



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

Posgrado en Ciencias de la Producción y de la Salud Animal

**ANÁLISIS DE EFECTOS SINÉRGICOS Y COMPENSATORIOS DEL
SILVOPASTOREO A LARGO PLAZO EN UN BOSQUE DE ENCINO DEL
CENTRO DE MÉXICO**

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:
MAESTRO EN CIENCIAS DE LA PRODUCCIÓN Y DE LA SALUD ANIMAL

PRESENTA:

ROBERTO IGNACIO MÁRQUEZ HERNÁNDEZ

TUTOR PRINCIPAL

RAFAEL OJEDA FLORES

FACULTAD DE MEDICINA VETERINARIA Y ZOOTECNIA

COMITÉ TUTOR

FRANCISCO AURELIO GALINDO MALDONADO

FACULTAD DE MEDICINA VETERINARIA Y ZOOTECNIA

CARLOS MANUEL ARRIAGA JORDÁN

INSTITUTO DE CIENCIAS AGROPECUARIAS Y RURALES

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MÉXICO

CIUDAD UNIVERSITARIA, CDMX.

AGOSTO 2020



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas

Tesis Digitales

Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©

PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

Dedicatoria

Ika miak tlasotlalistli xikonselli ni pilmentsin nemaktli

A mis abuelitos, pues sin ellos esto no hubiera sido posible. Gracias Mamá Coco por todo el amor que me has inculcado, por todo el apoyo que junto con el abuelito Eleazar me han brindado. Gracias por abrirme las puertas de su casa y de su corazón.

A mis padres, por todo el apoyo que me han dado, por los valores inculcados y por enseñarme a guiarme con responsabilidad y honestidad en esta vida. Gracias por ser un ejemplo a seguir.

A mi hermana Daniela, por ser parte de mi vida. Te dedico esta tesis como muestra del amor que siento por ti y que no importa lo que pase, siempre estaré ahí para cuidarte.

Agradecimientos

*Tlen nelia nimokualtilijtok,
pampa nimouika ika nelia kuajkualmej itstinin uan amo na.*

Al Dr. Rafael Ojeda, por tener la confianza para guiarme en durante esta etapa de mi vida. Agradezco, los consejos y el tiempo que dedicaste en mi formación académica y profesional, de haber tenido la confianza para trabajar conmigo en diferentes proyectos y darme claridad para ir forjando poco a poco mi proyecto de vida.

Al Dr. Carlos Arriaga y al Dr. Francisco Galindo, les agradezco formar parte de comité tutorial y dedicar tiempo y esfuerzo para mi formación académica. Por ayudarme a canalizar mi energía en la culminación de este proyecto y darme las herramientas base para seguir en el camino de la Ciencia.

Al Dr. Agustín Bobadilla, le agradezco por ser uno de los grandes maestros que he tenido, por darme las bases para encontrar mi camino en lo personal, académico y profesional. Agradezco enormemente las noches de café y pan, en las cuales platicábamos sobre lo que podríamos y podemos hacer. Gracias por todo, sin usted, su capacitación y su ayuda esto no hubiera sido posible.

Al Dr. Carlos Rebeles, le agradezco por las observaciones realizadas en este trabajo. Le agradezco la confianza que me ha tenido como Jefe de Departamento y por mostrar siempre interés en mi trabajo.

Al Dr. Epigmenio Ibarra y al Dr. José de Lucas, a quienes tuve oportunidad de conocer años atrás en diversos foros y que hoy, me han ayudado con sus correcciones, observaciones y recomendaciones. Agradezco su apoyo y comprensión en tiempos de pandemia. Muchas gracias por todo.

A todos mis compañeros en el CEIEPASP, a Isidro García, Davinia Velázquez, Fidel García, Caro González, Iván Méndez y Alejandra López, por ayudarme durante los muestreos y en todo el trabajo que derivo para poder presentar esta Tesis. Gracias por las tardes de convivio, por extenderme la mano en los momentos más difíciles. Gracias por los consejos y las experiencias. Gracias por su confianza.

Al Centro de Enseñanza, Investigación y Extensión en Producción Agrosilvopastoril (CEIEPASP), por permitirme realizar mi tesis en este lugar. Agradezco al Dr. Gerardo Ponce, a Tere Gutiérrez y a todo el personal que me ayudó en todo momento durante mi estancia.

Al Laboratorio de Ecología de Enfermedades y Una Salud, gracias a todos los que conforman este gran grupo de trabajo y pues gracias a ustedes día contribuyen a mi desarrollo profesional y personal.

A la Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, por ser mi *alma mater*, quien ha cobijado mis sueños desde hace 11 años, por ser gracias a ella por quien he tenido la oportunidad de conocer y ver crecer a mis amigos, profesores y alumnos.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, por la Beca Nacional que me brindó, pues sin ella hubiera sido imposible la culminación y desarrollo de esta investigación.

Al Programa de Maestría y Doctorado en Ciencias de la Producción y de la Salud Animal, por haber cobijado este proyecto. Gracias a su planilla de Profesores y Tutores quienes contribuyeron en mi formación académica. Agradezco en especial a la Dra. Clara Aguilón y al Dr. Iván Sánchez Betancourt por el trabajo realizado para que los alumnos pudiéramos continuar con los trámites administrativos en tiempos de contingencia.

A Angel Herrera Mares, gracias por la confianza en estos años. Gracias por enseñarme a ser quien soy. Gracias por todo el apoyo brindado, por estar siempre presente en mis momentos más difíciles y por ayudarme a ser una mejor persona. Gracias por caminar junto a mí en todo este proceso.

A Brenda Maya, por enseñarme que todo tiene su tiempo y su momento. Gracias por enseñarme que todo trabajo es recompensado y que, no hay mejor forma de crecer si no es con el apoyo de tus amigos. Muchas gracias

A Guillermo Orta, por enseñarme que el éxito no radica en el trabajo arduo y sin sentido, si no en el trabajo planeado e inteligente. Gracias por ayudarme a entender que la vida se debe disfrutar. Gracias por ser amigo y confidente.

A Adrián Serrano, por ser compañero durante esta etapa de mi vida, gracias por las largas pláticas y todos los consejos. Gracias por las caminatas en el pasillo central y por la amistad y confianza brindada.

A mis colegas José Alberto Pérez Pineda, Guadalupe Chávez Flores y Erick Pérez Pineda, por todo su apoyo. Por ayudarme a ser una mejor persona, por todas las tardes y noches de diversión. Gracias por todo el apoyo técnico, académico y personal que me brindaron.

Índice

Índice de Figuras.....	VI
Índice de Cuadros.....	VII
RESUMEN.....	VIII
ABSTRACT.....	IX

1. INTRODUCCIÓN

1.1 El cambio de uso del suelo como motor de transformación en los ecosistemas forestales	1
1.2 Importancia de los ecosistemas forestales, servicios ecosistémicos y sus interacciones.....	4
1.3 Los ecosistemas forestales templados en México.....	8
1.4 Efectos del silvopastoreo.....	13

2 JUSTIFICACIÓN..... 15

3 HIPÓTESIS..... 16

4 OBJETIVO GENERAL..... 16

5 OBJETIVOS ESPECÍFICOS..... 16

6 MATERIALES Y MÉTODO

6.1 Sitio de estudio.....	17
6.2 Descripción de los servicios ecosistémicos estudiados.....	21
6.3 Selección de áreas de muestreo.....	21
6.4 Diseño de muestreo.....	23
6.5 Obtención de Muestras.....	23
6.6 Análisis estadísticos.....	25

7 RESULTADOS

7.1 Fertilidad de suelo.....	26
7.2 Producción de biomasa con potencial forrajero.....	26
7.3 Estructura de vegetación	28
7.4 Abundancia de plantas vasculares seleccionadas	29
7.5 Interacciones entre los servicios ecosistémicos del ecosistema.....	31
7.6 Sinergias y compensaciones del silvopastoreo a largo plazo en bosque de encino.....	33

8 DISCUSIÓN

8.1 Relaciones entre el silvopastoreo y la fertilidad de suelo (servicio ecosistémico de regulación).....	36
8.2 Sinergias y compensaciones entre el silvopastoreo y la composición vegetal (servicio ecosistémico de provisión)	41
8.3 Sinergias entre el silvopastoreo, la producción de forraje y la abundancia plantas vasculares seleccionadas (servicio ecosistémico de provisión)	44

9 CONCLUSIÓN.....

10 BIBLIOGRAFÍA

Anexo I Mapa de curvas de nivel del bosque del CEIEPASP.....	59
Anexo II Mapa de cobertura vegetal del bosque del CEIEPASP.....	60
Anexo III Manejo del suelo del bosque del CEIEPASP en función del pastoreo.....	61
Anexo IV: análisis de laboratorio para fertilidad de suelo.....	62

Índice de Figuras

Figura 1 Transformación antropogénica de la biosfera terrestre (6000 a. C. a 2000).....	2
Figura 2 Marco conceptual para la transformación antropogénica de los ecosistemas forestales.....	3
Figura 3 Compensaciones en la provisión de servicios ecosistémicos múltiples en los bosques templados de México.	7
Figura 4 Distribución nacional de núcleos agrarios con al menos 200 hectáreas de bosques y/o selvas.....	9
Figura 5 Diagrama simplificado de los elementos que conforman un sistema silvopastoril y sus posibles interacciones.....	12
Figura 6 Ubicación del sitio de estudio.....	17
Figura 7 Carga Animal Histórica (UA) en el Bosque del CEIEPASP (2001-2018).....	20
Figura 8 Localización de las zonas de muestreo.....	22
Figura 9 Producción de forraje por sitio (Kg/ha ⁻¹).....	27
Figura 10 Variación estacional y por año de la producción de forraje (Kg/ha-1) por sitio de muestreo.....	28
Figura 11 Proporciones de la estructura de la vegetación (estratos) en función del sitio.....	29
Figura 12 Curva de rango abundancia de 15 especies de plantas vasculares seleccionadas en dos sitios diferentes.....	30
Figura 13 Interacciones a largo plazo encontradas entre diversos servicios ecosistémicos y la implementación del silvopastoreo a baja intensidad (SP) en un sistema templado de montaña.....	34
Figura 14 Interacciones diversos servicios ecosistémicos.....	34
Figura 15 Sinergias y compensaciones que surgen entre excluir e implementar el silvopastoreo en un bosque templado de montaña.	35

Índice de Cuadros

Cuadro 1 Distribución de la superficie del CEIEPASP en función de su uso de suelo.....	18
Cuadro 2 Características de los sitios de muestreo.....	22
Cuadro 3 Especies vegetales seleccionadas para el monitoreo de abundancia y su importancia reportada por otros autores en el sitio de estudio	24
Cuadro 4 Indicadores de fertilidad de suelo en un sistema con aprovechamiento forestal tradicional (BO) y uno que incorpora por 20 años al silvopastoreo (SP).....	27
Cuadro 5 Abundancia promedio de especies indicadoras en los dos sitios de muestreo.....	30
Cuadro 6 Sinergias y Compensaciones entre indicadores de calidad de suelo, producción de forraje, estructura de la vegetación y diversidad vegetal encontradas a nivel del ecosistema.....	32
Cuadro 7 Diferencias entre diferentes servicios ecosistémicos y la implementación o exclusión al silvopastoreo.....	33

RESUMEN

Los sistemas silvopastoriles de montaña son modelos productivos que se basan de la interacción entre animales, plantas forrajeras y plantas leñosas perennes bajo un sistema de manejo integral y que ofrecen diversos servicios ecosistémicos (SE). Estos sistemas han sido una de las estrategias silvícolas propuestas en los últimos años que integran el manejo forestal y la ganadería. Sin embargo, la información sobre su eficacia es escasa y los posibles efectos a largo plazo sobre los SE han sido pobremente estudiados.

El presente estudio se realizó en un bosque que forma parte del CEIEPASP (FMVZ-UNAM) ubicado en el municipio de Chapa de Mota, Estado de México en el centro del país. Durante dos años se estudiaron dos zonas de un bosque de encino de clima templado, una donde se ha realizado silvopastoreo (SP) y otra donde se ha excluido (BO) por aproximadamente dos décadas para ambos casos. En cada sitio se establecieron cinco puntos de muestreo en los cuales se evaluaron los criterios de: fertilidad del suelo mediante indicadores físicos y químicos (SE de soporte), contenido de carbono orgánico en suelo y estructura de la vegetación (SE de regulación) y, producción de forraje y abundancia de plantas vasculares seleccionadas (SE de provisión).

En el sitio SP se obtuvo una producción de forraje 47 % mayor en comparación con BO ($p \leq 0.05$). Así mismo, el sitio SP se caracterizó por presentar un mayor contenido de fósforo y potasio (279 y 21%, respectivamente) ($p \leq 0.05$). En cuanto a la densidad aparente del suelo fue 66% mayor en el sitio BO ($p \leq 0.05$). Respecto a la abundancia de especies vegetales, *Brachypodium mexicanum* y *Bidens ostruthioides* se encontraron mayormente representadas en el sitio SP ($p \leq 0.05$). Los otros indicadores evaluados incluyendo el porcentaje de carbono en suelo no mostraron diferencia estadística entre ambos sitios ($p \geq 0.05$).

En cuanto a las interacciones, se identificaron correlaciones positivas (sinergias) entre el contenido de fósforo y el contenido de potasio; el contenido de potasio y fósforo con el estrato herbáceo y la abundancia de *Bidens ostruthioides*, el estrato herbáceo con la producción de forraje y *Brachypodium mexicanum*; la densidad aparente con el estrato arbustivo ($p \leq 0.05$). En cuanto a compensaciones (correlaciones negativas) se identificaron entre la densidad aparente y el contenido de fósforo ($p \leq 0.001$), potasio ($p \leq 0.05$) y Na ($p \leq 0.05$) así como con el estrato herbáceo ($p \leq 0.05$). También se observó compensación entre el estrato arbóreo y el contenido N en suelo ($p \leq 0.05$). El pH tuvo relaciones negativas con la presencia de *Bidens ostruthioides* ($p \leq 0.05$). Con base en lo anterior, se puede sugerir que en este sitio y bajo las condiciones de estudio la implementación del silvopastoreo a largo plazo mejoró el aporte de servicios ecosistémicos de soporte, provisión y regulación, en comparación al sitio excluido al pastoreo. Por lo que, el silvopastoreo podría considerarse como una valiosa alternativa a incluirse en los planes de aprovechamiento forestal bajo condiciones similares al manejo y sitio de estudio, mismas que están presentes de manera importante en la región central del territorio mexicano.

Palabras clave: silvopastoreo, servicios ecosistémicos, ganadería de montaña.

ABSTRACT

Silvopastoral systems developed in the mountain areas are productive models which are based in the interaction between animals, forage species, and woody plants under an integral management system, offering diverse ecosystem services (ES). These systems have been one of forest management strategies proposed up date that integrate the forestry and livestock. However, information about the effectiveness is scarce and the possible long-term effects on the ES are almost unknown.

This study was carried in a forest belonged to CEIEPASP (FMVZ-UNAM) in Chapa de Mota municipality, Estado de México. During two years, we studied two zones in an oak-forest, one with silvopasture (SP) and other excluded from grazing; both have been worked for two decades. In each site, we established five sampling points evaluating: soil fertility [physical and chemical indicators (supporting ES)], organic carbon on soil and vegetation structure (regulating ES), and, forage production and abundance of vascular plants selected (provisioning ES).

In SP site, we obtained a forage production of 47% greater than BO site ($p \leq 0.05$). SP site are characterized for a higher phosphorous and potassium content (279 and 21%, respectively) ($p \leq 0.05$). Regarding the bulk density, it was 66% higher in the BO site ($p \leq 0.05$). The abundance of plant species, *Brachypodium mexicanum* and *Bidens ostruthioides* were found to be mostly represented in the SP site ($p \leq 0.05$). The other indicators evaluated including the percentage of soil carbon content did not show statistical difference between both sites ($p \geq 0.05$).

For the interactions, positive correlations (synergies) were identified between the phosphorus content and the potassium content; the content of potassium and phosphorus with the herbaceous layer and the abundance of *Bidens ostruthioides*, the herbaceous stratum with forage production and *Brachypodium mexicanum*; the bulk density with the shrub layer ($p \leq 0.05$). The Trade-offs (negative correlations), between bulk density and phosphorus content ($p \leq 0.001$), potassium ($p \leq 0.05$) and sodium ($p \leq 0.05$) as well as with the herbaceous layer ($p \leq 0.05$) were identified. Trade-offs was also observed between the tree layer and the nitrogen content in soil ($p \leq 0.05$). The pH had negative relationships with the presence of *Bidens ostruthioides* ($p \leq 0.05$). Based on the above, it can be suggested that in this site and under the studied conditions, long-term grazing improved the contribution of supporting, provisioning and regulating ecosystem services, compared to the site excluded from grazing. Therefore, silvopasture could be considered as an alternative practice to be included in forest use plans under conditions similar to those for the management in our study site, which are present in an important area in the central region of Mexico.

Keywords: silvopasture, ecosystem services, mountain livestock.

1. INTRODUCCIÓN

1.1 El cambio de uso del suelo como motor de transformación en los ecosistemas forestales

El rápido crecimiento de la población y el aumento de sus necesidades alimentarias han provocado que el impacto del ser humano sobre la Tierra aumente (Almusaed, 2016). Derivado de estas acciones antropogénicas la Tierra experimenta de forma rápida múltiples cambios ambientales que afectan la composición y la diversidad de los ecosistemas terrestres (Tilman y Lehman, 2001). Se estima que aproximadamente el 50% de la superficie terrestre libre de hielo ha sido modificada (figura 1), siendo las actividades agrícolas y forestales las principales fuentes de cambio (Ramankutty y Foley, 1999; Hooke *et al.*, 2012).

Si bien, todos los biomas han sido afectados, históricamente el mayor impacto se ha asociado a los ecosistemas forestales, los más extensos (tropicales), los cuales han sufrido mayores cambios en comparación a los demás, hasta los sistemas templados, capaces de sostener poblaciones comparativamente grandes en relación con su extensión global e incluso ecosistemas forestales ubicados en biomas más secos y fríos (Ellis, 2011). En este sentido, se estima que la superficie forestal mundial ha perdido 1,800 millones de hectáreas en los últimos 5.000 años (figura 1), es decir, 50 % de la superficie forestal original (Torres, 2004; FAO, 2016). Aunado a lo anterior, se calcula que más del 50% de la superficie forestal actual experimenta una explotación significativa de madera y otros productos forestales no madereros (Van Der Plas *et al.*, 2016).

Las causas asociadas al cambio de uso de suelo y de degradación en ecosistemas forestales han sido ampliamente descritas (Hosonuma *et al.*, 2012), si bien la opinión común era que el crecimiento de las poblaciones de pequeños agricultores era uno de los principales impulsores de los cambios forestales, actualmente se reconoce el papel que tienen los grandes actores comerciales en la expansión de la agricultura en detrimento de los bosques. Lo anterior, debido a que la agricultura comercial domina sobre la agricultura de subsistencia (Kissinger *et al.*, 2012). Es así que la ganadería comercial, el cultivo de soja (soya) y las plantaciones de palma de aceite han sido identificados como los principales impulsores de la deforestación en selvas tropicales posterior a 1990 (figura 2.) (Rudel *et al.*, 2009).

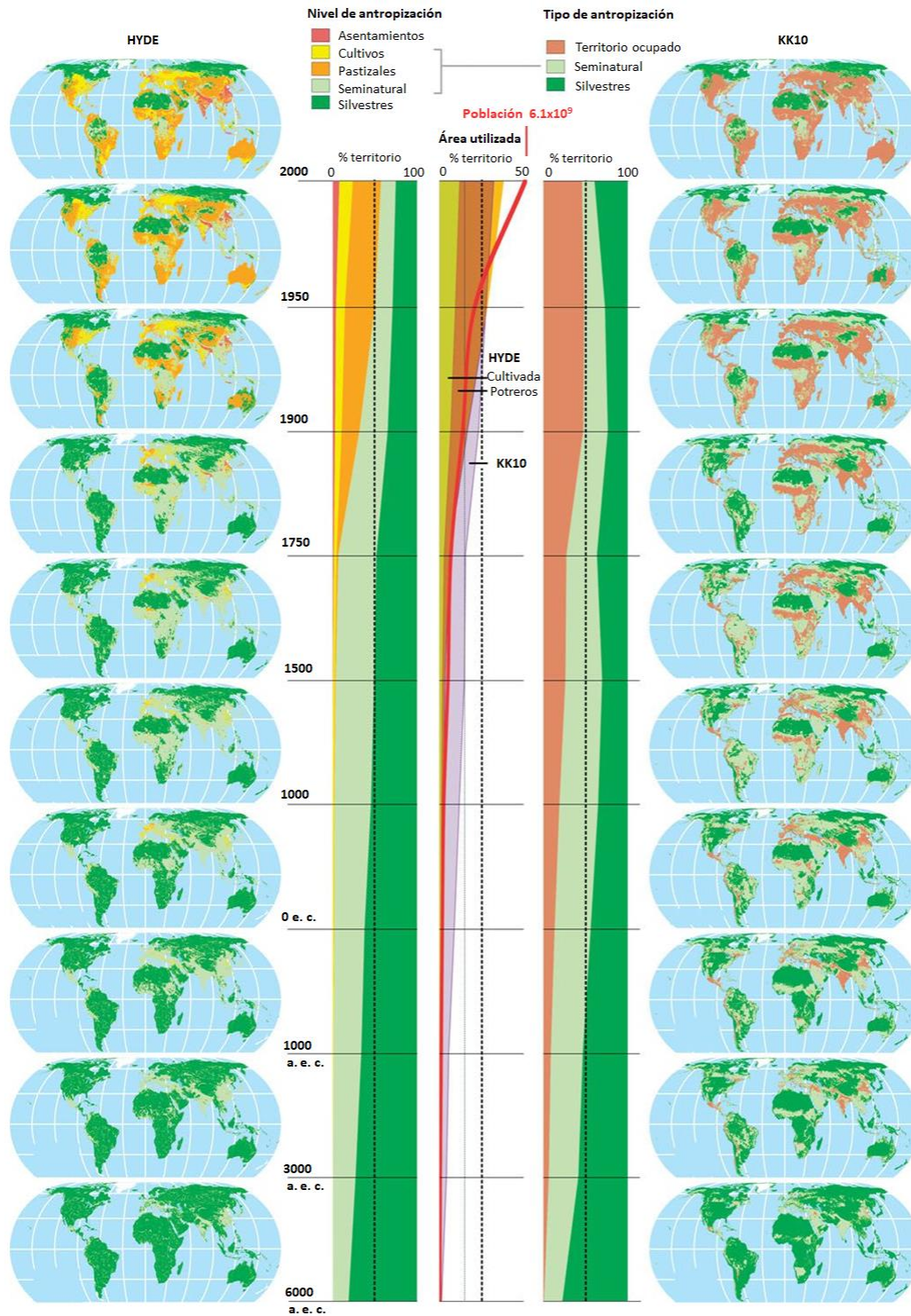


Figura 1. Transformación antropogénica de la biosfera terrestre (6000 a. e. c. a 2000). El gráfico central muestra la distribución de la superficie terrestre en diferentes niveles y tipos de Biomas antropogénicos. Superpuesta en línea roja se muestra la tasa de crecimiento poblacional mundial. Adaptado de Ellis (2011).

También, se estima que aproximadamente el 40% de la superficie de la Tierra tiene uso agrícola (incluyendo pastos mejorados y pastizales coadaptados). El impacto de esta actividad se ha relacionado con su alto consumo de agua, la contaminación y la pérdida de la biodiversidad. En este sentido, la actividad agrícola consume aproximadamente 85% de las extracciones anuales de agua a nivel mundial y supera a la naturaleza como la fuente principal de emisiones de nitrógeno (Turner *et al.*, 2007). Tan solo de 1980 a 2000, más de la mitad de las nuevas tierras agrícolas en los trópicos se produjeron a expensas de bosques intactos y únicamente 28% provino de bosques perturbados, generando preocupaciones sobre los servicios ambientales y la diversidad biótica a nivel mundial (Lambin y Meyfroidt, 2011).

Los principales cambios en estos ecosistemas han sido ampliamente descritos (figura 2). Destacan la alteración en la capacidad actual de los bosques para absorber el bióxido de carbono emitido por otras actividades y la disminución de las reservas de agua, de la biodiversidad y a larga, de la calidad de vida de las personas que actualmente custodian y desarrollan diversas actividades agropecuarias y forestales en estos ecosistemas (SAGARPA, 2012; Peltzer y Pengpid, 2016; Peri *et al.*, 2016; Broom, 2017).

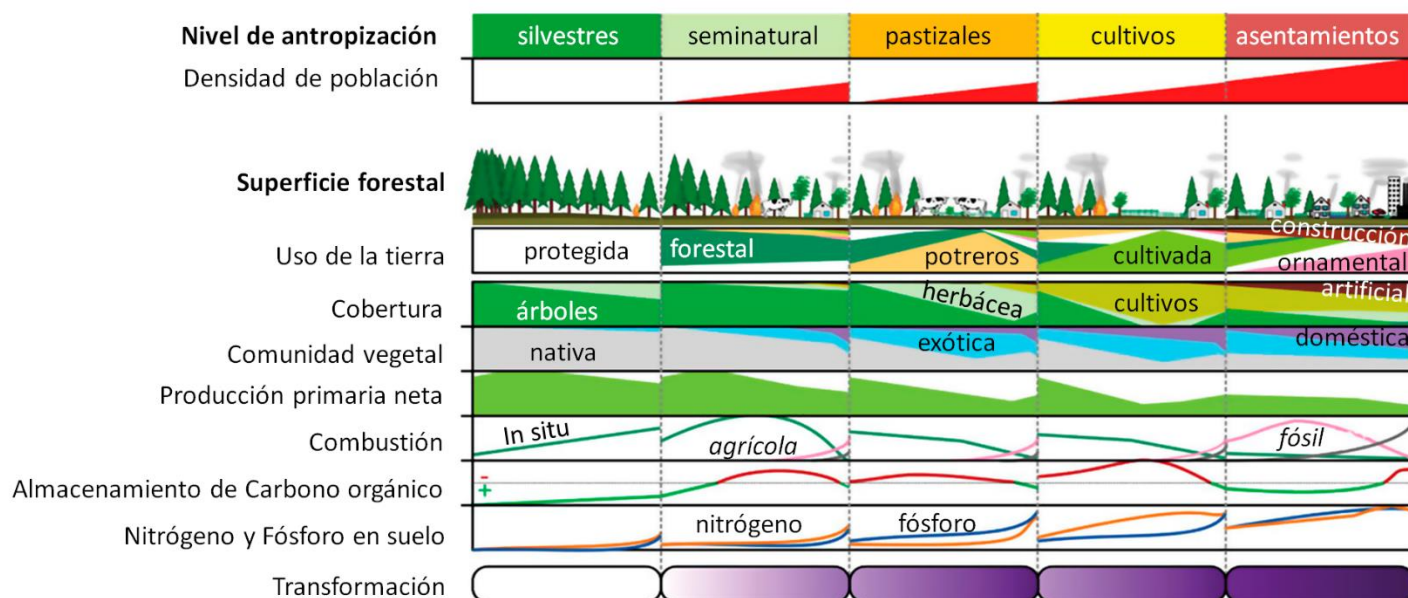


Figura 2. Marco conceptual para la transformación antropogénica de los ecosistemas forestales. Las variables del ecosistema se relacionan con las variaciones en la densidad de población (arriba) y el uso de la tierra. Adaptado de Ellis (2011).

1.2 Importancia de los ecosistemas forestales, servicios ecosistémicos y sus interacciones

Para las comunidades locales, los bosques son fuente de materiales de construcción, plantas medicinales, proteína proveniente de la caza y forraje para el ganado. Las tierras forestales permiten la regeneración periódica de la fertilidad de los suelos y sirven para captar el agua de la que viven las comunidades localizadas en las zonas forestales. Para la población en general, los bosques son fundamentales en el mantenimiento de las cuencas de captación de agua, de donde se abastecen los acuíferos que usan las ciudades. Por ejemplo, se estima que los ecosistemas forestales y de montaña sirven como áreas de origen para las mayores cantidades de suministro renovable de agua dulce: 57% y 28% de la esorrentía total, respectivamente. Cada uno de estos ecosistemas proporciona suministros de agua renovables para al menos 4 mil millones de personas o dos tercios de la población mundial. Los ecosistemas cultivados y urbanos generan solo el 16% y el 0.2%, respectivamente, de la esorrentía global, pero debido a su proximidad a los asentamientos humanos, atienden de 4 a 5 mil millones de personas. Dicha proximidad también está asociada con la contaminación del agua (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Los bosques son también un recurso valioso para el esparcimiento de las poblaciones urbanas y además tienen gran importancia como recurso educativo y fuente de datos para la investigación científica, aunque estos valores poco se reflejan adecuadamente en las estadísticas (Chapela, 2012).

En cuanto a la alimentación, una de cada seis personas en el planeta depende directamente de los bosques y la alimentación es el elemento principal de esta dependencia. Los bosques y los sistemas basados en árboles han desempeñado un papel primordial a lo largo de la historia humana, apoyando los medios de vida y ayudando a satisfacer las necesidades nutricionales y de seguridad alimentaria de la población mundial (Vira *et al.*, 2015).

Actualmente, se reconoce que la importancia de los ecosistemas forestales incluso ha sido subestimada. Un ejemplo claro es que al menos en 17 países se ha evidenciado que 22% de los ingresos de los hogares de las comunidades rurales en las regiones forestales provienen de fuentes que generalmente no se incluyen en las estadísticas nacionales, como la recolección de alimentos silvestres, leña, forraje, plantas medicinales y madera (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). En la mayoría de países en desarrollo, los bosques

contribuyen de muchas maneras al bienestar de las poblaciones locales, ya que son una gran fuente de biodiversidad que respalda la seguridad alimentaria, la nutrición y la salud de las personas (Tidwell, 2016). De tal suerte, que, una buena gestión ambiental también podría, en principio, mejorar la calidad de vida de los pobladores locales, lo que a la postre resulta en beneficios para el resto de la población (Tallis *et al.*, 2008). Aunque si bien la idea ganar-ganar puede ser atractiva, para muchos autores este concepto puede ser poco probable en la práctica (Howe *et al.*, 2014).

Es por esto, que, en los últimos años, la comprensión del valor de los bienes y servicios de los ecosistemas a través de la identificación, clasificación y cuantificación de los servicios que proveen se ha planteado como una herramienta más en la toma de decisiones y políticas relacionadas con la conservación y el manejo de los bosques. En este sentido, el proyecto "La economía de los ecosistemas y la biodiversidad" (TEEB) propone una clasificación de los servicios del ecosistema basada en la distinción entre procesos ecosistémicos, procesos ecosistémicos beneficiosos y los servicios ecosistémicos beneficiosos. Esta clasificación de los servicios ecosistémicos se ha subdividido a su vez, de la siguiente manera (De Groot *et al.*, 2012; Nath *et al.*, 2016):

- Servicios de provisión: son bienes o productos de procesos ecosistémicos que afectan directamente el bienestar humano (combustible, alimentos, materias primas y recursos genéticos).
- Servicios de regulación: se definen como los beneficios que afectan directamente el bienestar humano obtenido de las interacciones entre los procesos del ecosistema (clima local, secuestro de carbono, erosión y fertilidad del suelo y calidad del aire).
- Servicios de apoyo: son procesos subyacentes que respaldan las funciones del ecosistema, aquellos que son necesarios para el mantenimiento de todos los demás servicios del ecosistema (ciclos de vida de las especies migratorias y mantenimiento de la diversidad genética).
- Servicios culturales: los cuales incluyen beneficios no materiales que las personas obtienen del contacto con los ecosistemas (recreación, turismo y experiencia espiritual).

Esta clasificación facilita estimar y valorizar bienes y servicios ecosistémicos, para proporcionar una base que permita evaluar el *stock* de capital natural y su relación con el bienestar humano, en virtud de facilitar la comunicación sobre la importancia de la conservación de los ecosistemas a diferentes escalas.

Es así, que identificar los servicios que proporciona un ecosistema es un requisito para estimar su importancia relativa y justificar decisiones particulares de conservación y gestión del territorio (De Groot *et al.*, 2012; Galicia y Zarco, 2014). En este sentido y en términos generales, a nivel mundial el manejo forestal se ha caracterizado por maximizar los servicios de provisión, como alimentos y madera, pero ha llevado a la disminución de muchos otros servicios del ecosistema, incluidos los servicios de regulación y culturales como el ciclo de nutrientes (figura 3) (Galicia y Zarco, 2014).

Autores como Bennett *et al.* (2009) señalan que es necesario dejar de centrarse en un servicio ecosistémico único (ej. producción de madera) y favorecer la gestión de una amplia gama de servicios ambientales. Sin embargo, las relaciones entre estos servicios ecosistémicos son diversas y varían entre las escalas espacial y temporal, por lo que su comprensión es esencial para aspirar a una mejor gestión de estos ecosistemas (Baiqiu *et al.*, 2019). Dichas interacciones en términos generales pueden ser clasificadas en dos tipos: sinergias y compensaciones.

La compensación es un concepto fundamental en la economía, una compensación se expresa comúnmente como el costo de oportunidad, que es la alternativa preferida al tomar una decisión económica, derivada de la idea de que los recursos son escasos, lo que significa obtener más de un recurso escaso, un individuo o grupo colectivamente debe renunciar a una cantidad de otro bien escaso (De Groot *et al.*, 2012).

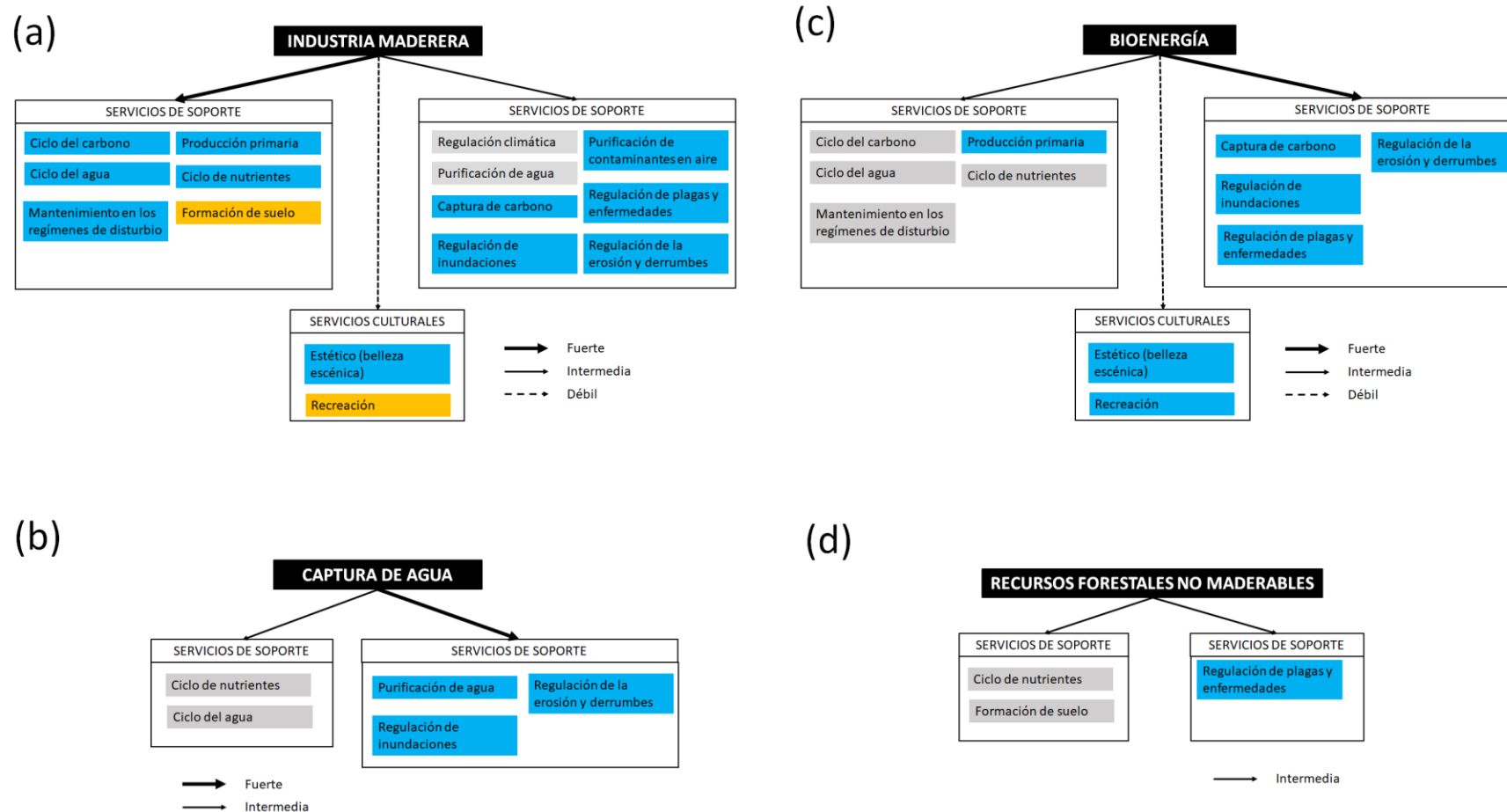


Figura 3. Compensaciones en el aporte de servicios ecosistémicos múltiples en los bosques templados de México. Efectos de diferentes "impulsores" sobre la biodiversidad, servicios de apoyo, servicios de regulación y servicios culturales en bosques templados de México. (a) industria maderera, (b) producción de bioenergía, (c) captura de agua y (d) extracción de recursos forestales no maderables. Las flechas indican la compensación con el aporte del servicio. El color del cuadro representa la magnitud del efecto: alto (azul), intermedio (amarillo), bajo (gris). Adaptado de Galicia y Zarco (2014).

En el contexto de los servicios ecosistémicos, una compensación surge bajo dos situaciones, la primera ocurre cuando los servicios ecosistémicos se alteran al modificar la gestión de los recursos naturales (Millennium Ecosystem Assessment, 2005) y la segunda, cuando el aporte de un servicio particular reduce el aporte potencial de otros servicios (Raudsepp *et al.*, 2010). Es decir, en términos generales, las compensaciones de los servicios ecosistémicos ocurren cuando las intervenciones humanas mejoran la producción de un servicio del ecosistema mientras afectan negativamente el aporte de otros servicios (Turkelboom *et al.*, 2015).

En contraste, una sinergia se describe como una situación en la que el uso de un servicio ecosistémico aumenta directamente los beneficios proporcionados por otro servicio (Howe *et al.*, 2014; Turkelboom *et al.*, 2015).

Debido a la importancia que tienen las diferentes estrategias de aprovechamiento silvícola, existen diversos estudios que analizan explícitamente las posibles interacciones entre servicios ecosistémicos en diferentes agroecosistemas con el objetivo de identificar las interacciones entre la producción agrícola y los distintos servicios ecosistémicos de regulación (Deng *et al.*, 2016). Esta información resulta esencial para la mejora de varios aspectos de la toma de decisiones y la definición de la política ambiental pública, sin embargo en México existen pocos intentos para ilustrar y evaluar cuantitativamente las compensaciones y sinergias entre los bienes y servicios forestales bajo diferentes estrategias de aprovechamiento silvícola (Galicía y Zarco, 2014).

1.3 Los ecosistemas forestales templados en México

En el contexto internacional, México se caracteriza por ser un “país forestal” o “medianamente forestal”, pues se estima que dos terceras partes del área terrestre de México está cubierta por vegetación forestal cuya importancia no solo radica en el potencial de producción maderable y no maderable, sino también por su importancia para las comunidades locales y para la población en general (Chapela, 2012). Aunado a lo anterior, es necesario señalar que se estima que 80% de la superficie forestal pertenece al régimen de propiedad social, 15% a propiedad privada y el 5% restante a terrenos Nacionales (Madrid *et al.*, 2009). En este sentido, se ha estimado la existencia de 15,584 núcleos agrarios con superficies forestales superiores a las 200 ha (figura 4), que conjuntamente tienen la propiedad de 45 % del área forestal del país, es decir 62.6 millones de ha (Trujillo *et al.*, 2018), por lo que el

manejo forestal en México se realiza en el escenario de un paisaje geográfico variado y complejo. Dentro de este mosaico paisajístico con gran diversidad de zonas ecológicas, destacan las zonas cálido-húmedas (ecorregiones de selvas cálido-húmedas), las zonas cálido-subhúmedas (ecorregiones de selvas cálido secas), las zonas áridas y semiáridas (ecorregiones de los desiertos de América del Norte, elevaciones semiáridas meridionales, grandes planicies y California mediterránea), la vegetación asociada a cuerpos de agua costeros y epicontinentales y zonas inundables (vegetación de ribera y humedales) y por último las zonas templadas de montaña correspondientes a las ecorregiones de “sierras templadas” (Chapela, 2012).



Figura 4. Distribución nacional de núcleos agrarios con al menos 200 hectáreas de bosques y/o selvas. Tomado de Ortega (2016).

En México, los ecosistemas forestales templados representan hasta 16% del territorio mexicano con una extensión estimada de 3,233 km² (SEMARNAT, 2005) y aunque son menos diversos que las formaciones vegetales tropicales, albergan unas 7,000 especies de plantas vasculares (casi el 25% de la flora del país) con 27% de endemismo y alrededor del 50% de las especies del género *Pinus* de todo el mundo (Rzedowski y Huerta, 1978; Sánchez, 2008). Aportan más del 90% de la producción maderera nacional y tienen una función protectora de cabeceras de cuencas y como hábitat para diversas especies de vida silvestre, ya que por su ubicación reciben una constante influencia de las actividades antropogénicas de aproximadamente el 51% de la población nacional (Galicia y Gomez, 2010)

En cuanto a su aporte social, muchos de los sistemas de producción que perduran aun en nuestros días son los sistemas agroforestales, sistemas que integran el cultivo de plantas anuales y perennes con el manejo de las áreas forestales circundantes y que proveen una gran variedad de recursos. En estos sistemas además de mantener o cultivar árboles y arbustos en combinación con cultivos anuales en las parcelas, también se recolecta leña, madera para construcción y para fabricación de instrumentos varios, y plantas alimenticias o medicinales. Adicionalmente, la corta selectiva y la plantación sirven para regular la composición de la vegetación en los terrenos en barbecho, lo cual puede considerarse como una forma de silvicultura. Es por esto que los sistemas agroforestales campesinos forman parte del manejo forestal contemporáneo (Bray *et al.*, 2007; Chapela, 2012).

En este sentido, es necesario señalar que uno de los componentes de los sistemas agroforestales campesinos en México es la ganadería. En México la ganadería en “agostaderos cerriles” está ampliamente extendida, sin embargo, y como resultado de su falta de planeación, los territorios montañosos mexicanos están presentando procesos de abandono de las zonas de cultivo, cambios de uso del suelo y homogenización del paisaje. A manera de ejemplo, de acuerdo con el Programa de Manejo del Parque Nacional Iztaccíhuatl - Popocatepetl, el ganado vacuno pasta sin control en las áreas altas, destruyendo el arbolado joven y cambiando el uso de la tierra. Igualmente, la ganadería ha limitado las zonas de recarga de acuíferos debido a la compactación del suelo. Ya que las comunidades que dependen de esta actividad tienen un alto grado de marginación, el Parque ha puesto especial interés en establecer acuerdos con los propietarios de los animales para implementar

programas específicos de control, buscando que el ganado invada lo menos posible las subzonas de Preservación, Uso Público y Recuperación, en las cuales la actividad no es permitida (SEMARNAT, 2013).

Por otro lado, la cría de ganado vacuno es un reto para la Reserva de la Biósfera Sierra Gorda, ya que es la actividad pecuaria más importante para los pobladores de la región, albergando casi 48 mil cabezas en un sistema extensivo de libre pastoreo, carente de tecnología y que produce poca ganancia, debido a la baja calidad del producto. Esta práctica es considerada como un serio problema ambiental que ha favorecido la conversión de terrenos forestales, especialmente de sotobosque, en zonas de agostadero, propiciada por anteriores apoyos de las dependencias federales y la ausencia de una diversificación productiva. Adicionalmente, el ganado caprino en la Reserva ha provocado daños a la vegetación de bosques de pino y al matorral xerófilo. Por lo anterior, el Programa de Manejo ha determinado que en las subzonas de Aprovechamiento Controlado no se permita la ganadería extensiva; mientras que en las Subzonas de Aprovechamiento Sustentable se permitan los proyectos productivos de bajo impacto, incluida la ganadería integrada en sistemas agrosilvopastoriles o silvopastoriles (Carabias *et al.*, 1999).

Otro caso relevante sobre el impacto de la ganadería es el Área de Protección de Flora y Fauna Nevado de Toluca. El proceso de cambio de uso del suelo por la apertura de terrenos para la ganadería inició en el piedemonte y se ha extendido a altitudes superiores a 3,700 metros, de tal forma que incluso en el cráter del volcán se puede encontrar ganado. Las consecuencias han sido la modificación o pérdida de hábitat de especies de fauna nativa, especialmente por los incendios sin control provocados por los pobladores para fomentar el rebrote de pasto tierno para el ganado, exponiendo a los suelos a la erosión hídrica y eólica y reduciendo la capacidad natural de recuperación. En este panorama, las propuestas giran alrededor de la búsqueda de actividades productivas alternativas que fomenten sistemas sustentables, tales como la ganadería semi-estabulada en praderas mejoradas y controladas, a fin de evitar el pastoreo extensivo, el sobrepastoreo y procurando la regeneración de la vegetación (Mastretta *et al.*, 2014).

Si bien, bajo diferentes escenarios (actuales y proyectados) los paisajes y ecosistemas montañosos son vulnerables, los territorios de montaña y sus actividades agrícolas y

ganaderas son fundamentales en términos de seguridad alimentaria, economía y conservación de la biodiversidad, por lo que ha resultado imperante la búsqueda de estrategias de manejo forestal que permita incluir a la ganadería como una herramienta de aprovechamiento forestal.

Ante la problemática anteriormente expuesta, una de las estrategias silvícolas propuestas en los últimos años que integran el manejo forestal y la ganadería son los sistemas silvopastoriles de montaña. Estos sistemas de producción son considerados modelos dinámicos (figura 5) que se basan en la interacción entre animales, plantas forrajeras y plantas leñosas perennes bajo un sistema de manejo integral (Murgueitio, 2009).

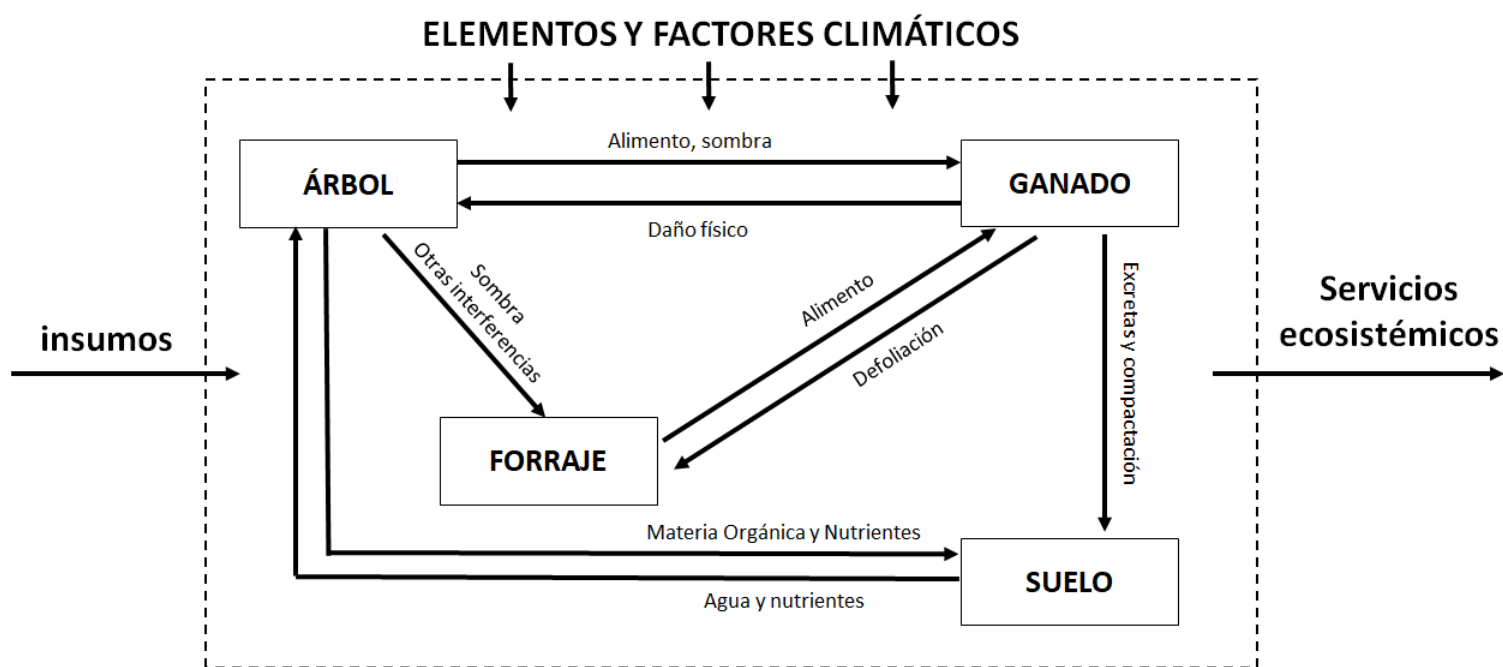


Figura 5. Diagrama simplificado de los elementos que conforman un sistema silvopastoril y sus posibles interacciones. Adaptado de Pezo y Ibrahim (1999).

1.4 Efectos del silvopastoreo

Los efectos de la implementación del silvopastoreo se han estudiado y descrito ampliamente en regiones con climas tropicales (Milera, 2013). En términos generales los sistemas silvopastoriles se han relacionado con el aporte de diversos servicios ecosistémicos (Carmona *et al.*, 2001; Mahecha, 2002) como: mejorar la calidad del suelo; aumentar la captura de carbono; disminuir la emisión de gases de efecto invernadero; mejorar la calidad de vida de los productores; proveer alimento a la población y atender a las nuevas exigencias de alimentación, que se orientan hacia un modelo de consumo respetuoso para la salud y el medio ambiente (Llenderal, 2001; Mahecha, 2002; Ramírez, 2013). Sin embargo, los efectos de su implementación suelen ser altamente variables. Por ejemplo, existen estudios que indican que existe una relación positiva entre la diversidad de plantas y la productividad primaria, mientras que los estudios observacionales de pastizales naturales o seminaturales a menudo resaltan una asociación negativa o sin relación entre estos elementos (Seddaiu *et al.*, 2018). Con relación al suelo, se han identificado sinergias entre la calidad del suelo y el pastoreo debido a los productos excretados por los animales en potreros. La mayor parte de estos nutrientes se retorna al sistema en forma de heces y orina, cuya cantidad de nutrientes es considerable. Las excretas contienen los nutrientes necesarios para las plantas y en las proporciones aproximadamente deseadas. Por otro lado, esos nutrientes no pueden estar todos inmediatamente disponibles para las raíces de las plantas, por lo que el agotamiento de las reservas de nutrientes en el suelo puede ocasionar la muerte de la planta y, por consiguiente, la cubierta basal en los pastizales sujetos a sobrepastoreo (Siavosh, 2000).

Con relación al efecto sobre la diversidad, algunos autores han asociado el pastoreo con la reducción de la riqueza de especies (Rooney y Waller, 2003), mientras que otros autores mencionan que los herbívoros mejoran la diversidad vegetal debido al consumo directo de las especies de plantas competitivamente dominantes y tienen efectos indirectos sobre la competencia entre las plantas. Por lo que los efectos del pastoreo sobre la riqueza de especies de plantas parecen depender del tipo y la abundancia de las especies de herbívoros en un ambiente particular (Olff y Ritchie, 1998). En suelos productivos con alta producción de biomasa, los herbívoros pueden disminuir la exclusión competitiva vegetal, por la altura de las especies dominantes de plantas. Aunado a lo anterior, algunas especies vegetales responden al pastoreo con un aumento en el crecimiento en comparación a plantas no

consumidas. Por lo que el pastoreo puede aumentar la producción de biomasa (Kimball y Schiffman, 2003; Kohyani *et al.*, 2008). Adicionalmente, Olff y Ritchie, (1998) señalan que el efecto del pastoreo en la estructura y diversidad de la comunidad depende fuertemente de la escala espacial. Por ejemplo, a pequeña escala, se predice que el pastoreo dará como resultado un aumento de la diversidad vegetal mientras que a gran escala los modelos predicen una disminución de la riqueza, debido al consumo selectivo de las especies tolerantes al pastoreo dentro del conjunto de especies. Por lo que, el pastoreo intensivo se asocia con la disminución en la abundancia de las plantas preferidas por el ganado, es decir, de las especies apetecibles y de los pastos nutritivos, que son remplazados por especies menos comestibles, cambiando drásticamente la composición y la apariencia de la comunidad (Díaz *et al.*, 2007; Vandermeulen *et al.*, 2018).

Sin embargo y pese a la variabilidad de los resultados, la ganadería extensiva con buenas prácticas es capaz de colaborar en el mantenimiento del paisaje montañoso, pues los pastos ayudan a mantener la infiltración del suelo, promoviendo la conservación de la vegetación circundante y evitando la erosión, especialmente en suelos que no tendrían otro uso y fácilmente se degradarían. En áreas de difícil acceso, el ganado aporta servicios de carga y fuerza motriz para la agricultura. Además los animales pueden servir como fuente de fertilizantes, contribuyendo a integrar un sistema sostenible y autosuficientemente (Gutierrez, 2004). En este sentido, la “problemática ganadera” ha llevado a la comunidad internacional a reflexionar sobre el papel del sector en relación con el medio ambiente, desde una perspectiva que considere la multifuncionalidad ganadera en diversas sociedades y ecosistemas. En México estos esfuerzos se han plasmado en los documentos rectores sobre el cambio climático: el Plan Nacional de Desarrollo 2013- 2018, los programas sectoriales de SAGARPA y SEMARNAT, la Estrategia 2040 y el Programa Especial de Cambio Climático. así como otros proyectos relacionados con la promoción de los sistemas silvopastoriles en diferentes regiones del país, reconociendo múltiples beneficios (Reyes *et al.*, 2017). Sin embargo, son poco los sistemas han sido evaluados a largo plazo y que, describan las interacciones entre los múltiples componentes de estos agroecosistemas.

2. Justificación

La ganadería es una de las actividades económicas más importantes de México, debido a su gran extensión (abarca 54% de la superficie nacional) y se practica en casi todos los ecosistemas terrestres incluidos los ecosistemas forestales de montaña (Ceccon, 2008). Si bien, las regiones montañosas comparten condiciones de extrema climatología y orografía, que limitan la actividad ganadera, las diversas sociedades en estas regiones han logrado adaptarse a través de sistemas agrícolas que en mayor o menor medida incorporan elementos sostenibles, combinando la producción primaria con la gestión de recursos.

Aunque generalmente la ganadería en territorio de montaña se ha asociado a efectos negativos como la pérdida de biodiversidad y la simplificación del paisaje (Prieto, 2002), se han propuesto modelos de producción que permiten disminuir estos impactos en los ecosistemas. Un ejemplo son los sistemas silvopastoriles que permiten brindar múltiples servicios ecosistémicos, como resultado de la interacción entre el suelo, la vegetación y los animales (Broom *et al.*, 2013), estos sistemas permiten la integración sostenible de la actividad pecuaria, especialmente cuando ésta tiene tradición en los territorios de montaña

Sin embargo, y pese a la importancia de evaluar sistemas de producción animal alternativos, la mayoría de los estudios en sistemas silvopastoriles se han enfocado en sistemas intensivos en trópico y se han limitado solo a contrastar sitios en silvopastoreo contra sitios con exclusión al pastoreo. Es por esto, que el presente trabajo tiene como objetivo identificar las sinergias y compensaciones entre diversos servicios ecosistémicos (fertilidad de suelo, almacenamiento de carbono, estructura vegetal y producción de forraje) que surgen al comparar entre un sistema de manejo forestal tradicional y uno con silvopastoreo de rumiantes.

A fin de aportar conocimiento que permita mejorar la toma de decisiones y la planificación de la conservación de los bosques templados mexicanos es necesario contar con información relacionada con la interacción entre servicios ecosistémicos. Este conocimiento impulsará el manejo sostenible de los sistemas de producción de rumiantes en estos ecosistemas, donde el estudio de sus interacciones es escaso (Mahecha, 2002; Milera, 2013).

3. HIPÓTESIS

La implementación del silvopastoreo como parte del manejo forestal de un bosque de clima templado es un impulsor que a largo plazo modifica las interacciones que tienen lugar dentro de este ecosistema. Se espera que al comparar un sitio con aprovechamiento silvopastoril y uno excluido a esta actividad, existan sinergias y compensaciones derivadas de las diferencias en el aporte de diferentes servicios ecosistémicos.

4. OBJETIVO GENERAL

Identificar las posibles sinergias y compensaciones entre los servicios ecosistémicos de soporte (fertilidad de suelo), regulación (almacenamiento de carbono y estructura de la vegetación) y de provisión (producción de forraje y abundancia plantas vasculares seleccionadas), ante la elección de incluir animales en silvopastoreo como forma de aprovechamiento forestal en un bosque de clima templado.

5. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- **Objetivo 1:** Evaluar y comparar la fertilidad del suelo en un bosque templado con base en su forma de aprovechamiento forestal (producción maderable y silvopastoreo).
- **Objetivo 2:** Estimar la producción de biomasa en sotobosque con potencial forrajero, así como la estructura de la vegetación en un bosque templado de encino con base en su forma de aprovechamiento forestal (producción maderable y silvopastoreo).
- **Objetivo 3:** Calcular la abundancia de plantas vasculares seleccionadas presentes un bosque templado de encino y compararlas con base en su forma de aprovechamiento forestal (producción maderable y silvopastoreo).
- **Objetivo 5:** Analizar las interacciones entre los servicios ecosistémicos de regulación, soporte y provisión ante la elección de incluir o no al silvopastoreo como parte del manejo forestal.

6. MATERIALES Y MÉTODO

6.1 Sitio de estudio

El presente estudio se llevó a cabo en el bosque de encino perteneciente al Centro de Enseñanza, Investigación y extensión en producción agrosilvopastoril (CEIEPASP) de la Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia de la UNAM (figura 6).

Geográficamente, el Centro se encuentra en el Municipio de Chapa de Mota (entre los paralelos 19° 43' y 19° 55' de latitud norte; los meridianos 99° 25' y 99° 41' de longitud oeste). El municipio colinda al norte con los municipios de Timilpan y Jilotepec; al este con el municipio de Jilotepec, el estado de Hidalgo y el municipio de Villa del Carbón; al sur con los municipios de Villa del Carbón y Morelos; al oeste con los municipios de Morelos y Timilpan.

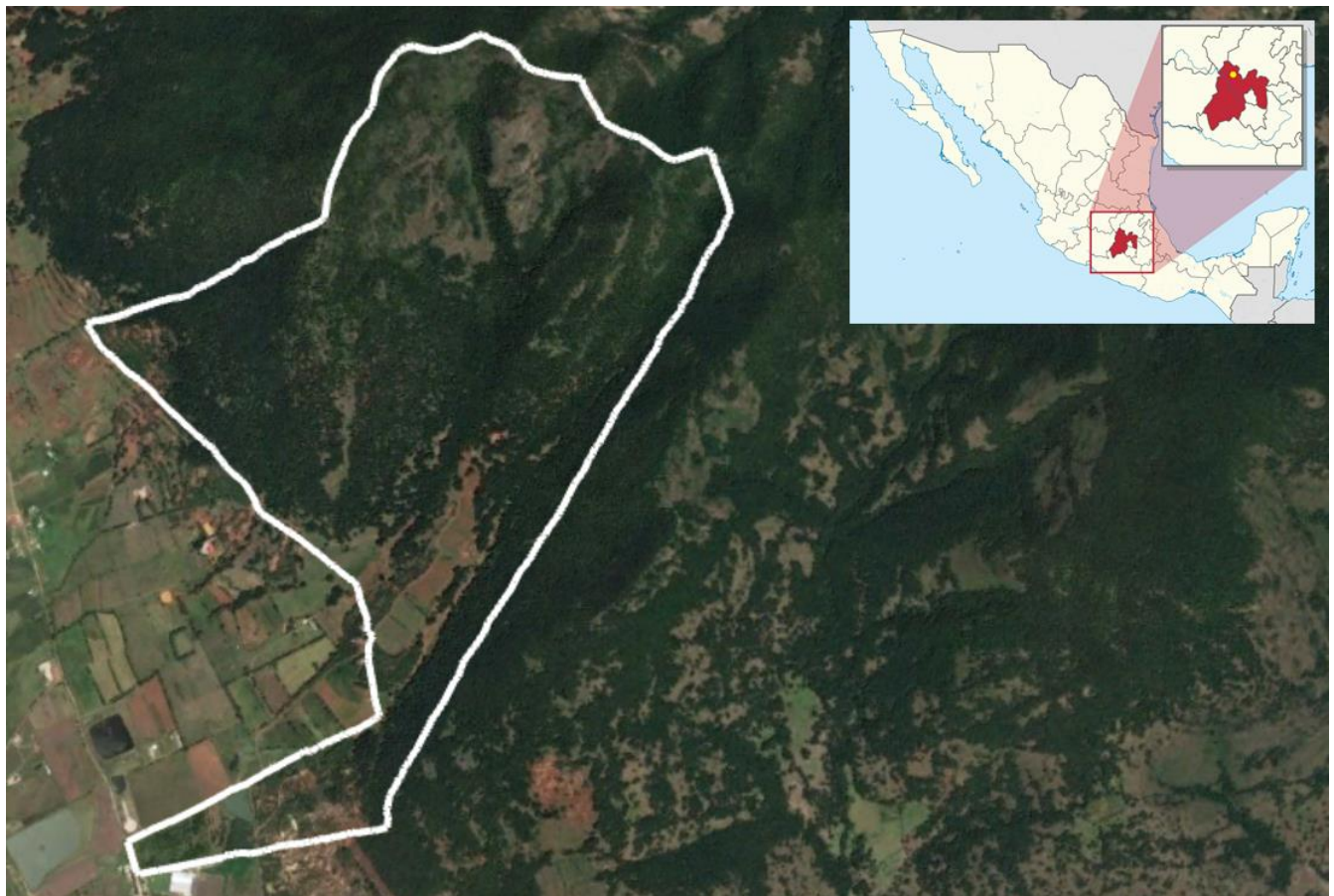


Figura 6. Ubicación geográfica del del sitio de estudio.

El Centro se encuentra enclavado en el sistema orográfico de la provincia del eje Volcánico Transversal y las subprovincias Lagos y Volcanes de Anáhuac, el clima de la región se clasifica como templado subhúmedo y presenta una temperatura media anual que oscila entre los 14 y 29 °C. La precipitación pluvial media anual es de 1000 a 1200 mm. El tipo de suelo está desarrollado sobre roca ígnea extrusiva con suelos de tipo Phaeozem (INEGI, 2009).

Cuenta con una superficie de 250 Ha, distribuidas como se especifica en el cuadro 1.

Cuadro 1. Distribución de la superficie del CEIEPASP en función de su uso de suelo.

Área	Superficie (ha)	%
Bosque de encino	191.02	76.41
Pastizales	29.44	11.78
Praderas	8.85	3.54
Cuerpos de agua	7.97	3.19
Áreas de Cultivo	6.36	2.54
Áreas de Cultivo en bosque	4.44	1.78
Instalaciones	1.92	0.77
TOTAL	250	100

El bosque del CEIEPASP, mantiene un porcentaje de pendiente que oscila entre 10-15%, y una altitud que va de 2611 m a 2971 m (anexo I). Es un bosque latifoliado, esclerófilo y caducifolio (COTECOCA, 1998) en el que se encuentran bien definidos los estratos arbóreo, arbustivo y herbáceo. El bosque cuenta una cobertura de copas de 41 a 60% y una altura del estrato dominante de 17.50 metros. La vegetación arbórea presente en las masas forestales se caracteriza por su estado maduro (condiciones comerciales) de diámetros y altura variables, con una edad promedio que fluctúan entre 10 y 45 años en el que predominan *Quercus mexicana*, *Q. crassipes*, *Crataegus pubescens* y *Alnus firmifolia* (Del Bosque, 2015; Carmona, 2018). La caracterización de la cobertura vegetal se puede observar en el anexo II. El manejo del bosque del CEIEPASP se basa en un modelo de aprovechamiento agrosilvopastoril por lo que se realiza aprovechamiento forestal, agrícola y silvopastoreo (anexo III).

Aprovechamiento forestal.

El bosque del CEIEPASP mantiene vigente un permiso de aprovechamiento forestal desde 1998 (Casas, 2001), cuyos planes de manejo forestal son elaborados por la empresa consultora AgroSilvo 200 y se renuevan cada 10 años. De acuerdo con el programa de manejo, las especies aprovechadas durante el 2013 fueron: *Quercus laurina*, *Q. resinosa*, *Q. rugosa*, *Q. candicans*, *Q. castanea*, *Q. mexicana*, *Cupressus lindleyi*, *Arbutus xalepensis* y *Eucaliptus* sp. En su mayoría, los recursos maderables fueron aprovechados por ejidatarios de la localidad, quienes se encargan de la colección de madera y producción de carbón vegetal. La elaboración de carbón tiene lugar en la superficie boscosa del centro a través de carboneras formadas con madera muerta y hojarasca. La venta de madera para aserradero no es muy usual debido a la falta de interés de los acopiadores locales (Carmona, 2018). En 2017 el CEIEPASP produjo 57 toneladas de carbón.

Silvopastoreo

De 1971 a 1992 el ahora bosque del CEIEPASP fue un predio perteneciente al entonces Centro de Fomento Ovino de la SAGAR, tras su incorporación a la FMVZ-UNAM en otoño de 1993, el predio formaría parte del: “Centro de Enseñanza, Investigación y Extensión en Producción Agrosilvopastoril” y su mandato sería: “Contribuir a la enseñanza, investigación y difusión de la producción agrosilvopastoril, a través de la generación de un modelo de producción con ovinos, caprinos, bovinos y cerdos en pastoreo. En ese marco, el Centro nació en condiciones muy precarias de recursos humanos y materiales. En febrero de 1994 se elaboró un primer bosquejo de Proyecto Agrosilvopastoril, que contempló una forma de producción en pastoreo de manada mixta con ovinos, caprinos y bovinos, mismo que fue revisado en febrero de 1996. Consideraba alcanzar una carga animal de 187 unidades animal distribuidas en cabezas. Sin embargo, durante 1996 y la primera parte de 1997, el Centro prácticamente se dedicó a la producción de forrajes, maquila de estos con los vecinos y la cría de ovinos en confinamiento, sin utilizar el recurso bosque y pastizal representado por 200 ha de esos tipos de vegetación. En otoño de 1997 se logró inducir que la manada saliera a silvopastoreo, aun cuando se hacía esporádicamente (Casas, 2001). Para 1998, la Comisión Técnico Consultiva de Coeficientes de Agostadero (COTECOCA) estimó una capacidad de carga del bosque del CEIEPASP de 62.6 Unidades Animales Estándar (UA), siendo el

equivalente a cada UA una vaca de 450 Kg de peso vivo. Si bien, el promedio histórico de la carga animal de la manada de silvopastoreo es de 58.86 UA, ésta no ha sido constante y ha fluctuado ligeramente a través del tiempo (desviación estándar 17 UA), sin embargo, en los últimos años se ha mantenido constante. Lo anterior se observa en la figura 7:

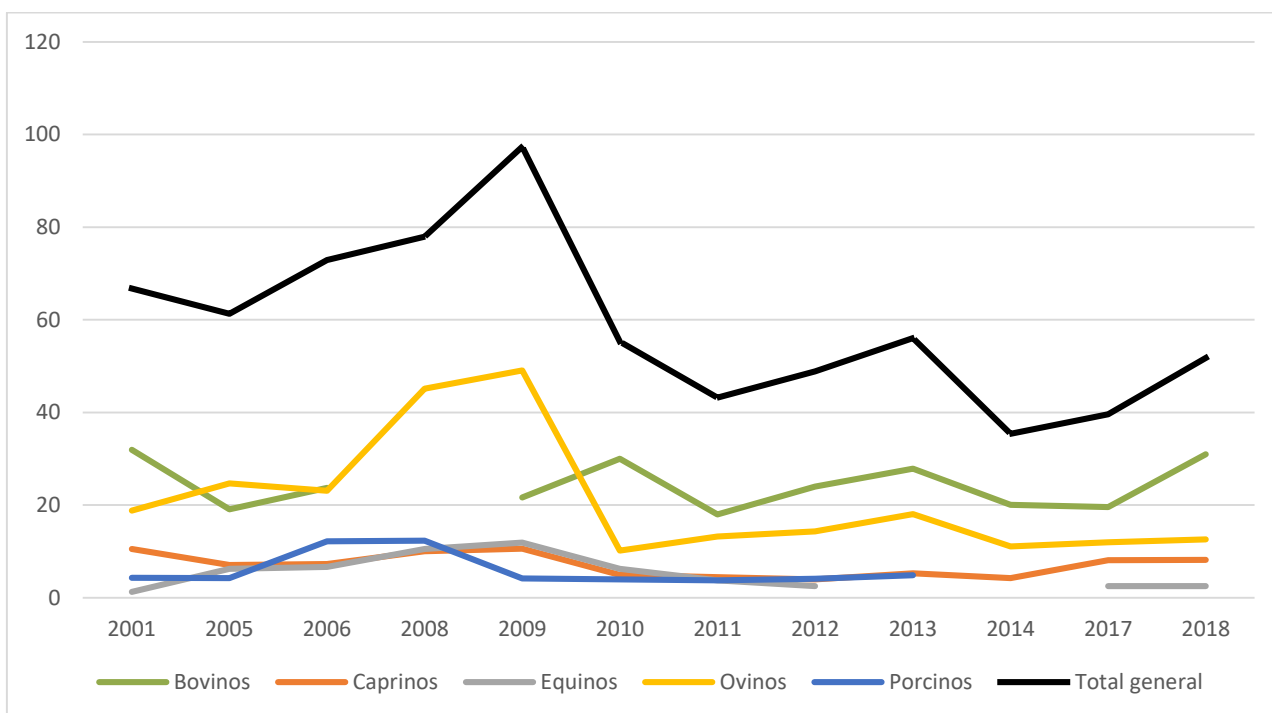


Figura 7 Carga Animal Histórica (UA) en el Bosque del CEIEPASP (2001-2018). Elaboración propia a partir de los informes de labores del CEIEPASP.

Durante el periodo 2001-2016, la manada en silvopastoreo se conformó por bovinos, caprinos, equinos, ovinos y porcinos. A partir de 2016 los cerdos fueron retirados del silvopastoreo. De 2017 a la actualidad se mantienen separados dos rebaños: uno conformado por bovinos y un rebaño mixto conformado por ovinos y caprinos.

Las asignaciones de silvopastoreo son constantes (10 x 10 m) y se controlan por medio de cerco eléctrico móvil, el tiempo de permanencia se estima mediante el forraje disponible y el consumo estimado por hato. El tiempo de ocupación en cada asignación es de aproximadamente 1 hora, por lo que se realizan varias asignaciones al día. En promedio se

mantienen 8 horas de pastoreo por día y posteriormente suplementación en corral. La eficiencia de pastoreo varía de 50 al 80 %.

Cabe señalar que el silvopastoreo es estacional, hasta antes del 2016 los animales se mantenían en promedio 90 días en el bosque, durante los últimos años el periodo de pastoreo ha aumentado a 180 días aproximadamente. Las distribuciones de las zonas de pastoreo se muestran en el Mapa de zonas de pastoreo (anexo III).

6.2 Descripción de los servicios ecosistémicos estudiados

En este estudio, los servicios ecosistémicos de “soporte” corresponden a la disponibilidad de nutrientes en suelo (contenido de N, P y K,) así como sus propiedades físicas (densidad aparente y textura), químicas (pH y capacidad de intercambio catiónico).

Los servicios de “regulación” corresponden a: almacenamiento de carbono (contenido de carbono orgánico) y estructura de la vegetación. Por último, los servicios de “provisión” corresponden a la producción de forraje (biomasa vegetal en sotobosque con potencial forrajero) y abundancia de plantas vasculares seleccionadas.

6.3 Selección de áreas de muestreo

Para el diseño de muestreo se realizó la caracterización de la zona considerando los siguientes factores: cobertura de copa, pendiente y manejo forestal. Dicha caracterización se realizó utilizando el programa ArcMap ver. 10.5. Las curvas de nivel de la pendiente del bosque se obtuvieron con el programa Global Mapper. La cobertura de copa se estimó al realizar una clasificación supervisada con el método de máxima verosimilitud en el programa Arc Map, para este análisis se utilizaron imágenes Sentinel 2A con un tamaño de píxel de 10 x 10 m.

Una vez caracterizado el predio se seleccionaron dos polígonos con cobertura de copa, pendiente y exposición similares, uno de ellos perteneciente al área que destina el CEIEPASP al silvopastoreo (**SP**), el otro perteneciente al área con manejo forestal tradicional excluido del silvopastoreo (**BO**). El resumen de las características de ambos sitios se presenta en el cuadro 2 y su localización en la figura 8.

Cuadro 2. Características de los sitios de muestreo

CARACTERÍSTICA	SP	BO
Superficie (ha)	4.78	4.44
Pendiente Promedio (%)	9.3	13.2
Pendiente máxima (%)	23.9	17.9
Exposición	Noroeste	Noroeste
Cobertura de copa	Bosque cerrado	Bosque cerrado
Rango de altitud (msnm)	2721-2799	2705-2762

SP: Bosque con Silvopastoreo **BO:** Bosque excluido al pastoreo

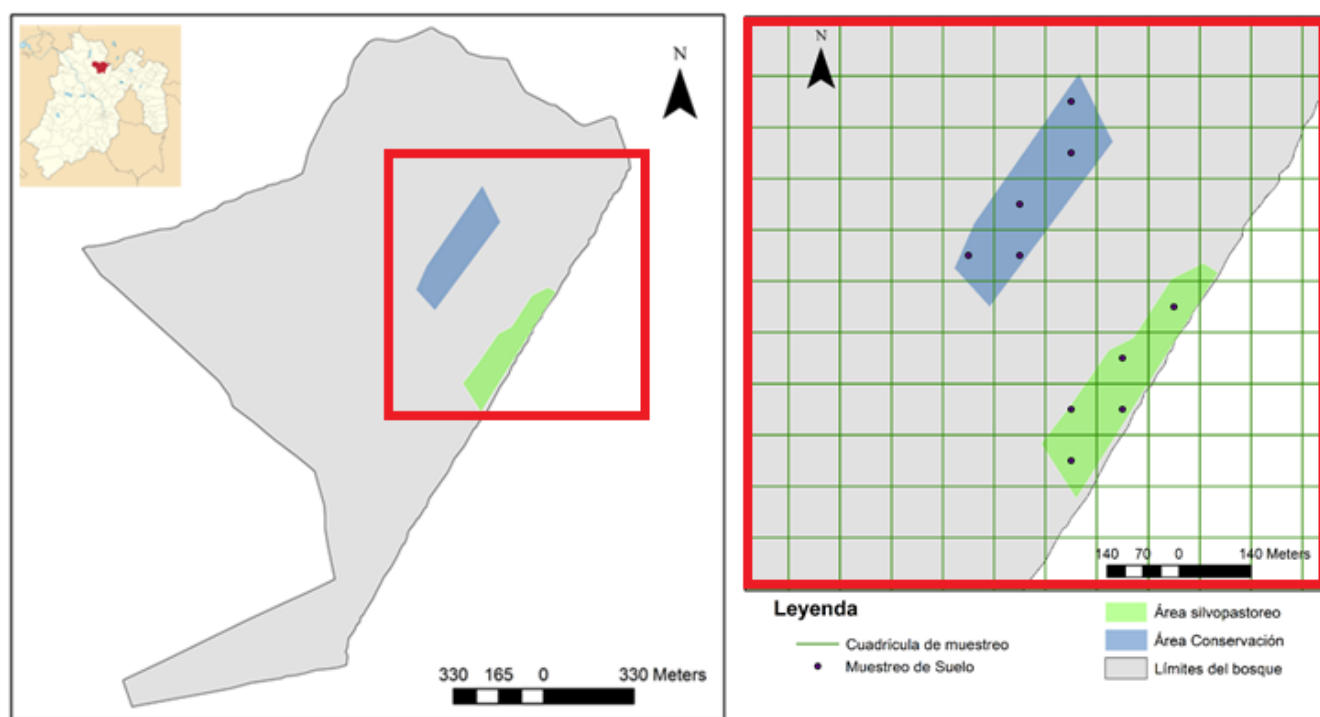


Figura 8. Localización de las zonas de muestreo

6.4 Diseño de muestreo

La selección de los puntos de muestreo se realizó utilizando el programa ArcGis, con el cual se estableció una cuadrícula de 50 x 50 m sobre el predio, el centro de cada cuadrícula se convirtió en un sitio de muestreo para un total 10 zonas de muestro (5 para cada sitio). La distribución de las zonas de muestreo se presenta en la figura 8.

6.5 Obtención y procesamiento de muestras

Fertilidad de suelo (objetivo 1)

El concepto de fertilidad de suelo debe interpretarse como la utilidad del suelo para un propósito específico en una escala amplia de tiempo (Carter, 2002). Para su evaluación se seleccionaron algunos indicadores físicos (textura, densidad aparente, conductividad eléctrica) y químicos (pH disuelto en agua, contenido de N, P, K, Mg, Ca, Na). Se tomaron 10 muestras superficiales de suelo (0 – 15 cm) con la ayuda de un cilindro metálico de 15 cm de largo y 5 cm de diámetro. Los análisis de laboratorio se realizaron en el laboratorio de edafología del Instituto de Investigación y Capacitación Agropecuaria, Acuícola y Forestal (ICAMEX). Los procedimientos se apegaron a la NORMA Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000, que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis y pueden consultarse en el anexo IV.

Producción de biomasa vegetal con potencial ganadero y estructura de la vegetación (objetivo 2)

Para la determinación de biomasa se utilizó una base de datos perteneciente al CEIEPASP, seleccionando los registros correspondientes a los años 2016 y 2017, dichos registros se completaron al realizarse nuevos muestreos en 2017 y 2018, los muestreos fueron realizados en dos épocas, al inicio y término de la época de lluvias. La técnica de muestreo aplicada en el CEIEPASP es un muestreo aleatorio y probabilístico. Este se realiza con un compás metálico de 0.7 m de radio (1.5 m² de área) y hasta una altura de 1.5 m. En dicha área el procedimiento incluye el corte a ras de suelo de herbáceas y para arbustos y árboles se colectan hojas y tallos hasta 0.3 m cortando a partir de la periferia. Las muestras se pesan *in situ* y posteriormente, se determina la materia seca con una estufa de aire forzado. Las muestras fueron separadas al momento de la colecta de acuerdo con su estrato (herbáceo,

arbustivo, arbóreo). Cada punto de muestreo es georreferenciado, para su posterior registro en la base de datos (Méndez, 2019).

Abundancia de plantas vasculares seleccionadas (objetivo 3)

Se monitoreó la abundancia de 15 especies de flora del lugar, cinco pertenecientes al estrato herbáceo, cuatro al arbustivo y seis del estrato arbóreo. La selección de estas especies radica en su importancia social (especies identificadas como principal fuente de alimentación del ganado) o comercial (especies de aprovechamiento forestal) o ambiental (especies mayormente representadas en el estudio realizado en el CEIEPASP antes del inicio del silvopastoreo). Las especies seleccionadas se muestran en el cuadro 3. Las colectadas se realizaron al inicio y término de la época de lluvias durante 2018. Las muestras fueron obtenidas durante el muestreo para la determinación de biomasa. La identificación de las especies de plantas vasculares se realizó mediante claves dicotómicas, siendo la publicación de Rzedowski (2001), la principal fuente de consulta. Una vez identificados los ejemplares se cotejaron con el Herbario Virtual de CONABIO (HVC).

Cuadro 3. Especies vegetales seleccionadas para el monitoreo de abundancia y su importancia reportada por otros autores en el sitio de estudio.

ESTRATO	CLAVE	ESPECIE	Importancia		
			Social ¹	Ambiental ²	Comercial ³
Herbáceo	Bm	<i>Brachypodium mexicanum</i>			
	Ba	<i>Bromus anomalus</i>			
	Pv	<i>Piptochaetium viriscencis</i>			
	Bo	<i>Bidens ostruthioides</i>			
	Mn	<i>Muhlenbergia nigra</i>			
Arbustivo	Mc	<i>Monina cilodata</i>			
	Ss	<i>Stevia salicifolia</i>			
	Fm	<i>Fuchsia minimiflora</i>			
	Sm	<i>Symphoricarpos microphyllus</i>			
Arbóreo	Gl	<i>Garrya laurifolia</i>			
	Qr	<i>Quercus rugosa</i>			
	Qc	<i>Quercus crassifolia</i>			
	Cm	<i>Crataegus mexicana</i>			
	Ax	<i>Arbutus xalapensis</i>			
	Qu	<i>Quercus urbanii</i>			

Elaboración propia a partir de: ¹ Méndez (2019); ²COTECOCA (1998) y ³FMVZ-UNAM (2016).

6.6 Análisis Estadísticos

Para cumplir con los objetivos 1 y 2 relacionados con los indicadores de fertilidad de suelo, producción de biomasa y estructura de la vegetación, se obtuvieron mediante estadística descriptiva, medidas de tendencia central (media) y de dispersión (varianza, desviación estándar y coeficiente de variación) para cada una de las variables en cada una de los sitios estudiados.

Para conocer si existía diferencia estadística significativa respecto del valor de cada variable entre los sitios estudiados (BO y SP) se realizaron pruebas T de Student para muestras independientes. Se verificó la homogeneidad de varianzas mediante la prueba Saphiro-Wilk, y la igualdad de varianzas mediante la prueba de Levene.

En relación al objetivo 3, se construyeron curvas de rango-abundancia para explorar la dominancia y abundancia de las especies indicadoras en cada sitio. Para conocer si existían diferencia estadísticamente significativa entre la abundancia de las especies por sitio se realizó la prueba no paramétrica de Kruskal – Wallis para cada especie.

Para identificar las interacciones entre los servicios ecosistémicos, su fuerza y relación se realizarán análisis de correlación bivariada entre diferentes pares de SE mediante el coeficiente de correlación de Spearman. Las interacciones se clasificaron con base en lo descrito por Renard *et al.*, (2015). Donde un coeficiente positivo entre un par de SE indica una sinergia, mientras que uno negativo indica una compensación.

Por último, para identificar las interacciones (sinergias y compensaciones) que surgen ante incluir o no al silvopastoreo como parte del manejo forestal, se calculó la variación porcentual (SP a BO) entre los valores de aquellos indicadores estadísticamente significativos.

Todos los análisis estadísticos se realizaron con el paquete estadístico IBM SPSS Statistics, versión 22. (Armonk, NY: IBM Corp.) para Windows.

7. RESULTADOS

7.1 Fertilidad de Suelo

Con base en lo especificado en la *NOM-021-RECNAT-2000*, que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, los suelos de ambos sitios (SP y BO) mantienen contenidos muy altos en N y altos en Ca, Mg y K. Presentan un contenido bajo de fósforo y una baja capacidad de intercambio catiónico. Con base en su pH el suelo del sitio BO se clasifica como neutro, en contraste el suelo del sitio SP es moderadamente ácido. La textura para ambos sitios es arenosa y son muy ligeramente salinos. Los contenidos promedios de los indicadores estudiados se muestran en el cuadro 4.

Estadísticamente, el sitio BO tiene una densidad aparente 1.5 veces mayor en comparación a la del sitio SP ($p=0.016$). Sin embargo, en el sitio SP se encontraron los valores más altos de P y K. Es así, que el contenido de K es 121 % mayor ($p=0.032$) en el sitio SP en comparación al sitio BO y el del P un 370 % mayor en el sitio SP en comparación al sitio BO ($p=0.003$).

El sitio de estudio no tuvo influencia estadística en el contenido de nitrógeno, Ca, Mg, carbono orgánico y Na. La conductividad eléctrica, la textura el pH y la capacidad de intercambio catiónico tampoco mostraron diferencias estadísticas significativas.

7.2 Producción de biomasa con potencial forrajero

El promedio de la producción de forraje en SP fue de 1489 Kg/Ha^{-1} , 47% mayor en comparación con la de BO (1013 Kg/ha^{-1}), esta diferencia fue estadísticamente significativa ($P=0.013$). Con relación a la temporalidad, no hubo diferencias entre la producción de forraje y la época del año lluvias y secas ($p \geq 0.05$). La producción de forraje por sitio (Kg/ha^{-1}) se puede observar en la figura 9 y su variación estacional en la figura 10.

Cuadro 4 Indicadores de fertilidad de suelo en un sistema con aprovechamiento forestal tradicional (BO) y uno que incorpora por 20 años al silvopastoreo (SP).

	BO		SP	
	Prom	Desv. Est.	Prom	Desv. Est.
Densidad aparente (g/cm ³)	1.09 ^a	0.17	0.73 ^b	0.93
Calcio (mg/kg)	15020 ^a	3189.22	17910 ^a	523.65
Magnesio (mg/kg)	756.08 ^a	81.51	911.83 ^a	30.81
Sodio (mg/kg)	0.84 ^a	4.90	15.71 ^a	11.66
Nitrógeno (%)	0.85 ^a	0.47	1.43 ^a	0.332
Potasio (ppm)	876.64 ^a	62.82	1061.85 ^b	34.322
Fósforo (mg/kg)	1.36 ^a	0.35	5.15 ^b	0.80
Carbono orgánico (%)	7.51 ^a	1.17	8.12 ^a	1.21
pH medido en agua (pH)	6.82 ^a	0.38	6.41 ^a	1.61
Conductividad Eléctrica (S/cm)	121 ^a	30.89	135 ^a	19.607
CIC (meq/ 100g)	4.16 ^a	0.49	5.98 ^a	0.53
Arcilla (%)	12.40 ^a	1.83	11.20 ^a	0.49
Arena (%)	85.20 ^a	1.625	85.20 ^a	0.490
Limo (%)	2.40 ^a	0.748	3.60 ^a	0.748

SP: Bosque con Silvopastoreo **BO:** Bosque excluido al pastoreo
 Literales diferentes entre columnas indican diferencia estadística significativa (p<0.05)

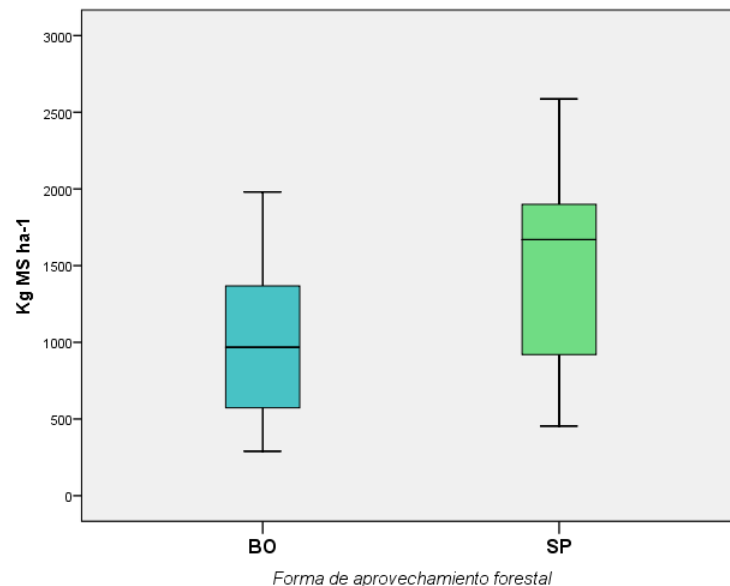


Figura 9. Producción de forraje por sitio (Kg/ha⁻¹), **SP:** Bosque con Silvopastoreo **BO:** Bosque excluido al pastoreo. Las barras superior e inferior indican los percentiles 75 y 25, la línea dentro de los cuadros indica la mediana.

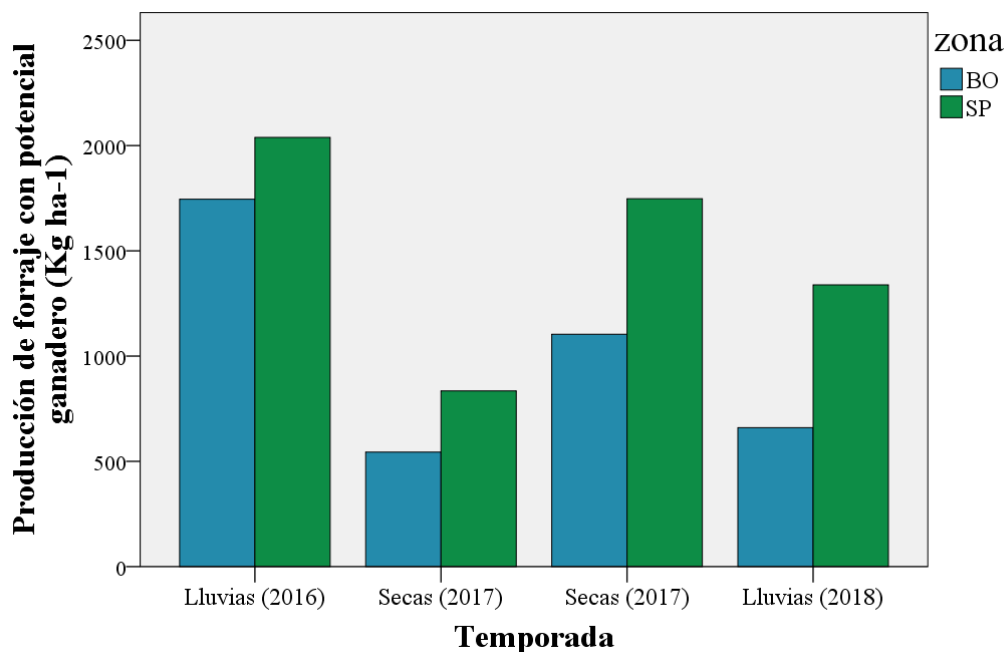


Figura 10. Variación estacional y por año de la producción de forraje (Kg/ha^{-1}) por sitio de muestreo **SP**: Bosque con Silvopastoreo, **BO**: Bosque excluido al pastoreo.

7.3 Estructura de vegetación

La estructura de la vegetación mostró diferencias en ambos sitios de estudio, si bien para ambos el estrato herbáceo fue dominante, para BO el estrato herbáceo estuvo representado en un 24.9 % mientras que en SP fue del 59.07 %. Esta diferencia fue estadísticamente significativa ($p < 0.0001$).

El estrato arbustivo fue mayor en el sitio BO que en SP (71.5% vs 40.55 %, respectivamente). Esta diferencia fue estadísticamente significativa ($p < 0.0001$). Para el estrato arbóreo no se encontraron diferencias estadísticas significativas ($p \geq 0.05$). Con relación a la temporalidad, esta no mostro ser un factor de diferencia para la composición de los estratos.

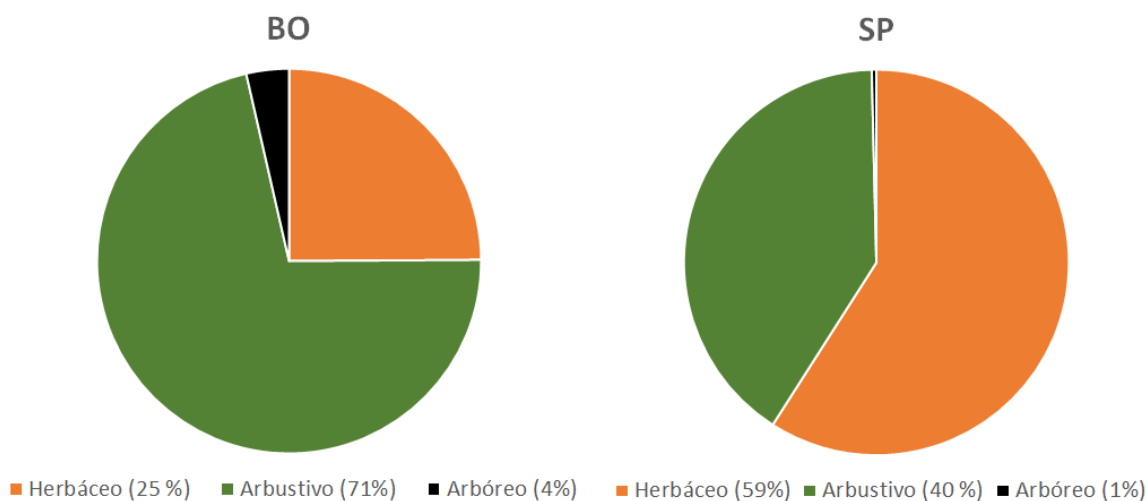


Figura 11. Proporciones de la estructura de la vegetación (estratos) en función del sitio. **SP:** Bosque con Silvopastoreo, **BO:** Bosque excluido al pastoreo.

7.4 Abundancia de plantas vasculares seleccionadas

De las especies monitoreadas solo dos mostraron diferencias estadísticas significativas al comparar entre ambos sitios, estas son: *Brachypodium mexicanum* y *Bidens ostruthioides*.

En el caso de *Brachypodium mexicanum*, se colectaron 64% más individuos en el sitio SP en comparación a BO ($p=0.005$). En el caso de *Bidens ostruthioides*, el sitio SP mostró una abundancia tres veces mayor a una probabilidad de $p=0.026$ respecto al sitio BO.

Para el sitio BO el 78.9% de la abundancia de especies estuvieron representadas por *Brachypodium mexicanum*, *Bromus anomalus* y *Piptochaetium viriscencis* mientras que en SP un porcentaje similar (78.40%), fue representado solo por la especie *Brachypodium mexicanum*.

Estas diferencias se observan en las curvas de rango abundancia (figura 12), donde si bien *Brachypodium mexicanum* fue la especie más representada en ambos sitios, la secuencia de especies a partir de ésta se ve modificada. El promedio de especies y su abundancia relativa se puede observar en el cuadro 5.

Cuadro 5. Abundancia promedio de especies indicadoras en los dos sitios de muestreo

ESTRATO	CLAVE	ESPECIE	BO		SP	
			Prom*	%	Prom*	%
Herbáceo	Bm	<i>Brachypodium mexicanum</i>	6.65 ^a	58.33	10.35 ^b	78.40
	Ba	<i>Bromus anomalus</i>	1.95 ^a	17.11	0.35 ^a	2.65
	Pv	<i>Piptochaetium viriscencis</i>	0.4 ^a	3.51	0.25 ^a	1.89
	Bo	<i>Bidens ostruthioides</i>	0.3 ^a	2.63	0.9 ^b	6.82
	Mn	<i>Muhlenbergia nigra</i>	0.2 ^a	1.75	0.1 ^a	0.76
Arbustivo	Mc	<i>Monnina ciliolata</i>	0.35 ^a	3.07	0.2 ^a	1.51
	Ss	<i>Stevia salicifolia</i>	0.3 ^a	2.63	0.2 ^a	1.51
	Fm	<i>Fuchsia minimiflora</i>	0.2 ^a	1.75	0.05 ^a	0.38
	Sm	<i>Symphoricarpos microphyllus</i>	0.05 ^a	0.44	0.15 ^a	1.14
Arbóreo	Gl	<i>Garrya laurifolia</i>	0.4 ^a	3.51	0.25 ^a	1.89
	Qr	<i>Quercus rugosa</i>	0.15 ^a	1.32	0.1 ^a	0.76
	Qc	<i>Quercus crassifolia</i>	0.15	1.32	0	0
	Cm	<i>Crataegus mexicana</i>	0.15	1.32	0.15	1.13
	Ax	<i>Arbutus xalapensis</i>	0.1	0.88	0.05	0.37
	Qu	<i>Quercus urbanii</i>	0.05	0.44	0.1	0.75

SP: Bosque con Silvopastoreo y BO: Bosque excluido al pastoreo, *Individuos en 1.5 m²

Literales diferentes entre columnas indican para cada *item* diferencia estadística significativa (p<0.05)

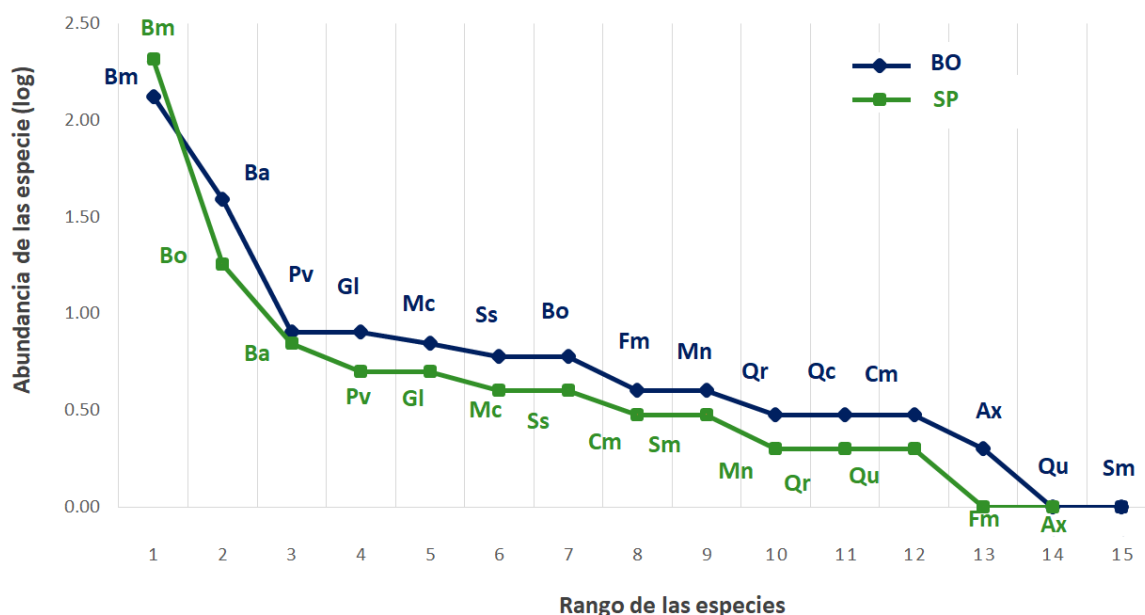


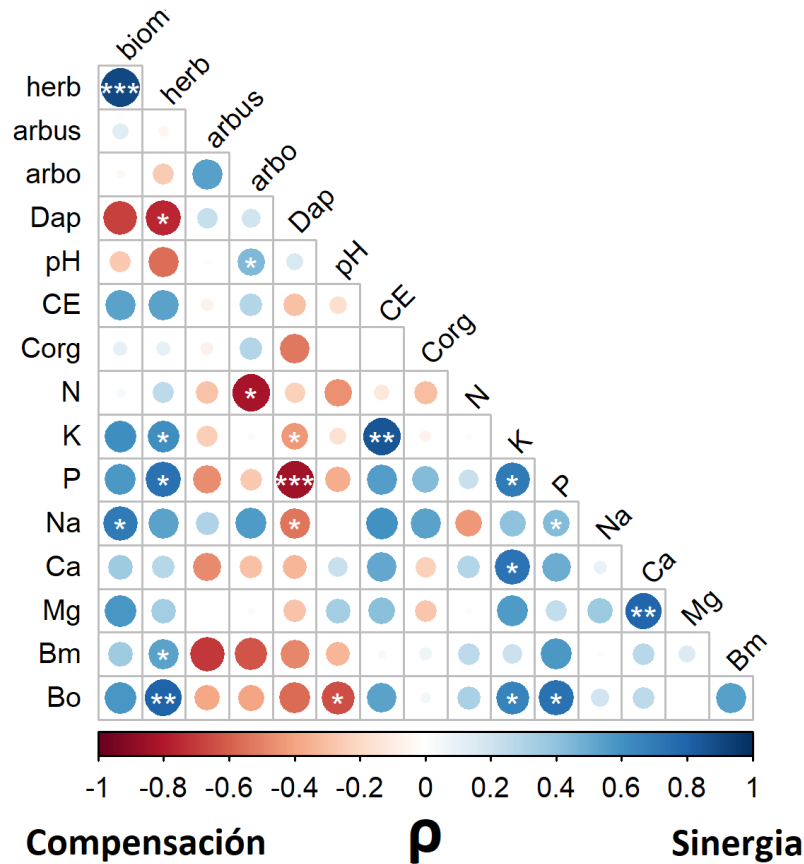
Figura 12. Curva de rango abundancia de 15 especies de plantas vasculares seleccionadas en dos sitios diferentes. BO: Bosque excluido al pastoreo y SP: Bosque con Silvopastoreo. Bm: *Brachypodium mexicanum*; Ba: *Bromus anomalus*; Pv: *Piptochaetium viriscencis*; Bo: *Bidens ostruthioides*; Mn: *Muhlenbergia nigra*; Mc: *Monnina cilodata*; Ss: *Stevia salicifolia*; Fm: *Fuchsia minimiflora*; Sm: *Symphoricarpos microphyllus*; Gl: *Garrya laurifolia*; Qr: *Quercus rugosa*; Qc: *Quercus crassifolia*; Cm: *Crataegus mexicana*; Ax: *Arbutus xalapensis*; Qu: *Quercus urbanii*.

7.5 Interacciones entre los servicios ecosistémicos

A nivel del ecosistema (incluyendo ambos sitios), se pudieron evidenciar diversas interacciones. Se encontraron sinergias entre: el contenido de fósforo y el contenido de potasio; el contenido de potasio y fósforo con el estrato herbáceo y la abundancia de *Bidens ostruthioides*, el estrato herbáceo con la producción de forraje y *Brachypodium mexicanum*; la densidad aparente con el estrato arbustivo ($p \leq 0.05$).

En cuanto a compensaciones, se pudieron observar entre la densidad aparente y el contenido de fósforo ($p \leq 0.001$), potasio ($p \leq 0.05$) y Na ($p \leq 0.05$) así como con el estrato herbáceo ($p \leq 0.05$), también se observó compensación entre el estrato arbóreo y el contenido N en suelo ($p \leq 0.05$). El pH tuvo relaciones negativas con la presencia de *Bidens ostruthioides* ($p \leq 0.05$). Estas relaciones se pueden observar más claramente en el cuadro 6.

Cuadro 6. Sinergias y Compensaciones entre indicadores de calidad de suelo, producción de forraje, estructura de la vegetación y diversidad vegetal encontradas a nivel ecosistema



Biom: Producción de biomasa en sotobosque, Herb: estrato herbáceo, arbus: estrato arbustivo, arbo: estrato arbóreo, Dap: densidad aparente, pH: pH en suelo, CE: Conductividad eléctrica, Corg: Carbono orgánico en suelo, N: Nitrógeno en suelo, K: Contenido de potasio en suelo, P: Contenido de Fósforo en suelo. Na: Sodio en suelo, Ca: Calcio en suelo, Mg: Magnesio en suelo, Bm: *Brachypodium mexicanum*, Bo: *Bidens ostruthioides*

* Correlación significativa a una confianza del 95 % (prueba de dos colas), ** Correlación significativa a una confianza del 99% (prueba de dos colas).

*** Correlación significativa a una confianza del 99.9%

7.6 Sinergias y compensaciones del silvopastoreo a largo plazo en bosque de encino

La inclusión del silvopastoreo como parte del aprovechamiento forestal (~ 20 años) modificó el aporte de servicios ecosistémicos de regulación, soporte y provisión (figura 13 y cuadro 7). Las interacciones encontradas entre el silvopastoreo y los servicios ecosistémicos de regulación (fertilidad de suelo) fueron las siguientes: El establecimiento del silvopastoreo tuvo una compensación con la densidad aparente y sinergia con el contenido de P y K en el suelo, sin embargo no se presentó efecto ($p \geq 0.05$) sobre el contenido de nitrógeno total, Ca, Mg, y Na ni en características químicas como la conductividad eléctrica y la capacidad de intercambio catiónico o físicas (porcentaje de arcilla, limo y arena). Con relación con los servicios ecosistémicos de soporte, no se detectaron interacciones sobre el contenido de carbono orgánico en suelo y la implementación del silvopastoreo, pero en cuanto a la estructura de la vegetación se observó una sinergia entre el silvopastoreo y el estrato herbáceo, así como una compensación con el estrato arbustivo sin tener interacción con el estrato arbóreo. Así mismo, se identificó sinergia entre el silvopastoreo y la abundancia de dos especies de herbáceas: *Brachypodium mexicanum* y *Bidens ostruthioides* ($p \leq 0.05$). En cuanto al servicio ecosistémico de provisión, se detectó sinergia entre el silvopastoreo y la producción de biomasa vegetal. Estas interacciones se muestran en las figuras 14 y 15.

Cuadro 7. Diferencias entre diferentes servicios ecosistémicos y la implementación o exclusión de silvopastoreo

Servicio Ecosistémico		Indicador	BO	SP	sig.	Variación (BO a SP)
Regulación	Fertilidad de suelo	Densidad aparente (g/cm^3)	1.09	0.726	0.016	1: 0.66
		Potasio (mg/kg)	2.242	2.716	0.032	1: 1.21
		Fósforo (mg/kg)	1.36	5.15	0.003	1: 3.79
Provisión	Forraje	Producción total de forraje (Kg/ha^{-1})	1013	1489	0.013	1: 1.47
Soporte	Estructura vegetación	% Herbáceas	24.9	59.07	<0.001	1: 2.37
		% Arbustiva	71.5	40.55	<0.001	1: 0.57
	Plantas vasculares de importancia	<i>Brachypodium mexicanum</i> (Ind/1.5 m^2)	6.65	10.35	0.005	1: 1.56
		<i>Bidens ostruthioides</i> (Ind/1.5 m^2)	0.3	0.9	0.025	1: 3.00

SP: Bosque con Silvopastoreo y BO: Bosque excluido al pastoreo.

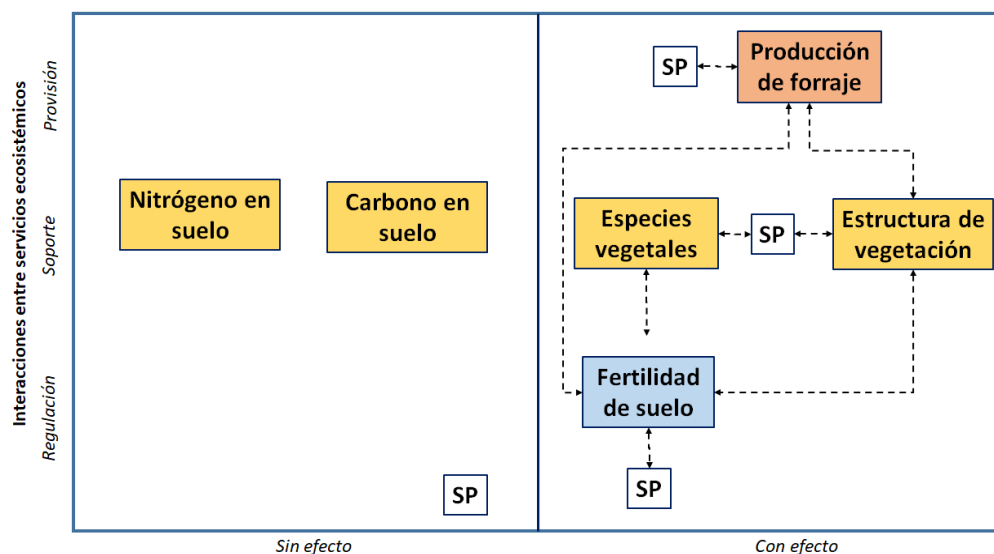


Figura 13. Interacciones a largo plazo encontradas entre diversos servicios ecosistémicos y la implementación del silvopastoreo a baja intensidad (SP) en un sistema templado de montaña.

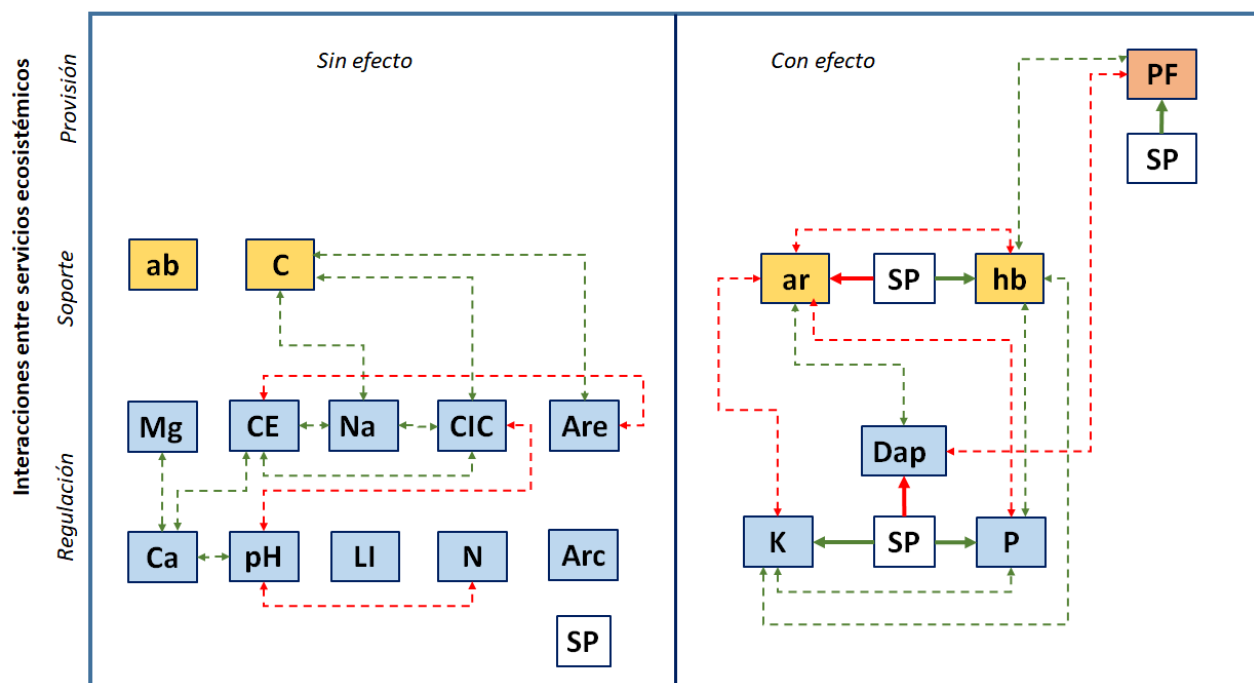


Figura 14. Interacciones diversos servicios ecosistémicos. Se muestran las relaciones en servicios donde el silvopastoreo (SP) no tuvo efecto (panel izquierdo) y en los que sí (panel derecho). Las líneas rojas representan correlaciones negativas (compensaciones) y en verde correlaciones positivas (sinergias). ab: Arbóreas; C: carbono en suelo Mg: magnesio en suelo; CE: conductividad eléctrica; Na: sodio en suelo; CIC: Capacidad de intercambio catiónico; CA: Calcio en suelo; LI: porcentaje de limo en suelo; Are: porcentaje de arena en suelo; Arc: porcentaje de arcilla en suelo; N: nitrógeno en suelo, K: Potasio en suelo, P: Fósforo en suelo, Dap: Densidad aparente; ar: arbustivas; herb: herbáceas y PF: Producción de forraje.

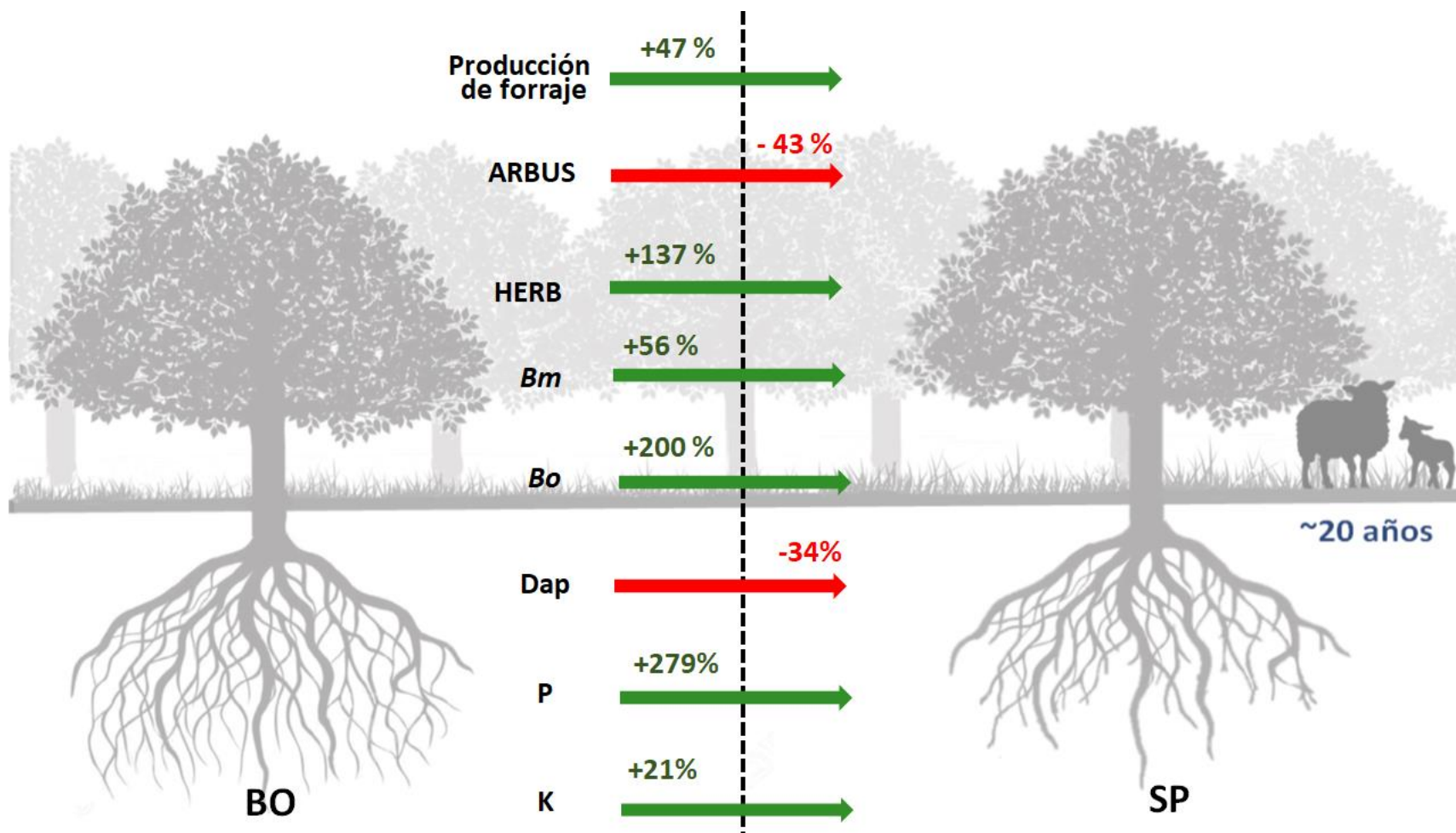


Figura 15. Sinergias y compensaciones que surgen entre excluir o implementar el silvopastoreo en un bosque templado de montaña. SP: Bosque con Silvopastoreo y BO: Bosque excluido al pastoreo. Producción de forraje: Kg MS ha⁻¹, K: Contenido de potasio en suelo; P: Contenido de fósforo en suelo; Dap: Densidad aparente del suelo; HERB: Proporción del estrato herbáceo; ARBUS: Proporción del estrato arbustivo; Bm: Abundancia de *Brachypodium mexicanum*; Bo: Abundancia *Bidens ostruthioides*. El color de la flecha indica el tipo de interacción; Verde: Sinergia y Roja: Compensación.

8. DISCUSIÓN

Si bien, se ha registrado un aumento en el número de estudios que examinan cómo los servicios ecosistémicos se modifican con el uso de la tierra (Bennett *et al.*, 2009), son escasos los trabajos realizados en clima templado en el país y sobre todo aquellos que incluyan el manejo de los recursos forestales a pequeña escala como lo es el silvopastoreo de montaña (Milera, 2013; Galicia y Zarco, 2014). Por lo que, la información aportada por este trabajo contribuye a entender las relaciones que existen entre múltiples servicios ecosistémicos en un sistema templado de montaña y cómo estos pueden modificar su dinámica al implementar por dos décadas el silvopastoreo como parte del aprovechamiento forestal.

En este trabajo se presenta una línea base a partir del estudio de las interacciones entre diversos servicios ecosistémicos frente a la elección de incluir al silvopastoreo como una herramienta más en el aprovechamiento forestal sustentable de bosques templados de montaña. Estas interacciones se describen a continuación:

8.1 Relaciones entre el silvopastoreo y la fertilidad de suelo (servicio ecosistémico de regulación)

Comprender las propiedades del suelo bajo diferentes tipos de uso de la tierra es vital para determinar los tipos de prácticas de gestión del suelo que pueden ser implementadas por pequeños productores para mejorar la salud y la productividad del suelo (Negasa *et al.*, 2017). Si bien, la capacidad productiva de un suelo depende de interacciones complejas y poco entendidas entre sus propiedades biológicas, químicas y físicas (Johnston y Fellow, 2005), la forma de producción es un factor importante que modifica su fertilidad en un agroecosistema, puesto que afecta la cantidad y calidad de hojarasca y otros restos vegetales que son incorporados al suelo y modifica sus tasas de descomposición e incluso los procesos de estabilización de la materia orgánica (Six *et al.*, 2002).

Bajo las condiciones de este trabajo, se pudo observar que el silvopastoreo mejoró algunos indicadores de la fertilidad de suelo, específicamente al aumentar el contenido de fósforo y potasio, además de disminuir la densidad aparente del suelo. Si bien existe un consenso en que los sistemas agroforestales (incluyendo los silvopastoriles) mejoran la fertilidad del

suelo, los resultados varían de indicador a indicador, dichas diferencias pueden deberse a diferentes interacciones del sistema silvopastoril como la diversidad de los distintos estratos arbóreos y las interacciones dadas por el pastoreo.

En el caso del componente arbóreo, la influencia de este sobre los atributos químicos del suelo en este sistema todavía está poco estudiada (Moreira *et al.*, 2018), sin embargo, existen trabajos que señalan cómo este componente puede modificar la calidad del suelo. Por ejemplo, Lana *et al.*, (2018) compararon la acumulación de materia orgánica y la disponibilidad de nutrientes entre dos sistemas silvopastoriles, uno con *Eucalyptus grandis* y otro con *Zeyheria tuberculosa* en Brasil. Observaron mayores concentraciones de pH, P, Ca, Mg y K en suelo de capa superior (0–2 cm) en áreas con eucalipto. Diallo *et al.* (2019), por su parte estudiaron el efecto de la especie, la distancia al árbol y la profundidad del suelo sobre la fertilidad del suelo (pH, CO, NH₄, P, Na, K, Ca y Mg. Los autores incluyeron en su estudio dos especies de arbustos (*Annona senegalensis* y *Combretum aculeatum*) y dos especies de árboles (*Faidherbia albida* y *Piliostigma reticulatum*). Los resultados mostraron que los árboles afectaron significativamente cada propiedad del suelo considerada, aunque con diferentes magnitudes según la especie. *F. albida* y *P. reticulatum* mejoraron la calidad del suelo más que las otras dos especies en casi todos los parámetros investigados del suelo, en promedio, todos los contenidos de nutrientes del suelo, excepto el Mg, fueron consistentemente más altos directamente debajo de la corona en comparación con la vecindad de la corona y la posición de control.

Otros trabajos como el de Moreira *et al.*, (2018) en Brasil, han estudiado el efecto de los árboles y su exposición a la radiación solar sobre la disponibilidad de nutrientes del suelo en callejones a diferentes distancias en sistemas silvopastoriles; los efectos de los árboles sobre los atributos químicos del suelo se verificaron solo cuando se realizó un análisis aislado en la cara expuesta al norte para los contenidos de K y Al. Para estos atributos, el aumento en la distancia entre callejones se asoció con una reducción en su contenido en las capas más superficiales y profundas, respectivamente. Los árboles no afectaron significativamente la disponibilidad de nutrientes del suelo en los primeros años de la implantación del sistema.

Bajo este enfoque, los trabajos anteriores contrastan con los resultados de este estudio, pues pese a que el diseño experimental de nuestro trabajo consideró la misma cobertura de copa y

la misma exposición, los resultados en el contenido de K y P y densidad aparente fueron estadísticamente diferentes entre el sitio BO y la de silvopastoreo. Lo anterior puede ser fácilmente explicado por la presencia del ganado en el bosque, pues diversos autores han señalado que el silvopastoreo modifica el ciclo de nutrientes y mejora la fertilidad del suelo, sin embargo, es necesario señalar que estos mecanismos han sido descritos mediante ensayos de cultivo en callejones y a corto plazo (Reis *et al.*, 2010).

Uno de los mecanismos propuestos es que los animales en pastoreo facilitan la incorporación de la hojarasca al suelo. En este contexto, se reconoce que en la dinámica de los ecosistemas, la producción de hojarasca y la descomposición son los principales procesos de transferencia de nutrimentos y materia orgánica al suelo, mediante el aporte de material vegetal al sustrato (Song *et al.*, 2018; Rodríguez *et al.*, 2019). Si bien la descomposición del mantillo orgánico está influenciada por varios factores bióticos y abióticos, algunos autores han demostrado que el pastoreo de herbívoros puede alterar los procesos de descomposición del mantillo orgánico al modificar las condiciones del suelo (por ejemplo, la temperatura y la humedad del suelo) al aumentar la penetración de la luz y el albedo por acciones como la defoliación (Zhongnan *et al.*, (2018).

En este sentido, Peri *et al.* (2008) señalan que la presencia del mantillo orgánico en sistemas silvopastoriles es 30 a 50% menor en comparación con el bosque primario. La calidad del mantillo orgánico también se modifica al cambiar la proporción de las hojas de los árboles y las especies de plantas que se incorporan al suelo. Esta biomasa más baja con una composición química diferente en cuanto a carbono, nitrógeno y lignina puede modificar las tasas de descomposición de la hojarasca y a la vez el nivel de aporte de estos nutrientes (Swift *et al.*, 1979). Por ejemplo, Semmartin *et al.* (2008) no encontraron diferencias consistentes entre el N mineral del suelo debajo de la cama de hojarasca en descomposición en dos sitios históricamente pastoreados, pero encontraron diferencias entre la liberación de nutrientes y su disponibilidad en sitios donde el contenido de N en el suelo fue mayor. Los autores concluyen que sus resultados muestran que el pastoreo influye en el ciclo de nutrientes al modificar la descomposición del mantillo orgánico y modifica el ambiente del suelo para su descomposición. Si bien el mecanismo ha sido poco estudiado, Song *et al.*, (2018) sugieren que diversas enzimas encargadas de la descomposición del mantillo orgánico, son

fuertemente influenciadas ante el aporte de N y P externo. En nuestro sistema, este aporte proviene de las excretas animales. La orina y heces realizadas por los animales durante el pastoreo es uno de los principales factores involucrados en el aporte y mantenimiento de macronutrientes al suelo. En términos generales, los animales en pastoreo retienen una proporción muy pequeña de los nutrientes que consumen durante el pastoreo, la mayor parte (por lo menos dos tercios) de los nutrientes consumidos son potencialmente desechados a través de heces y orina (During, 1984).

En el caso específico del P, el reciclaje ocurre fundamentalmente a través de las heces, ya que las cantidades de P encontradas en la orina son muy pequeñas, en este sentido se ha observado un aumento en P disponible en el suelo debajo y alrededor de las heces (Semmartin, 2006). Sin embargo, se estima que aproximadamente 15% del P de heces sea reincorporado al suelo durante el primer año y a tasas menores en años posteriores (Dollinger y Jose, 2018), por lo que el aporte de P al suelo dependerá de la intensidad y régimen de pastoreo (Austrheim *et al.*, 2016), las concentraciones de nutrientes en el forraje consumido así como del tipo de suelo considerado la frecuencia con que las heces se aporten (Semmartin, 2006).

En el caso del N, las deyecciones también juegan un papel importante. El nitrógeno removido por los herbívoros que regresa al suelo lo hace en arreglos estequeométricos distintos de los originales presentes en las plantas que consumieron, los cuales se incorporan al suelo en forma de heces y orina (Afzal y Adams, 1992; Semmartin, 2006). Sin embargo, a diferencia del fósforo el nitrógeno que es aportado por las excretas, generalmente conduce a la inmovilización microbiana del nitrógeno, debido a que tienen una relación C:N mayor. En cambio la orina, por su relación C:N menor, favorece la mineralización del nitrógeno y su disponibilidad para las plantas.

Estas diferencias en la dinámica del nitrógeno para cada tipo de deyección, favorece una distribución espacial heterogénea de nitrógeno y fósforo en el suelo y en las plantas compuesto por parches de orina, parches de heces y parches libres de deposiciones (Semmartin, 2006). Bajo este enfoque, las diferencias significativas encontradas en el contenido de P y K en el sitio SP, pudieran tener gran parte de su origen por el aporte continuo de excretas en el sitio de pastoreo. Además, el uso del cerco eléctrico y de las asignaciones

que históricamente se han mantenido en cuadrantes móviles de 20 x 20, sin importar la carga animal pudieran favorecer una mayor homogenización en la distribución de las excretas a lo largo del tiempo y por lo tanto de un mayor aporte de P y K disponibles en el suelo.

Sin embargo, las asignaciones pudieron también tener un efecto en el contenido de nitrógeno en suelo, provocando que no existiera diferencia entre el contenido de N entre el sitio SP y BO pues generalmente el contenido de N en orina excede por mucho la capacidad del pasto dentro y alrededor de los parches de orina para utilizarlo (Ledgard, 2001; Di y Cameron, 2007). Además, las pérdidas de N aumentan notablemente cuando los parches de orina se superponen, por ejemplo, en pastoreo de alta densidad. En este sentido el N aportado por el ganado, se pudo perder por lixiviación o en gases de N (Di and Cameron, 2007; Pleasants, *et al.*, 2007; Betteridge *et al.*, 2010).

Otro factor a considerar en la fertilidad del suelo es la composición de la vegetación. En este estudio se evidenció una sinergia entre la presencia de herbáceas y el contenido de P y K. Estas relaciones han sido reportadas por otros autores, por ejemplo Wedderburn y Carter (1999) quienes señalan que en un sistema silvopastoril la caída de hojarasca y su descomposición se considera un factor importante que contribuye a la calidad del suelo. En su estudio evaluaron diferentes tipos funcionales de árboles y las diferencias estacionales en el crecimiento de estos afectan la calidad y cantidad de hojarasca y su tasa de descomposición. Los autores encontraron que la hojarasca que exhibió la mayor tasa de descomposición y aporte de nutrientes aquellas provenientes de especies arbóreas caducifolias fijadoras de N, que contenían bajas cantidades de lignina. Las especies arbóreas sin fijación de N produjeron hojarasca que decayó lentamente debido a los altos contenidos de lignina y a las bajas cantidades de N, independientemente de si las especies eran de hoja caduca o de hoja perenne. El contenido inicial de lignina y la relación lignina a N en la hojarasca emergen como controles probables de la tasa de descomposición y, por lo tanto, como predictores de las capacidades relativas de las diferentes especies arbóreas para aportar nutrientes a los sistemas de pastoreo. Los efectos estacionales en la cantidad y calidad de la hojarasca no fueron tan importantes como las diferencias químicas dominantes entre las especies arbóreas. Por lo que se podría usar una mezcla de tipos de cama para manipular el momento de la liberación de nutrientes para beneficiar el crecimiento de los pastos.

En cuanto a la densidad aparente, existe un supuesto consenso en que los sistemas en pastoreo aumentan la densidad aparente del suelo, esta asociación se atribuye frecuentemente a la compactación ocasionada por el pisoteo (Rueda *et al.*, 2020), sin embargo, bajo las condiciones de este estudio (baja intensidad de pastoreo y alta cobertura de copa) aunada con la metodología utilizada (muestreo superficial de suelo 0-15 cm) se identificó que el sitio en pastoreo presenta menor densidad aparente, en comparación al sitio BO.

Kar *et al.*, (2020), señalan que la densidad aparente del suelo está relacionada con la intensidad del pastoreo, por lo que a mayor intensidad de pastoreo se esperaría mayor densidad del suelo, sin embargo, Rueda *et al.*, (2020) mencionan que la incorporación de biomasa al suelo favorece la creación de capas superficiales del suelo con baja densidad aparente, por lo que se pudiera esperar que una baja densidad de pastoreo disminuya la densidad aparente del suelo al favorecer -mediante el pisoteo- la trituration de la hojarasca.

Aunado a lo anterior, Bolaños *et al.*, (2012) señalan que, a mayor número de lombrices y contenido de materia orgánica, es menor la densidad aparente. Si bien, en este estudio la fauna edáfica no fue considerada, otros autores han señalado que la riqueza y abundancia es mayor en sistemas silvopastoriles (García *et al.*, 2014), lo anterior debido a que además del aporte de materia orgánica vegetal, estos sistemas tienen un aporte constante y frecuente de materia orgánica animal, elementos nutricionales esenciales para el desarrollo de la macro fauna edáfica (Huerta *et al.*, 2008).

8.2 Sinergias y compensaciones entre el silvopastoreo y la composición vegetal (servicio ecosistémico de provisión)

En términos generales en este estudio se determinaron cambios en la composición vegetal, identificando que el sitio SP tiene una mayor proporción de estrato herbáceo y una menor proporción de estrato arbustivo, resultados que contrastan con la perspectiva global, donde se cree que el pastoreo de ganado promueve la presencia de arbustivas (Lyseng *et al.*, 2018) dado que la herbívora es el principal mecanismo que limita el crecimiento y permanencia de arbustivas (Løkken *et al.*, 2019), por lo que en un sistema silvopastoril como el de este estudio la evaluación del estrato arbustivo es de suma importancia.

En este sitio de estudio, Méndez evidenció en 2019 que la especie arbustiva *Symphoricarpos microphyllus*, es la cuarta especie más consumida por ovinos en el sistema silvopastoril estudiado, con una preferencia de consumo de 31%. Mendoza *et al.*, (2012) evaluaron el efecto de diferentes alturas de corte sobre esta arbustiva, encontraron que los arbustos pueden aumentar su diámetro al tener rebrotes con una longitud y diámetro mayores. Los autores atribuyen este cambio a que, al eliminar el vástago, se inhibe el efecto de las auxinas promoviendo el desarrollo de nuevas yemas para el rebrote. También lo atribuyen a que deficiencia de Mn y Zn impiden la síntesis de ácido indolacético auxina que promueve enraizamiento e inhibe el brote de las yemas basales (Mendoza *et al.*, 2012).

En este sentido, entonces se esperaría que, bajo los mecanismos explicados anteriormente, las arbustivas en el sitio SP aportaran mayor biomasa al sotobosque, en comparación al sitio BO, sin embargo, el efecto fue el contrario. En este sistema, esta disminución en la biomasa con potencial forrajero de las arbustivas pudiera ser explicada por la frecuencia de pastoreo.

La frecuencia con que una planta es defoliada durante un período de pastoreo es resultado de la carga animal y de la duración del periodo de pastoreo. La frecuencia de utilización depende de la velocidad de los forrajes en alcanzar el volumen adecuado de producción de biomasa (Brougham, 1955). Relacionado al número de pastoreos o cortes (frecuencia de cosecha), a pesar de que cada especie posee un período de crecimiento limitado, cuánto mayor es el número de ellos, menor es el tiempo de crecimiento entre dos aprovechamientos sucesivos y por lo tanto más baja la producción de forraje de cada uno de ellos (Carámbula, 1977).

Autores como Fulkerson y Donaghy (2001) apuntan a que el intervalo entre defoliaciones es generalmente más importante que la severidad para determinar el efecto sobre la velocidad de rebrote. En este sentido, cabe señalar que en el sistema estudiado el silvopastoreo se realiza hacia finales de la época de lluvias y durante la época de seca, por lo que, el tiempo de descanso y recuperación del forraje en el sotobosque estaría establecido mayormente durante la temporada de lluvias.

Otro factor que pudiera considerarse es que el silvopastoreo limita la regeneración natural de las arbustivas. Este fenómeno ha sido estudiado por Zhang *et al.* (2019), quienes evaluaron el efecto de la intensidad de pastoreo en una sabana templada en el norte de China, dominada por la arbustiva *Ulmus pumila*. Los autores observaron que un aumento en la presión de

pastoreo no afectaba significativamente la densidad de los árboles adultos, pero interfería en la regeneración normal de las plántulas de *U. pumila*, lo que indujo a una disminución de la población de la arbustiva. Así mismo, la disminución de la presión de pastoreo aumentó la invasión de arbustos en el ecosistema de sabana templada.

Por su parte, Mancilla-Leytón *et al.*, (2014) estudiaron el efecto del pastoreo de cabras sobre sotobosque de un bosque de pinos situado en el Parque Natural de Doñana, España. Teniendo resultados similares a los aquí encontrados. También estudiaron los cambios en el fitovolumen, la inflamabilidad, la riqueza de especies y la diversidad en un matorral de pastoreo y en un área excluida al pastoreo, encontrando que el pastoreo con cabras reduce significativamente la biomasa en 28.55%. Además, señalan que al igual que en este trabajo el pastoreo no afectó la riqueza de especies. Por lo que concluyen que el pastoreo de cabras se puede utilizar como una herramienta eficaz para el control de arbustos en áreas forestales protegidas, sin perder biodiversidad.

Otros trabajos han estudiado la relación entre la presencia de arbustivas y la capacidad de carga de animales ungulados en pastoreo. Burkinshaw y Bork (2009) señalan que el aumento del estrato arbustivo está relacionado con la disminución en la capacidad de carga por lo que aun con poca carga animal, la intensidad de pastoreo puede afectar el estrato arbustivo. Si este fuera el caso, el pastoreo de ganado puede ser un mecanismo involuntario responsable de ayudar a controlar la abundancia de arbustos, particularmente en ausencia de otros medios de control de arbustos como el fuego. Bajo este enfoque, el pastoreo se ha propuesto como una herramienta de sanidad forestal en zonas montañosas abandonadas, la cual presenta ventajas frente a otras herramientas tradicionales (incendios prescritos, limpieza y el recorte). En términos generales, porque su control mediante tratamientos tradicionales tiende a ser incosteable con el tiempo, debido a la rápida recuperación de los arbustos ante el daño (Álvarez-Martínez *et al.*, 2016).

8.3 Sinergias entre el silvopastoreo, la producción de forraje y la abundancia de especies vegetales seleccionadas (servicio ecosistémico de provisión)

Diversos trabajos han señalado que el pastoreo puede aumentar la producción de forraje (Patton *et al.*, 2007). Estos resultados coinciden con lo aquí encontrado en donde, la producción de forraje es casi 1.5 veces mayor en el sitio SP en comparación a BO. En sistemas agroforestales como el que refiere este estudio, estos efectos pueden ser resultado de la combinación de diversos factores como: la fertilidad del suelo, la regulación del agua a través de una mayor infiltración y un mayor contenido de humedad del suelo, el microclima mejorado y mejores propiedades físicas del suelo Kuyah *et al.* (2019).

Pese a que a que se encontraron evidencias de que el sitio SP tuvo mayor contenido de P y K, así como una menor densidad aparente, no se evidenció relación entre los indicadores de fertilidad del suelo y la producción de forraje, lo anterior pudo no haberse identificado debido al número reducido de muestras. Sin embargo, bajo el diseño de muestreo se pudo identificar que el estrato herbáceo tiene una correlación positiva con la producción total de forraje.

Trabajos anteriores en el sitio han analizado el estrato herbáceo y la respuesta al silvopastoreo. Por ejemplo, Bernal *et al.*, (2006) determinaron la curva de acumulación de forraje, tasa de crecimiento promedio y proteína total a diferentes edades de rebrote en pastos nativos, en tres áreas con diferentes densidades de árboles y arbustos: alta en árboles y arbustos, intermedia en árboles y baja en arbustos (IA+Ba), y baja en árboles e intermedia en arbustos (BA+Ia). Los autores encontraron que durante los años 2001 y 2002 *Brachypodium mexicanum* fue la especie que contribuyó con más de 60% a la masa de forraje total en todas las edades de rebrote. Este resultado coincide con el estimado en este estudio, donde *B. mexicanum* representó 58% y 78% de la abundancia en los sitios BO y SP, respectivamente.

En este mismo estudio los autores encontraron que *Brachypodium mexicanum* presentó la mayor masa de forraje y tasa de crecimiento promedio en el sitio con alta densidad de árboles y arbustos, resultado que contrasta con estos resultados los cuales mostraron evidencia estadística de que, pese a que el sitio BO contenía casi el doble de arbustivas en comparación con el sitio SP (71.5% vs 40.55 %) el aporte de *Brachypodium mexicanum* en el sitio SP fue mayor en comparación al sitio BO. Aunado a lo anterior y en el mismo sitio de estudio, Méndez (2019) identificó a *Brachypodium mexicanum* y *Bidens ostruthioides* como las plantas principalmente consumidas en silvopastoreo por ovinos, teniendo una preferencia de consumo de 91.1 y 32.2%, respectivamente en contraste a otras especies consumidas cuya

preferencia fue menor. Es por esto que, la diferencia entre la abundancia de *Brachypodium mexicanum* y *Bidens ostruthioides* con relación a la presencia de arbustivas pudiera ser fácilmente atribuible a la acción del pastoreo durante los 18 años transcurridos entre el estudio de Bernal *et al.*, (2006) y este.

Si bien la importancia y comportamiento de *Brachypodium mexicanum* y *Bidens ostruthioides* dentro de un sistema en pastoreo ha sido poco estudiada, otros trabajos con otras plantas han encontrado resultados similares. En sistemas de montaña destaca el trabajo realizado por Díaz *et al.* (2001), quienes evaluaron la respuesta al pastoreo de 83 especies argentinas y 19 israelíes en pastizales de montaña de clima templado subhúmedo, encontraron que el pastoreo intensivo de ganado en pastizales naturales con una larga historia de pastoreo da como resultado principalmente un aumento de las especies vegetales cortas con hojas pequeñas y tiernas, a expensas de especies altas con hojas grandes y duras, resultados que coinciden con los de este estudio al reducirse el estrato arbustivo y aumentar el estrato herbáceo. A escala global estos resultados suelen ser comunes, por ejemplo Díaz *et al.* (2007) determinaron mediante un meta análisis que a nivel mundial el pastoreo favorece la riqueza de las plantas pequeñas de crecimiento anual y promueve aumentos en la abundancia de plantas de comportamiento rastrero y de crecimiento estolonífero.

Adicionalmente, la intensidad de pastoreo también tiene un papel fundamental, pues se ha identificado que el pastoreo en la vegetación herbácea a intensidades de leves a moderadas favorece la creación de 'brechas de regeneración', que permite la coexistencia de especies cuyo crecimiento previamente fue suprimido por las especies dominantes (Hadar *et al.*, 1999). Este estudio permitirá entender los cambios en las curvas de rango-abundancia para los sitios SP y BO, en donde el silvopastoreo pudiera favorecer algunas de las especies del estrato herbáceo, modificando así la abundancia y por ende, su secuencia de especies.

Otra limitante reconocida en el estudio es que, si bien a nivel metodológico muchos autores optan por seleccionar algunas plantas “indicadoras” para conocer la respuesta al pastoreo sobre las comunidades vegetales, estas suelen ser pocas en comparación a la diversidad real de especies vegetales en los ecosistemas. A modo de ejemplo, en una zona cercana al sitio de estudio y en el mismo municipio Trejo y Tejero (2017) realizaron un inventario florístico obteniendo una lista de 271 especies agrupadas en 149 géneros y 75 familias, de las cuales

Asteraceae (57 spp.), *Fabaceae* (22 spp.), *Pteridaceae*, *Fagaceae* y *Lamiaceae* (11 spp.) son las mejor representadas. Los autores señalan una elevada riqueza florística de hasta 29.82 sp/ha así como la presencia de 15 especies que se encuentran incluidas en listados rojos nacionales e internacionales para protección. Adicionalmente reportaron la presencia de especies endémicas.

En cuanto al tiempo, si bien los ~20 años de presión de pastoreo impuestos sobre el sitio SP parece suficiente para tener cambios significativos en la estructura de las comunidades vegetales; James *et al.*, (2001) señalan que es imposible predecir el momento en que la vegetación dejará de exhibir nuevos efectos ante el pastoreo. Por ejemplo, Hill *et al.* en 1992 realizaron por más de 30 años experimentos de exclusión en pastizales de colinas galesas encontrando que si bien, la mayoría de los cambios importantes ocurrieron en los primeros 7 años, la vegetación continuó cambiando durante todo el período de registro.

En este sentido y con relación a los resultados, es necesario señalar que dada la metodología utilizada, puede ser arriesgado suponer que las respuestas en el sitio SP obedecen a una evolución gradual (desde 1997, cuando se estableció el sistema silvopastoril) del sitio BO, y que las relaciones descritas en este trabajo son las únicas existentes, pues hay clara evidencia de que las fluctuaciones que ocurren año con año en las comunidades vegetales pueden ser grandes y resultado de diversos factores (Ward y Jennings, 1990; Dodd *et al.*, 1995; James *et al.*, 2001) algunos no considerados en este estudio.

9. CONCLUSIÓN

El silvopastoreo de montaña en un bosque de clima templado es un impulsor que a largo plazo modifica el aporte de diversos servicios ecosistémicos. Al comparar entre un sitio que solo realiza aprovechamiento forestal tradicional frente a otro que incluye al silvopastoreo como parte de su aprovechamiento se detectaron múltiples interacciones, entre las que destacan: 1) Sinergia entre el silvopastoreo y el contenido de P y K en el suelo; 2) La compensación entre la densidad aparente del suelo y la implementación del silvopastoreo; 3) La sinergia entre el silvopastoreo y la presencia del estrato herbáceo; 4) La compensación entre el silvopastoreo y el estrato arbustivo; 5) La sinergia entre el silvopastoreo y la producción de forraje con potencial ganadero en sotobosque y 6) La sinergia entre el silvopastoreo y la abundancia de *Brachypodium mexicanum* y *Bidens ostruthioide*.

Con base en lo anterior, se puede sugerir que en el sitio de estudio y bajo las condiciones del mismo, la implementación del silvopastoreo a largo plazo mejoró el aporte de servicios ecosistémicos de soporte, provisión y regulación, por lo que el silvopastoreo puede proponerse como una alternativa a incluirse dentro de los planes de aprovechamiento forestal.

Sin embargo, son necesarios estudios que permitan identificar con mayor detalle las interacciones entre las características propias del silvopastoreo (intensidad de pastoreo, frecuencia, composición del hato) y cada uno de los elementos en los que pudiera tener impacto: suelo, diversidad de especies vegetales y animales, paisaje, entre otros.

Por lo que, este trabajo contribuye significativamente al estudio sobre los mecanismos por los cuales el silvopastoreo en bosque templado impacta al ecosistema y modifica el aporte de diferentes servicios ecosistémicos. Estos resultados aportan información esencial para la toma de decisiones racionales que deriven en un manejo adecuado de la ganadería en territorios de montaña y aportan conocimiento para el desarrollo de indicadores que permitan monitorear a diferentes escalas temporales y espaciales el impacto del silvopastoreo sobre los ecosistemas forestales templados.

10. BIBLIOGRAFÍA

- Afzal, M. y Adams, W. A. (1992) Heterogeneity of soil mineral nitrogen in pasture grazed by cattle, *Soil Science Society of America Journal*. Soil Science Society of America, 56(4), pp. 1160–1166. <https://doi.org/10.2136/sssaj1992.03615995005600040026x>
- Almusaed, A. (2016) *Landscape Ecology: The Influences of Land Use and Anthropogenic Impacts of Landscape Creation*. BoD–Books on Demand. doi: 10.5772/61905
- Álvarez-Martínez, J., Gómez-Villar, A. y Lasanta, T. (2016) The use of goats grazing to restore pastures invaded by shrubs and avoid desertification: a preliminary case study in the Spanish Cantabrian Mountains, *Land Degradation & Development*. Wiley Online Library, 27(1), pp. 3–13. <https://doi.org/10.1002/ldr.2230>
- Austrheim, G. *et al.* (2016) Synergies and trade-offs between ecosystem services in an alpine ecosystem grazed by sheep—An experimental approach, *Basic and Applied Ecology*. Elsevier, 17(7), pp. 596–608. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2016.06.003>
- Baiqiu, W., Junbang, W., Shuhua, Q., Shaoqiang, W., y Yingnian, L. (2019) “Review of Methods to Quantify Trade-offs among Ecosystem Services and Future Model Developments”, *Journal of Resources and Ecology*. Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, 10(2), pp. 225–233. doi: 10.5814/j.issn.1674-764x.2019.02.013.
- Bennett, E. M., Peterson, G. D. y Gordon, L. J. (2009) Understanding relationships among multiple ecosystem services, *Ecology letters*. Wiley Online Library, 12(12), pp. 1394–1404.
- Bernal, F. Á., Hernández, G. A., Pérez, P. J., Herrera, H. J. G., Martínez, M. M., y Dávalos, F. J. L. (2006) Patrón de crecimiento estacional de pastos nativos, en un bosque de encino, en el Estado de México, México, *Agrociencia*. Colegio de Postgraduados, 40(1), pp. 39–47.
- Betteridge, K., Costall, D., Balladur, S., Upsdell, M., y Umemura, K. (2010) Urine distribution and grazing behaviour of female sheep and cattle grazing a steep New Zealand hill pasture, *Animal Production Science*. CSIRO, 50(6), pp. 624–629.
- Bolaños, N. C., Fernández, A. C. T., Soto, G., y Virginio Filho, E. D. M. (2012) Efecto de diferentes sistemas de manejo sobre la calidad del suelo, en fincas cafetaleras de la zona de Turrialba y Orosi., *Intersedes*, 13(26).
- Bray, D. B., Merino-Pérez, L. y Barry, D. (2007) *Los bosques comunitarios de México: manejo sustentable de paisajes forestales*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos

- Naturales. Disponible en: <https://books.google.com.mx/books?id=XtCvfh0zLVUC>.
- Bray, R. H. y Kurtz, L. T. (1945) Determination of total, organic, and available forms of phosphorus in soils, *Soil science*. LWW, 59(1), pp. 39–46.
- Broom, D. M. (2017) Components of sustainable animal production and the use of silvopastoral systems, *Revista Brasileira de Zootecnia*, 46(8), pp. 683–688. doi: 10.1590/S1806-92902017000800009.
- Broom, D. M., Galindo, F. A. y Murgueitio, E. (2013) Sustainable, efficient livestock production with high biodiversity and good welfare for animals, *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 280(1771), pp. 20132025–20132025. doi: 10.1098/rspb.2013.2025.
- Brougham, R. W. (1955) Study in rate of pasture growth *Australian journal of agricultural research*. CSIRO, 6(6), pp. 804–812.
- Burkinshaw, A. M. y Bork, E. W. (2009) Shrub encroachment impacts the potential for multiple use conflicts on public land, *Environmental management*. Springer, 44(3), pp. 493–504. doi: 10.1007/s00267-009-9328-2
- Carabias, L. J., Provencio, E., De la Maza, E. J., y Ruiz, C. M. (1999) Programa de manejo reserva de la biosfera Sierra Gorda, México, *Instituto Nacional de Ecología, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales*.
- Carámbula, M. (1977) Producción y manejo de pasturas sembradas. *Hemisferio Sur*, Uruguay, 463p.
- Carmona, G. E. (2018) Estimación de emisiones de gases de efecto invernadero y almacenamiento de carbono en un sistema agrosilvopastoril. Tesis de licenciatura, *Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Universidad Nacional Autónoma de México*.
- Carmona, M. L., Ferrer, G. J., de Jong, B., Gaona, S. O., y Toral, J. N. (2001) El sistema ganadero de montaña en la región norte-tzotzil de Chiapas, México, *Veterinaria México*. Universidad Nacional Autónoma de México, 32(2).
- Carter, M. R. (2002) Soil quality for sustainable land management, *Agronomy journal*. American Society of Agronomy, 94(1), pp. 38–47. <https://doi.org/10.2134/agronj2002.3800>
- Casas, P. V. M. (2001) Informe 2001, Programa 2002. Informe de labores. *Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia Universidad Nacional Autónoma de México*
- Ceccon, E. (2008) La revolución verde: tragedia en dos actos, *Ciencias*, 91(091).
- Chapela, F. (2012) Estado de los bosques de México. *Consejo Mexicano para la Silvicultura Sustentable*, México, D.F.

- COTECOCA (1998) Estudio de la condición actual de los recursos forrajeros y su potencial del Centro de Enseñanza Investigación y Extensión en Producción Agro-Silvo-pastoril, propiedad de la Universidad Nacional Autónoma de México, ubicado en el municipio de Chapa de Mota. Informe Técnico, *Comisión Técnico Consultiva de Coeficientes de Agostadero Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos (SARH)*. México.
- Diallo, M., Akponikpè, P. I., Fatondji, D., Abasse, T., y Agbossou, E. K. (2019) Long-term differential effects of tree species on soil nutrients and fertility improvement in agroforestry parklands of the Sahelian Niger, *Forests, Trees and Livelihoods*. Taylor & Francis, 28(4), pp. 240–252. <https://doi.org/10.1080/14728028.2019.1643792>
- Del Bosque, F. J., (2015) Diagnóstico ambiental de un sistema agro-silvo-pastoril en Chapa de Mota, Estado de México. Tesis de Licenciatura, *Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México*. p 81.
- Deng, X., Li, Z. y Gibson, J. (2016) A review on trade-off analysis of ecosystem services for sustainable land-use management, *Journal of Geographical Sciences*. Springer, 26(7), pp. 953–968. <https://doi.org/10.1007/s11442-016-1309-9>
- Di, H. J. y Cameron, K.C. (2007) Nitrate leaching losses and pasture yields as affected by different rates of animal urine nitrogen returns and application of a nitrification inhibitor—a lysimeter study, *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. Springer, 79(3), pp. 281–290. <https://doi.org/10.1007/s10705-007-9115-5>
- Diaz, S., Lavorel, S., McIntyre, S. U. E., Falczuk, V., Casanoves, F., Milchunas, D. G. *et al.* (2007a) Plant trait responses to grazing—a global synthesis, *Global Change Biology*. 13(2), pp. 313–341. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01288.x>
- Díaz, S., Noy-Meir, I. y Cabido, M. (2001) Can grazing response of herbaceous plants be predicted from simple vegetative traits?, *Journal of Applied Ecology*. Wiley Online Library, 38(3), pp. 497–508. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2001.00635.x>
- Dodd, M., Silvertown, J., McConway, K., Potts, J., y Crawley, M. (1995) Community stability: a 60-year record of trends and outbreaks in the occurrence of species in the Park Grass Experiment, *Journal of Ecology*. JSTOR, pp. 277–285. doi: 10.2307/2261566
- Dollinger, J. y Jose, S. (2018) Agroforestry for soil health, *Agroforestry Systems*. Springer Netherlands, 92(2), pp. 213–219. doi: 10.1007/s10457-018-0223-9.
- During, C. (1984) *Fertilisers and soils in New Zealand farming*. Government Printing Office.
- Ellis, E. C. (2011) Anthropogenic transformation of the terrestrial biosphere, *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*. The Royal Society Publishing, 369(1938), pp. 1010–1035. <https://doi.org/10.1098/rsta.2010.0331>
- FAO (2016) El Estado de los bosques del mundo 2016. *Los bosques y la agricultura: desafíos*

y oportunidades en relación con el uso de la tierra. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, Roma.

FMVZ-UNAM (2016) Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia. *Universidad Nacional Autónoma De México*. Disponible en: <http://www.fmvz.unam.mx/fmvz/centros/ceiepas/acerca.html> (Consultado: el 20 de agosto de 2019).

Fulkerson, W. J. y Donaghy, D. J. (2001) Plant-soluble carbohydrate reserves and senescence-key criteria for developing an effective grazing management system for ryegrass-based pastures: a review, *Australian journal of experimental agriculture*. CSIRO, 41(2), pp. 261–275. <https://doi.org/10.1071/EA00062>

Galicia, L. y Gomez, M. L. (2010) Temperate Forests and Climate Change in Mexico: from Modelling to Adaptation Strategies, en *Climate Change and Variability*. IntechOpen. doi: 10.5772/9809

Galicia, L. y Zarco, A. A. E. (2014) Multiple ecosystem services, possible trade-offs and synergies in a temperate forest ecosystem in Mexico: a review, *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*. Taylor & Francis, 10(4), pp. 275–288. <https://doi.org/10.1080/21513732.2014.973907>

García, Y., Ramírez, W. y Sánchez, S. (2014) Efecto de diferentes usos de la tierra en la composición y la abundancia de la macrofauna edáfica, en la provincia de Matanzas, *Pastos y Forrajes*, 37(3), pp. 313–321.

De Groot, R., Brander, L., Van Der Ploeg, S., Costanza, R., Bernard, F., Braat, L. *et al.* (2012) Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units, *Ecosystem services*. Elsevier, 1(1), pp. 50–61. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.07.005>

Gutierrez, F. (2004) *La evolución de la actividad agrícola en las áreas de montaña españolas (1860-2000)*. pp. 79-104. doi: 10.22004/ag.econ.184354

Hadar, L., Noy-Meir, I. y Perevolotsky, A. (1999) The effect of shrub clearing and grazing on the composition of a Mediterranean plant community: functional groups versus species, *Journal of Vegetation Science*. Wiley Online Library, 10(5), pp. 673–682. <https://doi.org/10.2307/3237082>

Hill, M. O., Evans, D. F. y Bell, S. A. (1992) Long-term effects of excluding sheep from hill pastures in North Wales, *Journal of Ecology*. JSTOR, pp. 1–13. doi: 10.2307/2261058

Hooke, R. L., Martín-Duque, J. F. y Pedraza, J. (2012) Land transformation by humans: a review, *GSA today*, 22(12), pp. 4–10. doi: 10.1130/GSAT151A.1

Hosonuma, N., Herold, M., De Sy, V., De Fries, R. S., Brockhaus, M., Verchot, *et al.* (2012) An assessment of deforestation and forest degradation drivers in developing countries, *Environmental Research Letters*. IOP Publishing, 7(4), p. 44009.

<https://doi.org/10.1088/1748-9326/7/4/044009>

- Howe, C., Suich, H., Vira, B., y Mace, G. M. (2014) Creating win-wins from trade-offs? Ecosystem services for human well-being: A meta-analysis of ecosystem service trade-offs and synergies in the real world, *Global Environmental Change*. Elsevier Ltd, 28(1), pp. 263–275. doi: 10.1016/j.gloenvcha.2014.07.005.
- Huerta, L. E., Rodríguez, O. J., Evia, C. I., Montejó, M. E., Cruz, M. D. L., y García, H. R. (2008) Relación entre la fertilidad del suelo y su población de macroinvertebrados, *Terra Latinoamericana*. Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo AC, 26(2), pp. 171–181.
- INEGI (2009) *Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos, México, Chapa de Mota, 15026*. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (Consultado: el 20 de septiembre de 2019).
- James M, B., Joe, F., Mark J, S., Jonathan, S., Sarah J, C., Steve J, G., y Richard, T. (2001) A plant trait analysis of responses to grazing in a long-term experiment, *Journal of Applied ecology*. 38(2), pp. 253–267. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2001.00599.x>
- Johnston, J. y Fellow, L. T. S. (2005) *Assessing soil fertility: The importance of soil analysis and its interpretation*. Potash Development Association.
- Kar, G., Kumar, A., Panigrahi, S., Dixit, P. R., y Sahoo, H. (2020) Soil Organic Carbon Stock of Some Upland Use System Under Tropical Monsoon Climate and Their Interrelationship with Soil Water Retention, *Carbon Management in Tropical and Sub-Tropical Terrestrial Systems*. Springer, pp. 265–280. https://doi.org/10.1007/978-981-13-9628-1_16
- Kimball, S. y Schiffman, P. M. (2003) Differing effects of cattle grazing on native and alien plants, *Conservation Biology*. 17(6), pp. 1681–1693.
- Kissinger, G. M., Herold, M. y De Sy, V. (2012) *Drivers of deforestation and forest degradation: a synthesis report for REDD+ policymakers*. Lexeme Consulting.
- Kohyani, P. T., Bossuyt, B., Bonte, D., y Hoffmann, M. (2008) Grazing as a management tool in dune grasslands: evidence of soil and scale dependence of the effect of large herbivores on plant diversity, *Biological conservation*. Elsevier, 141(6), pp. 1687–1694.
- Kuyah, S., Whitney, C. W., Jonsson, M., Sileshi, G. W., Öborn, I., Muthuri, C. W., & Luedeling, E. (2019) Agroforestry delivers a win-win solution for ecosystem services in sub-Saharan Africa. A meta-analysis. Springer. <https://doi.org/10.1007/s13593-019-0589-8>
- Lambin, E. F. y Meyfroidt, P. (2011) Global land use change, economic globalization, and the looming land scarcity, *Proceedings of the National Academy of Sciences*. National Acad Sciences, 108(9), pp. 3465–3472. <https://doi.org/10.1073/pnas.1100480108>
- Lana, Â. M. Q., Lana, R. M. Q., Lemes, E. M., Reis, G. L., y Moreira, G. H. F. A. (2018)

- “Influence of native or exotic trees on soil fertility in decades of silvopastoral system at the Brazilian savannah biome”, *Agroforestry Systems*, 92(2), pp. 415–424. doi: 10.1007/s10457-016-9998-8.
- Ledgard, S. F. (2001) Nitrogen cycling in low input legume-based agriculture, with emphasis on legume/grass pastures, *Plant and Soil*. Springer, 228(1), pp. 43–59. doi: 10.1023/A:1004810620983
- Llenderal, T. (2001) Sistemas silvopastoriles, p. 8. Disponible en: http://www.sagarpa.gob.mx/desarrolloRural/Documents/fichasaapt/Sistemas_silvopastoriles.pdf.
- Løkken, J. O., Hofgaard, A., Dalen, L., y Hytteborn, H. (2019). Grazing and warming effects on shrub growth and plant species composition in subalpine dry tundra: An experimental approach. *Journal of Vegetation Science*, 30(4), 698–708. <https://doi.org/10.1111/jvs.12752>
- Lyseng, M. P., Bork, E. W., Hewins, D. B., Alexander, M. J., Carlyle, C. N., Chang, S. X., y Willms, W. D. (2018) Long-term grazing impacts on vegetation diversity, composition, and exotic species presence across an aridity gradient in northern temperate grasslands, *Plant Ecology*. Springer, 219(6), pp. 649–663. doi: 10.1007/s11258-018-0824-4
- Madrid, L., Núñez, J. M., Quiroz, G., y Rodríguez, Y. (2009). La propiedad social forestal en México. *Investigación ambiental*, 1(2), 179–196.
- Mahecha, L. (2002) El silvopastoreo : una alternativa de producción que disminuye el impacto ambiental de la ganadería bovina, *Revista Colombiana de Ciencias Pecuarias*, 15(2), pp. 226–231.
- Mancilla, L. J. M., Vicente, A. M., Parejo, F. C., Fernández, A.R., Y Leiva, M. J (2014) A vegetation management experiment: goats grazing shrublands in Doñana Natural Park, *Russian journal of ecology*. Springer, 45(5), pp. 384–390. <https://doi.org/10.1134/S1067413614050117>
- Mastretta, Y. A., Quadri, B. P., Escalante, T., Arredondo, A. L., y Piñero, D. (2014) Propuesta de cambios a la zonificación y modificaciones al Programa de Manejo del APFF Nevado de Toluca tras reunión de discusión con CONANP en diciembre 2013. México.
- Méndez, M. I. (2019) Evaluación de la carga parasitaria de ovinos en silvopastoreo en un área de bosque de encino con plantas bioactivas. Tesis de Licenciatura. *Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Universidad Nacional Autónoma de México*.
- Mendoza, B. C., López, L. M. Á., Rodríguez, T. D. A., Velásquez, V. A., y García, M. F. (2012) Crecimiento de vara perlilla (*Symphoricarpos microphyllus* HBK) en respuesta a fertilización y altura de corte, *Agrociencia*. Colegio de Postgraduados, 46(7), pp. 719–729.

- Milera, M. (2013) Contribución de los sistemas silvopastoriles en la producción y el medio ambiente, *Avances en Investigación Agropecuaria*, 17(3), pp. 7–24.
- Millennium Ecosystem Assessment (2005) Ecosystems and Human Well-Being: Current State and Trends, Millennium Ecosystem Assessment, Washington, DC)
- Moreira, G. M., Neves, J. C. L., Magalhães, C. A. D. S., Farias Neto, A. L. D., Sauer, G., Silva, J. F. V., & Fernandes, R. (2018) Soil chemical attributes in response to tree distance and sun-exposed faces after the implantation of an integrated crop-livestock-forestry system, *Revista Árvore*. SciELO Brasil, 42(4). <http://dx.doi.org/10.1590/1806-90882018000400005>.
- Murgueitio, E. (2009) Incentivos para los sistemas silvopastoriles en América Latina, *Avances en investigación agropecuaria*. Universidad de Colima, 13(1).
- Nath, T. K., Jashimuddin, M., Hasan, M. K., Shahjahan, M., y Pretty, J. (2016) The sustainable intensification of agroforestry in shifting cultivation areas of Bangladesh, *Agroforestry Systems*. Springer Netherlands, 90(3), pp. 405–416. doi: 10.1007/s10457-015-9863-1.
- Negasa, T., Ketema, H., Legesse, A., Sisay, M., y Temesgen, H. (2017) “Variation in soil properties under different land use types managed by smallholder farmers along the toposequence in southern Ethiopia”, *Geoderma*. Elsevier B.V., 290, pp. 40–50. doi: 10.1016/j.geoderma.2016.11.021.
- Oloff, H. y Ritchie, M. E. (1998) Effects of herbivores on grassland plant diversity, *Trends in ecology & evolution*. Elsevier, 13(7), pp. 261–265.
- Ortega, A. (2016) Los bosques y selvas en México son de propiedad social (análisis geoestadístico). *Consejo Mexicano de la Silvicultura* (CMSS). Disponible en: <https://www.ccmss.org.mx/>.
- Peltzer, K. y Pengpid, S. (2016) Productivity and carbon storage in silvopastoral systems with *Pinus ponderosa* and *Trifolium* spp., plantations and pasture on an Andisol in Patagonia, Chile, *Southeast Asian Journal of Tropical Medicine and Public Health*, 47(3), pp. 536–545. doi: 10.1007/s10457-011-9471-7.
- Peri, P. L., Bahamonde, H. A., Lencinas, M. V., Gargaglione, V., Soler, R., Ormaechea, S., y Pastur, G. M. (2016) A review of silvopastoral systems in native forests of *Nothofagus antarctica* in southern Patagonia, Argentina, *Agroforestry Systems*, 90(6), pp. 933–960. doi: 10.1007/s10457-016-9890-6.
- Peri, P. L., Bahamonde, H. A., Monelos, L. H., Y Pastur, G. M. (2008). Producción de hojarasca en bosques primarios y bajo manejo silvopastoril de *Nothofagus antarctica* en la provincia de Santa Cruz, Argentina. *Segunda reunión sobre Nothofagus en la Patagonia, EcoNothofagus*, 149-155.

- Pezo, D. y Ibrahim, M. (1999) Sistemas silvopastoriles. *Colección de Modelos de Enseñanza Agroforestal No.2*, Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE).
- Pleasants, A. B., Shorten, P. R. y Wake, G. C. (2007) The distribution of urine deposited on a pasture from grazing animals, *The Journal of Agricultural Science*. Cambridge University Press, 145(1), pp. 81–86. doi: <https://doi.org/10.1017/S0021859606006563>
- Prieto, J. (2002) La agricultura y la ganadería en zonas de montaña para el siglo XXI, *Actas del XV SICODER*, pp. 79–92.
- Ramankutty, N. y Foley, J. A. (1999) Estimating historical changes in global land cover: Croplands from 1700 to 1992, *Global biogeochemical cycles*. Wiley Online Library, 13(4), pp. 997–1027. <https://doi.org/10.1029/1999GB900046>
- Ramírez, V. B. (2013) Sistemas agroalimentarios localizados: identidad territorial, construcción del capital social e instituciones, *Agricultura, sociedad y desarrollo*. Colegio de Postgraduados, 10(1), pp. 133–137.
- Raudsepp, H. C., Peterson, G. D. y Bennett, E. M. (2010) Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes, *Proceedings of the National Academy of Sciences*. National Acad Sciences, 107(11), pp. 5242–5247. <https://doi.org/10.1073/pnas.0907284107>
- Reis, G. L., Lana, Â. M. Q., Maurício, R. M., Lana, R. M. Q., Machado, R. M., Borges, I., & Neto, T. Q. (2010) Influence of trees on soil nutrient pools in a silvopastoral system in the Brazilian Savannah, *Plant and Soil*, 329(1), pp. 185–193. doi: 10.1007/s11104-009-0144-5.
- Reyes, G. J. A., Escobedo, A. J. C., Buitrago, I., Herrera, T. F., Endara, A.Á., y Estrada, F. J. (2017) *Retos y oportunidades de los sistemas silvopastoriles en Áreas Protegidas*. SEMARNAT, CONANP, GIZ, ICAR-UAEM, IUCN, GFA. México
- Rodríguez, B. P. C., González, R.H., Cantú, S.I., Pando, M.M., Marmolejo, M. J. G., Gómez, M. M. V., y Lazcano, C. J. (2019) Modelos de degradación de la hojarasca en bosques de encino y de pino en Nuevo León, *Revista mexicana de ciencias forestales*. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, 10(55), pp. 39–55.
- Rooney, T. P. y Waller, D. M. (2003) Direct and indirect effects of white-tailed deer in forest ecosystems, *Forest ecology and management*. Elsevier, 181(1–2), pp. 165–176. doi:10.1016/S0378-1127(03)00130-0
- Rudel, T. K., Defries, R., Asner, G. P., y Laurance, W. F. (2009) Changing drivers of deforestation and new opportunities for conservation, *Conservation Biology*. Wiley Online Library, 23(6), pp. 1396–1405. doi: 10.1111/j.1523-1739.2009.01332.x
- Rueda, B. L., McRoberts, K. C., Blake, R. W., Nicholson, C. F., Valentim, J. F., y Fernandes, E. C. M. (2020). Nutrient status of cattle grazing systems in the western brazilian amazon. *Cogent Food & Agriculture*, 6(1), 1722350.

<https://doi.org/10.1080/23311932.2020.1722350>

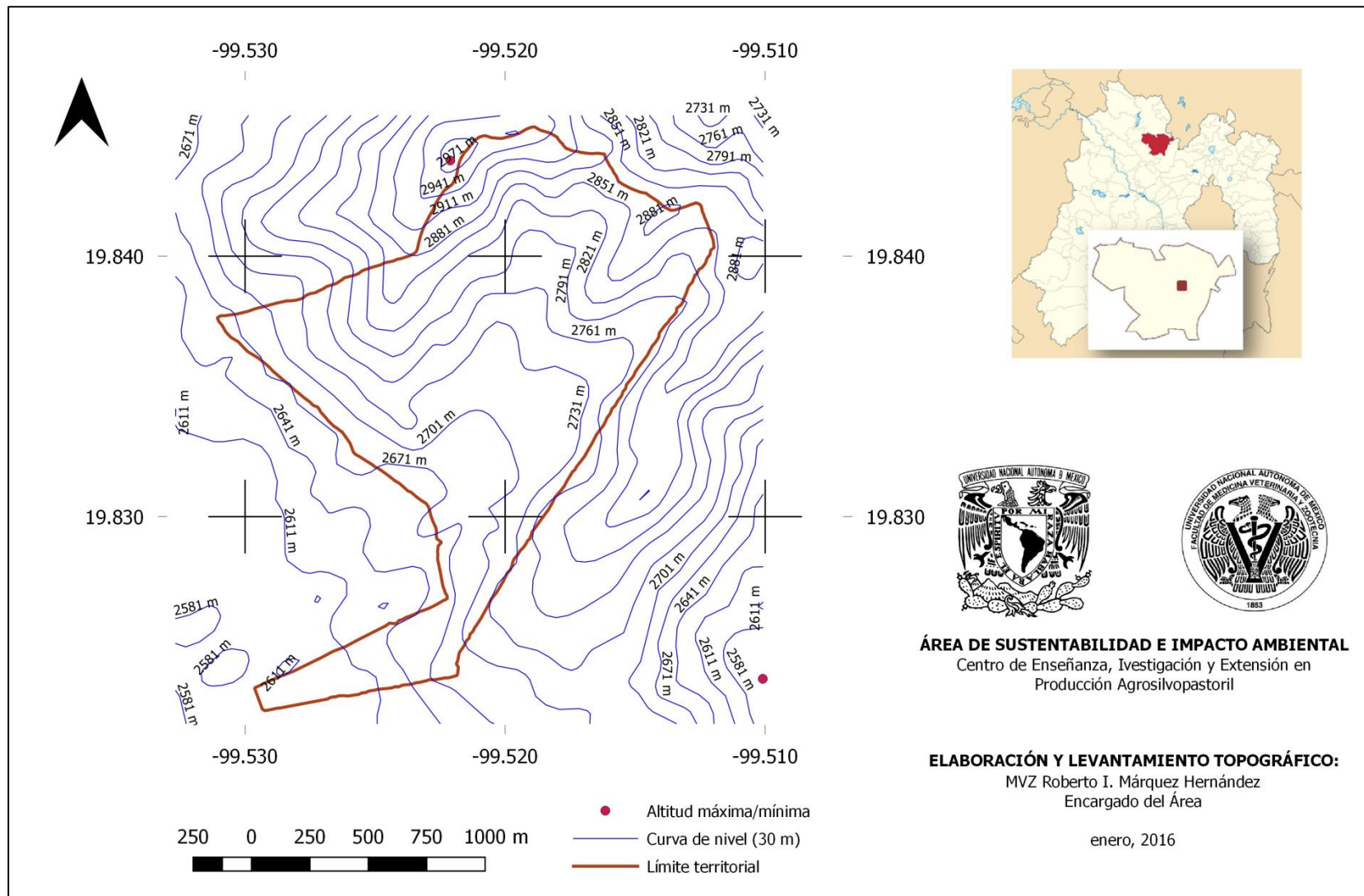
- Rzedowski, J. (2001) Flora fanerogámica del Valle de México. *Instituto de Ecología, A.C. y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad*.
- Rzedowski, J. y Huerta, L. (1978) Vegetación de México, editorial limusa, México, DF.
- SAGARPA (2012) México: el sector agropecuario ante el desafío del cambio climático. *Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación*. México.
- Sánchez, G. A. (2008) Una visión actual de la diversidad y distribución de los pinos de México, *Madera y bosques*. Instituto de Ecología AC, 14(1), pp. 107–120.
- Seddaiu, G., Bagella, S., Pulina, A., Cappai, C., Salis, L., Rossetti, I. *et al.* (2018) Mediterranean cork oak wooded grasslands: synergies and trade-offs between plant diversity, pasture production and soil carbon, *Agroforestry Systems*. Springer Netherlands, 92(4), pp. 893–908. doi: 10.1007/s10457-018-0225-7.
- SEMARNAT (2005) Informe de la situación del medio ambiente en México; compendio de estadísticas ambientales, *Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales and Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo: México, DF*.
- SEMARNAT (2013) Acuerdo por el que se da a conocer el resumen del Programa de Manejo del Parque Nacional Iztaccíhuatl Popocatepetl, *Diario Oficial de la Federación*.
- SEMARNAT (2002) Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000, que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudios, muestreo y análisis, *Diario oficial de la Federación*, p. 85.
- Semmartin, M. (2006) Dinámica de la descomposición y la mineralización neta del nitrógeno y del fósforo de heces de vacunos en pastoreo sobre un pastizal templado, *Revista Argentina de Producción Animal*, 26(3), pp. 193–202.
- Semmartin, M., Garibaldi, L. A. y Chaneton, E. J. (2008) Grazing history effects on above- and below-ground litter decomposition and nutrient cycling in two co-occurring grasses, *Plant and Soil*. Springer, 303(1–2), pp. 177–189. <http://dx.doi.org/10.1007/s11104-007-9497-9>
- Siavosh, S. (2000) Impacto de sistemas de ganadería sobre las características físicas, químicas y biológicas de suelos en los Andes de Colombia, en *Agroforestería para la Producción Animal en Latinoamérica*. Cali, Colombia: FAO-CIPAV, pp. 77–95.
- Six, J., Conant, R. T., Paul, E. A., y Paustian, K (2002) Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturation of soils, *Plant and soil*. Springer, 241(2), pp. 155–176.
- Song, Y., Song, C., Ren, J., Tan, W., Jin, S., y Jiang, L. (2018) Influence of nitrogen additions on litter decomposition, nutrient dynamics, and enzymatic activity of two plant species

- in a peatland in Northeast China, *Science of the Total Environment*. Elsevier, 625, pp. 640–646. doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.12.311
- Swift, M. J., Heal, O. W., Anderson, J. M., & Anderson, J. M. (1979). Decomposition in terrestrial ecosystems (Vol. 5). Univ of California Press.
- Tallis, H., Kareiva, P., Marvier, M., y Chang, A. (2008) An ecosystem services framework to support both practical conservation and economic development, *Proceedings of the National Academy of Sciences*. National Acad Sciences, 105(28), pp. 9457–9464. <https://doi.org/10.1073/pnas.0705797105>
- Tidwell, T. L. (2016) Nexus between food, energy, water, and forest ecosystems in the USA, *Journal of Environmental Studies and Sciences*. Springer, 6(1), pp. 214–224. <https://doi.org/10.1007/s13412-016-0367-8>
- Tilman, D. y Lehman, C. (2001) Human-caused environmental change: impacts on plant diversity and evolution, *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. The National Academy of Sciences, 98(10), pp. 5433–5440. doi: 10.1073/pnas.091093198.
- Torres, R. J. M. (2004) Estudio de tendencias y perspectivas del sector forestal en América Latina al año 2020. Informe Nacional México. FAO. 145 p.
- Trejo, D. C. C. y Tejero, D. J. D. (2017) Flora de plantas vasculares en la Sierra de las Ánimas, Chapa de Mota, Estado de México, México, *Polibotánica*. Instituto Politécnico Nacional, Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, (43), pp. 1–35.
- Trujillo, U. E., Álvarez, L. P. S., Valdovinos, C. V. R., Benítez, M. G., y Rodríguez, G. L. O. (2018) Turnos forestales en plantaciones maderables de *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden, en Balancán, Tabasco, *Revista mexicana de ciencias forestales*. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, 9(48), pp. 27–46.
- Turkelboom, F., Thoonen, M. y Jacobs, S. (2015) Ecosystem service trade-offs and synergies, *Ecology and Society*, 21(1), 43. <http://dx.doi.org/10.5751/ES-08345-210143>
- Turner, B. L., Lambin, E. F. y Reenberg, A. (2007) The emergence of land change science for global environmental change and sustainability, *Proceedings of the National Academy of Sciences*. National Acad Sciences, 104(52), pp. 20666–20671. <https://doi.org/10.1073/pnas.0704119104>
- Vandermeulen, S., Ramírez-Restrepo, C. A., Marche, C., Decruyenaere, V., Beckers, Y., y Bindelle, J. (2018) Behaviour and browse species selectivity of heifers grazing in a temperate silvopastoral system, *Agroforestry Systems*, 92(3), pp. 705–716. doi: 10.1007/s10457-016-0041-x.
- Van der Plas, F., Manning, P., Soliveres, S., Allan, E., Scherer-Lorenzen, M., Verheyen, K. et al. (2016) Biotic homogenization can decrease landscape-scale forest multifunctionality, *Proceedings of the National Academy of Sciences*. National Acad

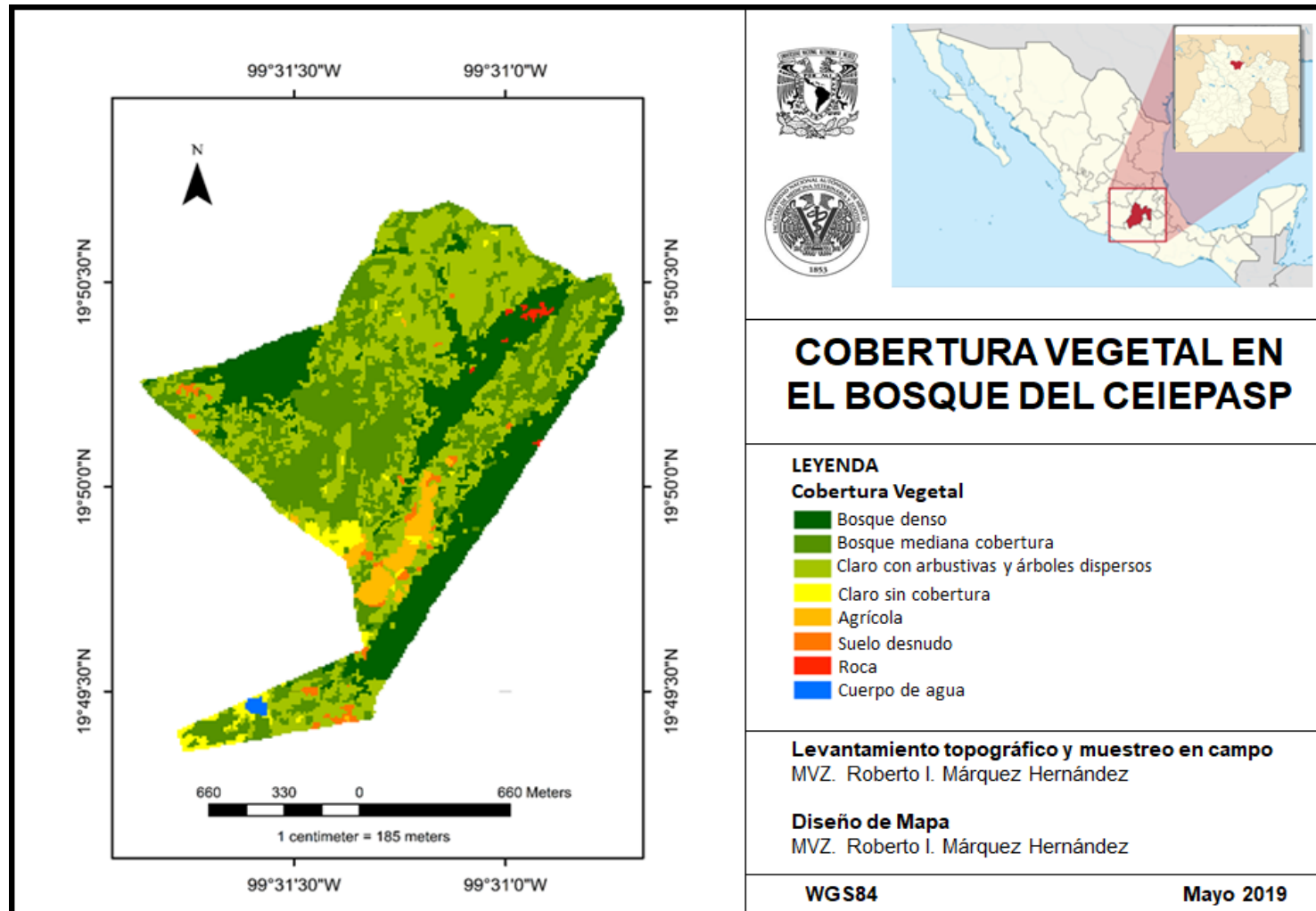
Sciences, 113(13), pp. 3557–3562. <https://doi.org/10.1073/pnas.1517903113>

- Vira, B., Agarwal, B., Jamnadas, R., Kleinschmit, D., McMullin, S., Mansourian, S., ... & Wildburger, C. (2015). Introduction: Forests, trees and landscapes for food security and nutrition (Chapter 1). IUFRO world series, 33, 14-23.
- Wang, Z., Yuan, X., Wang, D., Zhang, Y., Zhong, Z., Guo, Q., & Feng, C. (2018). Large herbivores influence plant litter decomposition by altering soil properties and plant quality in a meadow steppe. *Scientific reports*, 8(1), 1-12. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-26835-1>
- Ward, L. K. y Jennings, R. D. (1990) Succession of disturbed and undisturbed chalk grassland at Aston Rowant National Nature Reserve: dynamics of species changes, *Journal of applied ecology*. JSTOR, pp. 897–912. doi: 10.2307/2404385
- Wedderburn, M. E. y Carter, J. (1999) Litter decomposition by four functional tree types for use in silvopastoral systems, *Soil Biology and Biochemistry*. Elsevier, 31(3), pp. 455–461.
- Zhang, Z., Zhang, B., Zhang, X., Yang, X., Shi, Z., & Liu, Y. (2019) Grazing altered the pattern of woody plants and shrub encroachment in a temperate savanna ecosystem, *International journal of environmental research and public health*. Multidisciplinary Digital Publishing Institute, 16(3), p. 330. doi: 10.3390/ijerph16030330

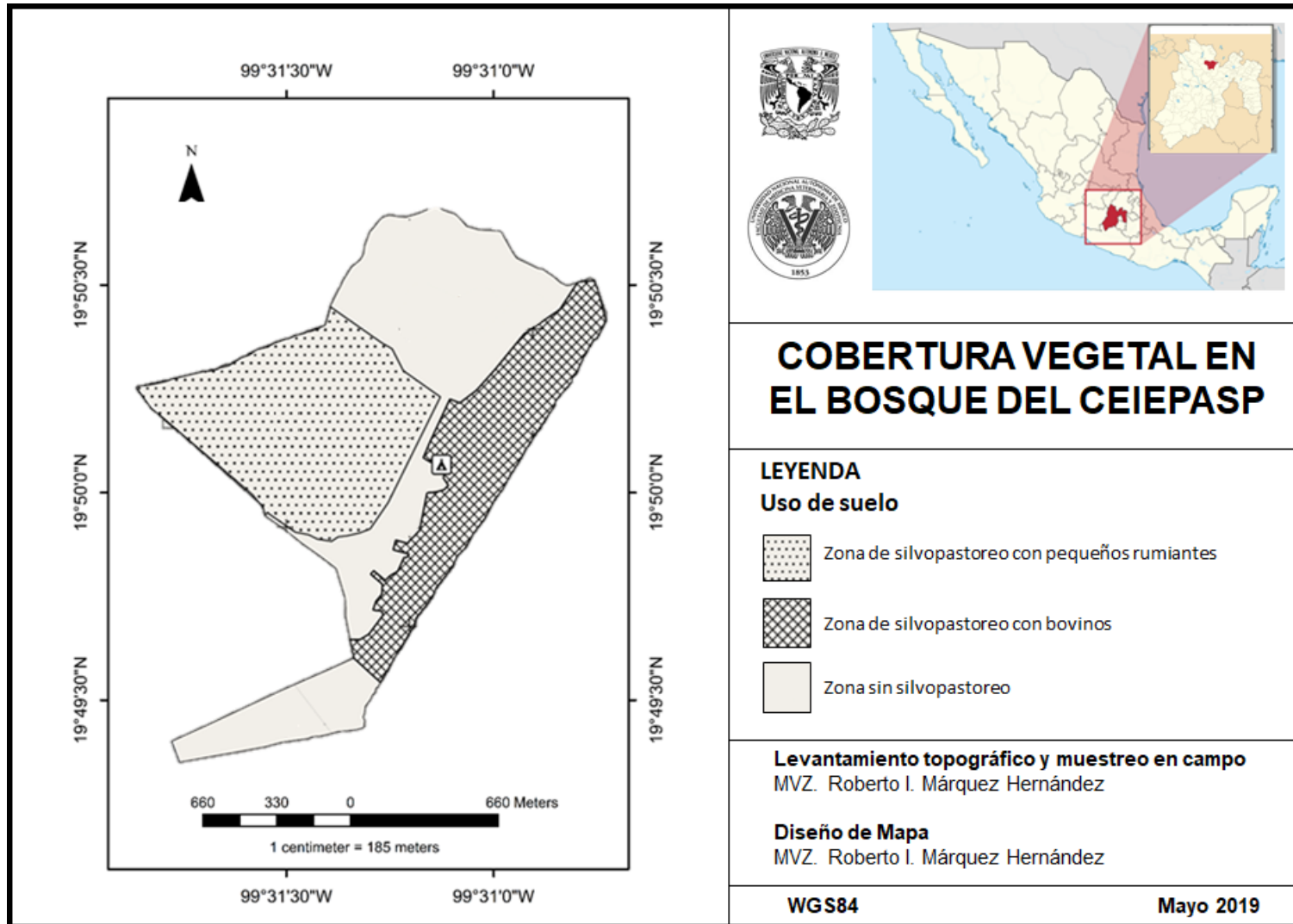
ANEXO I: MAPA DE CURVAS DE NIVEL DEL BOSQUE DEL CEIEPASP



ANEXO II: MAPA DE COBERTURA VEGETAL DEL BOSQUE DEL CEIEPASP



ANEXO III: MANEJO DEL SUELO DEL BOSQUE DEL CEIEPASP EN FUNCIÓN DEL PASTOREO



ANEXO IV: ANÁLISIS DE LABORATORIO PARA FERTILIDAD DE SUELO

Preparación de las muestras

Una vez recolectadas las muestras de suelo, estas fueron preparadas a través del método AS-01 de la NOM-021-RECNAT-2000 (SEMARNAT, 2002). Las muestras fueron etiquetadas y almacenadas en bolsa de plástico para su traslado. Posteriormente fueron analizadas en el laboratorio de suelos del Instituto de Investigación y Capacitación Agropecuaria, Acuícola y Forestal del Estado de México (ICAMEX).

En el laboratorio, las muestras fueron secadas a la sombra y a temperatura ambiente, extendiendo la muestra sobre charolas de plástico. Una vez seca, las muestras de suelo fueron cribadas con ayuda de un tamiz con aberturas de 2 mm de diámetro (malla 10) de acero inoxidable. Posteriormente las muestras se homogenizaron y almacenaron para su posterior análisis.

Determinación pH en agua

Se utilizó el método electrométrico para la determinación del pH en las muestras de suelo en solución de agua pura (relación agua-suelo 2:1). Se pesaron 10 g de suelo los cuales fueron colocadas en un vaso de precipitado, posteriormente se adicionaron 20 ml de agua destilada. La mezcla fue agitada manualmente en intervalos de 5 minutos, durante 30 minutos y posteriormente se dejó reposar durante 15 minutos.

Para la medición se utilizó un medidor de conductividad de mesa marca Pinnacle, Modelo M541, el cual fue calibrado con soluciones reguladoras pH 4.00, 7.00 y 10.00. El electrodo fue enjuagado entre muestra y muestra con agua destilada antes de iniciar las lecturas. Los resultados fueron registrados en la bitácora para el control interno del laboratorio.

Determinación del contenido de materia orgánica

Se realizó conforme a la metodología de Walkley y Black (método AS-07 de la de la NOM-021-RECNAT-2000). Este método se basa en la oxidación del carbono orgánico del suelo por medio de una disolución de dicromato de potasio y el calor de reacción que se genera al mezclarla con ácido sulfúrico concentrado.

Para el análisis se pesaron 0.5 g de suelo seco los cuales fueron colocados en un matraz Erlenmeyer de 500 ml al que se le adicionaron 10 ml de dicromato de potasio 1 N. Posteriormente se agregó cuidadosamente con una bureta 20 ml de H₂SO₄ concentrado a la suspensión, girando nuevamente el matraz y agitando de esa forma durante un minuto.

La mezcla se dejó reposar durante 30 minutos, posteriormente se añadieron 200 ml de agua destilada, 5 ml de H₃PO₄ concentrado y 0.25 ml del indicador de difenilamina y posteriormente se tituló con la disolución de sulfato ferroso gota a gota hasta un punto final verde claro.

Para estimar el contenido de carbono orgánico se aplicó la siguiente formula:

$$\%C_{orgánico} = \left(\frac{B - T}{g} \right) (N) (0.39) mcf$$

Donde:

B = Volumen de sulfato ferroso gastado para valorar el blanco de reactivos (ml).

T = Volumen de sulfato ferroso gastado para valorar la muestra (ml).

N = Normalidad exacta del sulfato ferroso.

g = Peso de la muestra empleada (g).

mcf = Factor de corrección de humedad.

Determinación de textura

Para la determinación de textura del suelo se realizó por el método AS-09 establecido en la NOM-021-RECNAT-2000. Este procedimiento se basa en la separación de las partículas del suelo a diferentes tiempos de lectura (40 s para partículas mayores a 0.05 mm y de dos horas para partículas mayores a 0.002 mm).

Para el análisis se pesaron 60 g de suelo los cuales fueron mezclados en un agitador mecánico por 5 minutos. Una vez finalizado el tiempo se colocó la mezcla en una probeta de 1000 ml, la cual fue aforada con agua destilada hasta completar 1 litro con el hidrómetro dentro de la suspensión. Una vez aforado se retiró el hidrómetro para volver a agitar manualmente por 1

minuto. Finalmente, se colocó de nuevo el hidrómetro tomando lectura del hidrómetro a los 40 segundos y a las 2 horas de terminada la dispersión manual.

Las diferentes fracciones se calcularon con base en las siguientes fórmulas:

$$\%Arena = (valor\ de\ la\ primer\ lectura * 2) - 100$$

$$\%Arcilla = (valor\ de\ la\ segunda\ lectura) * 2$$

$$\%Limo = \%Arena - \%Arcilla$$

Determinación de Fósforo

Se realizó por el procedimiento de Bray y Kurtz, (1945); método AS-11 de la NOM-021-RECNAT-2000. Este método utiliza una solución extractora de P que consiste en una mezcla de HCL y NH₄F la cual remueve formas de P ácido solubles como fosfatos de Ca y una porción de fosfatos de Al y Fe.

Para el análisis se pesaron 2.5 g de suelo al cual se adicionaron 25 ml de solución extractora. Posteriormente se mezcló la suspensión en un agitador de acción reciproca regulado a 180 oscilaciones por minuto, por 5 minutos. Una vez mezclado el extracto se filtró a través de papel Whatman No. 42. Del extracto filtrado se tomó una alícuota de 30 ml, la cual fue aforada a 40 ml con agua, a la cual se agregó 5 ml de solución reductora para posteriormente dejarlo en reposo por 30 min antes de leer la intensidad de absorción de luz a 882 nm.

Para la lectura de absorción de luz, se utilizó un espectrofotómetro UV visible marca Thermo Scientific™ modelo GENESYS 10S Vis. el cual fue calibrado con las siguientes curvas de calibración: 0, 1.0, 2.0, 3.0, 4.0 y 5.0 mg L de P.

Para el cálculo de P en la muestra se utilizó la siguiente fórmula:

$$P(mg\ Kg^{-1}\ de\ suelo) = CC \times \frac{V_f}{A} \times \frac{V_i}{p}$$

Donde:

CC= mg L⁻¹ de P en la solución. Se obtiene graficando la curva de calibración (absorbancia contra mg L⁻¹) e interpolando en la misma los valores de absorbancia de las muestras analizadas a las cuales previamente se les ha restado el valor promedio de los blancos o por medio de una regresión simple.

V_f= volumen final de la solución colorimétrica, ml.

A= alícuota del extracto usado colorimetría, ml.

V_i= volumen de la solución empleada para hacer el extracto, ml.

p= peso de la muestra seca al aire.

Determinación de Nitrógeno total

Se realizó por el método de Kjeldahl, para el análisis se utilizaron 0.5 g de muestra. La digestión se realizó con ácido salicílico y ácido sulfúrico concentrado para formar ácido nitrososalicílico. Posteriormente se dejó reposar 30 minutos, y después se añadieron 10 g y de tiosulfato de sodio con el fin de reducir al ácido nitrososalicílico; se agitó y dejó reposar por un período de 5 minutos.

Transcurrido el tiempo se calentó la mezcla a flama baja en el matraz Kjeldahl hasta que no existió desprendimiento de humos blancos y la solución se halla clarificado. Se dejó continuar la digestión durante 30 minutos más.

Se retiró el matraz y se dejó enfriar a temperatura ambiente. Se agregó 1 g de sulfato cúprico y 10 g de sulfato de potasio llevar a digestión hasta que la solución sea incolora o de color amarillo paja.

Se preparó un matraz Erlenmeyer de 500 cm³, dentro del cual se adicionaron 25 cm³ de solución de ácido sulfúrico y de 3 a 4 gotas de solución indicadora de anaranjado de metilo. Se adicionó 100 cm³ de solución de hidróxido de sodio 10 N.

Para la destilación se agregaron 150 cm³ de la solución de hidróxido de sodio. El matraz se calentó hasta que destiló todo el amoniaco se colocó el matraz colector del destilado en forma tal que el tubo de vidrio de descarga conectado al condensador quede sobre la boca del matraz libre del contacto con la solución del ácido sulfúrico 0.1 N y se continuó destilando aproximadamente 5 minutos con el objeto de llenar el tubo de descarga. Posteriormente se tituló con la solución de ácido sulfúrico 0.1 N hasta que la solución viró.

El nitrógeno total en por ciento se calculó con la siguiente fórmula:

$$\text{Nitrógeno Total (\%)} = \frac{(Vm - Vb) \times N \times 0.014 \times 100}{m}$$

Donde:

V_m= Volumen de HCL gastado en la muestra

V_b= Volumen de HCL gastado en el blanco

N= Normalidad del HCL

m= Peso de la muestra en gramos

Determinación de cationes solubles (CA, MG, NA, K)

Se utilizó el método AS-19 de la NOM-021-RECNAT-2000. Este método consiste en la medición de los cationes solubles en el extracto de saturación por medio de un espectrofotómetro de flama. Para el análisis de muestra se utilizó un espectrofotómetro de absorción atómica marca PerkinElmer, modelo AAnalyst 200.

Previo al análisis de las muestras, el equipo se calibro con 6 curvas de calibración cuyas concentraciones se muestran en el siguiente cuadro:

Concentraciones utilizadas para las curvas de calibración para la determinación de cationes solubles en suelo

	CURVA (mg L ⁻¹)					
	1	2	3	4	5	6
Ca	0	1	2	3	4	5
Mg	0	0.1	0.2	0.3	0.4	0.5
Na	0	0.4	0.8	1.2	1.6	2
K	0	1	2	3	4	5

Cabe señalar que para el control de la longitud de onda se utilizó una lámpara de cátodo hueco (PerkinElmer) para cada elemento.

Para el cálculo de las concentraciones de los diferentes elementos se utilizaron las siguientes fórmulas:

$$\text{Cación soluble mmol L}^{-1} = (a - b) \times \frac{d}{PE}$$

Donde:

a = mg L⁻¹ de Ca, Mg, Na o K en el extracto diluido

b = mg L⁻¹ en el blanco

d = Factor de dilución

PE = Peso equivalente (Ca = 20, Mg = 12.15, Na = 23.0 y k=39.1).