest cover in Mexico is the establishment of Protected Natural Areas. The legal definition of these protected areas and their creation through presidential decree calls for special protection that promotes the storage of C in forests over the long term (Rojas-García 2008). The General Law of Ecological Equilibrium and Environmental Protection establish the activities permitted in such protected areas, between them protection, management, restoration, research, cultural and leisure. The National Commission of Protected Natural Areas administers 176 federal units representing 25.4 million ha. Protected areas in central México are present in mountainous areas where most previous studies have been on the response of forests to environmental changes and the growing areas of timber harvesting (Villers and Trejo 1998). One of the most utilized practices since the 1980s is the mitigation of environmental degradation through reforestation programs. These programs have mainly focused on conservation impacts than on forest harvesting processes, particularly, on the appropriate site selection for planted tree species (Rescala 2009).

The Forest Inventory of the State of Mexico indicates that 48% of the state is covered by forests, with 95% of these forests being temperate with different degrees of disturbance (PROBOSQUE 2010). Collado and Serrato (2009) estimated that, from 1900 to 2001, there was a 53% loss in forest cover in the state, which has caused temporary halts to logging because of deforestation and problems in the forest industry. The loss of temperate forests has had negative effects including soil degradation, reduction in watershed services, loss of diversity and increased pest outbreaks (GEM 1999).

The Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) identified five C storage areas in plant communities: live aboveground biomass, live belowground biomass, dead aboveground biomass, leaf litter and soil. The storage of C in dead aboveground biomass includes a wide variety of stem types and diameter sizes that includes standing dead trees and fallen logs, stumps, fallen branches and roots (IPCC 2003).

Dead wood is a key component in the flow of energy and nutrients, it is fuel for potential wildfires and is one of the most important C storage components in natural forests (Baker et al. 2007; Chao et al. 2009). When a tree dies of natural causes or it is harvested for timber, its C enters one of the three reservoirs: woody debris, wood products, or the atmosphere (GOF-C-GOLD 2010). The duration of C storage in dead wood in natural forests depends on the rates of mortality and decomposition (Palace et al. 2007).

Cut stumps are the evidence of forest harvesting, allowing for the estimation of C loss from the ecosystem. From them, it is possible to estimate volume, biomass, and amount of C removed from an ecosystem and allows for calculations of C emissions from timber harvesting. The Área de Protección de Flora y Fauna Nevado de Toluca (APFFNT), in the state of Mexico presented changes in land use that converted forested areas to agricultural land. This conversion occurred in spite of the fact that some areas were not suitable for agriculture. Furthermore, evidence of illegal harvesting was found, such practice can be responsible for the rise of wildfire probabilities, forest fragmentation and for the reduction of pest and disease outbreaks resistance (CONANP 2017). Due to the above, the objective of this study was to estimate aboveground C storage in forest trees and to assess the impact of forest harvesting based on measurements of cut stumps in pine forests inside the APFFNT.

Methods

Study area

The APFFNT is located in the state of Mexico, which includes the Nevado de Toluca volcano. The altitudinal range is 3000–4680 m asl. The protected area is located in the southern region of the state, comprising a surface of 53,590 ha. It was declared a national park in 1936 with the objective of safeguarding its scenic quality and hydrological importance (SEMARNAT 2013).

Andisols are the predominant soil type, covering 90% of the park, as well as feozem, regosol, cambisol, fluvisol and leptosol types, which are the products of extrusive igneous rocks of Tertiary and Quaternary origins (Sotelo et al. 2010). The instability of the soil structure, along with deforestation, overgrazing, steep slopes and torrential rain events, can generate intense soil erosions (Sánchez-Jasso et al. 2013).

The Nevado de Toluca volcano presents a vertical thermal gradient. Above the 3700 m altitude, the climate is cold with a summer rainfall regime (E(T)Hwig). Below this altitudinal elevation and up to 2800 m, the climate surrounding the volcano is subhumid, semi-cold with rainfall occurring in the summer (C(E)wig) (García 1981).

Sampling methods

The heterogeneity of the terrain and climate in the park were considered in developing a sampling protocol that included estimates of species diversity, tree sizes and tree conditions. Circular sampling plots of 0.1 ha (17.86 m in radius) were distributed systematically to each 200 m along transects, following the elevation contours separated by of 100 m, by above 3400 m. The distribution of plots allowing include changes in forest structure associated with climatic variation due to the elevation (Mayer and Ott 1991) (Fig. 1).

The 1621 sampling plots were established in 12,924 ha of pine forest occurring between August 2016 and August 2017. The sampling intensity recommended for the surface is 0.44% (Dauber 1995), in the present study a 1.25% was reached.

Plots were located using topographic maps and the center of UTM coordinates, and the altitude (m) was recorded with a GPS Rhino® 650 Garmin. For each sampling plot, we recorded the slope and aspect with a compass and clinometer (Tandem Suunto).

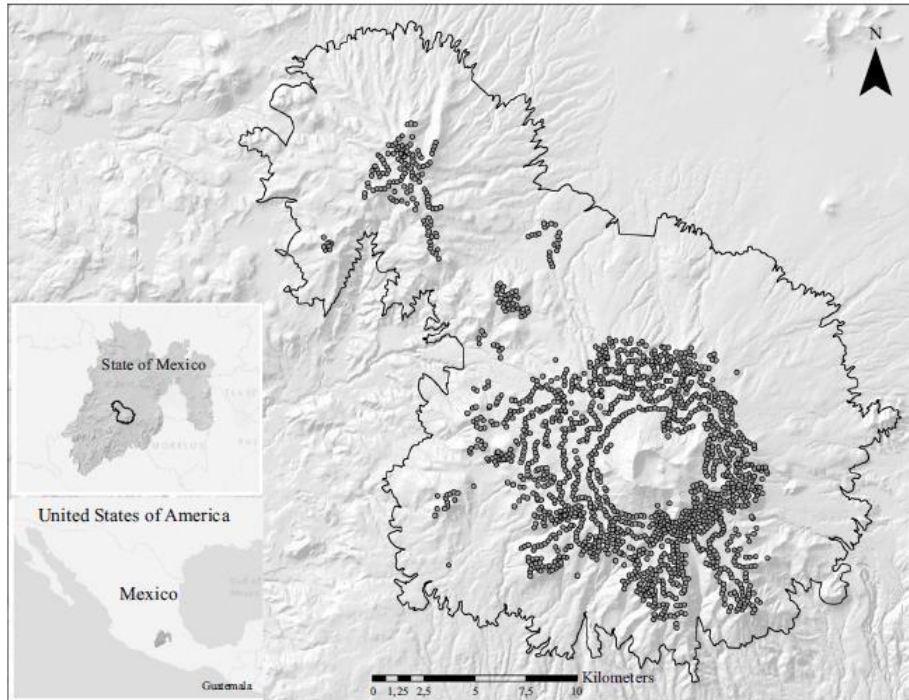


Fig. 1 Location of the study area and plots within the Área de Protección de Flora y Fauna Nevado de Toluca. Circles represent the sampling plots

The trees that had ≥ 7.5 cm diameter breast height (DBH, 1.30 m aboveground) were measured for DBH (cm), total height (m), and condition (e.g., presence of parasitic plants, disease). For standing dead trees or trees fallen in the past year, we observed the species, DBH (cm) and total height (m). The stumps that conserved their structural integrity, presence of resins and sawdust, lack of understory vegetation around or evidence of damage by felling of the surrounding trees, were measured. The diameter of the cutting surface (dt, 0.30 m above the ground) was recorded.

We additionally observed dominant tree species, percentage cover of herbaceous and shrub species, and any evidence of recent fire. The relative dominance of species in each plot by percent basal area was estimated (Kent and Coker 1992). The density of forests was defined by Endara et al. (2013), in dense forest (≥ 336 trees), semi-dense forest (150–335), fragmented forest (21–150), and isolated trees (≤ 20) (10% of the density over all plots).

Estimation of C storage in forest biomass

The stemwood volume in each measured individual tree was calculated using species-specific volumetric equations, developed by the National Forest and Soils Inventory (CONA-FOR 2012):

$$V = (a_0 + a_1 * (DBH) + a_2 * (HT)) \quad (1)$$

where V = volume (m^3); DBH = diameter at breast height (cm); HT = total height (m) and $a(n)$ = species-specific coefficients.

To convert volume to biomass, it is necessary to include basic wood density that allows for conversion of wet weight to dry weight (Brown et al. 1989). According to the recommendation of Brown and Lugo (1984) in the calculation of individual tree biomass, a multiplier of 1.3 for broad-leaved trees and 1.18 for conifers, the stem expansion factor (SEF), to include branch and foliar biomass is:

$$B = V * D * SEF \quad (2)$$

where B = biomass (kg), V = volume (m^3); D = wood density (kg/m^3), SEF = stem expansion factor (index). Table 1 shows the estimated wood density values for each species in mountain forests according to Markwar and Meck (Echenique and Díaz 1972).

The C content of individual trees based on biomass, which corresponds to 45–50% of dryweight, the most conservative value was used in this study (45%) (IPCC 2003).

Estimation of C loss due to timber harvesting

We used an equation developed in Mexico to estimate the DBH of pine trees based on measurements of the diameter of the stump (dt) (cm) (Corral et al. 2007):

$$DBH = 1.721 * (dt \wedge 0.8494) \quad (3)$$

Once the DBH was known (cm), the HT (m) was estimated by means of a correlation of the data of 30,599 individual trees measured ($R^2 = 0.849$):

$$HT = 0.3608 * (DBH \wedge 1.0374) \quad (4)$$

Table 1 Wood density values for high mountain forest trees

Species	Common name	Basic wood density (kg/m^3)	Classification of wood according to Markwar and Meck	
<i>Abies religiosa</i> (Kunth) Schltl. and Cham.	oyamel	378.4	Moderately light	a
<i>Alnus jorullensis</i> Kunth	aile	289.8	Very light	a
<i>Arbutus xalapensis</i> Kunth	madroño	750.0	Excessively heavy	b
<i>Buddleja cordata</i> Kunth	tepozán	750.0	Excessively heavy	b
<i>Cupressus lindleyi</i> Klotzsch ex Endl.	cedro	381.0	Moderately light	c
<i>Pinus ayacahuite</i> C. Ehrenb. ex Schltl.	ayacahuite	411.0	Moderately light	d
<i>Pinus hartwegii</i> Lindl.	pino de las alturas	496.5	Moderately heavy	e
<i>Pinus montezumae</i> Lamb.	pino real	511.5	Heavy	a
<i>Pinus patula</i> Schltl. and Cham.	pino llorón	500.0	Moderately heavy	f
<i>Pinus pseudostrobus</i> Brongn.	pino blanco	540.0	Heavy	f
<i>Quercus laurina</i> Bonpl.	encino laurelillo	663.0	Very heavy	g
<i>Salix cana</i> M. Martens and Galeotti	sauce	560.0	Heavy	b

References: a=Rojas-García and Villers (2008); b=Aguilar et al. (2001); c=Rodríguez and Torres (1995); d=Honorato and Meraz (2002); e=Rojas-García and Villers (2005); f=Fuentes (1998); g=Bárcenas et al. (2007)

to determine the volume of the wood (m^3), and later the biomass, following the procedure of the live trees.

The values of the V , B and C content per sampling plot was obtained by adding the individual values of each individual tree in 0.1 ha. An average value of volume, biomass and C content of each of the sampling plots was obtained. Finally extrapolated per hectare into $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ for the volume, megagrams for biomass (Mg ha^{-1}) and megagramos of C (MgC ha^{-1}), considering the type of vegetation and the density of trees (Padmakumar et al. 2018). Subsequently, a conversion was made based on the molecular C equivalent (44/12), to estimate C emissions.

Results

Relative dominance and tree density

The relative density of natural pine forests within the 12,924 ha area included five mon-specific communities of pine and 16 pine-dominated communities of the total 22 plant communities. Table 2 shows the basal area and density in plant communities representative of the four classes of forest density. In this study, we included areas with isolated trees that corresponded to 10% or less of the mean total density or basal area.

The evaluation of the inventory data allowed the identification of dendrometric characteristics of the forests that grow in the Nevado de Toluca, which are described below.

P. hartwegii forests occur on the slopes of the volcano from 3300 to 4375 m in altitude. The forests are monospecific from 3700 m up to the tree line. At lower elevations, forests are dominated by *A. jorullensis*, *A. religiosa* and *P. montezumae*. Individuals in this community have an average height of 18 m and an average DBH of 26 cm; however, DBH, height and the DBH to height ratio show a similar behavior along the altitudinal gradient (Fig. 2). An increase of these three characteristics is observed at 3000 m and at the elevation ranging from 3700 to 4100 m asl. Variation in tree size and allometry is attributable to environmental conditions such as temperature, precipitation, stone content in soil, and aspect. The shrub stratum has low density with a few individuals of *Penstemon gentianoides* (Kunth) Poir., *Eupatorium glabratum* Kunth and *Baccharis conferta* Kunth, *Cirsiumnivale* (Kunth), *Robinsonecio gerberifolius* (Sch. Bip. ex Hemsl.) T.M. Barkley and Janovec Sch. Bip. The herbaceous plant stratum is represented by grass species, such as *Muhlenbergia quadridentata* (Kunth) Trin., *M. macroura* (Kunth) Hitchc. and *Festuca toluensis* Kunth. Semi-woody shrubs, such as *Eryngium proteaeflorum* F. Delaroché and *Lupinus aschenbornii* S. Schauer in highly disturbed sites, are much less common.

A. jorullensis forests occur in stands frequently mixed with *A. religiosa* or *Pinus*. This community occurs between 3200 and 3500 m. Trees had an average diameter of 30 cm and varied in height from 5 to 30 m. *Roldana angulifolia* (DC.) H. Rob. and Brettell is dominant in the shrub stratum; and in the herbaceous stratum *Astragalus guatemalensis* Hemsl. and *Stellaria cuspidata* Willd. ex Schldl are the most common species.

A. religiosa forests are distributed in pure stands or mixed stands with *Pinus* between 2800 and 3500 m asl and have a mean DBH of 30 cm and a height between 15 and 45 m. These forests occur on sites that are sometimes totally covered in moss and have a shrub stratum dominated by *Senecio cinerarioides* Kunth., *Baccharis conferta* Kunth, *Ageratina glabrata* (Kunth) R. M. King and H. Rob., *Asplenium monanthes* L. and *Fuchsia thymifolia* Kunth. In the herbaceous stratum, common species include *Festuca amplissima* Rupr., *Castilleja arvensis* Schldl. and Cham., *Salvia elegans* Vahl.,

Table 2 Living trees density (ha^{-1}) and basal area ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$) of the trees of the APFFNT plant communities established above 3400 m

Dominance	Density				Basal Area			
	Isolated trees	Fragmented forest	Semi-dense forest	Dense forest	Isolated trees	Fragmented forest	Semi-dense forest	Dense forest
<i>Abies religiosa</i> - <i>Pinus hartwegii</i>	85 ± 25		147.5 ± 29.55	90 ± 20	3.31 ± 0.09		18.32 ± 1.53	40.89 ± 2.64
<i>Alnus jorullensis</i>	60 ± 23.8	90 ± 12.25			4.24 ± 1.44	11.96 ± 0.75		
<i>Alnus jorullensis</i> - <i>Pinus hartwegii</i>	85 ± 2.89	88.57 ± 19.93	178.33 ± 42.38	248.33 ± 50.16	6.19 ± 1.09	10.91 ± 0.64	16.9 ± 0.76	27.3 ± 2.15
<i>Pinus hartwegii</i>	110.63 ± 5.15	173.53 ± 6.63	245.85 ± 8.48	268.81 ± 7.48	5.24 ± 0.12	11.27 ± 0.09	17.57 ± 0.11	29.98 ± 0.4
<i>Pinus hartwegii</i> - <i>Abies religiosa</i>	172.5 ± 29.5	237.5 ± 84.4	212.5 ± 47.15	453.33 ± 153.01	5.51 ± 0.71	12.72 ± 0.14	17.03 ± 0.75	34.41 ± 6.1
<i>Pinus hartwegii</i> - <i>Alnus jorullensis</i>	101 ± 13.62	161.25 ± 22.3	205 ± 14.02	403.75 ± 60.35	5.62 ± 0.74	10.79 ± 0.4	17.78 ± 0.49	32.04 ± 3.52
<i>Pinus montezumae</i>	221.43 ± 83.25	223.33 ± 89.06	196 ± 91.9	136 ± 21.3	7.15 ± 0.45	11.41 ± 0.62	18.2 ± 1.3	34.36 ± 3.82

Values are the mean ± standard error

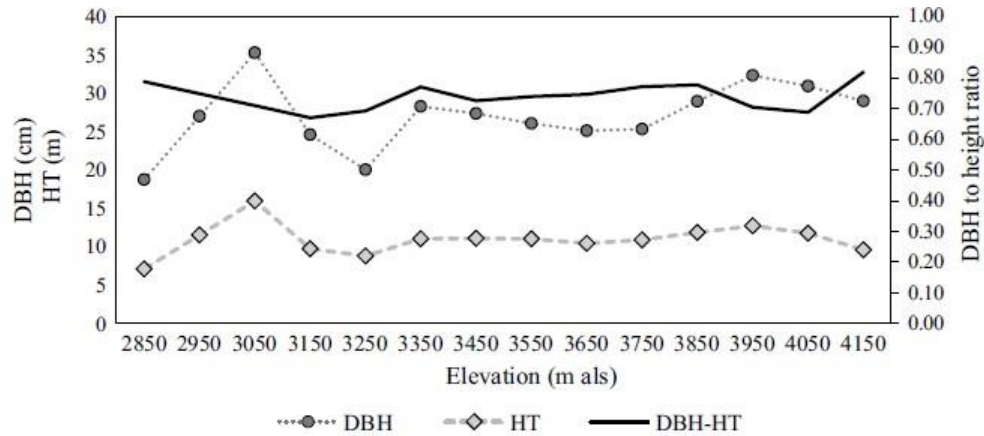


Fig. 2 Dendrometric characteristics of live trees of *Pinus hartwegii* in an altitudinal gradient. DBH (cm) represented with circular markers and the height of the trees (HT) (m) represented with rhomboid markers. The DBH to HT ratio represented with a continuous black line shows on the secondary axis

Senecio collosus Sch. Bip. and *Vicia pulchella* Kunth. They occur in pure stands or in mixed stands with pine species or in association with pine and fir.

Pinus montezumae forests are distributed in isolated stands between 3000 and 3200 m in the center of the protected area. Trees in this forest are 15–30 m in height and have an average DBH of 30 cm. Inside these forests include species of *Pinus*, as well as *Q. laurina*, *A. religiosa*, *A. xalapensis*, *A. jorullensis*, *S. cana* and *B. cordata*. The shrub stratum is dominated by *Arctostaphylos pungens* Kunth, *Roldana barba-johannis* (DC.) H. Rob. and Brettell and *Pernettya prostrata* (Cav.) DC. In the herbaceous stratum *Muhlenbergia macroura*, *Penstemon campanulatus* (Cav.) Willd., *Lupinus montanus* Kunth, *Castilleja tenuiflora* Benth., *Salvia laevis* Benth., *Cirsium subuliforme* Ownbey and *Senecio sinuatus* Gilib are common.

Wood volume and biomass

Table 3 describes wood volume and aboveground biomass in seven major plant communities and four density classes in the protected area. Wood volume and aboveground biomass presented a similar behavior along the altitudinal gradient. This behavior of the variables is more closely related to the basal area than to the density of trees (Fig. 3).

Table 4 shows the number of stumps, the estimated volume and the aboveground biomass present in cut trees. Forests that were the most exploited were dominated by pine regardless of density class. Despite *P. montezumae* having the lowest density in forests of Nevado de Toluca, it is the most harvested species, due to the stem size and wood density. In *P. hartwegii* stands, there was an average of 18.69 Mg of aboveground biomass harvested in all density categories. In *P. hartwegii*-*A. religiosa* and *A. jorullensis*-*P. hartwegii* forests, *P. hartwegii* stems were the most abundant, followed by those of *A. religiosa*. In general, *A. jorullensis* trees were not preferentially harvested due to the low density of the wood.

Table 3 Wood volume ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$) and aboveground biomass (Mg ha^{-1}) in high mountain forests of the APFFNT

Dominance	Wood volume			Aboveground biomass			
	Isolated trees	Fragmented forest	Semi-dense forest	Dense forest	Fragmented forest	Semi-dense forest	Dense forest
<i>Abies religiosa</i> – <i>Pinus harrwegii</i>	28.26 ± 6.69		228.53 ± 17.84	946.34 ± 148.2	14.95 ± 3.58	124.84 ± 10.83	511.66 ± 69.73
<i>Alnus jorullensis</i>	33.85 ± 8.27	105.15 ± 11.79			13.28 ± 3.36		
<i>Alnus jorullensis</i> – <i>Pinus harrwegii</i>	54.93 ± 11.53	128.46 ± 8.27	175.28 ± 19.98	285.96 ± 16.59	26.05 ± 6.12	84.25 ± 11.15	142.45 ± 10.05
<i>Pinus harrwegii</i>	52.67 ± 1.73	130.05 ± 2.25	211.58 ± 3	402 ± 7.62	33.95 ± 1.11	136.19 ± 1.95	259.02 ± 4.93
<i>Pinus harrwegii</i> – <i>Abies religiosa</i>	44.39 ± 7.49	127.47 ± 22.81	241.77 ± 30.46	481.51 ± 124.52	25.44 ± 4.52	140.25 ± 18.32	287.81 ± 78.59
<i>Pinus harrwegii</i> – <i>Alnus jorullensis</i>	51.93 ± 9.44	110.01 ± 6.86	183.09 ± 9.94	320.75 ± 42.44	28.79 ± 5.6	101.46 ± 5.77	179.97 ± 23.47
<i>Pinus montezumae</i>	100.52 ± 25.93	148.81 ± 32.27	288.2 ± 30.8	559.46 ± 51.17	66.83 ± 17.25	191.64 ± 20.48	372.02 ± 34.03

Values are the mean ± standard error

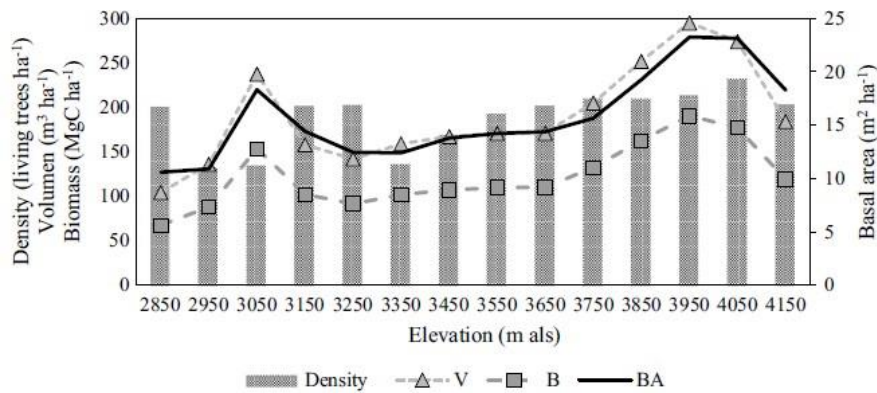


Fig. 3 Density, wood volume and aboveground biomass of live trees of *Pinus hartwegii* in an altitudinal gradient. Density represented with bars; wood volume ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$) represented with triangular markers and aboveground biomass (Mg ha^{-1}) represented with quadrangular markers. Basal area ($\text{m}^2 \text{ha}^{-2}$) represented with a continuous black line shows on the secondary axis

Table 4 Wood volume ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$) and aboveground biomass (Mg ha^{-1}) associated with forest extraction for 1 year of measurement in the protected area

Dominance	Stumps result of forest extraction 2016			
	Isolated trees	Fragmented forest	Semi-dense forest	Dense forest
<i>Abies religiosa</i> – <i>Pinus hartwegii</i>				
Stumps			20 ± 7.07	
Wood volume			24.73 ± 9.47	
Aboveground biomass			12.28 ± 4.7	
<i>Pinus hartwegii</i>				
Stumps	26.82 ± 1.06	27.23 ± 1.17	33.95 ± 2.18	28.48 ± 1.33
Wood volume	38.43 ± 2.05	37.07 ± 1.75	38.14 ± 2.3	36.98 ± 3.13
Aboveground biomass	19.08 ± 1.02	18.4 ± 0.87	18.94 ± 1.14	18.36 ± 1.55
<i>Pinus hartwegii</i> – <i>Abies religiosa</i>				
Stumps	35 ± 2.5			
Wood volume	81.88 ± 9.69			
Aboveground biomass	40.65 ± 4.81			
<i>Pinus hartwegii</i> – <i>Alnus jorullensis</i>				
Stumps	30 ± 4.47		20 ± 3.16	
Wood volume	20.27 ± 8.14		18.5 ± 4.83	
Aboveground biomass	10.06 ± 4.04		9.19 ± 2.4	
<i>Pinus montezumae</i>				
Stumps	22.5 ± 5.67	25 ± 2.89	13.33 ± 2.58	16.67 ± 1.83
Wood volume	72.47 ± 42.47	49.6 ± 3.61	17.41 ± 2.24	13.63 ± 0.82
Aboveground biomass	35.98 ± 21.09	24.63 ± 1.79	8.64 ± 1.11	6.77 ± 0.41

Stumps = number of stumps (ha^{-1})

Values are the mean ± standard error

Impact of harvesting on C storage

Table 5 shows the mean C storage in situ aboveground biomass and C removed due to harvesting in the seven communities and four density classes in high mountain forests.

Figure 4 shows the distribution of C in aboveground forest biomass in the protected area. A total of 1,695,004 MgC was stored in the 12,924 ha area (mean 131.1 MgC ha⁻¹). The harvesting data is in agreement with the survey of recently cut stumps, which allows for a defensible estimate in which 2.5% of C storage was removed from the protected area during the year of sampling (42,701 MgC). In addition, there was an estimated 14,903 MgC in fallen trees because of windthrow, although some of these trees had been removed during harvesting. Estimates are that 211,218 MgCO₂ were emitted during the year of the study.

Discussion

Storage of C in montane forests

Forest ecosystems are often seen as potentially large C sinks and plant biomass providers (Augusto et al. 2015). Improved knowledge of carbon stocks and fluxes is needed in order to understand the current state of the C cycle and how it might evolve with changing land use and climatic conditions (Hollinger 2008).

Trees in temperate forests in México have a large economic importance and are the base of the forest industry in the country. However, the pursuit of suitable climates and fertile soils for agriculture are causing severe deforestation and degradation in this ecosystem (Challenger 1998).

Rzedowski (1978) calculated that between 50 and 67% of the original areas of these forests have been converted to other uses and now cover only 13% of the nation (Flores-Villela and Gerez 1994). These ecosystems are among the best represented within the national system of protected natural areas but, the majority of these areas are near large cities where they have been subjected to large human impacts, such as the case with the protected area of this study (Challenger 2003).

The Nevado de Toluca protected areas have been subjected to intensive human disturbances, such as potato farming and cattle ranching in recent years that have extended to elevations higher than 3700 m. The vegetation that develops in the APFFNT is the result of its geographic and altitudinal position conjugated with the characteristics of relief, geology, edaphic conditions and climate. Currently, it is possible to observe a mosaic of plant communities that vary with different tree densities within the protected area.

The high sampling intensity used in this study allowed the characterization of above-ground C storage in montane forests where composition, density, and dominance of species can change rapidly over small changes in altitude (Vázquez and Givnish 1998; Sánchez-González and López-Mata 2003). The inventory also permitted us to understand important aspects of forest communities, particularly, the distribution of resources among different species through indirect estimate of biomass, such as plant cover and basal area (Mueller-Dombois and Ellenberg 1974; Whittaker 1975). The density classes of the high mountain forests proposed in this study agree with the measurements made on tree densities reported in other studies in the Nevado de Toluca (Villers et al. 1998; Endara et al. 2013).

Table 5 C storage in high mountain forests and C removed by logging during 1 year of measurement (MgC ha⁻¹)

Dominance	Storage of C				C removed after logging			
	Isolated trees	Fragmented forest	Semi-dense forest	Dense forest	Isolated trees	Fragmented forest	Semi-dense forest	Dense forest
<i>Abies religiosa</i> – <i>Pinus hartwegii</i>	7.48		62.42	255.83			6.14	
<i>Alnus jorullensis</i>	6.64	21.76						
<i>Alnus jorullensis</i> – <i>Pinus hartwegii</i>	13.03	31.11	42.12	71.22				
<i>Pinus hartwegii</i>	16.97	41.91	68.09	129.51	9.54	9.2	9.47	9.18
<i>Pinus hartwegii</i> – <i>Abies religiosa</i>	12.72	37.87	70.13	143.91	20.33			
<i>Pinus hartwegii</i> – <i>Alnus jorullensis</i>	14.4	30.92	50.73	89.98	5.03		4.59	
<i>Pinus montezumae</i>	33.42	49.43	95.82	186.01	17.99	12.31	4.32	3.38

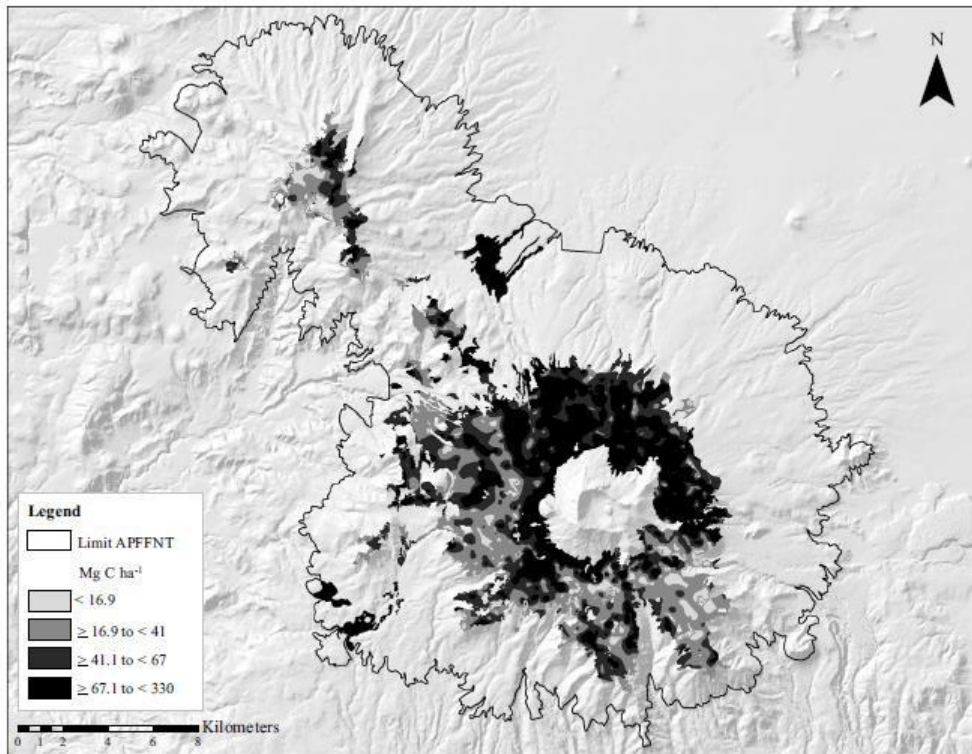


Fig. 4 Storage of C in the Área de Protección de Flora y Fauna Nevado de Toluca

The magnitude of C storage in the APFFNT is very important because it contains 1,695,004 MgC, although this storage had been diminished in recent years by 42,701 MgC due to forest harvesting. In multi-ages *P. hartwegii* forests, the application of thinning of an intensity not greater than 30% of the initial density (expressed in number of trees per hectare and the uniformly distributed cuttings by age classes) is recommended. In this way, a sustained yield of 4.74 m³ ha⁻¹ year⁻¹ would be guaranteed (Sarukhán and Franco 1981).

It is important to establish strategies into management program of APFFNT that promotes the preservation, restoration and health of forest communities in the natural protected area (Rojas-García 2008). It was found in this work that the extraction of trees is the same in all the stand density categories (37.6 m³ ha⁻¹ year⁻¹). It is suggested that the thinning practices be carried out every 10 years, preferably in the dense and semi-dense stands of *P. hartwegii*. In this way, it is possible to achieve the highest annual yields in timber volume and thereby increase the C sequestration.

Further studies have measured the storage of C in the forests of *P. hartwegii* in different parts of mountainous Mexico, these data agree with the estimates made in this study, where on average in dense forests (268 individuals ha⁻¹) 129.51 MgC ha⁻¹ has been stored. In the La Malinche National Park 111.35 MgC ha⁻¹ were estimated in a dense forest (320 individuals ha⁻¹; Rojas-García 2008). For a similar type of dense forest at the Perote National Park, Mendoza and Galicia (2010) reported an average C content of 146.3 MgC ha⁻¹.

Ecological impact of timber harvesting and implications for C storage

The estimation of aboveground biomass allows, first, to know the status of the forest at a given time to analyze how management can affect some aspect of the ecosystem, including the timber extraction (Vilanova et al. 2010). Second, if there is information collected in the long term, it is possible to evaluate changes and compare them in different periods (WWF 2004).

De Jong et al. (2010) noted that montane forests represent the large C storage area in Mexico. The wood volume contained in these forests is among the lowest in the country, but growth and regeneration is among the highest, although the continued development largely depends on management conditions (Beaman 1962; Anaya et al. 1980).

The extraction of timber, firewood and non-wood products in the foothills has occurred from the middle elevation foothills to the high elevation mountains with negative environmental impacts on the protected area. Along with this, weather variables (wind, frost, etc.), the impact of pests and diseases, and the occurrence of wild-fires are factors that have been important in the modification and fragmentation of forest cover (SEMARNAT 2013). During March 2016, the eleventh winter storm and cold front number 45 from northern Mexico caused strong winds in central country, reaching 80 km/h. The strong winds brought down numerous trees in the *P. hartwegii* forest. These trees were measured and their aboveground biomass on the ground corresponds to 14,903 MgC.

The politico-administrative condition of the Nevado de Toluca Protected Area and the lack of protection and control mechanisms lead to clandestine logging of trees for diverse products by unauthorized traders. Some of the common uses of these products are for furniture and construction wood, charcoal, and posts, the problem has extended to felling of large trees with diameters > 35 cm and heights of 20 m (Franco et al. 2006). The loss of forest cover and tree density has not been homogeneous with the protected area. According to Endara (2010), the majority of trees harvested for all species are those less than 30 cm in diameter and used for firewood. *Pinus* forests are the most subjected to disturbance and have been the target of reforestation campaigns, often planted in mixtures with cedar (*Cupressus* spp.) (Endara 2007). The current major sources of damage and continuing threat to these forests is from pasture burning, conversion to agriculture, overgrazing, and overharvesting because of its importance as a wood resource to the nation.

A. jorullensis is a successional plant community that often occurs in ecotonal boundaries mixed with pine and fir at elevations around 3500 m. *A. jorullensis* forests have few harvestable trees because of its value for artisanal wood. Species has a rapid growth rate and is increasing in abundance because of forest fragmentation and colonization of abandoned farmland (Endara 2010). It is possible that these forests have occupied area where *P. hartwegii* forests were harvested, burned areas or through long-term displacement at higher altitudes. The establishment of *A. jorullensis* is also associated with natural selection in montane forests because it is a nitrogen-fixing species (Tobita et al. 2016), that promotes regeneration of forests (Kumar and Ram 2005).

Species in montane ecosystems tolerate dramatic climate variation over short distances (Körner 2007) and displacement of species induced by climate change possible will cause changes in these communities with elevation (Hartl-Meier et al. 2014). Within the APFFNT, there has been a displacement of species with higher biomass (forests of *P. hartwegii* and *P. montezumae*) by those with lower biomass (*A. jorullensis*). This change could negatively affect CO₂ capture in this protected area.

Monitoring of logging is essential in all of the protected areas within the country, because extraction estimates are based on land use change determined through remote sensing (Rojas-García 2008). The inventory measurements carried out in the present work allowed us to estimate that 162,230 m³ of wood volume were extracted in a year. Data on logging is necessary to calculate emissions of greenhouse gases attributed to land use change and forestry (De Jong et al. 2010).

Initiatives such as REDD + (Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation and improving carbon stocks) are important efforts aimed at combating climate change. However, for the effective implementation of such mechanisms, accurate estimation and monitoring of aboveground biomass and associated C reserves in forests is first required (Salimon et al. 2011).

Reports on emissions of greenhouse gases, include C, are part of an international, state, and municipal agreement. It is imperative to carry out research directed to identify the factors that affect C storage and biodiversity both at the national and subnational levels (Armenteras et al. 2015), including protected natural areas as the Nevado de Toluca. During 2013, the Municipality of Toluca declared that it was not possible to evaluate the C emissions at the local level due to a lack of data of forest extraction and C storage (H Ayuntamiento de Toluca 2013). Therefore, the results of this work can contribute to the greenhouse gas inventories at the municipal, state and national scales.

Conclusions

Quantification of forest harvesting is necessary to calculate greenhouse gas emissions in the categories of Land Use Change and Silviculture at the local, state and national levels. It is estimated that 211,218 Mg CO₂ per year is emitted due to harvesting and natural tree fall in the Área de Protección de Flora y Fauna Nevado de Toluca, in the state of México.

C storage in dense forest (≥ 336 trees), semi-dense forest (150–335), fragmented forest (20–149), and stands with isolated trees (≤ 20), was estimated in 1621 circular plots of 1000 m² in pine forest. The large sampling effort allowed for an accurate estimation of C storage in montane ecosystems in Mexico. The montane forests of the APFFNT store 1,695,004 MgC in aboveground forests in the 12,924 ha.

Pinus trees are the primary one harvested in Mexico, followed by *A. religiosa*. Generally, *A. jorullensis* trees are not often harvested because their wood is not dense and is relatively weak. This harvesting creates a negative C balance in the ecosystem as a result of the unregulated extraction of 42,701 MgC during an year.

Acknowledgements The study was funded by the Proyecto CONAFOR-UAEMex 3668/2014E. We express our gratitude to the two Reviewers and the Associate Editor, whose comments and suggestions greatly improve our work. Especially thank Xareni Pacheco for her recommendations to our manuscript. In addition, we would like to acknowledge of the High Mountain Group who assisted with sampling intensive of the forest inventory.

Authors' contribution FRG contributed to conceive the study, data analysis, and discussion of results and wrote the manuscript, TSF contributed to discussion and writing, SVL contributed with the cartographic processing, AREA guided the development of the fieldwork and cabinet methodology and contributed to writing at discussion.

Compliance with ethical standards

Conflict of interest The authors declare that they have no conflict of interest.

Ecological impact of timber harvesting and implications for C storage

The estimation of aboveground biomass allows, first, to know the status of the forest at a given time to analyze how management can affect some aspect of the ecosystem, including the timber extraction (Vilanova et al. 2010). Second, if there is information collected in the long term, it is possible to evaluate changes and compare them in different periods (WWF 2004).

De Jong et al. (2010) noted that montane forests represent the large C storage area in Mexico. The wood volume contained in these forests is among the lowest in the country, but growth and regeneration is among the highest, although the continued development largely depends on management conditions (Beaman 1962; Anaya et al. 1980).

The extraction of timber, firewood and non-wood products in the foothills has occurred from the middle elevation foothills to the high elevation mountains with negative environmental impacts on the protected area. Along with this, weather variables (wind, frost, etc.), the impact of pests and diseases, and the occurrence of wild-fires are factors that have been important in the modification and fragmentation of forest cover (SEMARNAT 2013). During March 2016, the eleventh winter storm and cold front number 45 from northern Mexico caused strong winds in central country, reaching 80 km/h. The strong winds brought down numerous trees in the *P. hartwegii* forest. These trees were measured and their aboveground biomass on the ground corresponds to 14,903 MgC.

The politico-administrative condition of the Nevado de Toluca Protected Area and the lack of protection and control mechanisms lead to clandestine logging of trees for diverse products by unauthorized traders. Some of the common uses of these products are for furniture and construction wood, charcoal, and posts, the problem has extended to felling of large trees with diameters > 35 cm and heights of 20 m (Franco et al. 2006). The loss of forest cover and tree density has not been homogeneous with the protected area. According to Endara (2010), the majority of trees harvested for all species are those less than 30 cm in diameter and used for firewood. *Pinus* forests are the most subjected to disturbance and have been the target of reforestation campaigns, often planted in mixtures with cedar (*Cupressus* spp.) (Endara 2007). The current major sources of damage and continuing threat to these forests is from pasture burning, conversion to agriculture, overgrazing, and overharvesting because of its importance as a wood resource to the nation.

A. jorullensis is a successional plant community that often occurs in ecotonal boundaries mixed with pine and fir at elevations around 3500 m. *A. jorullensis* forests have few harvestable trees because of its value for artisanal wood. Species has a rapid growth rate and is increasing in abundance because of forest fragmentation and colonization of abandoned farmland (Endara 2010). It is possible that these forests have occupied area where *P. hartwegii* forests were harvested, burned areas or through long-term displacement at higher altitudes. The establishment of *A. jorullensis* is also associated with natural selection in montane forests because it is a nitrogen-fixing species (Tobita et al. 2016), that promotes regeneration of forests (Kumar and Ram 2005).

Species in montane ecosystems tolerate dramatic climate variation over short distances (Körner 2007) and displacement of species induced by climate change possible will cause changes in these communities with elevation (Hartl-Meier et al. 2014). Within the APFFNT, there has been a displacement of species with higher biomass (forests of *P. hartwegii* and *P. montezumae*) by those with lower biomass (*A. jorullensis*). This change could negatively affect CO₂ capture in this protected area.

Monitoring of logging is essential in all of the protected areas within the country, because extraction estimates are based on land use change determined through remote sensing (Rojas-García 2008). The inventory measurements carried out in the present work allowed us to estimate that 162,230 m³ of wood volume were extracted in a year. Data on logging is necessary to calculate emissions of greenhouse gases attributed to land use change and forestry (De Jong et al. 2010).

Initiatives such as REDD + (Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation and improving carbon stocks) are important efforts aimed at combating climate change. However, for the effective implementation of such mechanisms, accurate estimation and monitoring of aboveground biomass and associated C reserves in forests is first required (Salimon et al. 2011).

Reports on emissions of greenhouse gases, include C, are part of an international, state, and municipal agreement. It is imperative to carry out research directed to identify the factors that affect C storage and biodiversity both at the national and subnational levels (Armenteras et al. 2015), including protected natural areas as the Nevado de Toluca. During 2013, the Municipality of Toluca declared that it was not possible to evaluate the C emissions at the local level due to a lack of data of forest extraction and C storage (H Ayuntamiento de Toluca 2013). Therefore, the results of this work can contribute to the greenhouse gas inventories at the municipal, state and national scales.

Conclusions

Quantification of forest harvesting is necessary to calculate greenhouse gas emissions in the categories of Land Use Change and Silviculture at the local, state and national levels. It is estimated that 211,218 Mg CO₂ per year is emitted due to harvesting and natural tree falls in the Área de Protección de Flora y Fauna Nevado de Toluca, in the state of México.

C storage in dense forest (≥ 336 trees), semi-dense forest (150–335), fragmented forest (20–149), and stands with isolated trees (≤ 20), was estimated in 1621 circular plots of 1000 m² in pine forest. The large sampling effort allowed for an accurate estimation of C storage in montane ecosystems in Mexico. The montane forests of the APFFNT store 1,695,004 MgC in aboveground forests in the 12,924 ha.

Pinus trees are the primary one harvested in Mexico, followed by *A. religiosa*. Generally, *A. jorullensis* trees are not often harvested because their wood is not dense and is relatively weak. This harvesting creates a negative C balance in the ecosystem as a result of the unregulated extraction of 42,701 MgC during an year.

Acknowledgements The study was funded by the Proyecto CONAFOR-UAEMex 3668/2014E. We express our gratitude to the two Reviewers and the Associate Editor, whose comments and suggestions greatly improve our work. Especially thank Xareni Pacheco for her recommendations to our manuscript. In addition, we would like to acknowledge of the High Mountain Group who assisted with sampling intensive of the forest inventory.

Authors' contribution FRG contributed to conceive the study, data analysis, and discussion of results and wrote the manuscript, TSF contributed to discussion and writing, SVL contributed with the cartographic processing, AREA guided the development of the fieldwork and cabinet methodology and contributed to writing at discussion.

Compliance with ethical standards

Conflict of interest The authors declare that they have no conflict of interest.

References

- Aguilar S, Abundiz L, Barajas J (2001) Comparación de la gravedad específica y características anatómicas de la madera de dos comunidades vegetales en México. *An Inst Biol UNAM Ser Bot* 72:171–185
- Anaya L, Hernández S, Madrigal S (1980) La vegetación y los suelos de un transecto altitudinal del declive occidental del Iztaccíhuatl. *Bol. Téc. INIFAP, México*. https://books.google.com.mx/books/about/La_vegetacion_y_los_suelos_de_un_transecto.html?id=J6rAMAAACAAJ&redir_esc=y. Accessed 30 Aug 2017
- Armenteras D, Rodríguez N, Retana J (2015) National and regional relationships of carbon storage and tropical biodiversity. *Biol Conserv* 192:378–386. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.10.014>
- Augusto L, Achat D, Bakker M, Bernier F, Bert D, Danjon F, Khelifa R, Meredieu C, Trichet P (2015) Biomass and nutrients in tree root systems—sustainable harvesting of an intensively managed *Pinus pinaster* (Ait.) planted forest. *GCB Bioenergy* 7:231–243. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12127>
- Baker TR, Honorio Coronado EN, Phillips OL, Martin J, van Der Heijden GMF, García M, Silva Espejo J (2007) Low stocks of coarse woody debris in a southwest Amazonian forest. *Oecologia* 152:495–504. <https://doi.org/10.1007/s00442-007-0667-5>
- Bárceñas G, Zárate R, Salomón I, Martínez J, Ordóñez V (2007) Propiedades físicas y mecánicas de la madera de seis especies forestales usadas como sombra en cafetales del centro del estado de Veracruz. *Memorias del VIII Congreso Mexicano de Recursos Forestales*. ISBN: 968-7469-81-1
- Beaman J (1962) The timberlines of Iztaccíhuatl and Popocatepetl, Mexico. *Ecology* 43:377–385. <https://doi.org/10.2307/1933367>
- Brown S (2002) Measuring carbon in forests: current status and future challenges. *Environ Pollut*. 116: 363–372. <https://www.winrock.org/wp-content/uploads/2016/03/2002ForestCarbon.pdf>. Accessed 12 May 2017
- Brown S, Lugo A (1984) Biomass of tropical forests: a new estimate based on forest volumes. *Science* 223:1290–1293. <https://doi.org/10.1126/science.223.4642.1290>
- Brown S, Gillespie A, Lugo A (1989) Biomass estimation methods for tropical forests with applications to forest inventory data. *For Sci* 35:881–902. <https://doi.org/10.1126/science.223.4642.1290>
- Cao M, Woodward FI (1998) Dynamic responses of terrestrial ecosystem carbon cycling to global climate change. *Nature* 393:249–252. <https://doi.org/10.1038/30460>
- Challenger A (1998) Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México: pasado, presente y futuro. Comisión Nacional para el Uso y Conocimiento de la Biodiversidad, Instituto de Biología de la UNAM y Agrupación Sierra Madre S.C., México
- Challenger A (2003) Conceptos generales acerca de los ecosistemas templados de montaña de México y su estado de conservación. In: Sánchez O, Vega E, Peters E, Monroy-Vilchis O (eds) *Conservación de ecosistemas templados de montaña en México*, Instituto Nacional de Ecología. México. <https://es.scribd.com/document/121903498/Conservacion-de-Ecosistemas-Templados>. Accessed 1 Dec 2016
- Chao K-J, Phillips OL, Baker TR, Peacock J, Lopez-Gonzalez G, Vasquez R, Monteagudo A, Torres-Lezama A (2009) After trees die: quantities and determinants of necromass across Amazonia. *Biogeosciences* 6:1615–1626. <https://doi.org/10.5194/bg-6-1615-2009>
- Collado E, Serrato J (2009) El sector forestal en la actualidad. In: Ceballos G, List R, Garduño G, López-Cano R, Muñozcano-Quintanar MJ, Collado E, Elvin-San Román J (eds) *Diversidad biológica del Estado de México. Estudio de Estado*, Biblioteca Mexiquense del Bicentenario. Colección Mayor, Estado de México, pp 331–335. http://www.biodiversidad.gob.mx/region/EEB/pdf/EEB_EDOMEX_baja.pdf. Accessed 11 Aug 2017
- CONAFOR, Comisión Nacional Forestal (2012) *Inventario Nacional Forestal y de Suelos Informe de Resultados 2004–2009. Anexo 7. Coordinación General de Planeación e Información–Gerencia de Inventario Forestal y Geomática de la Comisión Nacional Forestal*. Jalisco, México. <http://www.cnf.gob.mx:8090/snif/portal/infys/temas/resultados-2004-2009>. Accessed 22 Oct 2016
- CONANP, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (2017) Programa de manejo Área de Protección de Flora y Fauna Nevado de Toluca. Work document. Toluca, México. <https://www.gob.mx/conanp/articulos/programa-de-manejo-del-area?idiom=es>. Accessed 26 July 2017
- Corral JJ, Barrio M, Aguirre O, Diéguez U (2007) Use of stump diameter to estimate diameter at breast height and tree volume for major pine species in El Salto, Durango (Mexico). *Forestry* 80:29–40. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpl048>
- Dauber E (1995) Guía práctica y teórica para el diseño de un inventario forestal de reconocimiento. BOL-FOR: Proyecto de Manejo Forestal Sostenible. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. Bolivia. http://pdf.usaid.gov/pdf_docs/Pnabx164.pdf. Accessed 11 Oct 2017

- De Jong B, Anaya C, Masera O, Olguin M, Paz F, Etchevers J, Martínez R, Guerrero G, Balbontín C (2010) Greenhouse gas emissions between 1993 and 2002 from land-use change and forestry in Mexico. *For Ecol Manag* 260:1689–1701. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.08.011>
- Dlugokencky EJ, Hall BD, Crotwell MJ, Montzka SA, Dutton G, Mühle J, Elkins JW (2016) Atmospheric composition. Long-lived greenhouse gases. In *State of the Climate in 2015*. *Bull Am Meteorol Soc* 97:S44–S46
- Echenique R, Díaz G (1972) Algunas características tecnológicas de la madera de 11 especies mexicanas. *Boletín Técnico Num. 27*. INIF. México
- Endara A (2007) Estructura forestal de *Pinus hartwegii* en el Parque Nacional Nevado de Toluca. Master Thesis, Universidad Autónoma del Estado de México, México. http://sistemabibliotecario.uaemex.mx/janium-bin/titulos_autoridad.pl?Id=20180228153729
- Endara A (2010) Análisis de los procesos de recuperación en el bosque templado del Parque Nacional Nevado de Toluca. Doctoral Thesis, Universidad Autónoma del Estado de México, México. <http://sistemabibliotecario.uaemex.mx/janium-bin/detalle.pl?Id=20180228153343>
- Endara A, Calderón R, Nava G, Franco S (2013) Analysis of fragmentation processes in high-mountain forests of the centre of Mexico. *Am J Plant Sci* 4:697–704. <https://doi.org/10.4236/ajps.2013.43A088>
- Falkowski P, Scholes RJ, Boyle E, Canadell J, Canfield D, Elser J, Gruber N, Hibbard K, Höglberg P, Linder S, Mackenzie FT, Moore B III, Pedersen T, Rosenthal Y, Seitzinger S, Smetacek V, Steffen W (2000) The global carbon cycle: a test of our knowledge of Earth as a system. *Science* 290:291–296. <https://doi.org/10.1126/science.290.5490.291>
- Flores-Villela O, Gerez P (1994) Biodiversidad y conservación en México: vertebrados, vegetación y uso del suelo. Comisión Nacional para el Cosemismo y Uso de la Biodiversidad y Universidad Nacional Autónoma de México, México. <http://www.biodiversidad.gob.mx/publicaciones/librosDig/pdf/biodiversidadConservacion.pdf>. Accessed 11 May 2017
- Franco S, Regil H, Ordoñez J (2006) Dinámica de perturbación-recuperación de las zonas forestales en el Parque Nacional Nevado de Toluca. *Madera y Bosques* 12:17–28
- Fuentes M (1998) Propiedades tecnológicas de las maderas mexicanas de importancia en la construcción. *Rev Chapingo Ser Cie* 4:221–229
- García E (1981) Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México. D. F., México. http://www.igeograf.unam.mx/sig/utildades/docs/pdfs/publicaciones/geo_siglo21/serie_lib/modific_al_sis.pdf. Accessed 19 June 2016
- GEM, Gobierno del Estado de México (1999) Programa de Ordenamiento Ecológico del Territorio del Estado de México, Secretaría de Ecología, Toluca, México
- GOFC-GOLD, Global Observation of Forest and Land Cover Dynamics (2010) Reducing greenhouse gas emission from deforestation and degradation in developing countries: a sourcebook of methods and procedures for monitoring, measuring and reporting. GOFC-GOLD report version COP14-2. Natural Resources Canada. https://unfccc.int/files/methods_science/redd/methodologies/other/application/pdf/gofc-gold_redd_sourcebook_version_july_2009_cop14_2.pdf. Accessed 21 July 2017
- Gullison RE, Frumhoff PC, Canadell JG, Field CB, Nepstad DC, Hayhoe K, Avissar R, Curran LM, Friedlingstein P, Jones CD, Nobre C (2007) Tropical forests and climate policy. *Science* 316:985–986. <https://doi.org/10.1126/science.1136163>
- H Ayuntamiento de Toluca (2013) Plan de Acción Climática Municipal Toluca. Toluca, México. <http://ieecc.edomex.gob.mx/sites/ieecc.edomex.gob.mx/files/files/PACMUN/PACMUN-TOLUCA.pdf>. Accessed 18 Feb 2017
- Hartl-Meier C, Dittmar C, Zang C, Rothe A (2014) Mountain forest growth response to climate change in the Northern Limestone Alps. *Trees* 28:819–829. <https://doi.org/10.1007/s00468-014-0994-1>
- Hollinger D (2008) Defining a landscape-scale monitoring tier for the North American Carbon Program. In: Hoover C (ed) *Field measurements for forest carbon monitoring a landscape-scale approach*. Springer, Dordrecht, p 240. <https://www.springer.com/us/book/9781402085055>
- Honorato J, Meraz R (2002) Caracterización tecnológica de algunas especies de coníferas de la región de El Salto, en Pueblo Nuevo, Durango. Proyecto CONAFOR. México. http://conafor.gob.mx/biblioteca/foros/Madera/CARACTERIZACION_TECNOLOGICA_DE_ESPECIES_DE_CONIFERAS.PDF. Accessed 15 Jan 2017
- IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change (2003) Orientación sobre las buenas prácticas para uso de la tierra, cambio de uso de la tierra y silvicultura (UTCUTS). Organización Meteorológica Mundial, Génova
- IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change (2007) *Cambio Climático 2007: Impactos y Vulnerabilidad*. Cambridge University Press, Reino Unido
- Kent M, Coker P (1992) *Vegetation description and analysis. A practical approach*. Wiley, New York

- Körner C (2007) The use of 'altitude' in ecological research. *Trends Ecol Evol* 22:569–574. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.09.006>
- Kumar A, Ram J (2005) Anthropogenic disturbances and plant biodiversity in forests of Uttaranchal, central Himalaya. *Biodivers Conserv* 14:309–331. <https://doi.org/10.1007/s10531-004-5047-4>
- Lambin E, Geist H, Lepers E (2003) Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions. *Annu Rev Environ Resour* 28:205–241. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.28.050302.105459>
- Mayer H, Ott E (1991) *Gebirgswaldbau, Schutzwaldpflege. Ein waldbaulicher Beitrag zur Landschaftsökologie und zum Umweltschutz*. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York
- Mendoza A, Galicia L (2010) Aboveground and belowground biomass and carbon pools in highland temperate forest landscape in central Mexico. *Forestry* 83(5):497–506. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpq032>
- MEA, Millennium Ecosystem Assessment (2003) *Ecosystem and human well-being: a framework for assessment*. Island Press, Washington. <https://millenniumassessment.org/en/Framework.html>
- Mueller-Dombois D, Ellenberg H (1974) *Aims and methods of vegetation ecology*. Wiley, New York
- Padmakumar B, Sreekanth NP, Shanthiprabha V, Paul J, Sreedharan K, Augustine T, Jayasooryan KK, Rameshan M, Mohan M, Ramasamy EV, Thomas AP (2018) Tree biomass and carbon density estimation in the tropical dry forest of Southern Western Ghats, India. *iForest* 11:534–541. <https://doi.org/10.3832/ifer2190-011>
- Palace M, Keller M, Asner GP, Silva JNM, Passos C (2007) Necromass in undisturbed and logged forests in the Brazilian Amazon. *For Ecol Manag* 238:309–318. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.10.026>
- PROBOSQUE, Protectora de Bosques del Estado de México (2010) *Inventario Forestal 2010*. Toluca, Estado de México, México. <https://www.yumpu.com/es/document/view/37081053/inventario-forestal-2010-gobierno-del-estado-de-mexico>. Accessed 16 Apr 2017
- Rescala J (2009) Historia del sector forestal. In: Ceballos G, List R, Garduño G, López-Cano R, Muñoz-cano-Quintanar MJ, Collado E, Elvin-San Román J (eds) *Diversidad biológica del Estado de México*. Estudio de Estado, Biblioteca Mexiquense del Bicentenario. Colección Mayor, Estado de México, pp 319–331. http://www.biodiversidad.gob.mx/region/EEB/pdf/EEB_EDOMEX_baja.pdf. Accessed 14 Mar 2017
- Rodríguez S, Torres M (1995) Estudio de la composición química de la madera de ciprés (*Cupressus lusitanica*) en relación al fuste. *Ciencia e investigación forestal* 9:47–56
- Rojas-García F (2008) Consideraciones para el balance de carbono: evaluación del movimiento de biomasa en el Parque Nacional Malinche. Master Thesis, Universidad Nacional Autónoma de México, México. <http://132.248.9.195/ptd2008/septiembre/0632062/Index.html>. Accessed 7 Nov 2016
- Rojas-García F, Villers L (2005) Comparación de dos métodos para estimar la densidad de la madera de *Pinus hartwegii* Lindl. del Volcán La Malinche. *Madera y Bosques* 11:63–71
- Rojas-García F, Villers L (2008) Estimación de la biomasa forestal del Parque Nacional Malinche: Tlaxcala-Puebla. *Rev Ciencia Forestal en México* 33:59–86
- Rojas MGE, Mata JJ, Velásquez MA (2003) Las masas forestales como sumideros de CO₂ ante un cambio climático global. *Rev Chapingo S Cien For Amb* 9:57–67
- Rzedowski J (1978) *Vegetación de México*. Limusa, Mexico City
- Salimón CI, Putz FE, Menezes-Filho L, Anderson A, Silveira M, Brown IF, Oliveira LC (2011) Estimating statewide biomass carbon stocks for a REDD plan in Acre, Brazil. *For Ecol Manag* 262:555–560. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.04.025>
- Sánchez-González A, López-Mata L (2003) Clasificación y ordenación de la vegetación del norte de la Sierra Nevada, a lo largo de un gradiente altitudinal. *Anal Inst Biol UNAM Ser Bot* 74:47–71
- Sánchez-Jasso J, Aguilar-Miguel X, Medina-Castro J, Sierra-Domínguez G (2013) Riqueza específica de vertebrados en un bosque reforestado del Parque Nacional Nevado de Toluca, México. *Rev Mex Biodiv* 84:360–373. <https://doi.org/10.7550/rmb.29473>
- Sarukhán J, Franco M (1981) Un modelo de simulación de la productividad forestal de un bosque de pino. SARH. Subsecretaría Forestal y de la Fauna, México
- SEMARNAT, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (2013) Decreto que reforma, deroga y adiciona diversas disposiciones del diverso publicado el 25 de enero de 1936, por el que se declaró Parque Nacional la montaña denominada "Nevado de Toluca". Octubre 01 2013. <https://www.gob.mx/conanp/documentos/decreto-que-reforma-deroga-y-adiciona-diversas-disposiciones-del-diverso-por-el-que-se-declaro-parque-nacional-el-nevado-de-toluca>. Accessed 10 July 2016
- Sotelo E, González E, Cruz G, Moreno F, Ochoa S (2010) La clasificación FAO-WRB y los suelos del Estado de México. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, México, D.F. www.inifap.gob.mx/circe/Documents/publime/Publicaciones%20FAO.pdf. Accessed 20 Aug 2017

- Tobita H, Yazaki K, Harayama H, Kitao M (2016) Responses of symbiotic N₂ fixation in *Alnus* species to the projected elevated CO₂ environment. *Trees* 30:523–537. <https://doi.org/10.1007/s00468-015-1297-x>
- Vázquez GA, Givnish TJ (1998) Altitudinal gradients in tropical forest composition structure and diversity in the Sierra de Manantlán. *J Ecol* 86:999–1020. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.1998.00325.x>
- Vilanova E, Ramírez H, Torres A (2010) El almacenamiento de carbono en la biomasa aérea como indicador del impacto del aprovechamiento de maderas en la Reserva Forestal Imataca, Venezuela. *Interciencia* 35(9):659–665
- Villers L, Trejo I (1998) El impacto del cambio climático en los bosques y áreas naturales protegidas de México. *Interciencia* 23:10–19. [https://doi.org/10.1016/S0959-3780\(98\)00012-0](https://doi.org/10.1016/S0959-3780(98)00012-0)
- Villers L, García L, López-Blanco J (1998) Evaluación de los bosques templados en México: una aplicación en el Parque Nacional Nevado de Toluca. *Investigaciones Geográficas* 36:7–19
- Whittaker RH (1975) *Communities and ecosystems*. MacMillan, New York
- WWF, World Wide Fund for Nature Centroamérica (2004) *Monitoreo Ecológico del Manejo Forestal en el Trópico Húmedo: Una Guía para Operadores Forestales y Certificadores con Énfasis en Bosques de Alto Valor para la Conservación*. San José, Costa Rica. 124 p. http://wwf.panda.org/?133221/Monit_oreo-ecologico-del-manejo-forestal-en-el-tropico-humedo-Una-guia-para-operadores-forestales-y-certificadores-con-énfasis-en-Bosques-de-Alto-Valor-para-la-Conservacion. Accessed 12 May 2016

Publisher's Note Springer Nature remains neutral with regard to jurisdictional claims in published maps and institutional affiliations.

Affiliations

Fabiola Rojas-García¹  · Todd S. Fredericksen²  · Santiago Vazquez Lozada³ ·
Angel Rolando Endara Agramont⁴ 

Fabiola Rojas-García fabiosxto1981@gmail.com

Todd S. Fredericksen
tfredericksen@ferrum.edu

Santiago Vazquez Lozada
svazquezl@outlook.es

- ¹ Postgrado en Ciencias Forestales, Colegio de Postgraduados, Carretera México-Texcoco km. 36.5, Montecillo, C.P. 56230 Texcoco, Mexico
- ² Ferrum College, Ferrum, VA C.P. 24088, USA
- ³ Facultad de Geografía, Universidad Autónoma del Estado de México, Cerro de Coatepec s/n, Ciudad Universitaria, C.P. 50110 Toluca, Mexico
- ⁴ Instituto de Ciencias Agropecuarias y Rurales, Universidad Autónoma del Estado de México, Carretera Toluca-Ixtlahuaca km 15, El Cerrillo Piedras Blancas, C.P. 50200 Toluca, Mexico