



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

INSTITUTO DE INVESTIGACIONES EN ECOSISTEMAS Y SUSTENTABILIDAD
MANEJO INTEGRAL DE ECOSISTEMAS

ESTUDIO SOCIOECOLÓGICO DEL MANEJO SILVOPASTORIL EN EL BOSQUE TROPICAL
SECO DE LA COSTA CENTRO DE JALISCO, MÉXICO

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

DOCTORA EN CIENCIAS

PRESENTA:

ROSA SÁNCHEZ ROMERO

TUTOR PRINCIPAL DE TESIS: DR. CARLOS ERNESTO GONZÁLEZ ESQUIVEL
INSTITUTO DE INVESTIGACIONES EN ECOSISTEMAS Y SUSTENTABILIDAD, UNAM

COMITÉ TUTOR: DRA. PATRICIA BALVANERA LEVY
INSTITUTO DE INVESTIGACIONES EN ECOSISTEMAS Y SUSTENTABILIDAD, UNAM

DR. LUIS ENRIQUE GARCÍA BARRIOS
COLEGIO DE LA FRONTERA SUR

MORELIA, MICHOACÁN, NOVIEMBRE, 2020



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



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.



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

INSTITUTO DE INVESTIGACIONES EN ECOSISTEMAS Y SUSTENTABILIDAD
MANEJO INTEGRAL DE ECOSISTEMAS

ESTUDIO SOCIOECOLÓGICO DEL MANEJO SILVOPASTORIL EN EL BOSQUE TROPICAL
SECO DE LA COSTA CENTRO DE JALISCO, MÉXICO

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

DOCTORA EN CIENCIAS

PRESENTA:

ROSA SÁNCHEZ ROMERO

TUTOR PRINCIPAL DE TESIS: DR. CARLOS ERNESTO GONZÁLEZ ESQUIVEL
INSTITUTO DE INVESTIGACIONES EN ECOSISTEMAS Y SUSTENTABILIDAD, UNAM

COMITÉ TUTOR: DRA. PATRICIA BALVANERA LEVY
INSTITUTO DE INVESTIGACIONES EN ECOSISTEMAS Y SUSTENTABILIDAD, UNAM

DR. LUIS ENRIQUE GARCÍA BARRIOS
COLEGIO DE LA FRONTERA SUR

MORELIA, MICHOACÁN, 2020

COORDINACIÓN DEL POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

ENTIDAD: IIES-MORELIA

OFICIO CPCB/702/2020

ASUNTO: Oficio de Jurado

M. en C. Ivonne Ramírez Wence
Directora General de Administración Escolar, UNAM
Presente

Me permito informar a usted que en la reunión ordinaria del Comité Académico, del Posgrado en Ciencias Biológicas, celebrada el día **24 de agosto de 2020** se aprobó el siguiente jurado para el examen de grado de **DOCTORA EN CIENCIAS** de la estudiante **SÁNCHEZ ROMERO ROSA**, con número de cuenta **84304272**, con la tesis titulada **“Estudio socioecológico del manejo silvopastoril en el bosque tropical seco de la Costa Centro de Jalisco, México”**., realizada bajo la dirección del **DR. CARLOS ERNESTO GONZÁLEZ ESQUIVEL**, quedando integrado de la siguiente manera:

Presidenta: DRA. ELIANE CECCON
Vocal: DRA. ALICIA CASTILLO ÁLVAREZ
Secretario: DRA. PATRICIA BALVANERA LEVY
Suplente: DRA. MARTA ASTIER CALDERÓN
Suplente: DR. DANIEL VAL ARREOLA

Sin otro particular, me es grato enviarle un cordial saludo.

ATENTAMENTE
“POR MI RAZA HABLARÁ EL ESPÍRITU”
Cd. Universitaria, Cd. Mx., a 26 de octubre de 2020

COORDINADOR DEL PROGRAMA



DR. ADOLFO GERARDO NAVARRO SIGÜENZA



COORDINACIÓN DEL POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
UNIDAD DE POSGRADO

Edificio D, 1° Piso. Circuito de Posgrados, Ciudad Universitaria
Alcaldía Coyoacán. C. P. 04510 CDMX

Tel. (+5255)5623 7002 <http://pcbiol.posgrado.unam.mx/>

AGRADECIMIENTOS INSTITUCIONALES

Agradezco al Posgrado en Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional Autónoma de México, por ser gratuita y darme la oportunidad de realizar mis estudios de doctorado.

Agradezco al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca de investigación otorgada durante el transcurso del doctorado (CVU/becario 165044). A los proyectos que apoyaron los trabajos de investigación para la tesis, DGAPA-UNAM (becas PAPIIT IA203517-2017 e IN211417-2017) y la Fundación Rufford (beca 19426-2). Al Laboratorio Nacional de Innovación Ecotecnológica para la Sustentabilidad (LANIES-UNAM) y al Laboratorio de Nutrición Animal y Alimentos de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo por el apoyo en la realización de análisis de suelos y plantas.

Agradezco a mi tutor principal, el Dr. Carlos E. González Esquivel, por todo el gran apoyo que me brindó durante el todo el proceso de aprendizaje en el doctorado.

Agradezco a los miembros del comité tutor, la Dra. Patricia Balvanera Levy y el Dr. Luis E. García Barrios, gracias por todo su apoyo y sus valiosas aportaciones a lo largo de todo el proyecto.

AGRADECIMIENTOS PERSONALES

A Yokoyani A., el Solecito que ilumina mi vida, gracias su cariño, por todas tus enseñanzas y por acompañarme en la aventura de la vida, estoy orgullosa de ti. A Leti S. por todo su cariño y apoyo incondicional, y por ser una persona tan linda y admirable. A mis padres por darme el regalo de la vida.

A mis grandes amigos, compañeros y maestros de vida, que cercas o a la distancia han estado y siguen estando presentes, Iseo N, Ivan R, Sandra R, Dante S y Pedro R. Han sido y son una parte importantes en mi vida, gracias por seguir acompañándome en este camino, por estar en los días de tormenta y los soleados, hacen que salgan los arcoíris llenos de colores.

Al genial equipo “Vainas”, Karla, Gustavo, FaNi, Yadira, José, Gracias amigos por hacer todo mas fácil y divertido. Estuvieron geniales todas las aventuras que vivimos.

A todos los compañeros del laboratorio, John L., Omar R, Gris, Karla C., Hexón, Dante, Netza....., y del instituto, Leo M., Pacho, Flor, Felipe A. Mariana V..... es larga la lista y si trato de nombrar a todos seguramente omitiría a algunos que has sido importantes en esta etapa. Gracias a todos por hacer agradable mi estancia en Morelia, por brindarme su gran apoyo y valiosa amistad.

A la comunidad de “Chamela” por abrirme las puertas de sus hogares y enseñarme de la producción ganadera, pero sobre todo de la relaciones que tienen entre los miembros de la comunidad, con la naturaleza y con la vida misma, aprendí mucho.

Agradezco a los miembros del jurado, Dra. Alicia Castillo Álvarez, Dra. Patricia Balvanera Levy, Dra. Marta Astier Calderón, Dra. Eliane Ceccon y Dr. Daniel Val Arreola, gracias por sus valiosas aportaciones para mejorar el presente trabajo.

Agradezco a al apoyo técnico y administrativo: Francisco Mora Ardila, Luis Felipe Arreola Villa, Maribel Nava Mendoza, Luis Raúl Ahedo Hernández, Salvador Araiza Méndez, Ana Lidia Sandoval Pérez, Leonarda Terán Cárdenas, Atzimba López Maldonado, Heberto Ferreira Medina y Alberto Valencia García, así como a todo el personal de la Estación de Biología Chamela. Gracias por el gran y valioso apoyo que me brindaron para lograr el presente trabajo.

Finalmente agradezco a todas las personas que conocí (y a las que no conocí), que con su existencia, de alguna forma me acompañaron y apoyaron mi vivir. También al universo por todos los aprendizajes y hermosos regalos que me ha dado. Termina una aventura más, pero comisan otras.

ÍNDICE

RESUMEN	1
ABSTRACT	3
INTRODUCCIÓN GENERAL	5
CAPÍTULO I. Management strategies, silvopastoral practices and socioecological drivers in traditional livestock systems in tropical dry forests: An integrated analysis	18
CAPÍTULO II. El manejo silvopastoril tradicional tiene impactos limitados sobre la vegetación y el suelo del bosque en el trópico seco	35
CAPÍTULO III. Estimation of the forage potential of trees in silvopastoral systems of a dry tropical forest in Jalisco, Mexico	62
CAPÍTULO IV. Saberes locales del manejo silvopastoril para la construcción de sistemas ganaderos más sustentables en el trópico seco	82
DISCUSIÓN GENERAL Y CONCLUSIONES	110
REFERENCIAS	117

RESUMEN

La presente tesis es una contribución a la comprensión de los sistemas silvopastoriles (SSP) tradicionales del trópico seco, para la construcción de sistemas de producción ganadera más sustentable. Esto en respuesta a la creciente demanda de carne, sobre todo en países en desarrollo, así como a la deforestación y degradación de bosques tropicales provocada por la ganadería. El estudio analiza el manejo silvopastoril tradicional en el trópico seco de la costa centro de Jalisco, “Región de Chamela”, México. Comprende: a) un análisis socioecológico desde la perspectiva de los productores, b) una evaluación de los impactos del manejo del SSP en zonas boscosas sobre la vegetación y el suelo, c) una evaluación del potencial forrajero de 16 especies arbóreas locales, y d) un análisis de los saberes locales sobre el manejo silvopastoril, que puedan ser utilizados para incrementar la sustentabilidad de la ganadería en el trópico seco. Se utilizó un enfoque mixto mediante herramientas metodológicas cualitativas y cuantitativas, incluyendo entrevistas a profundidad, muestreos de vegetación y suelo, análisis de laboratorio y talleres con los productores. Los datos fueron analizados mediante análisis de narrativas, estadística básica, multivariada y generación de modelos alométricos.

Se encontró que diferentes factores socioecológicos regionales y locales son determinantes en la forma en que los productores manejan sus recursos. Se distinguieron cuatro estrategias, que se basan en el acceso a recursos y el tipo de cobertura vegetal (pastizal/bosque), estas difieren en aspectos de productividad e impactos sobre los bosques de la región. En el manejo adaptativo, el aprendizaje es clave en los procesos de toma de decisiones. Con respecto al impacto del manejo silvopastoril, se encontró que la presencia del ganado y la tala selectiva tienen limitados efectos sobre las 43 variables evaluadas, pertenecientes a distintos componentes de la vegetación y el suelo del bosque. Los más evidentes fueron la disminución de macroagregados y la disminución de leñosas de tallos gruesos. También se encontraron diversas interacciones entre los diferentes componentes de la vegetación y el suelo, reflejo de la complejidad de la dinámica del ecosistema bosque con manejo. En cuanto a la disponibilidad de forraje, se encontró que las 16 especies arbóreas evaluadas tienen alto potencial, aunque existe alta variabilidad en la biomasa disponible y la calidad nutricional tanto del follaje como de los frutos, por lo que se recomienda combinar dichas especies. Para estimar la biomasa del follaje y frutos el mejor predictor fue la cobertura de copa, seguida de la altura y el área basal. Finalmente, se encontró que los ganaderos de la región cuentan con extensos conocimientos de las especies arbóreas locales, tales como sus usos y propiedades para el manejo silvopastoril. En el intercambio de saberes locales y científicos se generaron sinergias y procesos de aprendizaje, reflexión y coproducción.

Se resalta la relevancia del análisis sistémico socioecológico y del enfoque mixto, así como de los sistemas tradicionales de pequeños productores, principales manejadores de los ecosistemas y poseedores de un cúmulo de conocimientos para el manejo sustentable. La gran diversidad de árboles forrajeros de los bosques tropicales secos y su utilización en prácticas silvopastoriles son herramientas estratégicas para mejorar la producción pecuaria,

con menores impactos ambientales que la producción convencional. Se generaron recomendaciones para incrementar la sustentabilidad de los SSP tradicionales, así como para el diseño de políticas públicas, ya que es preciso que éstas tengan un enfoque socioecológico, una visión de manejo adaptativo y que sean incluyentes y flexibles. Es fundamental que se tomen en cuenta las percepciones y necesidades de la población local, mediante un diálogo abierto y participativo.

ABSTRACT

This thesis is a contribution to the understanding of traditional silvopastoral (SP) systems in the dry tropics, in order to develop more sustainable livestock production systems. This as a response to the growing demand for meat, especially in developing countries, and to the deforestation and degradation of tropical forests because of livestock farming. It is an analysis of the traditional SP management in the dry tropics of the central coast of Jalisco, “Chamela Region”, Mexico. It includes: a) A socio-ecological analysis from the perspective of farmers, b) an evaluation of the impacts of SP management in forest areas on vegetation and soils, c) an evaluation of the forage potential of 16 local forage tree species, and d) an analysis of local knowledge on silvopastoral management, which can be used to increase the sustainability of livestock in the dry tropics. A mixed approach was used through qualitative and quantitative methodological tools, including in-depth interviews, vegetation and soil sampling, laboratory analyses, and participatory workshops. The data were analyzed using narrative analysis, basic and multivariate statistics, and generation of allometric models.

Different regional and local socio-ecological drivers were found to be determining factors in the way farmers manage their resources. Four strategies were distinguished, which are based on access to resources and the type of vegetation cover (pasture / forest), these differ in aspects of productivity and impacts on the forests of the region. In adaptive management, learning is key in decision-making processes. In terms of the intensity of SP management, no significant effects of the presence of livestock and of selective logging on 43 variables belonging to different components of vegetation and soil quality were found. The most evident were the decrease in macroaggregates and the decrease in woody trees with thick stems. Various interactions were also found between the different components of the vegetation and the soil, reflecting the complexity of the dynamics of the forest ecosystem with SP management. In terms of forage availability, the 16 evaluated tree species have high potential, although there is high variability in the available biomass and the nutritional quality of both foliage and fruits, so it is recommended to combine these species. For the estimation of foliage and fruit biomass, the best predictor was canopy cover, followed by height and basal area. Finally, it was found that livestock farmers of the region have extensive knowledge of local tree species, such as their uses and properties for silvopastoral management. In the exchange of local and scientific knowledge, synergies and processes of learning, reflection and co-production were generated.

The relevance of the socio-ecological systemic analysis and the mixed approach is highlighted, as well as of the traditional systems of small farmers, as the main managers of ecosystems and holders of a wealth of knowledge for sustainable management. The great diversity of local forage trees in dry tropical forests and their use in SP practices are strategic tools to improve livestock production, with fewer environmental impacts than conventional production. Recommendations were generated to increase the sustainability of traditional SP systems, as well as for the design of public policies, since it is necessary that these have a socio-ecological

focus, an adaptive management vision and be inclusive and flexible. It is fundamental that the perceptions and needs of the local population are taken into account, through an open and participatory dialogue.

.

INTRODUCCIÓN GENERAL

La presente tesis es una contribución a la comprensión de los sistemas silvopastoriles (SSP) tradicionales del trópico seco para la construcción de sistemas de producción ganadera más sustentable, ante las problemáticas ocasionadas por el incremento de la demanda y producción de carne en las últimas décadas, tales como la deforestación y degradación de bosques tropicales (FIRA 2017, FAO 2008).

1. Panorama internacional y nacional de la ganadería y sus problemáticas

En las últimas décadas la demanda y producción mundial de carne han aumentado principalmente debido al incremento de la población humana y la urbanización, así como a los cambios en los patrones de consumo y alimentación, con dietas compuestas por una mayor cantidad de alimentos procesados y de origen animal. Esto ha provocado que el sector pecuario esté en crecimiento, principalmente en países en desarrollo. La producción mundial de carne de bovino entre 2007 y 2016 se incrementó a una tasa promedio anual de 0.3 % y de 1.8 % para México. Se pronostica que siga esta tendencia, en donde la producción mundial de carne de bovino crecerá a una tasa promedio anual de 1.3 % entre 2017 y 2025 (FIRA 2017, SIAP 2016, Steinfeld et al. 2009, Chauvet 1999).

En México, durante el periodo de 1965-1982 el gobierno promovió la ganadería, con créditos, principalmente para compra de animales (50%), así como construcción, maquinaria y establecimiento de pastizales (Chauvet 1999). En 2013 el gobierno estableció el Programa de Fomento Ganadero, con el propósito de incrementar la productividad (SIAP 2017, 2016). Como resultado, la producción de ganado bovino en pie ha ido en aumento, en el 2016 las exportaciones representaron el 22.8 % del total mundial, sólo superadas por Australia. Durante el periodo de 2012 a 2017, el precio del ganado vivo pagado al productor a pie de granja también se incrementó considerablemente (Figura 1). Actualmente ocupa el 8° lugar mundial en la producción de cabezas de bovinos y el 7° lugar en carne de res. (FIRA 2017, SIAP 2017). En el país el cambio de uso de suelo para la producción ganadera bovina es el más extendido, y se estima que el 58% de la superficie nacional está dedicada a la ganadería (SIAP 2017, 2016). Esto debido a que la dinámica y las condiciones de los mercados regionales, nacionales e internacionales de productos que derivan de la ganadería hacen que esta actividad sea atractiva.

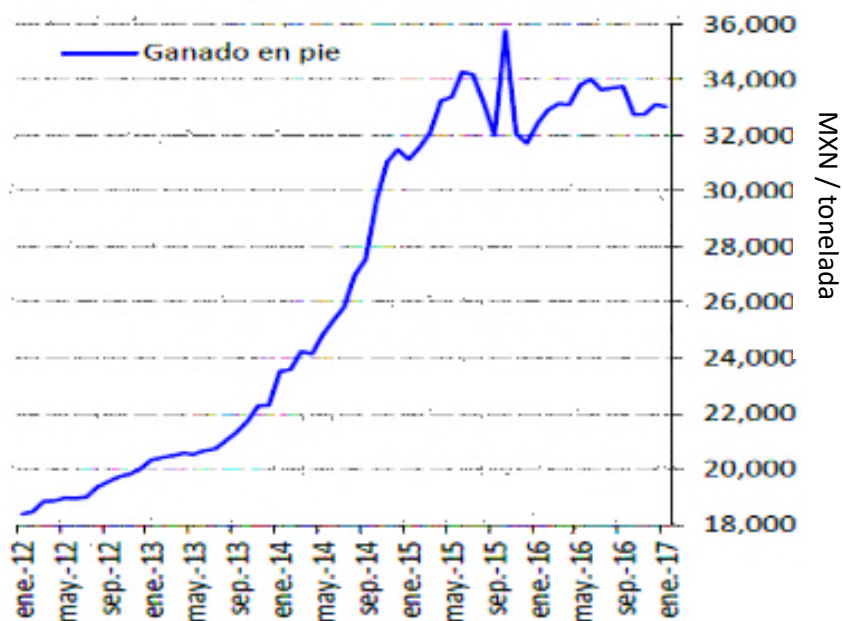


Figura 1. Incremento del precio del ganado bovino en México, 2012 - 2017. Fuente: FIRA, 2017.

Cabe mencionar que dentro de la cadena de producción de carne, en los países en desarrollo se realiza principalmente la producción de becerros, seguida de su engorda (Cuadro 1).

▪

Cuadro 1. Principales eslabones de la cadena de producción y comercialización de carne de bovino en los países en desarrollo, entre ellos México (SIAP 2016, Ponce et al. 2012, Chauvet 1999):

- Producción de becerros (sistema vaca – cría). La mayoría son sistemas extensivos de carne y en algunos casos de doble propósito. En ellos se realiza la monta (o inseminación artificial), gestación, parto y lactancia, así como el desarrollo de las vaquillas que van a ser vacas reproductoras, y de algunos becerros seleccionados para sementales. Después del destete y/o con aproximadamente 180 - 200kg, los becerros son vendidos (ganado en pie para engorda) y llevados a áreas de concentración o corrales de engorda, nacionales o para exportación.
- Engorda de becerros. Se realiza principalmente en sistemas intensivos o semintensivos, en donde los animales se desarrollan hasta tener aproximadamente 450 - 500 kg, para ser vendidos (ganado en pie finalizado) y llevados al sistema de transformación nacional o para exportación.
- Transformación (industrialización). En instalaciones nacionales (rastros municipales, privados y plantas TIF¹), se realiza el sacrificio de los animales y la transformación de la carne en canal a distintos productos cárnicos (cortes, embutidos), así como la refrigeración o congelación.
- Centros de abasto y consumo. Finalmente, los productos cárnicos se llevan a los centros de abasto mayoristas y de menudeo.

En la cadena de producción – comercialización existe un alto intermediarismo².

¹ Tipo Inspección Federal (TIF). Los productos principalmente son para exportación. El sistema TIF tiene normas sanitarias estrictas y minimiza el riesgo de que los productos y subproductos cárnicos que puedan representar una fuente de zoonosis o diseminadores de enfermedades. La mayoría de ellas se encuentra en el norte de país y son las únicas autorizadas para la exportación de carne (SIAP, 2016; Chauvet 1999).

² La Confederación Nacional Ganadera informó que desde que el novillo es vendido a pie de explotación hasta que llega al consumidor, existen de 5 a 10 intermediarios, e incluye compradores de ganado, introductores, transportistas, industriales, empacadoras, rastros, frigoríficos y tablajeros (Chauvet, 1999).

Los sistemas de producción de ganado bovino en México se pueden clasificar de acuerdo con el tipo de clima, en el propósito de la producción, la tecnificación empleada y la intensificación del sistema (Tabla 1).

Tabla 1. Clasificación de los sistemas de producción de ganado bovino.

Clima	Propósito	Tecnología	Intensidad
Árido y semiárido	Carne*	Tradicional*	Intensivo
Templado	Leche	Tecnificado	Extensivo*
Tropical húmedo	Doble propósito		
Tropical seco*			

* Sistema presente en la zona de estudio, costa centro de Jalisco. Elaboración propia.

Clima. México ha sido dividido en cuatro regiones climáticas, cada una de ellas aporta distintos volúmenes de producción de carne: árida y semiárida (27%), templada (17%), tropical húmeda (33%), y tropical seca (23%). Para el caso del trópico seco, la producción es de 55 - 60 becerros destetados por cada 100 vacas y 180-190 kg como peso promedio al destete, la producción es regular y se destina principalmente para el abasto regional y nacional (Suárez-Domínguez & López-Tirado 1996).

Propósito. La producción de carne es una actividad tradicional para los países que todavía no adoptan un sistema intensivo de cría y engorda de ganado (Chauvet 1999). En México esta producción es la más extendida, se realiza en todas las regiones del país. La producción de becerros depende principalmente de la cantidad de partos y de la tasa de mortalidad (SIAP 2016).

Tecnología. La producción pecuaria presenta diversos grados de desarrollo técnico. Los sistemas de producción tradicional se adaptan empíricamente a su entorno, hacen uso de los recursos que tienen a su alcance, utilizan tecnología simple y bajos insumos externos (Fuentealba & González-Esquivel 2016, Moreno et al. 2014, Nahed-Toral et al. 2013). La tecnología utilizada incluye la mecanización de los cultivos forrajeros y de ordeña, el uso de alimentos balanceados (y/o suplementos) y la inseminación artificial (Steinfeld et al. 2009). En el centro y sur de México la industria ganadera es menos tecnificada que en el norte (SIAP 2016).

Intensidad. La ganadería intensiva se realiza en áreas reducidas, los animales se mantienen estabulados y en la alimentación se emplea una gran cantidad de insumos externos. En contraste, en la ganadería extensiva el ganado es mantenido en grandes áreas de pastizales, donde se alimentan principalmente de pasto y complementos de residuos agrícolas de la región. En México la ganadería extensiva es una de las principales actividades económicas, sin embargo, la tendencia general es hacia la intensificación e industrialización (Steinfeld et al. 2009, Chauvet 1999).

Por otra parte, el sobrepastoreo es el principal problema de la ganadería extensiva y semintensiva, afectando cerca del 20 % de los pastizales de todo el mundo. En México afecta al 43 % de la superficie dedicada a la ganadería. De acuerdo con los datos de la Comisión Tecnológica Consultiva para la Determinación de los Índices de Agostadero (COTECOCA), en la mayoría de los estados el uso de suelo real rebasa su potencial. Cuando la carga animal es baja el aumento de peso del ganado es máximo, a medida que la carga aumenta llega un punto en que las ganancias empiezan a disminuir rápidamente, debido al bajo peso de los becerros y del alargamiento del intervalo entre partos (SAGARPA & INIFAP 2011, Steinfeld et al. 2009, Chauvet 1999).

Para mitigar el problema es necesario tomar en cuenta la capacidad de carga, definida como la cantidad de animales (medida en UA)³ que se puede sostener por tiempo determinado en un área de acuerdo con la disponibilidad de forraje, sin degradar los recursos (SAGARPA & INIFAP 2011). En las zonas de trópico seco, por la variabilidad interanual, la cantidad y calidad del forraje varía en el tiempo, por lo que el ganadero debe manejar de manera flexible la carga animal (SAGARPA & INIFAP 2011, Steinfeld et al. 2009). En una ganadería sustentable, una adecuada carga animal ocasiona que se incremente la biodiversidad, la cobertura vegetal y la infiltración del suelo, también se reduce la erosión y se dispone de mayor y mejor calidad de forraje, lo que disminuye costos de suplementos alimenticios, todo ello genera una mayor rentabilidad de la producción (SAGARPA & INIFAP 2011).

1.1. Sistemas silvopastoriles

Los SSP son una forma de uso de la tierra en donde se combinan árboles y/o arbustos, pastos y ganado en la misma unidad de tierra (Nair 1993). Existen desde la antigüedad, son muy comunes y diversos, se encuentran en los distintos continentes y climas (Plieninger & Huntsinger 2018, Soler et al. 2018, Hartel et al. 2018, Cubbage et al. 2012). Presentan un gradiente estructural, desde pastizales con escasos árboles (y/o arbustos), hasta zonas boscosas de plantaciones o bosques naturales, con el uso de especies nativas o exóticas (Roellig et al. 2018, Cubbage et al. 2012). Difieren en las formas en que los productores manejan sus recursos (Bergmeier & Roellig 2014), en las aspiraciones, la orientación productiva y el capital financiero disponible (Albarrán-Portillo 2019, Hartel et al. 2018). La mayoría de ellos esta enfocado a la producción ganadera, pero el manejo va desde tradicional hasta muy tecnificado, en donde son variables los beneficios de la producción (Cubbage et al. 2012), así como el estado de conservación o degradación de los ecosistemas en que se desarrollan (Roellig et al. 2018, Bergmeier & Roellig 2014, Bugalho et al. 2011).

Los SSP pueden ser clasificados en tradicionales, intensivos y enriquecidos. Los primeros son sistemas desarrollados empíricamente por la población local, utilizando los recursos a los que tienen acceso (Fuentealba & González-Esquivel 2016, Nahed-Toral et al. 2013). En Latinoamérica estos sistemas son los más extendidos en la producción pecuarios (Rodríguez

³ Unidad animal: una vaca adulta con su cría menor de 7 meses = 1.00; un toro adulto = 1.25; una cría destetada de 8 a 12 meses = 0.60; un animal de 12 a 17 meses = 0.70; un animal de 17 a 22 meses = 0.75; un animal de 22 a 32 meses = 0.90 (SAGARPA & INIFAP 2011).

et al. 2016). Los SSP intensivos promueven la maximización de la producción ganadera con prácticas tecnificadas, como la plantación de arbustos forrajeros en alta densidad (mayor a 10,000/ha), la mayoría son especies introducidas, y pastos mejorados, ambos con alto valor nutricional (Murgueitio et al. 2015). Los sistemas enriquecidos son SSP tradicionales, pero con la implementación de prácticas silvopastoriles, en donde se busca la producción y equilibrio entre los distintos servicios ecosistémicos. El enriquecimiento de los sistemas ganaderos, entendido como el incremento de la diversidad y densidad de especies leñosas, se ha propuesto como una estrategia para generar sistemas ambientales más amigables (Fuentealba & Martínez-Ramos 2014).

Los SSP se encuentran dentro de los sistemas agroecológicos, estos son una alternativa de manejo productivo más sostenible que los sistemas convencionales, en donde puede haber un equilibrio entre los distintos servicios ecosistémicos, como son los servicios de provisión (ej. agua y alimento para el ganado) con los de regulación y/o soporte (ej. biodiversidad, fertilidad del suelo) (González-Esquivel et al. 2015). Los sistemas agroecológicos están basados en los fundamentos ecológicos de los sistemas productivos tradicionales, así como la utilización de principios y prácticas para su rediseño y optimización, incrementando su sustentabilidad (Altieri et al. 2011). Los sistemas agrosilvopastoriles han demostrado ser económicamente y ambientalmente sostenibles, en pequeña y gran escala (Jose & Dollinger 2019).

Dentro de las prácticas silvopastoriles, diversos estudios reportan que la presencia de árboles y arbustos nativos en los sistemas productivos, a diferencia de los monocultivos, generan importantes beneficios a los ecosistemas (Dollinger & Jose, 2018, Fuentealba & Martínez-Ramos 2014). Estos incluyen mejoras en las propiedades del suelo (incremento de fertilidad, prevención de erosión, aumento de actividad microbiana, retención de agua) e incremento de la diversidad, así como hábitat y alimento para la fauna silvestre (Lana et al. 2018, Dollinger & Jose 2018, Halffter et al. 2018).

1.2. La ganadería en los bosques tropicales secos

Los BTS se definen como formaciones boscosas bajo un régimen de precipitación inferior a 2000 mm/año y con al menos cuatro meses en los que la precipitación es inferior a 100 mm/mes (Dirzo et al. 2011). Una característica distintiva es la marcada estacionalidad y la variabilidad interanual de las lluvias, que repercute en la fenología de la vegetación (Trejo 2005). El estrato arbóreo es la forma de vida predominante, aunque el estrato arbustivo es denso y el herbáceo es muy abundante en época de lluvias, pero en secas es escaso. El agua es determinante en los distintos procesos del ecosistema y en los sistemas productivos (Trejo 2005, Trejo & Dirzo 2000).

Los BTS son vulnerables a la deforestación debido a que la mayor reserva de nutrientes se encuentra en la biomasa aérea (García-Oliva & Jaramillo 2011). En particular, el impacto de las prácticas inadecuadas de manejo productivo, como el sobrepastoreo, se acentúa en las zonas con climas secos a áridos (FAO 2013). En el neotrópico, para actividades agropecuarias (en términos de manejo), se prefiere a los BTS a los bosques húmedos, dado que tienen

árboles más bajos y la tierra es más fácil de limpiar (Peters 2011). En Latinoamérica la conversión de bosques a pastizales para la ganadería extensiva es una de las principales causas de destrucción de bosques tropicales (Rodríguez et al. 2016, Steinfeld et al. 2009, FAO 2008). En particular los BTS, que han perdido casi el 80% de su cubierta original, son actualmente el bioma tropical más amenazado, siendo las actividades agropecuarias su principal causa de transformación (Ferrer-Paris et al. 2018).

En México los BTS tienen una gran importancia, abarcando aproximadamente el 60% de la vegetación tropical del país. Presentan una amplia heterogeneidad ambiental, sobre todo en las laderas (con un mosaico topográfico), pendientes que van de fuertes a moderadas y suelos someros. Se observa una gran variedad de microambientes generados principalmente por la elevación, exposición, insolación, pendiente y capacidad de retención de agua en el suelo (variables relacionadas con la disponibilidad de agua); generando un alto nivel de diversidad y un alto índice de endemismos (Dirzo et al. 2011, Trejo 2005, Balvanera et al. 2002, Noguera et al. 2002, Trejo & Dirzo 2000). Sin embargo, en el país queda menos del 30% de la cobertura original y el resto tiene alguna alteración o degradación (Trejo & Dirzo 2000). Por lo tanto, una mayor comprensión de la dinámica del funcionamiento de los BTS y de las actividades productivas es necesaria para tener un mayor conocimiento de los conductores de cambio que están involucrados, y con esto, poder diseñar estrategias de manejo más sustentables (Mora 2015, Castillo et al. 2009, Maass et al. 2005).

1.3. Manejo ganadero en la zona de estudio

Esta investigación se desarrolló en el trópico seco de la Costa Centro de Jalisco, “Región de Chamela”, una línea costera de 6400 km² (Maass et al. 2005), en el centro-occidente de México. En esta región se encuentra la Reserva de la Biósfera Chamela-Cuixmala, y de acuerdo con Sánchez-Azofeifa et al. (2009), la zona de estudio se encuentra dentro del área de amortiguamiento. Dicha zona presenta las siguientes características:

- Alta biodiversidad e índice de endemismos (Trejo 2005, Balvanera et al. 2002, Noguera et al. 2002)
- El agua constituye el principal factor limitante en los procesos productivos, debido a la poca lluvia y su alta variabilidad intra e interanual (Maass et al. 2005, 2017)
- La vegetación predominante es el BTS. Alrededor de la Reserva de la Biósfera Chamela-Cuixmala las actividades agropecuarias han generado un mosaico de vegetación, con bosques secundarios de distintas edades, áreas de bosque primario, pastizales inducidos y algunos campos agrícolas (Flores-Casas & Ortega-Huerta 2019, Sánchez-Azofeifa et al. 2009)
- El relieve está dominado por lomeríos menores a 300 m de altitud y pendientes mayores a 20° (Cotler et al. 2002)
- La ganadería es la actividad económica más importante, de acuerdo a los ingresos que genera y a la superficie que ocupa (Cohen-Salgado 2014, Castillo et al. 2007)

En la región de estudio la conversión de la cobertura vegetal del BTS en pastizales para la ganadería es el cambio de uso de suelo dominante (Maass 1995). Los desmontes de los

bosques generalmente se realizan con el método de roza – tumba y quema (Mora et al. 2015, 2016, Trilleras 2008, Burgos & Maass 2004). La presente tesis se enfocó al manejo ganadero, sobre todo en las zonas boscosas. El esquema general del manejo productivo en la región de estudio, de acuerdo con estudios previos, se presenta en la Figura 2. Se representan los distintos estados de la vegetación y sus transformaciones.

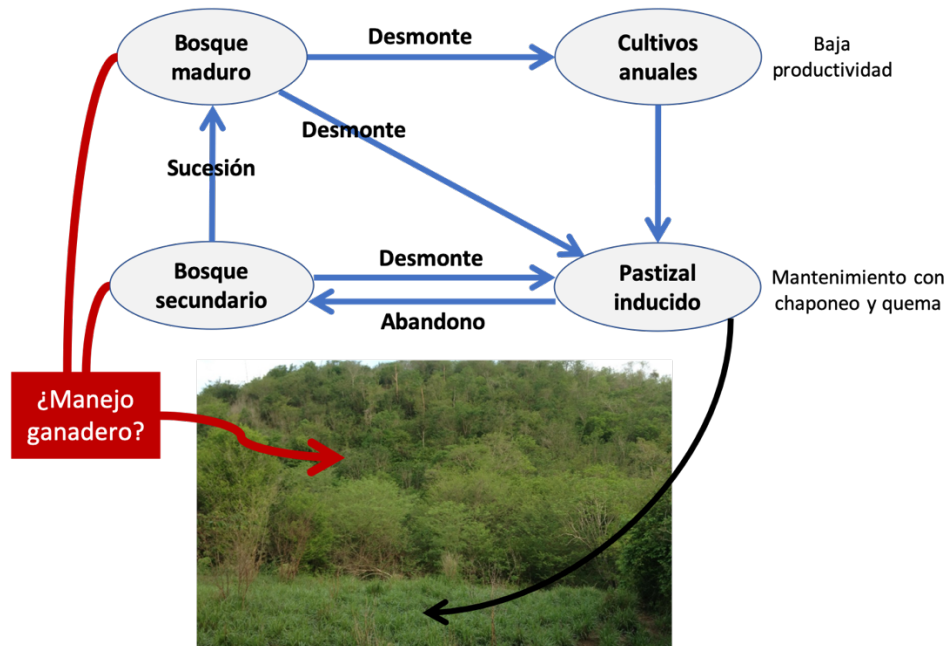


Figura 2. Esquema general del manejo del BTS en la región de estudio. Se representan en óvalos los estados de la vegetación y las transformaciones con flechas azules. En rojo se señala la parte boscosa en donde es escasa la información y consecuentemente se centra el presente estudio.

- Los bosques maduros están compuestos por la vegetación originaria de BTS. Su mayor transformación se dio durante la década de los 70, con fines pecuarios. Los árboles nativos no eran deseables para la explotación forestal, y sólo se extrajeron algunos componentes leñosos (Castillo et al. 2005). Estos bosques son convertidos a cultivos anuales (Mora et al. 2015, Trilleras 2008, Burgos & Maass 2004).
- Los cultivos anuales, después del desmorte, son ocupados por un corto periodo (1-3 años), principalmente para autoconsumo, pero debido a su baja productividad son reemplazados por pastizales inducidos (Burgos & Maass 2004).
- Los pastizales son inducidos mediante pastos mejorados, las especies más utilizadas son guinea (*Panicum maximum*) y buffel (*Cenchrus ciliaris*). Este estado es mantenido por medio de chaponeo y quemas, para evitar la invasión de malezas. Al dejar de dar mantenimiento, se establece una vegetación espinosa (de 1 a 3 años después del abandono), dominada por los géneros *Acacia* y *Mimosa*, que en algunos sitios puede permanecer así hasta por 20 años (Trilleras et al. 2015, Cohen-Salgado 2014, Burgos & Maass 2004).
- En los pastizales, a mayor intensidad del manejo aumenta la cantidad de forraje (biomasa); pero se reduce la calidad nutritiva del forraje y la calidad del suelo (disminución de macroagregados y fertilidad). También se modifica la diversidad, estructura y composición de la vegetación, aumenta la dominancia de especies espinosas (como *Mimosa arenosa*)

y también hay reducción de plántulas. El estado de los pastizales es muy inestable en el sistema y cuando los pastos son abandonados son cubiertos por bosque secundario (Trilleras et al. 2015, Mora et al. 2015, Trilleras 2008, Burgos & Maass 2004, Maass 1995).

- Los bosques secundarios son muy heterogéneos (Mora 2015). Después del abandono de pastizales el crecimiento de la vegetación leñosa puede alcanzar hasta 2 m en 1-2 años (Burgos & Maass 2004). Los campesinos utilizan los remanentes de bosques maduros y los bosques secundarios para la extracción de madera, estacas y leña, pero sobre todo para la cría de ganado vacuno (Cohen-Salgado 2014).
- Los bosques secundarios presentan una alta resiliencia, a los 18 años de abandono presentan atributos estructurales y niveles de diversidad (riqueza y composición) muy similares a los del bosque maduro. El estado del bosque depende del tiempo de abandono (edad del bosque), de la historia de uso anterior al abandono (la duración y la intensidad con la que ha sido manejado, sobre todo en cuanto a quemas y el desmonte con maquinaria pesada) y de las condiciones geofísicas del sitio. La máxima diversidad se encuentra en bosques maduros y bosques secundarios (>40 años), mientras que la más baja se encuentra en bosques secundarios jóvenes, en particular aquellos que tuvieron actividad agrícola más intensiva (Mora 2015, Mora et al. 2015, Trilleras 2008).

Es importante mencionar que cuando se habla del tiempo de abandono de los bosques secundarios, es porque los ejidatarios dejaron de hacer labores de mantenimiento, pero no se dejan de usar completamente, ya que se introduce el ganado para pastoreo.

En la región de estudio el impacto de la ganadería ha sido un importante factor de transformación de los BTS durante décadas, sin embargo, representa un importante ingreso para las familias (Castillo et al. 2007). Por lo tanto, existe la necesidad de buscar sistemas de producción ganadera más sustentables, que frenen o minimicen la degradación de los bosques tropicales

2. Objetivos

La presente tesis es un estudio socioecológico del manejo del SSP, en una zona de BTS, con el objetivo general de analizar el manejo ganadero en el BTS de la costa centro de Jalisco, México, para la construcción de sistemas más sustentables.

Los objetivos específicos fueron:

1. Caracterizar el manejo ganadero por medio de un análisis socioecológico integral.
2. Evaluar los impactos del manejo silvopastoril sobre la vegetación y el suelo de áreas de bosque.
3. Evaluar la disponibilidad de forraje, tanto en temporada de lluvias como de secas, de especies arbóreas locales.
4. Documentar los saberes locales sobre el manejo silvopastoril, que puedan ser utilizados para incrementar la sustentabilidad de la ganadería en el trópico seco.

3. Marco teórico

En el manejo productivo se manifiesta la complejidad de los sistemas socioecológicos, en donde interactúan de forma dinámica en tiempo y espacio los subsistemas social y ecológico (Ostrom 2009, Liu et al. 2007). El enfoque de sistemas socioecológicos ayuda a abordar la complejidad de los sistemas productivos y sus problemáticas ambientales asociadas (Schlueter et al. 2012). En el caso del manejo ganadero en BTS, el análisis de las distintas interacciones entre lo social y lo ecológico es indispensable para comprender la complejidad del sistema productivo y las problemáticas socioambientales involucradas, para así construir sistemas más sustentables (Figura 3).

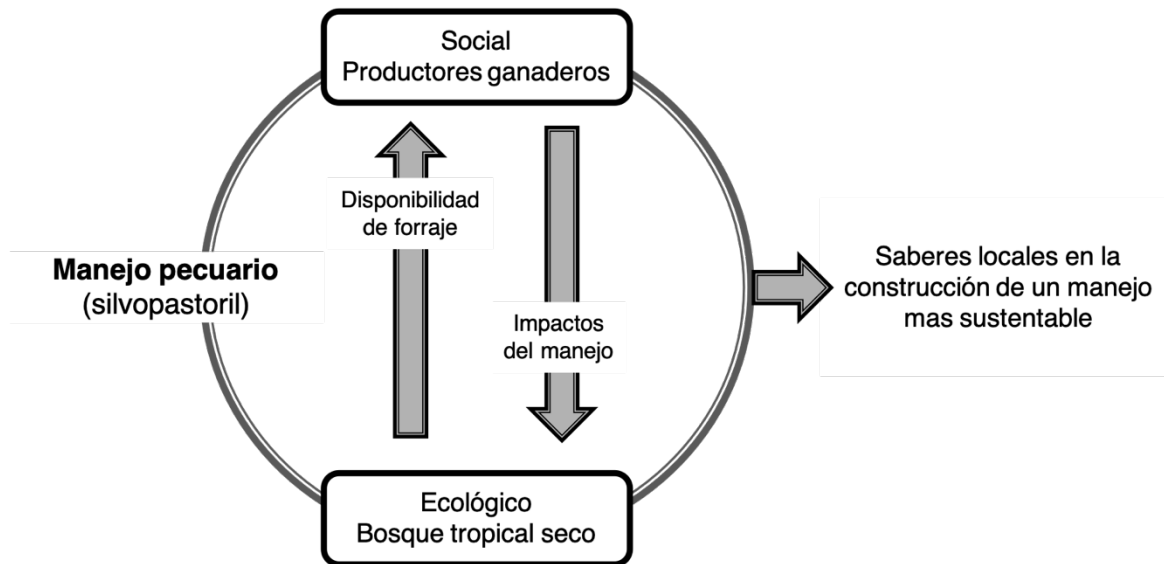


Figura 3. Marco conceptual socioecológico general de la tesis.

3.1. Sistemas socioecológicos

Los sistemas socioecológicos están compuestos de subsistemas, social (humano) y ecológico (naturaleza), relativamente separados, pero que interactúan entre sí. Para su comprensión se requiere un análisis integral del conocimiento y la integración de las variables específicas de cada uno de ellos (Guerrero et al. 2018, Ostrom 2009), dado que la complejidad al interior de los sistemas socioecológicos está fundamentada por las condiciones particulares de cada uno de los subsistemas (Liu et al. 2007).

Los subsistemas sociales y ecológicos están acoplados, son dinámicos e interactúan en múltiples escalas de tiempo y espacio, por lo que, al estudiarlos de forma integral, revelan patrones y procesos nuevos y complejos que no son evidentes por separado (Schlueter et al. 2012, Liu et al. 2007). La complejidad de los sistemas socioecológicos se expresa en el manejo productivo, en donde los grupos sociales de productores se van adaptando a través del tiempo a las características del ecosistema local, por lo que se da una dinámica de procesos particulares. Los procesos locales no son aislados, ya que son influenciados por procesos

regionales y globales. A su vez, los cambios locales contribuyen a cambios regionales y globales (Morales-Barquero et al. 2015, Steinfeld et al. 2009, Berkes & Folke 1998).

3.2. Manejo productivo

En términos generales, el manejo productivo se refiere a las formas de apropiación social y explotación de los elementos naturales bióticos y/o abióticos (Pech 2010). Son actividades humanas que involucran un alto nivel de intencionalidad (decisiones) en la transformación o mantenimiento de los sistemas, sus componentes y funciones, mediante la apropiación, obtención y uso de recursos (Casas et al. 2017, 2015).

Por otra parte, el manejo de los SSP es complejo dado que interactúan en distintas escalas de tiempo y espacio, los árboles (y/o arbustos), el forraje herbáceo (pastos y/o hierbas) y el ganado (Soler et al. 2018, Plieninger & Huntsinger 2018, Nair 1993). Los SSP presentan mayor complejidad que los ganaderos o los forestales puros, así como una alta variabilidad estructural, de manejo y productiva (Soler et al. 2018, Plieninger & Huntsinger 2018, Cubbage et al. 2012). Por lo tanto, para comprender la complejidad del sistema productivo y las problemáticas ambientales asociadas, es necesario un análisis socioecológico, donde se integren variables tanto sociales como ecológicas (Guerrero et al. 2018, Ostrom 2009).

3.3. Bosques tropicales secos y la oferta de forraje

El tipo de vegetación influye fuertemente en los sistemas ganaderos, sobre todo en los sistemas extensivos. Los bosques tropicales, a diferencia de los templados, cuentan con alta diversidad de especies arbóreas y arbustivas con potencial forrajero, lo que propicia el desarrollo de los SSP. Esto se debe a que el follaje es abundante en lluvias y tanto los frutos como las hojas secas son consumidos por el ganado principalmente en época de secas. Los árboles, además de proporcionar forraje al ganado, ofrecen distintos usos como cercos vivos, sombra para el ganado, leña, entre otros (Nahed-Toral et al. 2013, Alonso 2011, Olivares-Pérez et al. 2011, Palma 2006).

Los árboles y arbustos forrajeros pueden mejorar la alimentación del ganado y con ello su salud y la producción pecuaria, al mismo tiempo que mejoran la salud del ecosistema en los pastizales. En el trópico la base de la alimentación del ganado son los pastos, así como subproductos agrícolas que contienen bajo contenido de proteínas y minerales. Comparados con los pastos, el follaje y frutos de muchos árboles y arbustos forrajeros locales cuentan con mayor contenido de proteína, carotenos, fósforo, alta digestibilidad de la materia seca y menor contenido de fibra. Así mismo, muchos de los árboles y arbustos leguminosos contribuyen al reciclado y fijación del nitrógeno atmosférico y mejoran el contenido de proteína de los pastos acompañantes (Jiménez-Ferrer et al. 2008, Palma 2006, Shelton 2000).

3.4. Producción ganadera y sus impactos sobre los ecosistemas

Las interacciones que existen entre la ganadería y sus impactos en los ecosistemas no son fáciles de entender debido a su amplitud y complejidad, por lo que es útil o necesario recurrir simultáneamente a múltiples campos y métodos de las ciencias sociales y naturales (Bennett et al. 2016). Es importante tomar en cuenta las distintas realidades de la producción ganadera, en las diferentes naciones y dentro de estas, en los ámbitos social, económico y ambiental. El sector pecuario es un factor de estrés para muchos ecosistemas a nivel global. En los países en desarrollo existe una creciente demanda de carne y leche, lo que ha provocado la expansión de extensas áreas de pastoreo y cultivos forrajeros. Por otra parte, ante la falta de alternativas en otros sectores, para cientos de millones de pequeños productores la ganadería es su único medio de subsistencia (Steinfeld et al. 2009).

La producción ganadera ha provocado graves impactos, como la deforestación y degradación de bosques y selvas tropicales por la expansión de las áreas dedicadas al pastoreo (Steinfeld et al. 2009, FAO 2008). La ganadería extensiva tiene impactos sobre la vegetación, el ramoneo provoca pérdida de biodiversidad, cambios en la estructura y composición, por la eliminación de especies nativas y el incremento de la dominancia de flora invasora y no palatable para el ganado (Trilleras et al. 2015, FAO 2013, Chaturvedi et al. 2012, Steinfeld et al. 2009, Sánchez-Velásquez et al. 2002). En el suelo, la compactación por efecto del pisoteo modifica su estructura, reduce la capacidad de infiltración y almacenamiento de agua, provoca erosión y reducción de la fertilidad (Trilleras et al. 2015, Trilleras 2008, Burgos & Maass 2004, Maass 1995).

3.5. Saberes locales para el manejo sustentable

El efecto de la modernidad industrial no sólo se refleja en la degradación de los ecosistemas, también en la destrucción del conocimiento tradicional. Los saberes acumulados por miles de años acerca de la interacción de las sociedades humanas y el medio natural son muchas veces vistos como atrasados, arcaicos o inútiles. Reconocer y valorar las experiencias de los productores locales, mediante un “diálogo de saberes”, es fundamental para remontar la actual crisis socioecológica (Toledo 2005). Es importante la inclusión de distintas formas de conocimiento, el científico y el tradicional o local, con el fin de entender como las sociedades humanas realizan prácticas de manejo dirigidas a obtener recursos y servicios de los ecosistemas (Casas et al. 2017). En la implementación de un manejo sustentable de ecosistemas no sólo es necesario tener las herramientas técnicas, también es importante la participación de la sociedad, es decir, un manejo integral de los socioecosistemas (Balvanera et al. 2011, Steinfeld et al. 2009, Castillo et al. 2005). La identificación colectiva de nuevas perspectivas del problema, tanto a nivel individual como organizacional, genera un proceso de aprendizaje social, dado que en las interacciones entre los actores y las redes sociales se generan cambios en la comprensión, mas allá del individuo (Reed et al. 2010). Por lo tanto, para generar sistemas productivos más sustentables se requiere la participación de los actores involucrados, a través de procesos de construcción participativa (Casas et al. 2017)

Los conocimientos tradicionales tienen una similitud con el manejo adaptativo, ya que manejan la incertidumbre y la imprevisibilidad de los ecosistemas, reconocen que las condiciones ambientales siempre son cambiantes y responden a la incertidumbre por medio del aprendizaje social (Berkes et al. 2000). Las decisiones de los productores determinan muchos de los parámetros que influyen en los cambios de la vegetación, por lo que la comprensión de los procesos involucrados en el uso de la tierra es esencial para el diseño de prácticas de manejo sustentable de los bosques del trópico seco (Morales-Barquero et al. 2015, Steinfeld et al. 2009). Existe una gran diversidad de prácticas locales o tradicionales para el manejo productivo. Una visión integradora de la realidad rural de un territorio permite observar mejor la heterogeneidad social existente, los procesos históricos, sociales y productivos, e identificar los principales problemas e inequidades. La identificación de la heterogeneidad socio-productiva presente ayuda a comprender como ocurren los procesos de transformación y las tendencias a futuro (Cáceres et al. 2008).

4. Capítulos de la tesis

Cada uno de los objetivos específicos corresponde a un capítulo de la tesis. En la Tabla 2 se presenta el abordaje de cada capítulo, así como los enfoques de investigación y las herramientas metodológicas utilizadas.

Tabla 2. Enfoques de investigación y herramientas metodológicas utilizadas para abordar cada uno de los capítulos de la tesis.

Capítulo	Enfoque de investigación	Herramientas metodológicas	
		Toma de datos en campo y análisis de laboratorio	Análisis de resultados
I	Cualitativo - interpretativo	32 entrevistas a profundidad	Análisis de la narrativa. Análisis estadístico de coordenadas principales, conglomerados y correlaciones de Spearman.
II	Cuantitativo	Muestreo en 21 parcelas de: prácticas de manejo, vegetación y suelo. Muestreo en cuadrantes anidados Análisis de laboratorio de las propiedades fisicoquímicas del suelo	Análisis estadístico de correlaciones de Spearman, ANOVA de una vía, pruebas de Tukey, y Kruskal-Wallis
III	Cuantitativo	Muestreo de 16 especies arbóreas forrajeras locales: atributos estructurales, cosecha de follaje y frutos Análisis bromatológico de follaje y frutos	Análisis de estadística básica, ecuaciones alométricas (ajuste de modelos lineales), ANOVA una vía y pruebas de Tukey
IV	Cualitativo - participativo	32 entrevistas a profundidad y sesiones de talleres con los productores y académicos	Análisis de narrativa. Análisis de estadística básica y correlaciones de Spearman

Capítulo I. “Management strategies, silvopastoral practices and socioecological drivers in traditional livestock systems in tropical dry forests: An integrated analysis”. Artículo de requisito, publicado en la revista *Forest Ecology and Management*. Es un análisis socioecológico integral, desde la perspectiva de los productores ganaderos. Incluye: a) contexto histórico y estado actual de los SSP, b) los componentes socioecológicos regionales y locales que impulsan/restringen el manejo, c) los procesos de toma de decisiones y d) las estrategias de manejo y sus efectos en los bosques de la región. El análisis permitió conocer y comprender como los productores realizan el manejo del SSP y sus motivaciones, así como los principales conductores socioecológicos, regionales y locales que están determinando el manejo.

Capítulo II. “El manejo silvopastoril tradicional tiene impactos limitados sobre la vegetación y el suelo del bosque en el trópico seco”. Artículo en proceso. Es una evaluación de los impactos de las prácticas de manejo silvopastoril sobre el suelo y la vegetación del bosque, por medio de la estimación de tres variables del manejo y 43 variables respuesta de la vegetación y suelo. Se encontró que el manejo silvopastoril, presencia del ganado y tala selectiva, tiene impactos relativamente bajos sobre los diferentes componentes de la vegetación y el suelo, y que los impactos de la edad del bosque son mayores que los del manejo silvopastoril. Fue posible observar la complejidad de la dinámica del ecosistema forestal con manejo silvopastoril.

Capítulo III. “Estimation of the forage potential of trees in silvopastoral systems of a dry tropical forest in Jalisco, Mexico”. Artículo enviado a la revista *Agroforestry Systems*, en revisión. Es una evaluación del potencial forrajero para el ganado vacuno de 16 especies arbóreas locales, en términos de cantidad (biomasa consumible) y calidad (nutrientes) en época de lluvias (follaje) y en temporada de secas (frutos y hojas secas). Se encontró que todas las especies evaluadas cuentan con potencial forrajero, pero varían en cantidad y calidad, por lo que se recomienda combinarlas. También se generaron modelos alométricos para estimar la biomasa disponible, en donde la variable con mayor poder predictivo fue la cobertura de copa, seguida de la altura y el área basal.

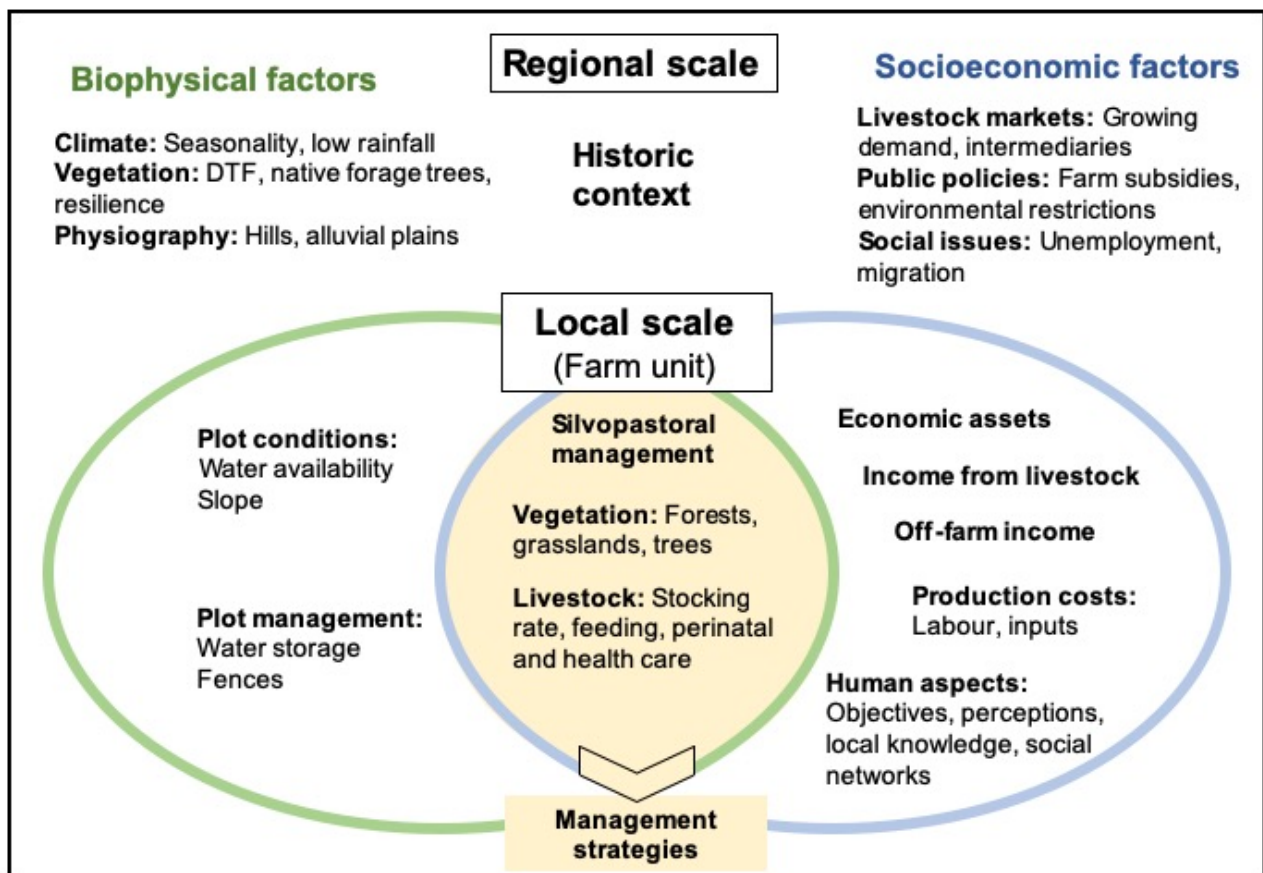
Capítulo IV. “Saberes locales del manejo silvopastoril para la construcción de sistemas ganaderos más sustentables en el trópico seco”. Artículo en proceso. Es una exploración de los saberes locales sobre el manejo silvopastoril para fomentar la sustentabilidad de la producción ganadera. Mediante entrevistas y talleres con productores ganaderos se realizó un intercambio de conocimientos científicos y locales. Se observó un gran conocimiento de los participantes sobre las especies arbóreas forrajeras locales y sus propiedades de manejo, así como conocimiento y utilización de prácticas silvopastoriles. Se generaron procesos de reflexión sobre la producción pecuaria sustentable en el trópico seco.

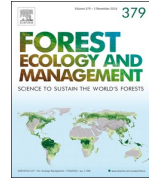
CAPÍTULO I

Management strategies, silvopastoral practices and socioecological drivers in traditional livestock systems in tropical dry forests: An integrated analysis

Artículo de requisito. Sánchez-Romero, R., Balvanera, P., Castillo, A., Mora, F., García-Barrios, L. E., & González-Esquivel, C. E. Management strategies, silvopastoral practices and socioecological drivers in traditional livestock systems in tropical dry forests: An integrated analysis. *Forest Ecology and Management*, 479, 118506. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118506>

Resumen gráfico





Management strategies, silvopastoral practices and socioecological drivers in traditional livestock systems in tropical dry forests: An integrated analysis

Rosa Sánchez-Romero^a, Patricia Balvanera^{a,b}, Alicia Castillo^a, Francisco Mora^a, Luis E. García-Barrios^c, Carlos E. González-Esquivel^{a,*}

^a Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, Universidad Nacional Autónoma de México, Antigua Carretera a Pátzcuaro 8701, 58190 Morelia, Michoacán, Mexico

^b Unidad Académica de Estudios Territoriales, Universidad Nacional Autónoma de México, Reforma s/n Centro, Oaxaca 68000, Mexico

^c El Colegio de la Frontera Sur. Periférico Sur s/n, María Auxiliadora, 29290 San Cristóbal de las Casas, Chiapas, Mexico



ARTICLE INFO

Keywords:

Socioecological systems
Livestock management
Silvopastoral practices
Tropical dry forest

ABSTRACT

Understanding traditional livestock management is essential in the design of more sustainable systems, given the forest loss associated to the growing demand for meat. In Latin America, where extensive livestock production is increasing, along with tropical dry forest (TDF) transformation, the role of small holders is critical for designing more sustainable management practices. This study is an integrated socioecological analysis of traditional livestock systems in a region with TDF in Mexico. The objectives were to: a) characterise the historical development and current state of livestock systems and silvopastoral practices, b) define the management strategies and their impacts on forests, and c) identify the regional and local socioecological drivers that influence decision-making processes in livestock and forest management. In-depth interviews were carried out to 32 cattle farmers and analysed using a qualitative-interpretative approach which included multivariate and narrative analyses. Three historical stages (colonization, promotion of livestock and forest conservation) had a strong impact in the development and current state of livestock systems. Access to natural and economic resources and proportion of plant cover (grassland/forest) were essential in defining four groups of management strategies. The main regional drivers favouring or restricting production include climate, native vegetation, markets and public policies; at the local scale, socioecological factors, such as water availability, native vegetation, economic assets, local knowledge and their interactions determine heterogeneity in management strategies, decision-making processes and their impacts on forests. Adaptive management of livestock and forests in a context of limited economic resources has allowed the conservation of forest areas and the use of silvopastoral practices with local tree species. The integrated socio-ecological approach and the use of mixed methods allowed a better understanding of drivers and their interrelationships, the local knowledge, objectives and perceptions of farmers in the decision-making processes regarding livestock and forest management. Perspectives of farmers on resource use can contribute to the design of more effective and inclusive policies for sustainable livestock systems in the dry tropics.

1. Introduction

In the last decades, global demand for livestock products has increased, resulting in tropical forest loss, especially in developing countries (FIRA, 2017). In Latin America, land use change to grasslands is one of the main causes of tropical forest destruction, and livestock farming is the main economic activity of many families with scarce resources (Rodríguez et al., 2016; Steinfeld et al., 2009; FAO, 2008). Specifically, tropical dry forests (TDF) have lost almost 80% of their original cover and are currently the most threatened tropical biome

(Ferrer-Paris et al., 2019). In Mexico, they are relevant, due to their extension, high biodiversity and endemism, but over 70% has been altered or degraded (Sánchez-Azofeifa et al., 2009; Trejo and Dirzo, 2000). Under this situation and scenarios of continuing trends (Ferrer-Paris et al., 2019; FIRA, 2017), it is urgent to improve the sustainability of livestock systems, which involves reducing forest degradation and loss.

Traditional livestock systems run by smallholders are particularly relevant for tropical forest management (Fuentealba and González-Esquivel, 2015). Globally, smallholders account for around two thirds

* Corresponding author.

E-mail address: cgsequivel@iies.unam.mx (C.E. González-Esquivel).

<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118506>

Received 30 June 2020; Received in revised form 11 August 2020; Accepted 12 August 2020
0378-1127/ © 2020 Elsevier B.V. All rights reserved.

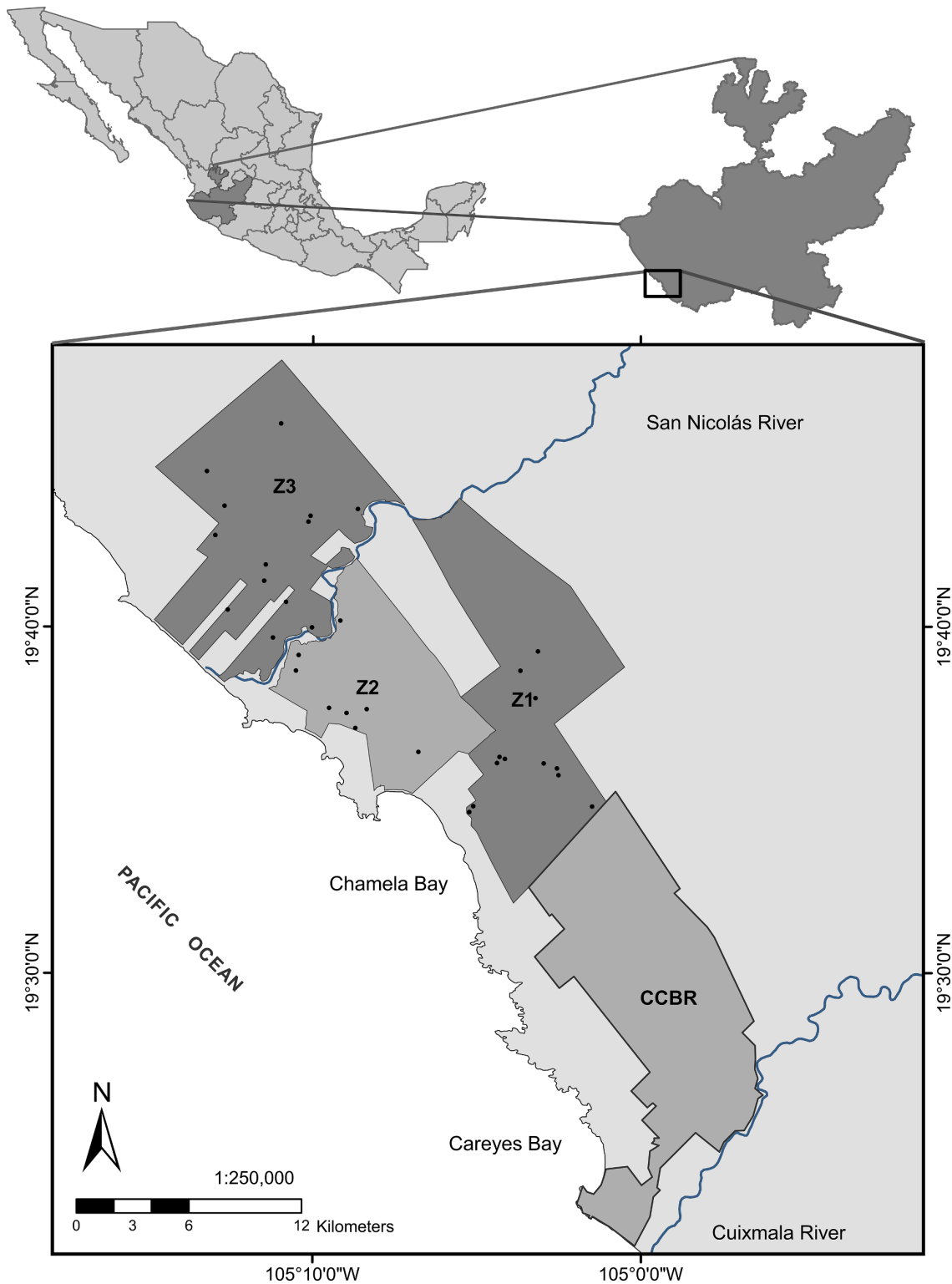


Fig. 1. Study region in Jalisco, Mexico. Topographic zones: Z1, Z2 and Z3. CCBR: Chamela-Cuixmala Biosphere Reserve. Dots show the location of studied farm units. Figure by C. Briones-Guzmán.

of farmers and possess most of agricultural land. In developing countries, they produce most of the food, therefore playing an important role in food security (Lowder et al., 2014; HLPE, 2013; Altieri et al., 2012).

Smallholders have developed traditional livestock systems empirically adapted to their local resources, using simple technology and few external inputs (Moreno-Calles et al., 2015; Nahed-Toral et al., 2013;

Altieri, 2004). These are the most extended systems in Latin America (Rodríguez et al., 2016). They are also highly vulnerable, and even though farmers take most decisions relevant to ecosystem management, their perceptions, needs and proposals have not been properly considered when designing public policies and scientific agendas (HLPE, 2013; Toledo, 1997).

Silvopastoral (SP) systems, which combine grasslands, livestock and trees, have been proposed as a more sustainable alternative for livestock production in the tropics because of the benefits provided to both farmers and forest conservation. SP practices reduce environmental impacts of livestock on forests and provide diverse ecosystem services (Jose and Dollinger, 2019; Torralba et al., 2018; Alonso, 2011). SP systems are ancient and distributed throughout the planet and show high structural, management and productive variability (Soler et al., 2018; Plieninger and Huntsinger, 2018; Cabbage et al., 2012). Studies on SP systems and practices have increased recently (Jose and Dollinger, 2019; Soler et al., 2018; Plieninger and Huntsinger, 2018). Yet, there is still little information to understand their complexity. Studies to date present only a few of the many dimensions involved in the management of traditional SP systems. Integrated socioecological studies that assess the complex interlinkages between societal and biophysical drivers operating at local to global scales (Balvanera et al., 2017b) and use mixed research approaches (Denscombe, 2008) to cover different SP management aspects are still scarce. Such studies can provide solid foundations to design more sustainable livestock systems and reduce their impacts on tropical forests.

In order to understand the inherent complexity of livestock systems in TDF and their associated environmental problems, an integrated analysis including both social and ecological variables is required (Guerrero et al., 2018; Ostrom, 2009). In socioecological systems, human and natural resources are coupled, dynamic, and interact at multiple temporal and spatial scales. Thus, when studied in an integrated way, these systems reveal new and complex patterns and processes that are not evident when analysed separately (Bretagnolle et al., 2019; Schlueter et al., 2012; Liu et al., 2007). Coupling between social and ecological subsystems is particularly expressed in productive management (Berkes and Folke, 1998), by means of which societies modify the natural environment, through intentional interventions, transformations or decisions on ecosystems, their elements or functional processes (Casas et al., 2015). Resource users, through decision making processes, determine different management strategies (Wilmer et al., 2018; Lubell et al., 2013). Therefore, it is essential to analyse the farming unit scale, considering that different global and regional factors influence land management and farm decision making (Sherren and Darnhofer, 2018; Balvanera et al., 2017b).

This study focused on traditional livestock management by smallholders in TDF of Jalisco, Mexico, using a holistic, integrated socioecological approach. The objectives were to: a) characterise the historical development and current state of livestock systems and silvopastoral practices in regional forests, b) define the different livestock management strategies and their impacts on forests, and c) identify the regional and local socioecological drivers that influence decision-making processes in livestock and forest management.

2. Methodology

2.1. Study area

The study was carried out in a region with TDF in western Mexico. The Chamela region has been defined as a coastal line of 6400 km² (Maass et al., 2005), which stands out for its high indices of diversity and endemism (Trejo, 2010; Balvanera et al., 2002). It includes the Chamela-Cuixmala Biosphere Reserve, with old-growth forests surrounded by *ejidos* (agrarian communities with semi-communal governance), in which smallholders possess most of the land (Castillo et al., 2005) (Fig. 1).

Agricultural activities have generated a mosaic of vegetation, with secondary forests, old-growth forest fragments, grasslands and some cropping fields (Flores-Casas and Ortega-Huerta, 2019; Sánchez-Azofeifa et al., 2009). Livestock farming has been an important driver of land use change, but also represents the main source of income for most families (Cohen-Salgado, 2014; Schroeder and Castillo, 2013).

Climate is remarkably seasonal, with high inter and intra annual variability. Mean annual rainfall is 800 mm, with extreme years between 340 and 1329 mm (Maass et al., 2018). The landscape is made up of low altitude hills and alluvial plains (Cotler et al., 2002). Soils on hills are shallow (30 cm) with predominantly thick textures (Regosols) and low nutrient content, while those on plains are deeper and nutrient-rich.

2.2. Methods

The socioecological analysis of livestock and forest management was carried out from the perspective of farmers, as they are the main decision makers in the management of the ecosystem (Castillo et al., 2005). A qualitative-interpretative approach was used (Castillo et al., 2020), which through the construction of dialogue, allows the comprehension of the meaning of social and ecological phenomena from the perspective of local actors, as well as the ways in which they understand situations or events (Strauss and Corbin, 2002; Patton, 2002; Denzin and Lincoln, 2000). The visions of farmers were explored at two spatial scales: regional and local. The regional scale corresponded to the central-northern part of the Chamela region as defined by Maass et al. (2005). The selected area was divided into three zones: Zone 1 with a predominance of hills, Zone 2 with a predominance of plains and Zone 3, with both types of landscape (Fig. 1). The local scale corresponded to the farming unit, which encompasses the farming family and their plots (fields in which cattle is kept).

A total of 32 in-depth interviews were carried out (Taylor and Bogdan, 1987). Interviewees were selected through the snowball technique (Patton, 2002): each interviewee was asked about other farmers with either similar or different cattle managements in order to cover different strategies. Sample size was determined using the data saturation technique (Strauss and Corbin, 2002). Based on the objectives, the open-ended questions of the interviews covered the following topics: a) to characterise the historical development and current state of livestock systems and silvopastoral practices, farmers were asked about the history of forest management and cattle raising in the region and their current situation; b) to define different livestock management strategies and their impacts on forests, farmers were asked about forest and livestock management activities and practices throughout rainy and dry seasons; c) to identify the regional and local socioecological drivers influencing livestock management and decision-making, farmers were asked about the factors affecting livestock production and the reasons that motivate them to make resource management decisions. The interviews were carried out in two stages. The first one, conducted in April 2016, consisted in open explorations to identify the main features of livestock systems and the socioecological factors influencing them. It also included closed questions on land area, land use, herd size and livestock sales. The second one, in March 2017, sought to collect specific information on the most relevant factors identified in the first stage. All interviews were audio-recorded with previous authorization from interviewees and fully transcribed.

Mixed methods were used to analyse the data, in order to obtain a better integration and understanding of socioecological factors (Guerrero et al., 2018; Denscombe, 2008). The characterization of the historical context and current state of livestock systems, the use of SP practices, the definition of regional and local drivers and the identification of relationships between socioecological factors and of decision-making processes were carried out through qualitative methods. The Atlas.ti software (version 7.5) was used for the analysis of the narratives collected through the coding of *a priori* and emerging factors, which

were constructed with nested categories (Strauss and Corbin, 2002). The strength of relationships between factors was based on the number of mentions of each relationship by interviewees ($n = 32$).

To define livestock management strategies and their impacts on forests a quantitative approach was chosen. Multivariate analyses were carried out on the management variables, which were defined by the coding of the qualitative analysis. The values for each variable were obtained from the interviews (Appendix A). First, a cluster analysis on 23 management variables (11 numerical, 10 ordinal and 2 nominal; Appendix A) was used to identify management strategies, defined as groups of farmers with similar values on those variables. A cluster analysis was performed on a Gower similarity matrix, which allowed to include variables of different nature as those used here. The Gower distance matrix and cluster analysis were calculated using the 'gowdis' and 'hclust' functions in the 'FD' and 'stats' packages for R (Laliberté et al., 2014; R Core Team, 2018). Then, to identify the main variables driving such grouping, a Principal Coordinate Analysis (PCoA) was carried out on the same set of variables using the 'dudi.mix' function in the ade4 package for R (Dray and Dufour, 2007). The impacts of management strategies on regional forests were identified based on the proportion between grassland and forest areas and on the number of silvopastoral practices in each group (Appendices B, C and D). Finally, a Spearman correlation analysis was carried out between the variables identified in the PCoA (Daniel, 2003), to determine the strength and statistical significance of the relations among them (Appendix E). All analyses were done using the R Language (R Core Team, 2018).

3. Results

3.1. Historical development, current state of livestock and forest management and SP practices

In the historical development of livestock and forests management in the region three distinct stages and their corresponding policies were defined with the information from the interviews (Table 1). The first stage involves the colonisation and land endowment, followed by a stage of wide promotion of livestock production, and a current stage of conservation policies through environmental restrictions on forest management.

The current management of livestock and forest is extensive. Forest remnants are used for cattle browsing and wood extraction for fences. A key aspect in management is the rapid recovery of the native vegetation in induced grasslands. All interviewees mentioned that grasslands require continuous upkeep, through manual trimming of sprouts and chemical herbicides. Some interviewees (56%) also use fire every two or three years. Farmers stated that when upkeep stops for two or more years, woody vegetation covers the grassland, which requires the use of slash-and-burn to convert it back into grassland, as also reported by Burgos and Maass (2004) and Mora (2015) (Fig. 2). Type of vegetation cover in plots is highly variable. Plots include induced grasslands

with trees in varying composition and density, as well as forest areas in different regeneration states. Only 25% of interviewees possess un-cleared (but not pristine) forest areas.

Silvopastoral practices in regional forests are currently used by all interviewees, the most common ones being forest browsing (100%), allowing trees amongst grasslands (100%), live fences (47%), planted multi-purpose trees (22%) and selective forest clearance (16%). Most of them (91%) rotate cattle between plots. All interviewees have learnt to recognize and use various woody forage species. On average each farmer mentioned eight (4–16), the five most named species being: Cascalote (*Caesalpinia coriaria*), Huizache (*Acacia* sp.), Habbillo (*Hura polyandra*), Guajillo (*Leucaena lanceolata*) and Ébano (*Caesalpinia sclerocarpa*). Other frequently mentioned species (72% of interviewees) with forage and other uses (fencing, fuelwood, shade), were Barcino (*Cordia eleagnoides*), Coral or Acatizpa (*Caesalpinia platyloba*) and Cacahuanance (*Gliricidia sepium*). A complete list of species, features and uses will be presented in a separate study (Sanchez-Romero et al, in preparation).

3.2. Management strategies and their impacts on forests

We identified four groups of management strategies (numbered I to IV) based on the cluster analysis. The representation of these groups into the ordination space showed they are mostly differentiated along two gradients, one of access to resources (PCo1, differentiating Groups I and II) and other of forest transformation into pastures (PCo2, differentiating Groups III and IV) (Fig. 3; Appendices B and C). Group I farmers ($n = 14$) have abundant access to water and a higher use of forage crops, machinery and tools. It includes all farmers with access to plains and all those with training, that use higher quality feed and keep finer breeds. In contrast, Group II ($n = 5$) has low access to resources, feeds low quality forage and has mixed breed animals. Group III farmers ($n = 11$) have large areas and a higher proportion of forest (on average 128.5 ha and 69% forest cover), lower stocking rate (on average 0.4 animals/ha) and low-quality feed. In contrast, Group IV farmers ($n = 2$) have large areas but with a higher proportion of grassland (on average 90 ha and 83% grasslands), higher stocking rate (on average 1.3 animals/ha) and high-quality feed. The averages of the management variables for each group are presented in Appendix D.

Groups I and IV have larger herds and higher sale of calves (on average 22 and 27 heads per year respectively). Group II has a lower sale of calves, but income from livestock contributes on a larger scale (70–90%) to family expenditure. Also, a partial association can be observed between groups and forest conservation, as farms in groups I and III tend to have higher areas and forest proportion compared to groups II and IV.

Management strategies are more contrasting during the dry season, with varying forms of providing feed and water to cattle. This relates to the difference in water availability and the proportion of grassland, forest and forage crops, in each of the four management strategies,

Table 1
Main historical stages and public policies in the region that influenced livestock and forest management.

Stage	Public policies	Influence on management
Colonization (1950–1970)	Colonize isolated rural areas	Arrival of people of diverse geographic origin and resource management traditions Land endowment
Promotion of livestock production (1970–1990)	Encourage livestock farming by converting forests into grasslands	Extensive forest clearing with heavy machinery Introduction of genetically improved grasslands and cattle breeds Public credits and subsidies for cattle production Forests considered an obstacle to livestock production
Forest conservation (1990 –)	Conserve forests and protect biodiversity Support farmers –	Restrictions in management practices, such as slash-and-burn Small subsidies to cattle production Development of SP systems from adaptive learning Increased knowledge and use of forests and native forage trees in cattle production

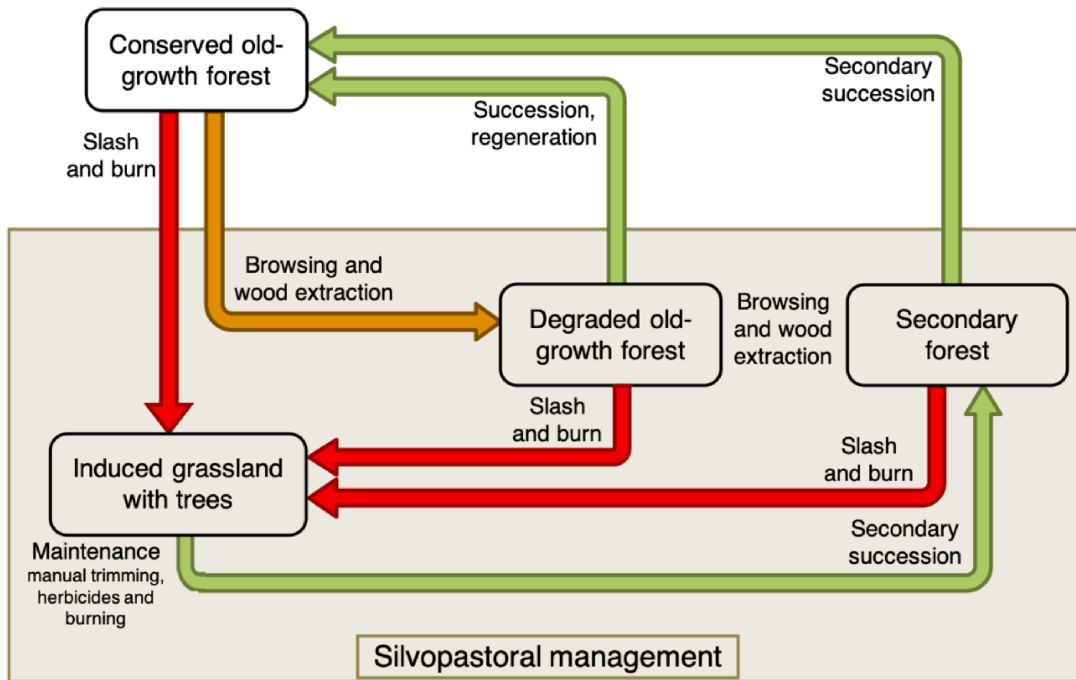


Fig. 2. Conceptual model of transitions between successional stages of the Tropical Dry Forest in the studied region as a result of silvopastoral management. Transitions are shown with colored arrows: Brown – degradation, red – deforestation, green – natural regeneration. Adapted from Mora (2015). (For interpretation of the references to colour in this figure legend, the reader is referred to the web version of this article.)

resulting in variable forage production in grasslands and cropping areas, as well as forest browsing. Fig. 4 presents a model scenario of causal relations during dry seasons inferred from the PCoA and the correlation analysis (Appendices A, D and E).

The identified groups showed different impacts on regional forests.

Groups II and IV had a higher impact on forest cover, with higher proportions of grasslands (59 and 83% respectively, Appendix D). Conversely, Groups I and II have higher forest proportions (54 and 69% respectively, Appendix D), although this is mainly due to the high costs associated with slash-and-burn. Farmers in Group I also carry out more

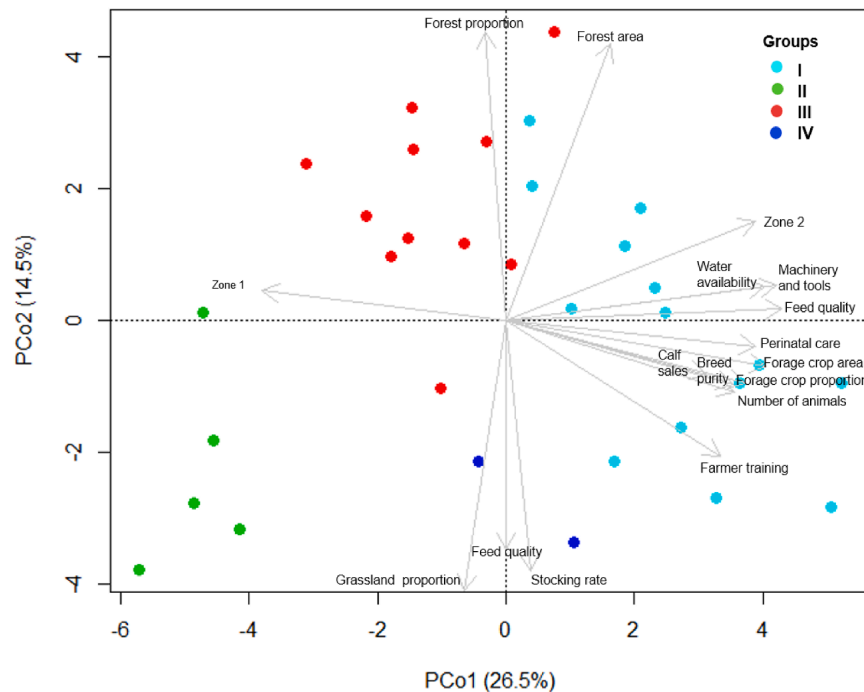


Fig. 3. Management variables contributing most to the two main principal components and the four resulting management strategies (Appendix B).

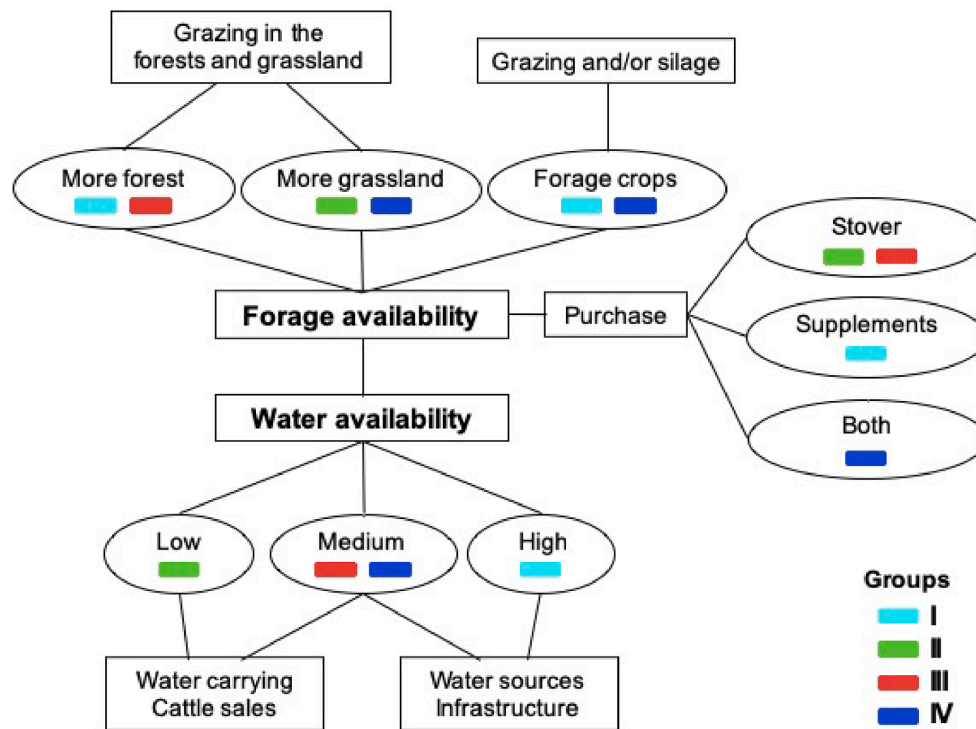


Fig. 4. Silvopastoral management during dry seasons by group, constructed from the PCoA and correlation analysis (See Appendices A, D and E).

SP practices. Total forest areas are greater than grasslands (2403 vs. 1328 ha), and well above forage crops (209 ha). According to the correlation analysis, forest area is not related to resource access, nor to the physiographic zone (Appendix E). It is important to note that some interviewees declared owning other forest areas with no access to cattle, which were not accounted for in this study.

3.3. Regional and local socioecological drivers influencing livestock management and decision-making processes

At the regional level, different socioecological drivers favouring or restricting SP management and influencing decisions at the farm level were identified through the analysis of the narratives. According to interviewees, prevailing socioeconomic conditions encourage cattle production as the main use of forests, due to the high demand for growing calves. Ecological drivers correspond to the biophysical conditions inherent to TDF and are determinant in the way in which livestock systems are managed (Table 2).

Climate is a determining factor because of the unpredictability of the rains and low water availability, especially under severe droughts. Farmers take preventive actions, such as reducing herd size at the end of the rainy season by estimating forage availability from the amount of rainfall (56% of interviewees); reserving the most humid sites to be grazed during the peak of the drought (78%); making silage (44%); and buying forage in advance (40%). Farmers also take part in collective actions, such as negotiating water and forage use between community members (97%) and buying forage between several farmers to diminish costs (16%).

At the local scale, different factors determine heterogeneity in management strategies, decision-making processes and adaptive learning. The most relevant factors and their interrelations are shown in Fig. 5, a diagram constructed with the categories and codes from the narrative analysis.

Water availability in plots is a determining factor in livestock

management. During the rainy season all interviewees have water in their plots through reservoirs, streams, springs or wells, but their size and amount provided varies. On one extreme, there are farmers that need to carry water daily to their plots every dry season (25% of interviewees). On the other side, some farmers have enough water all year round for cattle and limited irrigation of forage crops (12%). Most interviewees (66%) consider that water availability is related to physiography, with higher availability on plains, where most forage crops are located. Feeding also varies between farms in quantity and quality. All interviewees supplement grazing and browsing during the dry season, through the rent of plots and/or the purchase or production of forage: crop residues, forage crops, silages and/or commercial concentrates. Feeding and caretaking are also influenced by breed type and pedigree.

Amongst economic factors, cattle farming is the main livelihood for most families, though income and its contribution to the family expenditure are variable amongst interviewees. The main income comes from the sale of calves for fattening, ranging from four to 60 per farm every year. All interviewees mentioned that livestock farming income is not constant or predictable, due to extreme climatic events and price variability. Because of this, they all stated having other forms of income, but whilst for some (16%) livestock only contributes 20–30% to the family expenditure, for the rest of them (84%) earnings from cattle cover 50–90%. It also provides all their families with milk and meat for self-consumption.

When analysing decision-making processes, it was found that management is adaptive and related to learning, where local knowledge, objectives, perceptions and preferences of each family intervene. Local knowledge is a combination of inherited, empirical and external knowledge. All interviewees have inherited knowledge, since they come from cattle farming families. Empirical knowledge was observed in the adaptation of livestock management to the regional climate and vegetation, as well as in the integration of woody forage species. Regarding external knowledge, only some interviewees (22%) have taken courses

Table 2
Main regional drivers.

Drivers			Influence on management	
Type	Factor	Subfactor	Restrict	Favour
Biophysical	Climate	Water scarcity	Lower production	
		Marked seasonality	Water and forage scarcity in dry seasons	
	Physiography	Hills and alluvial plains	Uncertainty in forage availability	
TDF vegetation	High rainfall variability	Regular and severe droughts	Cost and cattle mortality rates increase	Variability in calf sale prices
		High resilience	Lower water availability in hills	Higher water availability in plains
Socioeconomic	Cattle markets	Presence of native forage species	Grasslands require constant maintenance to halt forest regrowth	Feed availability
		High demand for beef calves		
	Social issues	Intermediaries	Price restriction at farm gate	
		Prices	Instability	
	Public policies	Unemployment and migration		Production focuses on reproduction and calf raising
Subsidies to livestock farming			Easiness of sale	
	Forest conservation	Regulation of slash-and-burn and water extraction	Price increase	
			Cattle farming is the most viable economic activity	
			Help to maintain the activity	

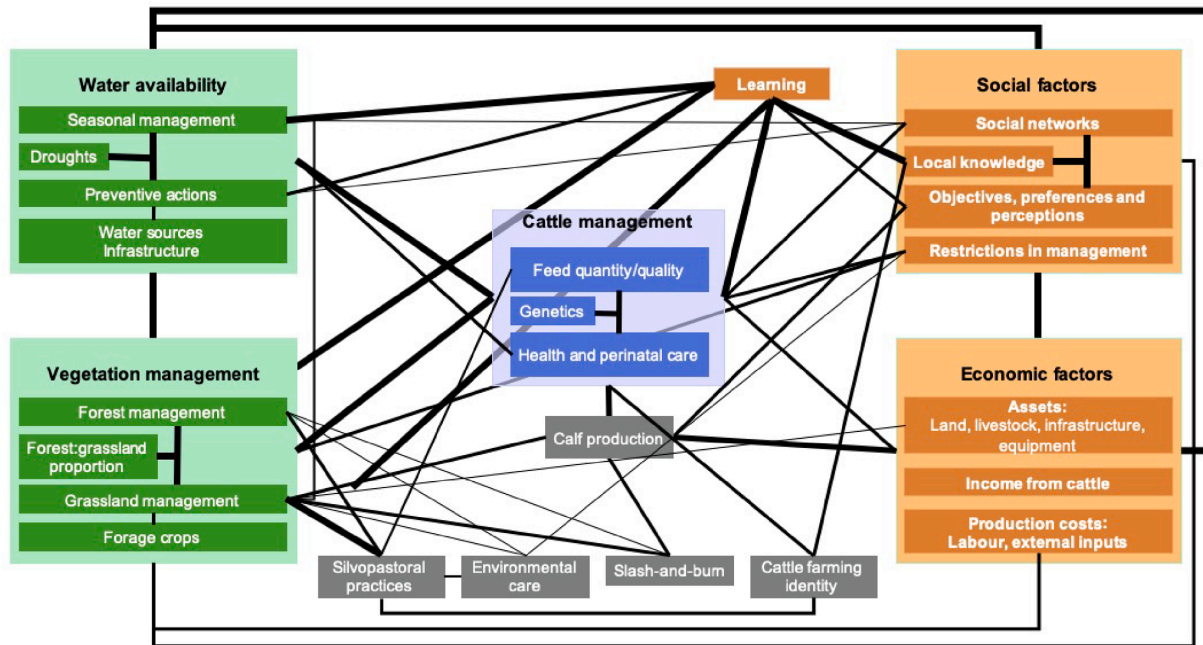


Fig. 5. Interactions between local socioecological factors determining livestock management. Constructed categories from the qualitative analysis are shown in colour: green – biophysical, orange – socioeconomic, blue - management, grey - two or more categories. Line width reflects the strength of the relation determined by the number of mentions (n = 32): thin 5–15, medium 16 – 25, bold 26 – 32. (For interpretation of the references to colour in this figure legend, the reader is referred to the web version of this article.)

or some other formal training related to livestock farming. Community social networks concerning livestock management promote knowledge sharing. To quote an interviewee “Here one learns from the old ones... They have always been cattle farmers here and we watch them and learn from them... If I share and we all do, one starts to get an idea of what yields the best result”.¹

Among the objectives, perceptions and preferences of farmers, all interviewees aim to increase calf production and reduce production

costs. Increasing grassland areas can result in more forage, but also in higher clearing and maintenance costs. Therefore, the speed of forest regeneration is perceived by the interviewees as a constraint to cattle production. Most of the interviewees (72%) have also learned to perceive the impacts of livestock management, especially in grasslands. Because of this, they have implemented actions such as the regulation of stocking rate and SP practices. Whilst the main interest of farmers is cattle production, some (37%) mentioned that they like the forest and the wildlife that inhabits it. Although farmers spoke of how difficult cattle raising can be due to water scarcity, climate uncertainty and price instability, all of them stated that they like the activity, are proud of it and shall continue with it. Giving cattle to their children or grandchildren is a common practice to help them start their own herds.

¹ “Aquí lo va uno aprendiendo de los viejos.... siempre se han dedicado aquí a la ganadería y vamos viendo cómo y aprendiendo..... si comparto y entre todos se da una idea de que es lo que puede dar mejor resultado.”

Though the history of the population is relatively recent in the region, there is an evident cattle farming identity.

Finally, when asked about future perspectives, all interviewees mentioned that they would like to increase production through various strategies, such as purchasing more feed, making silage, changing more forests into grasslands or buying more land. However, some of the perceived constraints to implement these strategies include lack of economic resources, limited labour, water scarcity, cattle price instability and uncertainty in the face of climatic variability.

4. Discussion

The development of livestock systems and SP practices in the studied region is the consequence of different historical events, where public policies have had a strong impact, as reported in previous studies (Schroeder and Castillo, 2013; Castillo et al., 2005). Government programmes in Latin America in the 1970s stood out in transforming tropical forests into grasslands. In Mexico, deforestation and cattle introduction programmes were aimed at what was then considered “unproductive land” (Toledo, 1990; Chauvet-Sánchez, 1999). These programmes were essential in making extensive cattle farming the main regional activity, with management based on clearing forests to induce grasslands. Nevertheless, farmers have now integrated forest areas into their strategies. Current public policies simultaneously promote forest conservation and provide small subsidies for livestock. State restrictions, as part of environmental protection programmes, limit wood-cutting, the use of fire and underground water extraction.

High variability in management strategies was found, as in other SP typology studies (Albarrán-Portillo et al., 2019; Roellig et al., 2018; Wilmer et al., 2018). The four strategies found in this study influence drought facing practices, feeding, productivity, economic dependence and the impacts on forests (Fig. 3). This is key in the design of more sustainable livestock systems in TDF, based on management strategies. Therefore, changes in farming systems towards more sustainable management strategies should be promoted through endogenous references of practices specific to each culture (Cayre et al., 2018; Van der Ploeg and Ventura, 2014).

Amongst the main regional ecological drivers causing uncertainty is climate variability. Therefore, drought coping strategies are key, as throughout the year farmers focus on having enough water and forage for the dry season, which involves both individual and collective preventive actions. Despite this constraint, livestock production is the main economic activity and source of income of most families, as found in other studies (Cohen-Salgado, 2014; Schroeder and Castillo, 2013).

Cattle markets and native vegetation were identified as the main regional drivers of calf production. Markets have a fundamental role in livestock production (Altieri et al., 2012; Steinfeld et al., 2009). In Mexico, livestock prices and meat production have increased considerably in the last two decades (FIRA, 2017). Other socioeconomic drivers include unemployment and lack of other opportunities, as also reported by other authors (Gavito et al., 2014; Castillo et al., 2005). In ecological terms, the great diversity of native forage species in DTF of the region has favoured the development of SP practices. Our findings coincide with studies in rural areas with DTF (Torres-Acosta et al., 2016; Nahed-Toral et al., 2013; Murgueitio et al., 2011), where a variety of livestock systems based on SP practices have been developed.

Livestock production in the region has different impacts on forest cover, the main one being its transformation into grasslands and the maintenance of the latter. Different authors point to cattle farming as one of the main causes of ecosystem degradation in the region, provoking loss of plant cover, soil erosion and a reduction in biodiversity and ecosystem services, due to forest clearing and the inappropriate management of cleared areas (Trilleras et al., 2015; Maass et al., 2005; Burgos and Maass, 2004). Interviewed farmers generally perceive greater economic benefits from grasslands compared to forests, and therefore see secondary succession and regeneration as an obstacle to

livestock production. However, grassland cover is highly variable amongst farmers and management groups, due to the different socio-ecological factors.

Positive impacts of livestock management in the forests were also found. All interviewees maintain forest areas and use SP practices such as live fences or leaving trees within grasslands. SP practices can generate important benefits to the ecosystem, such as soil improvements and biodiversity increases (Chakravarty et al., 2019; Fuentealba and Martínez-Ramos, 2014). Most of the areas owned by interviewees are secondary forests, as it happens in other regions of the tropics, constituting an important resource for biodiversity, ecosystem services and forest regeneration (Rozendaal et al., 2019; Mora et al., 2016; Chazdon, 2014; Maass et al., 2005). Some interviewees also own old-growth fragments, which can help forest regeneration (Rozendaal et al., 2019). Furthermore, some farmers mentioned that they have other forest areas with no access to livestock, not accounted for in this study, which need to be analysed in the future.

In decision-making processes, learning plays a fundamental role, where local knowledge, objectives, perceptions and preferences of each family intervene, generating adaptive management. In the studied region, climate and native vegetation were harsh to the population on arrival (Castillo et al., 2005). However, gradual learning contributed to adapting to the adverse conditions. Individual knowledge has been collectivised through social networks within and among communities, generating a wealth of local knowledge on SP management. Adaptive management has allowed the conservation of forest areas and the use of SP practices with local tree species. Livestock system studies do not often integrate social or human factors, causing that adaptive management and decision-making processes are poorly understood (Wilmer et al., 2018; Bennett et al., 2017; Briske et al., 2011). Our results confirm that adaptive learning and management influence farmer decisions (Wilmer et al., 2018; Lubell et al., 2013). Therefore, knowledge becomes dynamic, socially constructed and context dependent (Bennett et al., 2017; Berkes et al., 2000), determining different management strategies (Cayre et al., 2018).

Throughout the study, the need and pertinence of an integrated socioecological approach were evident, allowing the inclusion of the main factors determining forest and livestock management and their interactions. The qualitative-interpretative approach was useful in understanding the ideas and visions of farmers (Castillo et al., 2020), whilst the statistical tests allowed the analysis of interrelations between factors (Guerrero et al., 2018; Denscombe, 2008). Thus, a deeper understanding of how and why farmers take decisions regarding management of livestock production and forests was obtained, along with identifying the resulting strategies and their impacts in regional forests. This confirms the importance of socioecological studies and the use of mixed methods in solving environmental problems caused by productive management (Ostrom, 2009; Schlueter et al., 2012; Denscombe, 2008; Liu et al., 2007; Berkes and Folke, 1998).

Public policies must consider the different socio-ecological contexts in which production systems develop, the key factors that affect management strategies, and embed themselves in adaptive processes. Inclusive and flexible policies are required, which consider the objectives, perceptions, preferences and needs of small farmers, as suggested by Tauro et al. (2018) and HLPE (2013). Therefore, policies with socio-ecological systems and adaptive management approaches are necessary and urgent (Bretagnolle et al., 2019; Challenger et al., 2018). In addition, traditional production systems can be an example of sustainable agroecological management. In our study, a key constraint is water availability, which could be addressed through rainwater harvest and storage programmes (Sharma, 2017). Promoting farmer education on the use of SP practices is also essential in order to improve the sustainability of livestock production in the tropics.

5. Conclusions

Livestock management in TDF in the studied region have gone through changing historical stages, strongly responding to public policies. These have slowly shifted from promoting human colonization and conversion of dry tropical forests into grasslands for livestock production towards forest and biodiversity conservation. Currently, livestock production is carried out in silvopastoral systems.

Four types of livestock management strategies were identified. Access to resources and type of plant cover were determinant, influencing impacts on forests. Negative impacts include land use change to grassland and its maintenance, whilst positive ones include the maintenance of forest fragments and silvopastoral practices, with total forest area being almost twice as much as grasslands. The main practices identified included allowing trees within grasslands, forest browsing and live barriers.

On a regional scale, the scarce rainfall and high climate variability, along with the physiography and native vegetation are the main ecological drivers of cattle production in the studied systems, which specialise in breeding and raising beef calves. In socioeconomic terms, markets play a fundamental role, given the growing demand and unstable prices. At the farm unit scale, water availability and economic assets play a determinant role in management, resulting in varying levels of forest:grassland proportion, feeding quantity and quality and reproductive and health care. Adaptive learning was relevant in decision making, and social networks within and among communities contribute to the construction of local knowledge and the strengthening of a cattle farming identity.

In the urgent search for more sustainable livestock systems, it is essential to understand silvopastoral management in a holistic way, integrating socioeconomic factors through a mixed methods approach. Local knowledge generated during the historical process along with the extensive scientific ecological knowledge of the regional dry tropical forests, must be integrated in the participatory design of flexible, adaptive and inclusive local strategies and public policies which consider the socioecological heterogeneity, aimed at improving livestock production whilst maintaining ecosystems in the long term.

CRedit authorship contribution statement

Rosa Sánchez-Romero: Conceptualization, Methodology, Investigation, Formal analysis, Writing - original draft, Writing - review & editing. **Patricia Balvanera:** Conceptualization, Methodology, Writing - original draft. **Alicia Castillo:** Conceptualization, Methodology, Formal analysis, Writing - review & editing. **Francisco Mora:** Conceptualization, Methodology, Formal analysis, Funding acquisition, Writing - review & editing. **Luis E. García-Barrios:** Conceptualization, Writing - original draft. **Carlos E. González-Esquivel:** Conceptualization, Methodology, Funding acquisition, Project administration, Writing - review & editing.

Declaration of Competing Interest

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

Acknowledgements

The authors are grateful to participating farmers for their valuable information and to the Chamela Biology Station of the National Autonomous University of Mexico (UNAM) for providing facilities to carry out this study. Rosa Sánchez Romero thanks the Postgraduate Programme in Biological Sciences of UNAM and the National Council for Science and Technology (CONACYT) for the scholarship received.

The study was financed with support from DGAPA-UNAM (grants PAPIIT IA203517-2017 and IN211417-2017) and the Rufford Foundation (grant 19426-2).

Appendices A–E. Supplementary material

Supplementary data to this article can be found online at <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118506>.

References

- Albarrán-Portillo, B., García-Martínez, A., Ortiz-Rodea, A., Rojo-Rubio, R., Vázquez-Armijo, J.F., Arriaga-Jordán, C.M., 2019. Socioeconomic and productive characteristics of dual-purpose farms based on agrosilvopastoral systems in subtropical highlands of central Mexico. *Agrofor. Syst.* 93 (5), 1939–1947.
- Alonso, J., 2011. Los sistemas silvopastorales y su contribución al medio ambiente. *Revista Cubana de Ciencia Agrícola* 45 (2), 107–115.
- Altieri, M.A., 2004. Linking ecologists and traditional farmers in the search for sustainable agriculture. *Front. Ecol. Environ.* 2 (1), 35–42.
- Altieri, M.A., Funes-Monzote, F.R., Petersen, P., 2012. Agroecologically efficient agricultural systems for smallholder farmers: contributions to food sovereignty. *Agron. Sustainable Dev.* 32 (1), 1–13.
- Balvanera, P., Lott, E., Segura, G., Siebe, C., Islas, A., 2002. Patterns of β -diversity in a Mexican tropical dry forest. *J. Veg. Sci.* 13 (2), 145–158.
- Balvanera, P., Daw, T., Gardner, T., Martín-López, B., Norström, A., Speranza, C., ... Perez-Verdin, G., 2017B. Key features for more successful place-based sustainability research on social-ecological systems: A Programme on Ecosystem Change and Society (PECS) perspective. *Ecol. Soc.* 22(1). Retrieved April 10, 2020, from www.jstor.org/stable/26270056.
- Bennett, N.J., Roth, R., Klain, S.C., Chan, K., Christie, P., Clark, D.A., Greenberg, A., 2017. Conservation social science: Understanding and integrating human dimensions to improve conservation. *Biol. Conserv.* 205, 93–108.
- Berkes, F., Colding, J., Folke, C., 2000. Rediscovery of traditional ecological knowledge as adaptive management. *Ecol. Appl.* 10 (5), 1251–1262.
- Berkes, F., Folke, C. (Eds.), 1998. *Linking Social and Ecological Systems: Management Practices and Social Mechanisms for Building Resilience*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Bretagnolle, V., Benoît, M., Bonnefond, M., Breton, V., Church, J., Gaba, S., Lamouroux, N., 2019. Action-orientated research and framework: insights from the French long-term social-ecological research network. *Ecol. Soc.* 24 (3), 10.
- Briske, D.D., Sayre, N.F., Huntsinger, L., Fernández-Giménez, M., Budd, B., Derner, J.D., 2011. Origin, persistence, and resolution of the rotational grazing debate: integrating human dimensions into rangeland research. *Rangeland Ecol. Manage.* 64 (4), 325–334.
- Burgos, A., Maass, J.M., 2004. Vegetation change associated with land-use in tropical dry forest areas of Western Mexico. *Agric. Ecosyst. Environ.* 104 (3), 475–481.
- Casas, A., Camou, A., Otero-Arnaiz, A., Rangel-Landa, S., Cruse-Sanders, J., Solís, L., Guillén, S., 2015. Manejo tradicional de biodiversidad y ecosistemas en Mesoamérica: el Valle de Tehuacán. *Investigación Ambiental Ciencia y Política Pública* 6 (2), 23–44.
- Castillo, A., Magaña, A., Pujadas, A., Martínez, L., Godínez, C., 2005. Understanding the interaction of rural people with ecosystems: a case study in a tropical dry forest of Mexico. *Ecosystems* 8 (6), 630–643.
- Castillo, A., Bullen-Aguir, A.A., Peña-Mondragón, J.L., Gutiérrez-Serrano, N.G., 2020. The social component of social-ecological research: moving from the periphery to the center. *Ecol. Soc.* 25 (1), 6. <https://doi.org/10.5751/ES-11345-250106>.
- Cayre, P., Michaud, A., Theau, J.P., Rigolot, C., 2018. The coexistence of multiple worldviews in livestock farming drives agroecological transition. A case study in French Protected Designation of Origin (PDO) cheese mountain areas. *Sustainability* 10 (4), 1097.
- Chakravarty, S., Pala, N.A., Tamang, B., Sarkar, B.C., Manohar, K.A., Rai, P., Shukla, G., 2019. Ecosystem services of trees outside forest. In: *Sustainable Agriculture, Forest and Environmental Management*. Springer, Singapore, pp. 327–352.
- Challenger, A., Cordova, A., Lazos Chavero, E., Equihua, M., Maass, M., 2018. Opportunities and obstacles to socioecosystem-based environmental policy in Mexico: expert opinion at the science-policy interface. *Ecol. Soc.* 23 (2).
- Chazdon, R.L., 2014. *Second Growth: The Promise of Tropical Forest Regeneration in an Age of Deforestation*. University of Chicago Press.
- Chauvet-Sánchez, M., 1999. La ganadería bovina de carne en México: del auge a la crisis. Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Azcapotzalco, División de Ciencias Sociales y Humanidades, Departamento de Sociología.
- Cohen-Salgado, D., 2014. Estrategias de manejo del bosque tropical seco: un estudio de caso en Jalisco. Bachelor thesis. Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), Morelia, 612. Michoacán, México.
- Cotler, H., Durán, E., Siebe, C., 2002. Caracterización morfo-edafológica y calidad de sitio de un bosque tropical caducifolio. *Historia Natural de Chamela. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, México, DF*, 17–79.
- Cubbage, F., Balmelli, G., Bussoni, A., Noellmeyer, E., Pachas, A.N., Fassola, H., de Silva, M.L., 2012. Comparing silvopastoral systems and prospects in eight regions of the world. *Agrofor. Syst.* 86 (3), 303–314.
- Dray, S., Dufour, A., 2007. The ade4 Package: Implementing the Duality Diagram for Ecologists. *J. Stat. Softw.* 22 (4), 1–20. <https://doi.org/10.18637/jss.v022.i04>.

- Daniel, W.W., 2003. *Bioestadística*. Limusa.
- Denscombe, M., 2008. Communities of practice: a research paradigm for the mixed methods approach. *J. Mixed Methods Res.* 2 (3), 270–283.
- Denzin, N.K., Lincoln, Y.S., 2000. *Handbook of Qualitative Research*, second ed. Sage Publications, Thousand Oaks, California, USA.
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura), 2008. La ganadería extensiva destruye los bosques tropicales en Latinoamérica. <http://www.fao.org/Newsroom/es/news/2005/102924/index.html>.
- Ferrer-Paris, J.R., Zager, I., Keith, D.A., Oliveira-Miranda, M.A., Rodríguez, J.P., Josse, C., Barrow, E., 2019. An ecosystem risk assessment of temperate and tropical forests of the Americas with an outlook on future conservation strategies. *Conserv. Lett.* 12 (2), e12623.
- FIRA (Fideicomisos Instituidos en Relación con la Agricultura), 2017. *Panorama Agroalimentario, Carne de bovino 2017*. Dirección de Investigación y Evaluación Económica y Sectorial.
- Flores-Casas, R., Ortega-Huerta, M.A., 2019. Modelling land cover changes in the tropical dry forest surrounding the Chamela-Cuixmala biosphere reserve, Mexico. *Int. J. Remote Sens.* 40 (18), 6948–6974.
- Fuentealba, B.D., Martínez-Ramos, M., 2014. Transplanting native tree seedlings to enrich tropical live fences: an ecological and socio-economic analysis. *Agrofor. Syst.* 88 (2), 221–236.
- Fuentealba, B.D., González-Esquível, C.E., 2015. Sistemas silvopastoriles tradicionales en México. In: Moreno-Calles, A.I., Casas, A., Toledo, V.M., Vallejo-Ramos M., (Eds.), *Etnoagroforestería en México*. UNAM, México, pp. 239–261.
- Gavito, M.E., Martínez-Yrizar, A., Ahedo, R., Araiza, S., Ayala, B., Ayala, R., Maass, M., 2014. La vulnerabilidad del socio-ecosistema de bosque tropical seco de Chamela, Jalisco, al cambio global: un análisis de sus componentes ecológicos y sociales. *Investigación ambiental Ciencia y política pública* 6 (2), 106–126.
- Guerrero, A.M., Bennet, N.J., Wilson, K.A., Carter, N., Gill, D., Mills, M., Januchowski-Hartley, F.A., 2018. Achieving the promise of integration in social-ecological research: a review and prospectus. *Ecol. Soc.* 23 (3), 38.
- HLPE, 2013. Investing in smallholder agriculture for food security. A report by the High Level Panel of Experts on Food Security and Nutrition of the Committee on World Food Security, Rome.
- Jose, S., Dollinger, J., 2019. Silvopasture: a sustainable livestock production system. *Agrofor. Syst.* 93 (1), 1.
- Liberté, E., Legendre, P., Shipley, B., 2014. FD: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology. R package version 1.0-12.
- Liu, J., Dietz, T., Carpenter, S.R., Alberti, M., Folke, C., Moran, E., Ostrom, E., 2007. Complexity of coupled human and natural systems. *Science* 317 (5844), 1513–1516.
- Lowder, S.K., Skoet, J., Singh, S., 2014. What do we really know about the number and distribution of farms and family farms in the world. Background paper for the State of Food and Agriculture, 8, 1–45.
- Lubell, M.N., Cutts, B.B., Roche, L.M., Hamilton, M., Derner, J.D., Kachergis, E., Tate, K.W., 2013. Conservation program participation and adaptive rangeland decision-making. *Rangeland Ecol. Manage.* 66 (6), 609–620.
- Maass, J.M., Balvanera, P., Castillo, A., Daily, G.C., Mooney, H.A., Ehrlich, P., Martínez-Yrizar, A., 2005. Ecosystem services of tropical dry forests: insights from long-term ecological and social research on the Pacific Coast of Mexico. *Ecol. Soc.* 10 (1), 1–23.
- Maass, M., Ahedo-Hernández, R., Araiza, S., Verduzco, A., Martínez-Yrizar, A., Jaramillo, V.J., Sarukhán, J., 2018. Long-term (33 years) rainfall and runoff dynamics in a tropical dry forest ecosystem in western Mexico: management implications under extreme hydrometeorological events. *For. Ecol. Manage.* 426, 7–17.
- Mora, F., 2015. Cambios temporales y espaciales en la estructura y diversidad de la vegetación y en los almacenes de carbono de bosques tropicales secos secundarios en la región de Chamela, Jalisco. PhD. Tesis. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Mora, F., Balvanera, P., García-Frapolli, E., Castillo, A., Trilleras, J., Cohen-Salgado, D., Salmerón, O., 2016. Trade-offs between ecosystem services and alternative pathways toward sustainability in a tropical dry forest region. *Ecol. Soc.* 21 (4), 45. <https://doi.org/10.5751/ES-08691-210445>.
- Moreno-Calles, A.I., Galicia-Luna, V.J., Casas, A., Toledo, V.M., Vallejo-Ramos, M., Santos-Fita, D., Camou-Guerrero, A., 2015. Etnoagroforestería: El estudio de los sistemas agroforestales tradicionales de México. *Etnobiología* 12 (3), 1–16.
- Murgueitio, E., Calle, Z., Uribe, F., Calle, A., Solorio, B., 2011. Native trees and shrubs for the productive rehabilitation of tropical cattle ranching lands. *For. Ecol. Manage.* 261 (10), 1654–1663.
- Nahed-Toral, J., Valdivieso-Pérez, A., Aguilar-Jiménez, R., Cámara-Cordova, J., Grande-Cano, D., 2013. Silvopastoral systems with traditional management in southeastern Mexico: a prototype of livestock agroforestry for cleaner production. *J. Cleaner Prod.* 57, 266–279.
- Ostrom, E., 2009. A general framework for analyzing sustainability of social-ecological systems. *Science* 325 (5939), 419–422.
- Patton, M.Q., 2002. *Qualitative Research and Evaluation Methods*. Sage Publications, Thousand Oaks.
- Plieninger, T., Huntsinger, L., 2018. Complex rangeland systems: integrated social-ecological approaches to silvopastoralism. *Rangeland Ecol. Manage.*
- R Core Team, 2018. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria <https://www.R-project.org/>.
- Rodríguez, D.I., Anríquez, G., Riveros, J.L., 2016. Seguridad alimentaria y ganadera: el caso de América Latina y el Caribe. *Ciencia e Investigación Agraria* 43 (1), 5–15. <https://doi.org/10.4067/S0718-16202016000100001>.
- Roellig, M., Costa, A., Garbarino, M., Hanspach, J., Hartel, T., Jakobsson, S., Varga, A., 2018. Post hoc assessment of stand structure across European Wood-pastures: implications for land use policy. *Rangeland Ecol. Manage.* 71 (5), 526–535.
- Rozendaal, D.M., Bongers, F., Aide, T.M., Alvarez-Dávila, E., Ascarrunz, N., Balvanera, P., Calvo-Rodríguez, S., 2019. Biodiversity recovery of Neotropical secondary forests. *Sci. Adv.* 5 (3), eaau3114.
- Sánchez-Azofeifa, G., Quesada, P.M., Cuevas-Reyes Castillo, A., Sánchez-Montoya, G., 2009. Land cover and conservation in the area of influence of the Chamela-Cuixmala Biosphere Reserve, Mexico. *For. Ecol. Manage.* 258 (6), 907–912. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.10.030>.
- Sharma, A.K., 2017. Agroecological interventions in arid production systems. *Agroecol. Ecosyst. Sustain. Trop.* 193.
- Sherrin, K., Darnhofer, I., 2018. Precondition for integration: in support of stand-alone social science in rangeland and silvopastoral research. *Rangeland Ecol. Manage.* 71 (5), 545–548.
- Schlueter, M., McAllister, R.R.J., Arlinghaus, R., Bunnefeld, N., Eisenack, K., Hoelker, F., Stöven, M., 2012. New horizons for managing the environment: a review of coupled social-ecological systems modelling. *Nat. Resour. Modell.* 25 (1), 219–272.
- Schroeder, N.M., Castillo, A., 2013. Acción colectiva en el manejo de un ecosistema de bosque seco tropical: efectos del régimen de derechos de propiedad de México. *Gestión Ambiental* 51 (4), 850–861. <https://doi.org/10.1007/s00267-012-9980-9>.
- Steinfeld, H., Gerber, P., Wassenaar, T.D., Castel, V., Rosales, M., de Haan, C., 2009. Livestock's long shadow: environmental issues and options. *Food Agric. Org.*
- Strauss, A.L., Corbin, J., 2002. *Bases de la investigación cualitativa: técnicas y procedimientos para desarrollar la teoría fundamentada*. Universidad de Antioquia, Medellín.
- Soler, R., Peri, P.L., Bahamonde, H., Gargaglione, V., Ormaechea, S., Herrera, A.H., Pastur, G.M., 2018. Assessing knowledge production for agrosilvopastoral systems in South America. *Rangeland Ecol. Manage.* 71 (5), 637–645.
- Tauro, A., Gómez-Baggethun, E., García-Frapolli, E., Chavero, E.L., Balvanera, P., 2018. Unraveling heterogeneity in the importance of ecosystem services. *Ecol. Soc.* 23 (4).
- Taylor, S.J., Bogdan, R., 1987. *Introducción a los métodos cualitativos de investigación*. Vol. 1 Paidós, Barcelona.
- Toledo, V.M., 1990. El proceso de ganaderización y la destrucción biológica y ecológica de México. *Medio Ambiente y Desarrollo en México* 1 (191.222).
- Toledo, V.M., 1997. Sustainable development at the village community level: a Third World perspective. In: Smith (Ed.), *Environmental Sustainability: Practical Global Applications*. St Lucie Press, Boca Raton (FL), pp. 233–250.
- Trejo, I., Dirzo, R., 2000. Deforestation of seasonally dry tropical forest: a national and local analysis in Mexico. *Biol. Conserv.* 94 (2), 133–142.
- Trejo, I., 2010. Las selvas secas del Pacífico mexicano". En *Diversidad, Amenazas y Áreas prioritarias para la Conservación de las Selvas Secas del Pacífico de México*, editado por G. Ceballos, L. Martínez, A. García, E. Espinoza, J. Bezaury - Creel, y R. Dirzo, 41–51. México, DF: Fondo de Cultura Económica / CONABIO.
- Trilleras, J.M., Jaramillo, V.J., Vega, E.V., Balvanera, P., 2015. Effects of livestock management on the supply of ecosystem services in pastures in a tropical dry region of western Mexico. *Agric. Ecosyst. Environ.* 211, 133–144.
- Torralla, M., Oteros-Rozas, E., Moreno, G., Plieninger, T., 2018. Exploring the role of management in the coproduction of ecosystem services from Spanish wooded rangelands. *Rangeland Ecol. Manage.* 71 (5), 549–559.
- Torres-Acosta, J.F.J., González-Pech, P.G., Ortiz-Ocampo, G.I., Rodríguez-Vivas, I., Tun-Garrido, J., Ventura-Cordero, J., Ortega-Pacheco, A., 2016. Revalorizando el uso de la selva baja caducifolia para la producción de rumiantes. *Trop. Subtrop. Agroecosyst.* 19 (1), 73–80.
- Van der Ploeg, J.D., Ventura, F., 2014. Heterogeneity reconsidered. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 8, 23–28.
- Wilmer, H., Augustine, D.J., Derner, J.D., Fernández-Giménez, M.E., Briske, D.D., Roche, L.M., Miller, K.E., 2018. Diverse management strategies produce similar ecological outcomes on ranches in western great plains: social-ecological assessment. *Rangeland Ecol. Manage.* 71 (5), 626–636.

Appendix A. Management variables used in principal coordinate and Spearman correlation analysis.

Variable	Description / Levels	Type of variable	Units / Values
Land*	Total land available	Nu	ha
Plots	Can be owned, rented, borrowed or looked after	Nu	No.
Grassland area*	Total land covered by grassland	Nu	ha
Grassland proportion*	Proportion of land covered with grassland	Nu	%
Forest area*	Total land covered by forest	Nu	ha
Forest proportion*	Proportion of land covered by forest	Nu	%
Forage crop area*	Total land under forage crops	Nu	ha
Forage crop proportion*	Proportion of land under forage crops	Nu	%
Number of animals*	Number of cattle heads	Nu	No.
Stocking rate*	Number of cattle heads/area	Nu	Heads/ha
Calf sales*	Calves sold/year	Nu	No.
Water availability*	Water availability in the dry season under normal/extreme conditions	Or	1 – Not enough 2 – Enough in normal years 3 – Enough in extreme years 4 - Enough for cattle and forage crops
Forest browsing	More browsing when: 1) Higher Zebu proportion in the herd, 2) Grass scarcity, 3) Farmer preference	Or	No. of options (1-3)
SP practices	Most frequent practices: Improved grasses, trees inside grasslands, plot rotation, live fences, selective forest clearing, planting forage trees	Or	No. of practices: 1 – 1-2 2 – 3 3 - >3
Breed purity	Proportion of local vs. improved breeds	Or	1 - local 2 - F1 or F2 pedigree sires 3 - pedigree sires, AI
Perinatal care	a) attention and help if necessary b) special care for recently calved cows and newborns c) Shorter interval between pregnancies and special care for newborns	Or	1 - a 2 - a and b 3 - a, b and c
Feed quality*	a) Grass and forest browsing b) Crop residues c) Forage crops	Or	1 - a, 2 - a, b and c, 3 - all

	d) Purchased grain and/or silage		
Farmer training	Academic training or short courses on livestock management	Or	0 - No 1 - Yes
Perception on overstocking	Farmer perception on overgrazing on own land, and of negative impacts on soil and vegetation	Or	0 - No overgrazing 1 - Overgrazing
Livestock income*	Contribution of income from livestock to family expenditure	Or	1 - <30% 2 - 40 - 60% 3 - 70 - 90%
Machinery and tools*	Machinery and tools owned, borrowed or rented: Low cost (<i>machete</i> , backpack sprayer), Medium cost (trimmer, chainsaw) High cost (tractor, silage maker, AI equipment)	Or	1 - low cost 2 - medium cost 3 - high cost
Breed proportion	Herd breed predominant composition	No	E = European Z = Zebu X = 50% each
Zone	Physiography: Zone 1 – hills, Zone 2 – alluvial plains, Zone 3 - mixed	No	1 - Zone 1 2 - Zone 2 3 - Zone 3

Nu = numerical; Or = ordinal; No = nominal

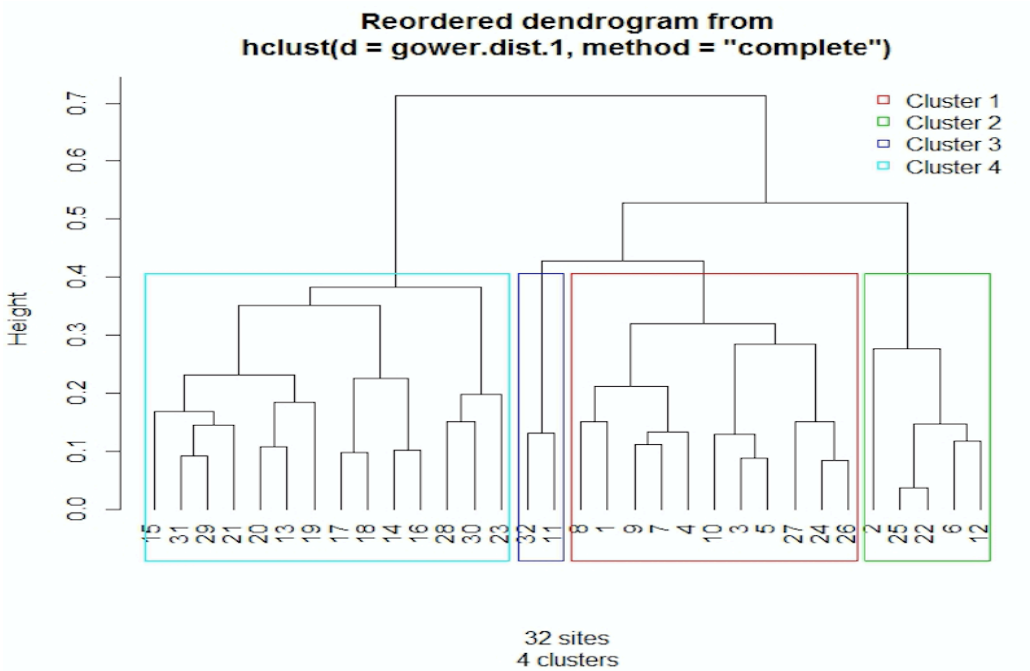
* Variables used in the Spearman correlation analysis

Appendix B. Single values for management variables of the 4 main components in Principal Coordinate analysis

Variable	PCo1	PCo2	PCo3	PCo4
Grassland proportion	-0.648	-4.109*	-2.268	-0.461
Forest area	1.629	4.196*	-0.785	1.317
Forest proportion	-0.317	4.379*	1.664	0.800
Forage crop area	4.057 *	-0.699	1.236	0.143
Forage crop proportion	3.731 *	-0.956	1.674	-0.843
Number of animals	3.553 *	-1.093	-1.970	0.277
Stocking rate	0.394	-3.808	1.523	-1.374
Calf sales	3.124 *	-0.824	-2.589	-0.041
Water availability	4.026 *	0.514	1.372	0.291
Breed purity	3.548 *	-0.981	0.351	0.105
Perinatal care	3.888 *	-0.392	0.776	1.006
Feed quality	4.297 *	0.176	0.540	-0.494
Farmer training	3.341*	-2.059	0.940	0.936
Machinery and tools	4.212 *	0.533	0.348	-0.146
Zone 1	-3.794*	0.448	-3.525	0.745
Zone 2	3.886 *	1.514	2.384	3.330

* Variables contributing most to the two main components

Appendix C. Cluster analysis.



Appendix D. Range, average and SD values of the management groups.

Group		Land	Grazing area	Grassland proportion	Forest area	Forest proportion	Forage crop area	Forage crop proportion	Number of animals	Stocking rate	Calf sales	Water availability	Forest browsing	SP practices	Breed purity	Perinatal care	Feed quality	Farmer training	Livestock income	Machinery and tools	Breed proportion*	Zone
I, n=14	Range	30-170	3 - 80	0.03-0.73	7-134	0.08-0.87	4 - 30	0.05-0.31	30-150	0.35-1.29	9 - 60	2 - 4	1 - 3	1 - 3	1 - 3	1 - 3	2 - 3	0 - 1	1 - 3	2 - 3		
	Average	113.79	36.57	0.33	63.71	0.54	13.50	0.13	84.50	0.81	21.79	3.14	2.43	2.43	2.50	2.50	2.79	0.50	2.07	2.57	Z (3), E (9), X (2)	2 (7), 3 (7)
	SD	43.89	27.22	0.21	37.46	0.22	7.99	0.08	37.56	0.33	13.47	0.77	0.76	0.76	0.76	0.65	0.43	0.52	0.62	0.51		
II, n=5	Range	17-60	2 - 52	0.12-0.87	3 - 24	0.13-0.88	0	0	15-50	0.83-1.33	4 - 19	1	2 - 3	1 - 2	1 - 2	1	1	0	3	1		
	Average	34.80	22.60	0.59	12.20	0.41	0	0	33.20	1.01	9.00	1	2.60	1.20	1.20	1	1	0	3	1	Z (1), X (4)	1 (3), 3 (2)
	SD	18.86	18.41	0.30	7.92	0.30	0	0	14.10	0.21	5.83	0	0.55	0.45	0.45	0	0	0	0	0		
III, n=11	Range	57-600	5-102	0.05-0.73	37-539	0.27-0.95	0 - 3	0.01	24-105	0.08-0.60	4 - 35	1 - 3	2 - 3	1 - 3	1 - 2	1 - 2	1 - 3	0	1 - 3	1 - 3		
	Average	177.55	48.45	0.31	128.45	0.69	0.64	0.01	57.00	0.42	16.00	1.91	2.55	1.91	1.64	1.55	2.00	0	2.09	1.82	Z (3), E (4), X (4)	1 (8), 3 (3)
	SD	156.13	37.79	0.22	145.07	0.22	1.03	0.01	22.95	0.17	9.10	0.70	0.52	0.83	0.50	0.52	0.45	0	0.83	0.60		
IV, n=2	Range	107-110	90.00	0.82-0.84	9 - 10	0.08-0.09	8 - 10	0.07-0.09	123-150	1.15-1.36	23-30	2	1 - 2	2	1 - 2	1 - 2	2 - 3	0	2 - 3	2		
	Average	108.50	90.00	0.83	9.50	0.09	9.00	0.08	136.50	1.26	26.50	2	1.50	2	1.50	1.50	2.50	0	2.50	2	Z (1), E (1)	1 (1), 3 (1)
	SD	2.12	0	0.02	0.71	0	1.41	0.01	19.09	0.15	4.95	0	0.71	0	0.71	0.71	0	0	0.71	0		

SD =Standard deviation

* Z – Mainly zebu, E – Mainly European, X - Crossbred

Appendix E. Spearman correlation analysis, correlation coefficient (r) and significance (p<0.01) values.

	Land	Plots	Grazing area	Grassland proportion	Forest area	Forest proportion	Forage crop area	Forage crop proportion	Number of animals	Stocking rate	Calf sales	Water availability	Feed quality	Livestock income	Machinery and tools
Plots	0.6081 0.0007														
Grazing area	0.5535 0.0021	0.3847 0.0322													
Grassland proportion	0.1876 0.2963	0.0944 0.5991	0.6444 0.0003												
Forest area	0.755 0	0.4217 0.0189	0.0344 0.848	0.7182 0.0001											
Forest proportion	0.1713 0.3401	0.0083 0.9632	0.0944 0.0014	0.9346 0	0.7267 0.0001										
Forage crop area	0.3212 0.0737	0.3774 0.0356	0.0014 0.9937	0.2019 0.261	0.1507 0.4014	0.0839 0.6402									
Forage crop proportion	0.185 0.3029	0.3811 0.0339	-0.044 0.8065	-0.156 0.3851	0.0229 0.8986	0.1524 0.396	0.9638 0								
Number of animals	0.5958 0.0009	0.3627 0.0434	0.6149 0.0006	0.2005 0.2643	0.1523 0.3964	0.3107 0.0836	0.5667 0.0016	0.4736 0.0084							
Stocking rate	0.5538 0.002	0.3797 0.0345	-0.041 0.8193	0.4763 0.008	-0.762 0	0.5947 0.0009	0.224 0.2124	0.3105 0.0839	0.2441 0.1742						
Calf sales	0.4677 0.0092	0.337 0.0606	0.5868 0.0011	0.2359 0.189	0.0938 0.6015	0.3081 0.0863	0.4053 0.024	0.3308 0.0655	0.851 0	0.1901 0.2899					
Water availability	0.3931 0.0286	0.3796 0.0346	0.0734 0.6827	0.2962 0.0991	0.3132 0.0812	0.1029 0.5667	0.6765 0.0002	0.6298 0.0005	0.4874 0.0067	0.0456 0.7997	0.3184 0.0762				
Feed quality	0.3066 0.0878	0.4903 0.0063	0.1498 0.4042	0.1335 0.4573	0.1948 0.2781	0.0293 0.8702	0.6726 0.0002	0.6537 0.0003	0.571 0.0015	0.1593 0.3751	0.4819 0.0073	0.666 0.0002			
Livestock income	0.2288 0.2027	0.1991 0.2676	0.0802 0.6554	0.2364 0.1881	0.2503 0.1634	0.2183 0.2242	0.2072 0.2488	0.2175 0.226	0.2192 0.2223	0.0769 0.6687	0.2326 0.1954	0.3826 0.0332	0.4233 0.0184		
Machinery and tools	0.5023 0.0052	0.5465 0.0023	0.234 0.1927	0.1827 0.3089	0.2781 0.1216	0.0296 0.8693	0.6941 0.0001	0.6572 0.0003	0.5859 0.0011	0.0329 0.8545	0.3937 0.0284	0.7707 0	0.6744 0.0002	0.4532 0.0116	
Zone	0.1276 0.4774	0.0317 0.8597	0.1119 0.5334	0.0715 0.6905	0.0991 0.5812	0.0493 0.7837	0.3713 0.0387	0.4137 0.0213	0.0758 0.6729	0.3254 0.07	0.0063 0.972	0.4907 0.0063	0.4893 0.0064	0.4334 0.0158	0.4311 0.0164

Statistically significant relations (p< 0.01) are shown in red

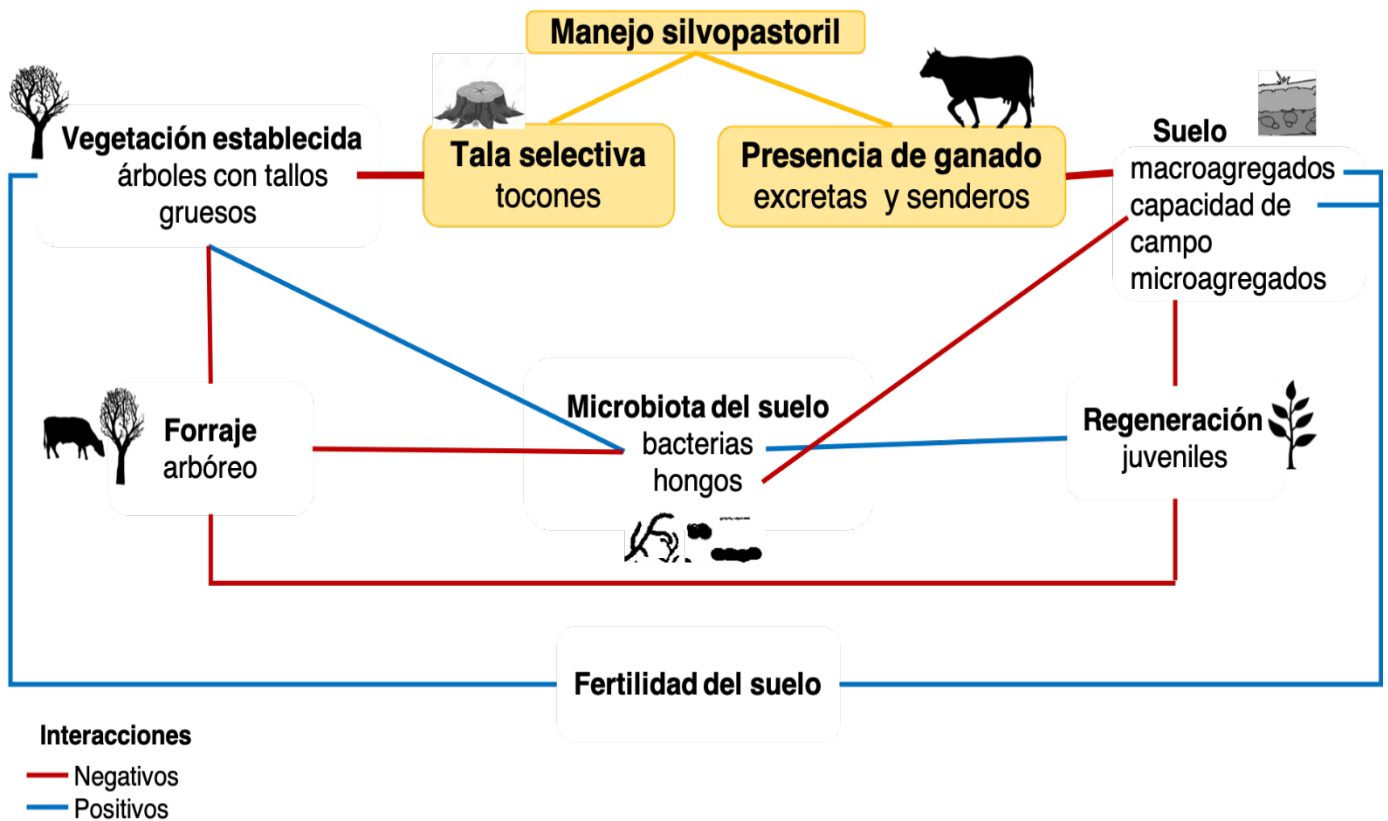
CAPÍTULO II

El manejo silvopastoril tradicional tiene impactos limitados sobre la vegetación y el suelo del bosque en el trópico seco

Artículo en preparación

Resumen gráfico

Manejo silvopastoril en una zona con bosque natural en el trópico seco



El manejo silvopastoril tradicional tiene impactos limitados sobre la vegetación y el suelo del bosque en el trópico seco

Rosa Sánchez-Romero^a, Patricia Balvanera^a, Luis García-Barríos^b, Francisco Mora^a, John Larsen^a y Carlos E. González-Esquivel^a

^a Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, Universidad Nacional Autónoma de México, Antigua Carretera a Pátzcuaro 8701, 58190 Morelia, Michoacán, México

^b El Colegio de la Frontera Sur. Periférico Sur s / n, María Auxiliadora, 29290, San Cristóbal de las Casas, Chiapas México

RESUMEN

Ante la creciente degradación y pérdida de bosques provocada por el aumento de la demanda y producción de carne, sobre todo en países en desarrollo, se ha propuesto a los sistemas silvopastoriles como una alternativa más sustentable. Sin embargo, estos sistemas son complejos y diversos, en el caso de los bosques tropicales secos con manejo silvopastoril, aunque son de amplia distribución, es poco lo que se sabe de los impactos que tienen sobre el ecosistema. El presente estudio se realizó en una zona de bosque natural con producción pecuaria bajo manejo silvopastoril tradicional en el trópico seco del occidente de México. La pregunta central fue ¿Cuáles son los impactos que tiene el manejo silvopastoril sobre los diferentes componentes del bosque? Para responderla, en 21 parcelas de 1 ha, a partir de un muestreo de cuadrantes anidados, se evaluaron 43 variables, pertenecientes a los distintos componentes de la vegetación (la establecida, de regeneración y disponibilidad de forraje) y del suelo (fertilidad, estructura, capacidad hídrica, microbiota y cobertura). Los resultados muestran que las prácticas de manejo silvopastoril y sus diferentes intensidades, tienen impactos limitados sobre la vegetación y el suelo del bosque. Los efectos más notorios son que al aumentar la presencia del ganado disminuyen los macroagregados, así también al aumentar la tala selectiva disminuyen las leñosas de tallo grueso. También se encontraron interacciones entre los diferentes componentes de la vegetación y el suelo, reflejo de la complejidad de la dinámica del ecosistema bosque con manejo silvopastoril. La edad del bosque presentó mayores impactos que el manejo silvopastoril, principalmente sobre la vegetación establecida. De acuerdo con los resultados, para mantener la integridad de las zonas boscosas con manejo silvopastoril, se recomienda conservar áreas de bosque de distintas edades, mantener la heterogeneidad del paisaje y una carga animal moderada.

PALABRAS CLAVE: Bosque tropical seco, sistema silvopastoril, vegetación, suelo, impactos del manejo, ganadería.

1. INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas la creciente demanda y producción de carne, sobre todo en países en desarrollo, ha provocado degradación y pérdida de bosques (Steinfeld et al., 2009; FAO, 2008), por lo que es urgente generar sistemas de producción que minimicen estos impactos. En Latinoamérica la expansión de la ganadería bovina ha sido a través de un modelo extensivo, causando la destrucción y degradación de extensas áreas de bosques tropicales (FAO, 2008). En particular, los bosques tropicales secos, que han perdido casi el 80 % de su cobertura original, son los más amenazados (Ferrer-Paris et al., 2019).

Existen varios reportes de los impactos que provoca el pastoreo (o sobrepastoreo) de la ganadería extensiva sobre la estructura y funciones del ecosistema, debido al pisoteo y ramoneo del ganado (Fleischner, 1994). En el suelo provoca compactación y la pérdida de estructura y de nutrientes (Trilleras et al., 2015; Zhou et al., 2010; Steinfeld et al., 2009; Rasiah et al., 2004), así como cambios en la microbiota (Faghihinia et al., 2020). En la vegetación afecta la regeneración, la calidad del forraje, diversidad y dominancia de especies (Cislagh et al., 2019; Mora, 2015; Trilleras et al., 2015; Burgos & Maass, 2004; Stern et al., 2020; Quisehuatl-Medina et al., 2020). Por otra parte, la tala selectiva es otra de las causas de degradación de bosques, afectando la estructura y composición de la vegetación (Chillo et al., 2018; Newton et al., 2009; Echeverría et al., 2007), así como la regeneración (Ceccon & Hernández, 2009). Por lo que surge la necesidad de construir alternativas más sustentables de sistemas productivos, en donde se han propuesto los agroforestales y para la ganadería los sistemas silvopastoriles (SSP).

Los SSP, en comparación con los pastizales abiertos, son sistemas de producción ganadera más sustentable, debido a que cuentan con mayor biodiversidad y proveen numerosos beneficios ecosistémicos (Jose & Dollinger, 2019; Seddaiu et al., 2018; Torralba et al., 2018). Estos sistemas existen desde la antigüedad, con una amplia variedad de paisajes silvopastoriles relacionada a las diferentes condiciones ambientales y socioeconómicas específicas de cada sitio en donde se desarrollan (Roellig et al., 2018; Hartel & Plieninger, 2014; Cabbage et al., 2012). Su complejidad es mayor que los sistemas ganaderos o forestales puros, en donde interactúan sus distintos componentes, árboles (y/o arbustos), pastos (y/o herbáceas) y el ganado (Soler et al., 2018; Plieninger & Huntingner, 2018; Nair, 1993).

En particular, los SSP tradicionales, en Latinoamérica son los sistemas de producción ganadera más extendidos y representan el sustento de muchas familias de escasos recursos (Rodríguez et al., 2016; Altieri et al., 2004). Utilizan los recursos que tienen a su alcance, emplean escasa tecnología e insumos externos (Fuentealba & González-Esquivel, 2016; Nahed-Toral et al., 2013; Altieri et al., 2004). En ellos los productores introducen al ganado al bosque para obtener sombra, forraje y otros ingresos, por lo que el ganado forma parte del ecosistema bosque (Cabbage et al., 2012). Varios de ellos tienen alto valor de conservación y cultural (Bugalho et al., 2011).

Sobre los impactos negativos de los SSP, aunque pueden ser más amigables con el ambiente, comparados con la producción convencional (Jose & Dollinger, 2019; Nair, 1993), existen algunos reportes de que puede haber falta de regeneración y degradación del ecosistema (Roellig et al., 2018; Ceccon & Hernández, 2009; Stern et al., 2002). Sin embargo, la información sobre los impactos de los SSP todavía es escasa, esto puede ser debido a que la mayoría de estudios se enfocan, por un lado, a las actividades ganaderas (principalmente en pastizales) y por el otro al manejo del bosque. En algunos casos se analizan los impactos en bosques abandonados provocados por el previo pastoreo (Rasiah et al., 2004). En la construcción de sistemas ganaderos más sustentables, los SSP tienen un papel importante, sin embargo, son necesarios más estudios para comprender su diversidad y complejidad, así como los impactos que tienen las distintas prácticas de manejo sobre los diferentes ecosistemas.

El presente estudio analizó áreas de bosque bajo manejo silvopastoril tradicional, enfocadas a la producción ganadera, en el trópico seco del occidente de México. La pregunta central fue ¿Cuáles son los impactos que tiene el manejo silvopastoril sobre los diferentes componentes del ecosistema? Para responderla se estimaron los impactos de las prácticas del manejo silvopastoril, y sus diferentes intensidades, sobre los diferentes componentes de la vegetación (la establecida, de regeneración y disponibilidad de forraje) y el suelo (fertilidad, estructura, capacidad hídrica, microbiota presente y cobertura herbácea) del bosque.

2. METODOLOGÍA

2.1. Zona de estudio

El estudio se realizó en una zona de bosque tropical seco (bosque tropical caducifolio, Rzedowski, 1978), con manejo silvopastoril tradicional, de la costa centro de Jalisco, en el oeste de México. Es una franja paralela a la costa de aproximadamente 40 x 20 km (Figura 1). La región es de relevancia para la conservación por la alta diversidad e índice de endemismos (Balvanera et al., 2002; Trejo & Dirzo, 2000). La ganadería es la actividad económica que ocupa la mayor superficie de la región (Castillo et al., 2005; Cohen-Salgado, 2014), y está considerada como el principal factor de deforestación y degradación del ecosistema, pero también representa un importante ingreso para las familias (Castillo et al., 2005; Burgos & Maass, 2004).

El clima se caracteriza por una marcada estacionalidad y alta variabilidad inter e intra anual. La precipitación media anual es de 800 mm, con años extremos de 340 - 1329 mm. El periodo de lluvias se concentra en 4-5 meses al año, entre diciembre y mayo (Maass et al., 2017; 2005). La temperatura media anual es de 24.6°C. Los suelos son poco profundos (30 cm) con predominio de texturas gruesas (Regosoles), y pobres en nutrientes. La topografía es accidentada, con llanuras y lomeríos de menos de 300 msnm (Cotler et al., 2002). De acuerdo al relieve, el área de estudio se dividió en: Zona 1 con predominio de lomeríos, Zona 2 con predominio de planicies y Zona 3, con ambos tipos (Figura 1).

En la región se encuentra la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala, que cuenta con bosque conservado, está rodeada de áreas donde se desarrollan actividades agropecuarias, con bosques secundarios de distintas edades, bosque primario, pastizales inducidos y campos agrícolas (Flores-Casas & Ortega-Huerta, 2019; Sánchez-Azofeifa et al., 2009). Los bosques cuentan con alta biodiversidad y resiliencia (Mora, 2015; Chazdon et al., 2014), así como gran diversidad de árboles forrajeros, los cuales proporcionan alimento, en cantidad y calidad, al ganado vacuno, tanto en temporada de lluvias como en secas (Sánchez-Romero, inédito). Las áreas boscosas cubren entre el 70 y 80 % de la superficie, aunque se desconoce el estado de conservación o degradación en que se encuentran (Sánchez-Azofeifa et al., 2009).

De acuerdo con un estudio previo (Sánchez-Romero et al., 2020), la producción ganadera se desarrolla en paisajes silvopastoriles, con manejo tradicional, utilizando baja tecnología e insumos externos. Está enfocada a la reproducción y cría de becerros para engorda, con 0.8 animales/ha en promedio. Los principales ingresos de los productores provienen de la venta de becerros, pero es muy variable, oscila entre 4 y 60 becerros/año. La vegetación en las parcelas (áreas en donde se mantiene al ganado) está compuesta de áreas de pastos inducidos con árboles y áreas de bosque de distintas edades. El ganado, por la falta de divisiones, pastorea libremente en toda la parcela. El área de bosque en las parcelas es muy variable, oscila entre 8 y 95 %, aunque a nivel regional representa casi el doble que la de pastizales. El aprovechamiento es primordialmente ganadero, el ganado entra a ramonear al bosque tanto en temporada de secas como en lluvias, también hay extracción de madera para autoconsumo, principalmente para el cercado de la parcela.

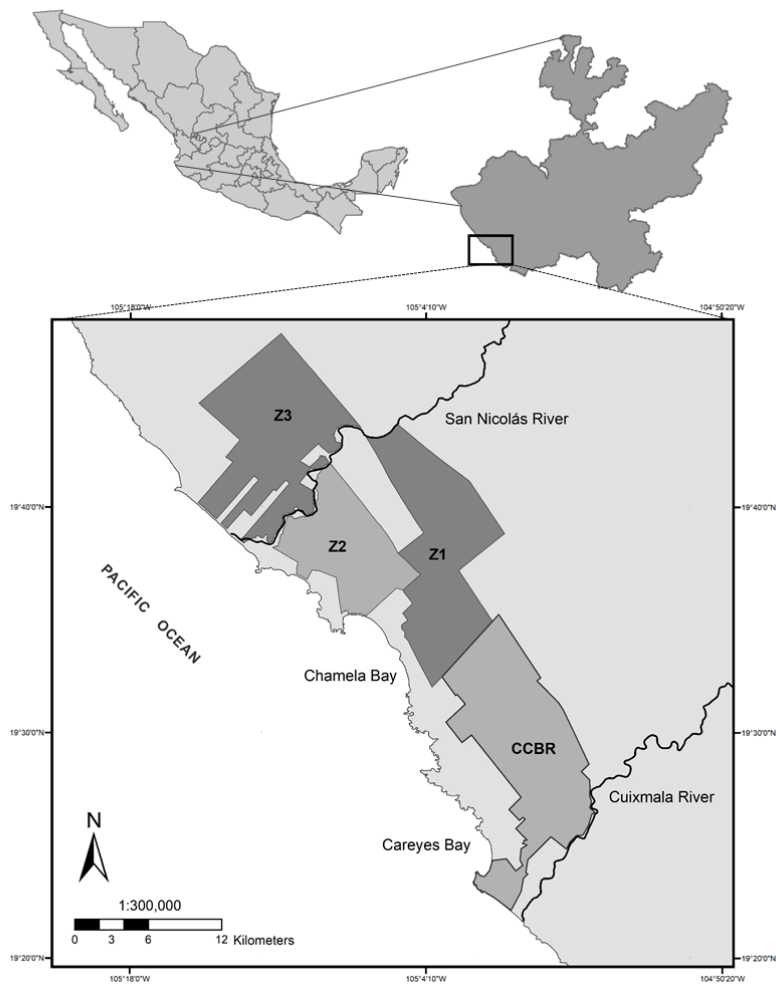


Figura 1. Zona de estudio, costa centro de Jalisco, en el oeste de México. Zonas topográficas: Z1, Z2 y Z3. CCBR: Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala. Elaborado por C. Briones-Guzmán.

2.2 Muestreo

Se seleccionaron 21 parcelas de 1 ha en áreas de bosque con manejo silvopastoril cercanas al pastizal, con orientación sur y pendientes de 5 – 21°, distribuidas entre las tres zonas del área de estudio (Figura 1). Se incluyeron seis con bosques primarios (sin desmontar, de acuerdo con los propietarios) y 15 con bosques secundarios, 10 viejos (> 13-14 años) y cinco jóvenes (< 13-14 años) (imágenes de Google Earth, consulta 15 noviembre 2019). El muestreo se realizó con un diseño de cuadrantes anidados (Figura 2).

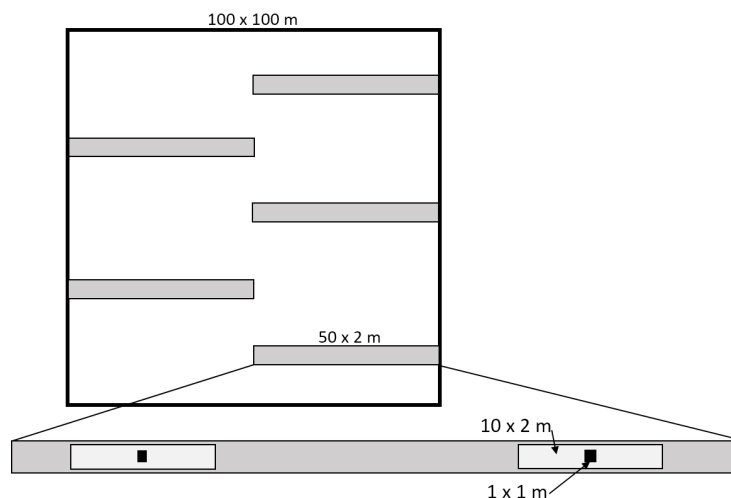


Figura 2. Esquema de muestreo en las parcelas seleccionadas. Muestreo en cuadrantes anidados: cinco de 50 x 2 m, diez de 2 x 10 m, y diez de 1 x 1 m.

En las 21 parcelas se evaluaron tres variables indicadoras del manejo silvopastoril, cantidad de excretas, senderos y tocones. Los impactos del manejo sobre el bosque se evaluaron a través de la estimación de 43 variables respuesta, correspondientes a tres componentes de la vegetación y cinco del suelo (Tabla 1).

Tabla 1. Variables respuesta evaluadas en cada uno de los componentes de la vegetación y suelo, en 21 áreas boscosas con manejo silvopastoril en el trópico seco.

	Componentes	Variables evaluadas
Vegetación	Vegetación establecida, leñosas ≥ 1 cm DAP (11)	<ul style="list-style-type: none"> • Atributos estructurales: altura total, DAP y área basal de cada tallo • Abundancia y riqueza de leñosas: ≥ 1cm, 1-5cm y >5cm de DAP • Diversidad y dominancia
	Regeneración, juveniles (8)	<ul style="list-style-type: none"> • Atributos estructurales: altura, diámetro y área basal del tallo, y cobertura de copa • Abundancia y riqueza • Diversidad y dominancia
	Disponibilidad de forraje (3)	<ul style="list-style-type: none"> • Herbáceas: biomasa consumible • Árboles forrajeros: abundancia y forraje
Suelo	Fertilidad (4)	<ul style="list-style-type: none"> • Materia orgánica • Nutrientes disponibles: nitratos, amonio y ortofosfatos
	Estructura y capacidad hídrica (5)	<ul style="list-style-type: none"> • Densidad aparente • Agregados estables en agua: micro ($< 250 \mu\text{m}$) y macro (250-1000 y $> 1000 \mu\text{m}$) • Capacidad de campo
	Microbiota (8)	<ul style="list-style-type: none"> • Microbiota total • Bacterias: Total, Gram +, Gram – y Actinobacterias • Hongos: Total, Micorrízicos y Saprófitos
	Cobertura (3)	<ul style="list-style-type: none"> • Herbácea: Total, palatable y no palatable
	Químico generales (1)	<ul style="list-style-type: none"> • pH

En cada componente se señala entre paréntesis la cantidad de variables evaluadas. DAP – diámetro del tallo a la altura del pecho (130cm).

2.2.1 Evaluación de las prácticas de manejo silvopastoril en el bosque

El manejo silvopastoril se evaluó en cinco cuadrantes de 2 x 50m por parcela (500m²). La presencia del ganado (pastoreo) se estimó a partir de la cantidad de excretas y senderos, y la tala selectiva (extracción de madera) con la cantidad de tocones. Estos indicadores han sido utilizados como medidas de perturbación antropogénica en bosques (Echeverría et al., 2007; Newton et al., 2009). En el caso de los senderos (para considerar la perturbación), se registraron 3 diferentes anchos, <0.5m, 0.5-1m y >1m, que se multiplicaron por 1, 2 y 3 respectivamente. La cantidad de excretas, senderos y tocones por parcela fue la suma del número registrado en los 5 cuadrantes. La intensidad de manejo silvopastoril se estimó con las tres variables por separado (excretas, senderos y tocones), con cada una se conformaron tres grupos (n=7), generando tres niveles de intensidad de manejo (bajo, medio y alto).

2.2.2 Componentes de la vegetación

El muestreo de la vegetación se realizó a finales de la temporada de lluvias (septiembre – noviembre 2016), con el método de Gentry (1982), en los cuadrantes anidados (Figura 2). La identificación de especies se realizó con el apoyo del M.C. Luis Felipe Arreola Villa y el material del herbario del Laboratorio de Biodiversidad y Bienestar Humano del Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, UNAM.

Para estimar la vegetación establecida se consideró a las leñosas (árboles, arbustos y trepadoras) ≥ 1 cm DAP (diámetro del tallo medido a 1.30 m). Las leñosas >5 cm DAP se evaluaron en cinco cuadrantes de 50 x 2 m (500 m²) y las leñosas de 1–5 cm DAP en 10 cuadrantes de 2 x 10 m (200 m²). Cada individuo se identificó y se registró la altura y el DAP (en trepadoras el diámetro se midió a 10 cm del suelo). El área basal se obtuvo a partir del DAP ($AB = \pi * DAP^2/4$). En el caso de las especies multitallos todos los tallos se midieron por separado, pero como parte de un individuo y se registró la altura máxima. Para estimar las variables de la vegetación establecida, los DAP se promediaron, las áreas basales se sumaron y las alturas se promediaron, para obtener un sólo valor por parcela.

Para estimar la regeneración del bosque se consideró a las plantas juveniles, las leñosas ≥ 0.5 cm de diámetro del tallo a 10 cm del suelo, y que midieran < 1 cm DAP. Se evaluaron en 10 cuadrantes de 1 x 1 m (10 m²). Cada individuo se identificó y se registró la altura, el diámetro del tallo (a 10 cm del suelo) y la cobertura de copa (diámetro mayor y diámetro menor). El área basal se obtuvo a partir del diámetro del tallo ($AB = \pi * D^2/4$). Para estimar la regeneración (juveniles), los diámetros de tallos se promediaron, las áreas basales se sumaron, las alturas se promediaron y las coberturas de copa se sumaron, para obtener un sólo valor por parcela.

Para estimar la disponibilidad de forraje consumido por el ganado vacuno se consideró a los árboles forrajeros (≥ 1 cm DAP) y las herbáceas palatables. Las especies de árboles se seleccionaron a partir de los trabajos de Godínez (2011) y Sánchez-Romero (inédito). Se evaluaron en 10 cuadrantes de 2 x 10 m (200 m²). Cada individuo se identificó y se registró la cobertura de copa (diámetro mayor y diámetro menor) a 2m de altura (distancia a la cual

alcanza a forrajear el ganado vacuno). Las coberturas copa de los 10 cuadrantes se sumaron, para obtener un sólo valor por parcela. La disponibilidad de forraje de herbáceas palatables (consumidas por el ganado vacuno) se evaluaron en 10 cuadrantes de 1 x 1 (10 m²), se cosecharon a 5 cm del suelo y hasta una altura de 2 m (en donde el ganado las consume). Posteriormente en el laboratorio se secaron y se estimó el peso seco, como medida de la biomasa disponible. Los pesos secos de los 10 cuadrantes se sumaron, para obtener un sólo valor por parcela.

2.2.3 Componentes del suelo

El muestreo del suelo se realizó en octubre del 2017 en donde se muestreó la vegetación, en cada uno de los en cinco cuadrantes de 2m x 50m (Figura 2), con un total de 5 muestras por parcela. Las muestras se tomaron con núcleos metálicos de 5cm de diámetro, que se enterraron en el suelo hasta 10cm de profundidad. Se obtuvieron muestras simples, con un sólo punto (en el centro del cuadrante), y muestras compuestas, con la mezcla de tres puntos (a 15, 25 y 35 m del cuadrante). Las muestras simples se utilizaron para estimar la textura, densidad aparente y agregados estables, para todas las demás variables se utilizaron muestras compuestas. Posteriormente las 5 muestras de cada parcela se llevaron al laboratorio para su análisis.

Para estimar la fertilidad: Para el contenido de materia orgánica se utilizó el método de Walkley y Black (1946), para los nutrientes disponibles, amonio y nitrato se utilizó el método de Robertson et al. (1999); y para los ortofosfatos el método No. 696-82W (Technicon Industrial System, 1997). Para estimar la estructura y capacidad hídrica: en los agregados estables en agua (<250, 250-1000 y >1000 µm) se utilizó el método de Angers (2006), modificado por Halet et al. (2009); la densidad aparente se determinó con el peso seco del suelo por unidad de volumen de cada núcleo. Para cada una de las variables, los resultados de los análisis de los cinco cuadrantes se promediaron para obtener un sólo valor por parcela.

Para estimar la microbiota presente en el suelo se determinó la abundancia de los diferentes grupos microbianos, por medio de bio-marcadores obtenidos del análisis de ácidos grasos totales de las células, utilizando el método de Sasser (1990), se analizó una muestra compuesta por parcela. Por otra parte, para estimar el pH se utilizó Potenciómetro, (1: 5 en agua) y para la textura del suelo se utilizó el método de Bouyoucos (1962), se analizó una muestra compuesta por parcela.

Para estimar la cobertura herbácea del suelo, el muestreo se realizó a finales de la temporada de lluvias (septiembre – noviembre 2016) en 10 cuadrantes de 1x1m (10 m²), se registró el porcentaje de cobertura total de herbáceas, de herbáceas palatables y de no palatables para el ganado vacuno. Se promedió los porcentajes de los 10 cuadrantes, para obtener un sólo valor por parcela.

2.3 Análisis estadístico

La diversidad de especies de la vegetación establecida y de regeneración de cada parcela se estimaron mediante el índice de Shannon (Shannon y Weaver, 1949), debido a que es sensible a las especies raras y es el más utilizado como medida de diversidad (Magurran & McGill, 2011). También se calculó el índice de dominancia de especies por parcela. Se utilizó el programa estadístico Past versión 2.17 (Hammer & Harper, 2001).

Con el objetivo de identificar los efectos que tiene el manejo silvopastoril sobre los distintos componentes de la vegetación y del suelo del bosque, se calculó el coeficiente de correlación de Spearman, para determinar el tipo de relación, la fuerza y la significancia estadística entre las distintas variables analizadas (Anexo 1). Los análisis se realizaron con el paquete estadístico SPSS, versión 22.

Con el objetivo de estimar los impactos de tres niveles de intensidad de manejo sobre la vegetación y el suelo del bosque, se realizó un análisis de varianza (ANOVA) de una vía y pruebas de Tukey (<0.05). Se analizaron cada una de las tres variables de manejo (excretas, senderos y tocones) con cada una de las 43 variables respuesta de vegetación y suelo (Anexo 2). En las variables que no cumplieron la prueba de normalidad se realizó la transformación de Johnson, también se corroboró la homogeneidad de varianzas. Para estimar los impactos de la edad del bosque sobre la vegetación y suelo, dado que los grupos fueron desiguales, se realizaron pruebas de Kruskal-Wallis para muestras independientes (Anexo 3). Los análisis se realizaron con el programa Minitab 18 y el paquete estadístico SPSS, versión 22.

3. RESULTADOS

3.1 Evaluación de las prácticas de manejo silvopastoril

El manejo silvopastoril presentó alta variabilidad entre las parcelas evaluadas, dada por las diferentes cantidades de excretas, senderos y tocones, con promedios y desviaciones estándar de 10.0 ± 22.6 , 68.2 ± 50.2 y 4.9 ± 14.3 respectivamente (Figura 3). La cantidad de excretas y senderos estuvieron fuertemente asociados ($r=0.88$, $p<0.01$, Anexo 1), pero ambas variables no están asociadas con la cantidad de tocones.

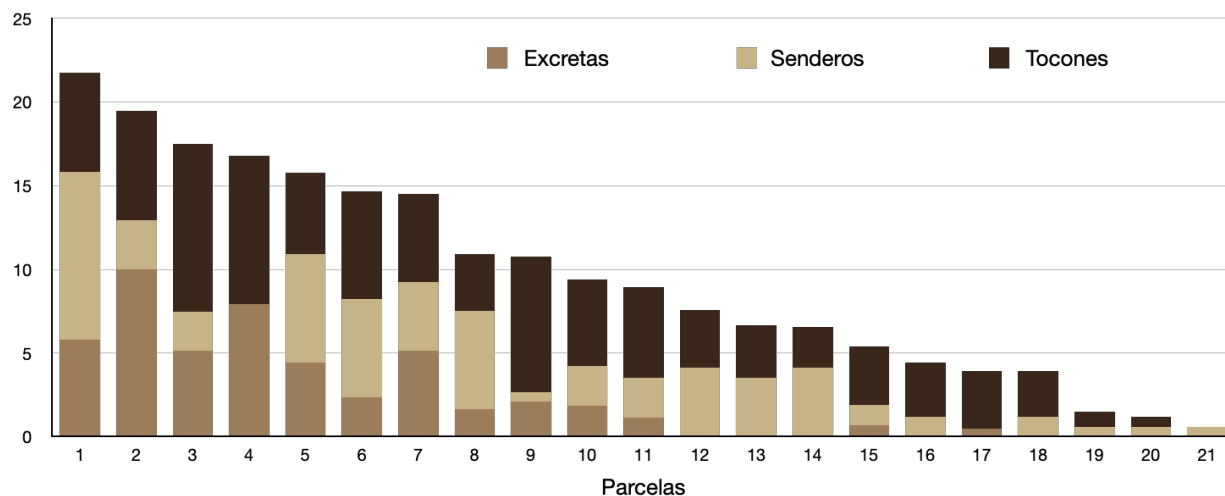


Figura 3. Variabilidad de las variables indicadoras del manejo silvopastoril en las parcelas muestreadas. La cantidad de excretas, senderos y tocones se estandarizó, con valores de 0-10.

3.2 Variables de los diferentes componentes de vegetación y suelo del bosque con manejo silvopastoril y sus asociaciones

El resumen de las 43 variables respuesta evaluadas, pertenecientes a los diferentes componentes de la vegetación y el suelo del bosque se muestran en la siguiente Tabla (2).

Tabla 2. Variables evaluadas, pertenecientes a los distintos componentes de vegetación y suelo, en áreas boscosas con manejo silvopastoril tradicional en el trópico seco.

Componentes	Variables evaluadas por parcela	Promedio y error estándar
Vegetación establecida (leñosos ≥ 1cm DAP)	DAP (promedio, cm)	4.07 \pm 0.22
	Área basal total (m ²)	0.65 \pm 0.07
	Altura (promedio, m)	4.38 \pm 0.10
	≥ 1 cm DAP, Abundancia	112.14 \pm 7.61
	≥ 1 cm DAP, Riqueza	47.71 \pm 3.46
	1-5cm DAP, abundancia	85.24 \pm 4.95
	1-5cm DAP, riqueza	38.86 \pm 2.22
	> 5cm DAP, abundancia	26.90 \pm 3.44
	>5cm DAP, riqueza	17.71 \pm 2.36
	Diversidad total	2.52 \pm 0.09
Dominancia total	0.12 \pm 0.01	
Vegetación, regeneración (juveniles)	Diámetro del tallo (promedio, cm)	0.89 \pm 0.04
	Área basal total (cm ²)	11.91 \pm 2.01
	Altura (promedio, cm)	60.21 \pm 5.10
	Cobertura de copa total (m ²)	5.58 \pm 0.92
	Abundancia	11.52 \pm 1.46
	Riqueza	5.62 \pm 0.70
	Diversidad total	1.34 \pm 0.14
Dominancia total	0.37 \pm 0.05	
Vegetación, disponibilidad de forraje	Árboles forrajeros, abundancia	35.90 \pm 3.99
	Árboles forrajeros, forraje, cobertura de copa total (m ²)	81.33 \pm 13.49
	Herbáceas, biomasa total (g m ⁻²)	322.24 \pm 35.49
Suelo, fertilidad	Materia orgánica (%)	3.40 \pm 0.30
	Nitrato (NO ₃ ⁻) (μg g ⁻¹)	4.44 \pm 0.38
	Amonio (NH ₄ ⁺) (μg g ⁻¹)	31.50 \pm 7.86
	Ortofosfatos (PO ₄ ³⁻) (ppm)	14.37 \pm 2.36

Suelo, estructura y capacidad hídrica	Densidad aparente (g cm ⁻³)	1.52 ± 0.04
	Microagregados < 250 μm (%)	46.32 ± 2.40
	Macroagregados 250-1000 μm (%)	10.39 ± 0.85
	Macroagregados >1000 μm (%)	3.29 ± 0.69
	Capacidad de campo (%)	40.31 ± 1.75
Suelo, microbiota (biomasa nmol g⁻¹ de suelo)	Microbiota total	949.78 ± 75.60
	Bacterias total	253.36 ± 22.22
	Bacterias Gram +	166.17 ± 12.31
	Bacterias Gram -	70.24 ± 12.60
	Actinobacterias	16.96 ± 2.93
	Hongos total	83.65 ± 9.31
	Hongos micorrízicos	56.17 ± 7.26
Suelo, cobertura (herbáceas)	Hongos saprofitos	27.48 ± 3.69
	Cobertura total (% m ²)	48.19 ± 3.34
	Cobertura palatable (% m ²)	46.35 ± 3.20
Suelo, pH	Cobertura no palatable (% m ²)	1.84 ± 0.54
	pH	6.45 ± 0.09

Las tres variables de manejo silvopastoril, de acuerdo con los análisis de correlación, presentaron pocas y bajas asociaciones con las variables de los diferentes componentes de vegetación y suelo. De las 43 variables evaluadas, la presencia de ganado (excretas y senderos) presentó asociaciones significativas ($p < 0.05$) con tres variables, que pertenecen a la estructura del suelo, la más alta fue la de los macroagregados con los senderos ($r = -0.62$). La tala selectiva (tocones), presentó asociaciones significativas ($p < 0.05$) con seis variables, pertenecientes a la vegetación establecida, la más alta fue con la abundancia de leñosas > 5 cm DAP ($r = -0.58$). La mayoría (60%) de los coeficientes de asociación significativos fueron < 0.5 . Las variables de manejo silvopastoril no presentaron asociaciones significativas ($p > 0.05$) con ninguna de las variables de la vegetación de regeneración y disponibilidad de forraje; tampoco con variables del suelo de microbiota presente, fertilidad, densidad aparente, capacidad de campo y cobertura de herbáceas (Figura 4, Anexo 1).

Por otra parte, se observó que existen diversas interacciones entre las variables de los diferentes componentes de la vegetación y el suelo del bosque, las más evidentes fueron: a) la disponibilidad de forraje arbóreo presentó asociación negativa con cinco variables de la vegetación establecida (principalmente con leñosas de tallos gruesos), cuatro variables de regeneración y con las bacterias presentes en el suelo; b) las bacterias presentes en el suelo tuvieron asociación positiva con siete variables de la vegetación establecida y tres variables de regeneración; c) tres variables de regeneración presentaron asociación negativa con los microagregados; y d) la capacidad de campo estuvo asociada negativamente con los hongos presentes en el suelo (Figura 4, Anexo 1).

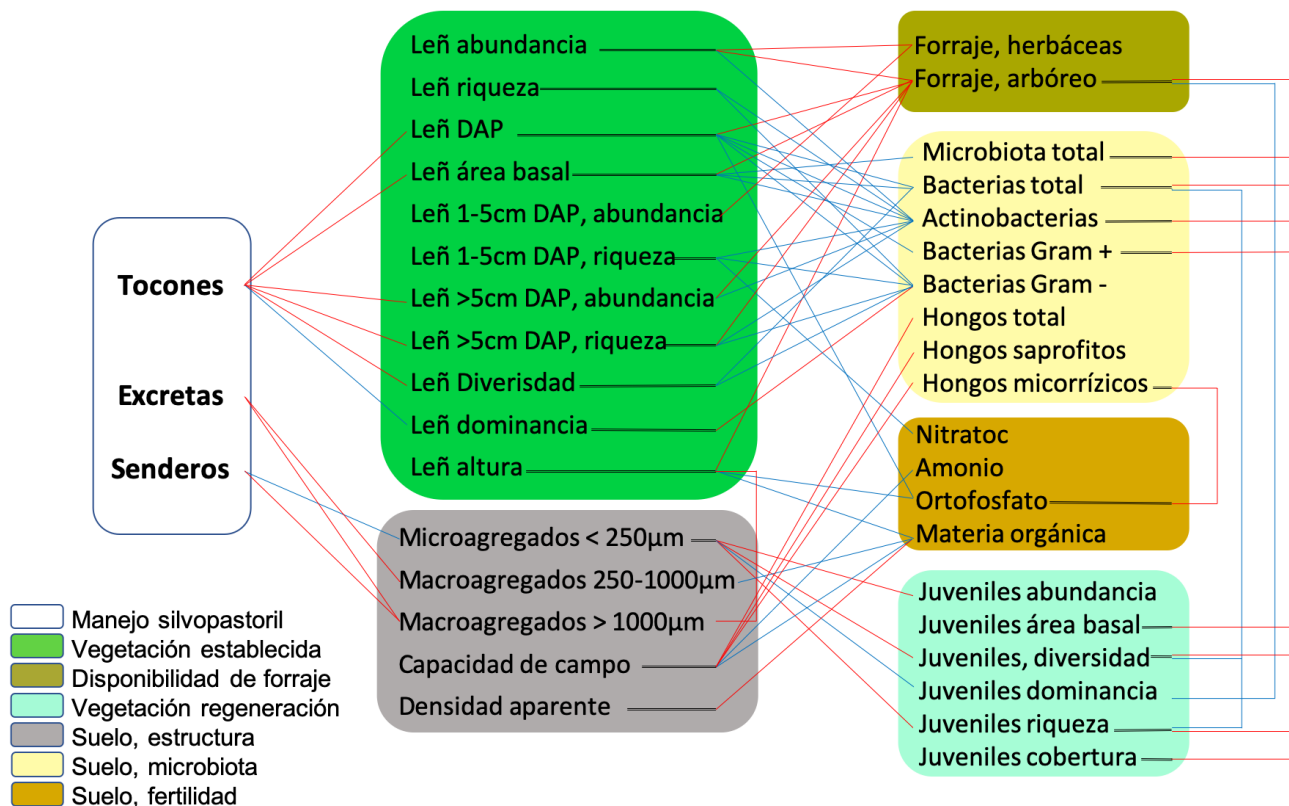


Figura 4. Diagrama de las asociaciones entre las variables de manejo y los componentes de la vegetación y el suelo. El tipo de asociación se muestra en con líneas de color azul - positiva, y rojo - negativa. Leñ – leñosas. Diagrama elaborado con base en el análisis de correlación de Spearman, se muestran sólo las asociaciones significativas ($p < 0.05$) (Anexo 1).

3.3 Impactos de las diferentes intensidades de manejo silvopastoril sobre la vegetación y el suelo del bosque

Al evaluar tres niveles de intensidades de manejo, en cada una de las tres variables de manejo silvopastoril, se observan relativamente pocos efectos sobre los componentes de la vegetación y suelo. De acuerdo con las pruebas de ANOVA, de las 43 variables evaluadas de vegetación y suelo, la presencia de ganado (excretas y senderos) tuvo efectos significativos ($p < 0.05$) sobre cinco variables (dos de vegetación y tres de suelo). En cuanto a la tala selectiva (tocones), solamente una variable fue significativa ($p = 0.042$), perteneciente a la vegetación establecida. Los efectos más notorios del incremento de la intensidad de manejo silvopastoril, en donde hay diferencia entre la baja y alta intensidad, fueron que al aumentar las excretas y senderos disminuyen los macroagregados, así también al aumentar los tocones disminuye la abundancia de leñosas con tallos > 5 cm. En las otras variables que resultaron significativas no es evidente que el incremento de la intensidad de manejo haya tenido efectos sobre ellas (Figura 5, Anexo 2).

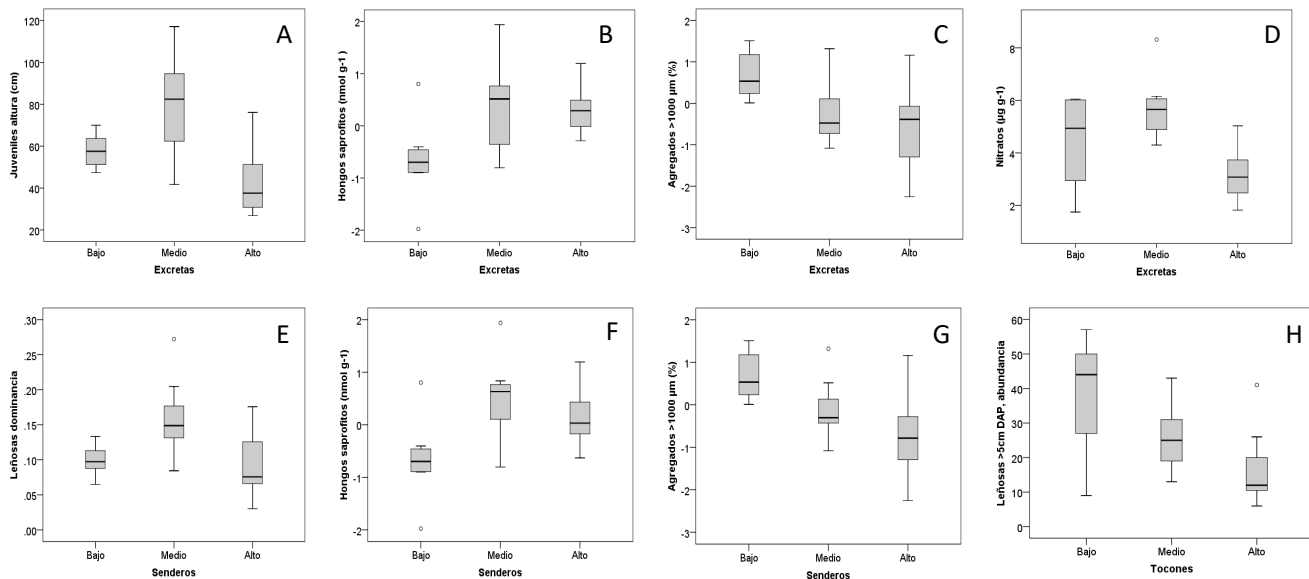


Figura 5. Efectos de tres niveles de intensidad de manejo de excretas, senderos y tocones, sobre las variables del suelo y vegetación, evaluadas mediante ANOVA de una vía (Anexo 2). Excretas (A-D), senderos (E-G), tocones (H). Se muestran sólo las variables que presentaron diferencias significativas ($p < 0.05$).

3.4 Efectos de la edad del bosque sobre la vegetación y el suelo

La edad del bosque presentó mayores efectos sobre la vegetación y suelo del bosque en comparación con el manejo silvopastoril. Aunque el estudio se enfocó en el manejo silvopastoril y no en la edad del bosque, se observó que esta presentó asociación con mayor número de variables. Presentó asociación significativa ($p < 0.05$) con 17 variables, 10 pertenecen a la vegetación establecida, dos de regeneración y una de disponibilidad de forraje, así también, algunas pertenecen al suelo, una de cobertura y cuatro de microbiota presente, en particular con las bacterias. Los coeficientes de asociación de la edad del bosque fueron más altos que los del manejo silvopastoril, sobre todo con la vegetación establecida, en donde la mayoría (90%) fueron > 0.5 . Por otra parte, en los resultados de las pruebas de Kruskal-Wallis, 14 variables tuvieron diferencias significativas ($p < 0.05$), diez de ellas pertenecen a la vegetación establecida, tres a la microbiota presente en el suelo (bacterias) y una a la cobertura herbácea (Anexo 3).

4. DISCUSIÓN

En la construcción de sistemas ganaderos más sustentables, los SSP tienen un papel importante, el presente estudio aporta evidencia de los limitados efectos que tiene el manejo silvopastoril tradicional sobre la vegetación y el suelo del bosque. Esto con base en el análisis de los impactos de las prácticas de manejo, presencia del ganado y tala selectiva, sobre las 43 variables evaluadas pertenecientes a los distintos componentes de la vegetación y el suelo del bosque. Los impactos más evidentes son que la presencia del ganado provoca disminución de macroagregados y la tala selectiva disminuye las leñosas de tallos gruesos. Estos resultados difieren de otros estudios con este tipo de perturbación (Echeverría et al., 2007; Newton et al., 2009; Stern et al., 2002), sin embargo, existen coincidencias con otros autores

(Cislagh et al., 2019; Dollinger & Jose, 2018). Por su parte, la edad del bosque tiene mayores impactos sobre la vegetación y el suelo del bosque comparada con el manejo silvopastoril. También se muestra la complejidad del ecosistema bosque con manejo silvopastoril tradicional, con las interacciones entre variables de los distintos componentes de la vegetación y el suelo

4.1 Evaluación de las prácticas de manejo silvopastoril en zonas boscosas

Los indicadores de manejo utilizados se consideran adecuados para evaluar los efectos del manejo silvopastoril en zonas boscosas con libre pastoreo. En la zona de estudio (como en otros sitios), resulta complejo evaluar los impactos de las prácticas de manejo silvopastoril sobre el bosque, debido a que el ganado pastorea libremente entre el pastizal y el bosque (sin tiempos determinados), aunado a la irregular rotación del ganado entre las distintas parcelas (Sánchez-Romero et al., 2020). En las prácticas de manejo evaluadas se pudo diferenciar los efectos que tienen la presencia del ganado (cantidad de excretas y senderos) y la tala selectiva (cantidad de tocones) sobre el bosque. Estos indicadores son sencillos y de fácil medición, características adecuadas en los indicadores de perturbación (Zermeño-Hernández et al., 2015). Por otra parte, utilizar un amplio espectro de los distintos componentes del ecosistema, de la vegetación y el suelo, permitió una evaluación amplia, identificar los impactos del manejo silvopastoril y mostrar la complejidad del ecosistema bosque con manejo silvopastoril tradicional. Por otra parte, el abordaje a escala local ha sido de gran utilidad, dado que los impactos de los sistemas productivos sobre los ecosistemas a nivel regional son consecuencia de lo que sucede a nivel local (Newton et al., 2009; Balvanera et al., 2017).

4.2 Impactos de la presencia del ganado sobre el suelo y la vegetación del bosque

De acuerdo con los resultados, el pastoreo del ganado tiene escasos impactos sobre la vegetación del bosque. La cantidad de excretas y senderos no presentaron asociaciones significativas con ninguna de las 22 variables evaluadas de la vegetación. Al estimar los tres niveles de intensidad de manejo, aunque hubo diferencias significativas de la cantidad de excretas con la altura de juveniles y los senderos con la dominancia de leñosas, no hay diferencias entre la baja y alta intensidad. Estos resultados difieren con otros autores, que mencionan que la intensidad de pastoreo tiene impactos sobre la comunidad de plantas y la calidad del forraje, y que un prolongado sobrepastoreo provoca disminución de la diversidad vegetal (Cislaghi et al., 2019), y que el ramoneo del ganado en el bosque disminuye la densidad y la riqueza de leñosas (Quisehuatl-Medina et al., 2020). Así mismo, Stern et al. (2020) en un estudio en tropical seco de Costa Rica, con 1.0 – 1.4 cabezas/ha de ganado el bosque encontraron disminución la diversidad y cambios en la composición y estructura de la vegetación, con la disminución de árboles de tallos gruesos. Los escasos impactos de la presencia del ganado sobre la vegetación encontrados en el presente estudio, pueden ser debido a la menor densidad de ganado, promedio de 0.76 ± 0.40 cabezas/ha.

Con respecto a los impactos del pastoreo sobre los distintos componentes del suelo del bosque, lo más evidente es la reducción de macroagregados. De las 21 variables del suelo

analizadas, la cantidad de excretas y senderos sólo están asociadas de forma negativa con el tamaño de los agregados estables. Diversos autores reportan que uno de los principales impactos de la ganadería es la compactación y pérdida de la estructura del suelo, por causa del pisoteo, sobre todo en zonas de pastizales (Trilleras et al., 2015; Steinfeld et al., 2009; Fleischner, 1994; Elliott, 1986). Por su parte Rasiah et al. (2004), reportan un incremento de la densidad del suelo en sitios abandonados, generada por el pastoreo previo al abandono. Zhou et al. (2010) encontraron disminución del tamaño de agregados y densidad del suelo asociada a la intensidad de pastoreo, lo que favorece la erosión. En el presente estudio, al incrementa la presencia del ganado disminuyen los macroagregados, pero no se observa efectos en la densidad del suelo. Esto sugiere que la presencia del ganado en la región podría estar provocando una moderada compactación del suelo del bosque.

Las evidencias encontradas de los limitados impactos del pastoreo sobre la vegetación y el suelo del bosque, pueden ser debido a la baja densidad de ganado en la zona. Cislagh et al. (2019) en un estudio realizado en un SSP, mencionan que mantener un pastoreo moderado favorece la conductividad hídrica y estabilidad del suelo, por lo que representa una estrategia de conservación ecológica. Los limitados impactos también pueden deberse a que el ganado pastorea más en los pastizales que en las áreas de bosque (comunicación de los productores). Estudios previos en la región, reportan disminución de servicios ecosistémicos de regulación y soporte por la transformación del bosque a pastizales y su manejo, entre ellos el incremento de los microagregados, disminución de nutrientes y erosión del suelo (Trilleras et al., 2015; García-Oliva et al., 1999; Maass et al. 2005; Burgos & Maass, 2004; Maass et al., 1988). Lo anterior sugiere que los impactos negativos de la producción pecuaria en la región son mayores en los pastizales que en las áreas de bosque, por lo que se requiere que los esfuerzos se enfoquen en mayor medida a mejorar el manejo de estos. Un factor importante a señalar que puede estar influyendo en los limitados impactos del manejo silvopastoril sobre el bosque, es que la zona de estudio se encuentra dentro de la zona de amortiguamiento (30 km) de la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala, en donde la cobertura forestal aumenta y la fragmentación disminuye con la cercanía a esta (Sánchez-Azofeifa et al., 2009). Con el fin de tener mayor certeza en los resultados encontrados, se recomienda ampliar el tamaño de muestra en estudios posteriores, así como muestreos a lo largo de ciclos contrastantes en términos de precipitación, también evaluar otros parámetros como la dinámica de plántulas, que podría ser afectada por el pisoteo del ganado.

4.1.2 Impactos de la tala selectiva sobre la vegetación y el suelo del bosque

De acuerdo con los resultados, la tala selectiva no afecta el suelo del bosque, pero tiene impactos moderados sobre la vegetación establecida. La tala selectiva no esta asociada con ninguna de las variables del suelo, pero si con seis de las 22 variables de vegetación. El impactos mas evidente de la tala selectiva y su incremento, es la disminución de la abundancia de leñosas de tallos gruesos. Esto coincide con otros estudios que reportan degradación de los bosques por la tala selectiva, con afectaciones en la estructura y composición del bosque (Newton et al., 2009). Otros estudios también reportan la disminución del área basal

(Echeverría et al., 2007), de la lluvia de semillas (Ceccon & Hernández, 2009) y la diversidad vegetal (Chillo et al., 2018).

Por su parte, Roellig et al. (2018) mencionan que la falta de regeneración es uno de los principales problemas de los SSP en distintas partes de Europa. En el presente estudio, no se encontraron evidencias de que la tala selectiva tenga algún impacto en la regeneración, ni en la disponibilidad de forraje. Los efectos encontrados, pocos y moderados, pueden ser por la baja tala selectiva en la región, dado que en el bosque principalmente se extrae madera para auto consumo, sobre todo para cercado de las parcelas (Sánchez-Romero et al., 2020; Mora, 2015; Cohen-Salgado, 2014). Sin embargo, al igual que con la presencia del ganado, para mayor certeza en los resultados encontrados, en estudios posteriores se recomienda ampliar el tamaño de muestra, así como muestreos en diferentes épocas del año y a largo plazo.

4.1.3 Efectos del manejo silvopastoril sobre la microbiota, fertilidad y cobertura del suelo

Al evaluar las prácticas de manejo silvopastoril (presencia del ganado y tala selectiva) y sus diferentes intensidades, no se encontró evidencia de que estén afectando la fertilidad, cobertura o microbiota presente en el suelo del bosque. Esto difiere con otros estudios, Faghihinia et al. (2020) encontraron afectaciones en la estructura y función de los hongos micorrízicos vinculados a la alta intensidad de pastoreo. Rasiah et al. (2004) encontraron disminución de nutrientes en el suelo en sitios abandonados, generada por el pastoreo previo al abandono. Sin embargo, nuestros resultados coinciden con Dollinger & Jose (2018) que mencionan que la presencia de árboles en los SSP incrementa la fertilidad, los nutrientes disponibles y mejora la actividad microbiana del suelo. De igual manera, Cislighi et al. (2019), encontraron una mayor acumulación de nutrientes en el suelo, debido a la acumulación de estiércol en las áreas con mayor presencia de ganado.

En lo que se refiere a la cobertura del suelo, se observa que el forraje de herbáceas disponible para el ganado esta asociado con la cobertura del suelo. Esto coincide con Cislighi et al. (2019), que mencionan que los SSP pueden mejorar la estabilidad de la capa menos profunda y la protección de los procesos de erosión, en los que las raíces tienen un papel importante.

Por otra parte, se puede observar la complejidad del ecosistema bosque con manejo silvopastoril tradicional a través de las interacciones positivas y negativas entre las variables pertenecientes a los diferentes componentes de la vegetación y el suelo (Figura 4). Con base en ello se puede decir que, si bien no se encontraron evidencias de altos impactos del manejo silvopastoril sobre la vegetación y el suelo, si podría estar teniendo efectos indirectos. Algunos de estos podrían ser, el efecto de la tala selectiva sobre el incremento de la disponibilidad de forraje de herbáceas y arbóreas, como consecuencia de la asociación que ambos tienen con la vegetación establecida. También, un efecto indirecto negativo de la presencia del ganado sobre la regeneración como consecuencia de la asociación que ambos tienen con la estructura y capacidad hídrica del suelo. Sin embargo, para tener una mayor comprensión de la

complejidad y dinámica del funcionamiento del ecosistema bosque con manejo silvopastoril, y de los efectos indirectos es necesario realizar más estudios.

4.2 Efectos de la edad del bosque sobre la vegetación y el suelo

La edad del bosque tiene mayores impactos sobre la vegetación y el suelo, comparado con el manejo silvopastoril. En la región de estudio, distintos estudios reportan impactos negativos vinculados al desmonte y manejo de los pastizales (Trilleras et al., 2015; Burgos & Maass, 2004; Mora, 2015; Maass et al., 2005). El presente estudio se enfocó a los impactos del manejo silvopastoril y no a los procesos vinculados con la transformación de los bosques a pastizales, tampoco a la edad del bosque. Sin embargo, se observa que esta tiene mayores impactos que la presencia del ganado y la tala selectiva, está asociada positivamente con la estructura (DAP, área basal), composición (tallos gruesos), la abundancia y diversidad de leñosas, y de forma negativa con la dominancia de especies. Los efectos de la edad del bosque sobre la vegetación establecida son parecidos a los de la tala selectiva, sin embargo, la edad del bosque esta asociada con mayor cantidad de variables y los coeficientes son mayores. Esto coincide con los distintos estudios que reportan que la vegetación (estructura, composición y diversidad) está estrechamente relacionada con la edad sucesional de los bosques (Cislaghi et al. 2019, Mora et al. 2015, Bugalho et al. 2011). La edad de los bosques explica la mayor parte (60 y 90 %) de los atributos estructurales de la vegetación (Mora et al., 2015) y que la presencia del ganado en el bosque interfiere en los procesos de sucesión del bosque (Quisehuatl-Medina et al., 2020).

En cuestiones de diversidad vegetal, es mayor en los bosques primarios que en los bosques secundarios viejos y jóvenes (promedio, 60.3, 48.6 y 30.8, respectivamente). Esto coincide con otros estudios que reportan mayor diversidad en bosques primarios que en secundarios con previo pastoreo (Cislaghi et al., 2019; Bugalho et al., 2011), también que la diversidad del bosque es menor con la presencia de ganado (Quisehuatl-Medina et al., 2020). En lo referente al forraje, los bosques de reciente abandono (secundarios jóvenes) son los que tienen mayor disponibilidad de forraje, tanto herbácea como arbóreo, coincidiendo con lo encontrado por otros autores (Cislaghi et al., 2019).

La edad del bosque también está asociada con las bacterias presente en el suelo. Por su parte Sun et al. (2020), encontraron que la edad del bosque esta relacionada con cambios en la estructura y función de las comunidades bacterianas. Por otra parte, en el presente estudio, la edad del bosque no tuvo efectos significativos sobre ninguna variable fisicoquímicas del suelo. En un estudio previo en la región en un gradiente sucesional, con efectos acumulativos tanto de la conversión forestal como del uso de pastos, encontraron que varias propiedades del suelo y la vegetación son resistentes (Ayala-Orozco et al., 2018). Cabe mencionar que, en la conversión de bosques a pastizales, los productores prefieran volver a desmontar áreas de bosque secundario, ya que se requiere menor tiempo y energía, dejando algunas áreas de bosque primario dentro de las parcelas (Sánchez-Romero et al., 2020; Mora, 2015; Burgos & Maass, 2004). Esto resulta muy conveniente, debido a que la presencia de fragmentos de bosque nativo contribuye a una rápida sucesión (Arroyo-Rodríguez et al., 2017).

4.3 Recomendaciones

Los SSP tradicionales en zonas de bosque natural tienen amplia distribución (Torralba et al., 2018; Hartel et al., 2018; Nahed-Toral et al., 2013), y aunque cuentan con alto valor ecológico y social, están disminuyendo (Bugalho et al., 2011; Hartel & Plieninger, 2014). Por lo que es importante incrementar la sustentabilidad mediante un manejo más activo (Nahed-Toral et al., 2013; Cubbage et al., 2012). Sin embargo, es importante que se consideren distintos aspectos que contribuyan a reducir la pérdida y degradación de los ecosistemas y al mismo tiempo mejoren las condiciones socioeconómicas de las familias, por lo que se hacen las siguientes recomendaciones.

La conservación de áreas de bosque en los sistemas de producción pecuaria (reduciendo la tala del bosque), sobre todo en el trópico seco, ante la pérdida de grandes extensiones a causa de la ganadería (Ferrer-Paris et al., 2019; Steinfeld et al., 2009; FAO, 2008). Los bosques secundarios ofrecen numerosos beneficios, son depósitos potenciales de biodiversidad (Rozendaal et al., 2019), reservas de carbono (Seddaiu et al., 2018; Mora, 2015), servicios ecosistémicos (Maass et al., 2005) y contribuyen a la regeneración (Arroyo-Rodríguez et al., 2017). Los bosques primarios ayudan a la regeneración de bosques secundarios y contribuye a la biodiversidad y conservación de especies nativas (Rozendaal et al., 2019; Bugalho et al., 2011). La producción conjunta de madera y ganado permite obtener mayores ingresos y la diversificación de éstos reduce los riesgos financieros (Cubbage et al., 2012). Para esto es preciso un manejo silvícola adecuado que minimice los impactos en el bosque.

Es importante promover la heterogeneidad para favorecer altos niveles de biodiversidad (Cislagh et al., 2019). La variabilidad estructural de los SSP es de gran importancia para la biodiversidad (Roellig et al., 2018). Esto sucede en la región de estudio, en donde coexisten pastizales con árboles, bosques de distintas edades y algunos cultivos forrajeros (Sánchez-Romero et al., 2020; Flores-Casas & Ortega-Huerta, 2019). La heterogeneidad de los sistemas productivos tiene impactos en cuestiones clave como la biodiversidad, productividad y sostenibilidad (Van der Ploeg & Ventura, 2014).

En los bosques tropicales, la gran diversidad de especies forrajeras locales puede ser un recurso estratégico para la producción ganadera con manejo silvopastoril. Por la alta cantidad y calidad del forraje que contienen, contribuyendo a mejorar la alimentación y la salud del ganado, bajar los costos de producción, y mejorar así la producción (Castrejón & Corona, 2017; Sánchez-Romero et al., inédito). Utilizar especies forrajeras locales también favorece su conservación.

También es importante mantener una intensidad de manejo moderada para minimizar los impactos en el ecosistema. Un pastoreo moderado favorece altos niveles de diversidad, disponibilidad de nutrientes, conductividad hídrica, y protección contra la erosión del suelo (Cislaghi et al., 2019.), y proporciona diversos servicios ecosistémicos (Chillo et al., 2018; Bugalho et al., 2011), así como la recuperación de los bosques secundarios (Arroyo-Rodríguez

et al., 2017). Es importante adecuar las cargas animales apropiadas a cada terreno, en cada estación del año, y cantidad de precipitación en el año.

Finalmente, los limitados impactos del manejo silvopastoril tradicional sobre la vegetación y el suelo del bosque encontrados en el presente estudio apoyan la propuesta de utilizar a los SSP tradicionales, como una alternativa más sostenible para la producción ganadera convencional, que fomenta el mantenimiento de la biodiversidad y las funciones del ecosistema (Jose & Dollinger 2019, Mahecha 2002).

5. CONCLUSIONES

El presente estudio aporta evidencias de los limitados impactos que tiene el manejo silvopastoril tradicional en áreas de bosque del trópico seco, comparados con los sistemas de producción pecuaria convencional. Al evaluar 43 variables, pertenecientes a los distintos componentes de la vegetación y el suelo del bosque los impactos del manejo silvopastoril fueron relativamente pocos. Los más notorios son que al incrementar la presencia del ganado disminuyen los macroagregados, y al incrementarse la tala selectiva disminuyen las leñosas de tallo grueso, sin embargo, se observa que la edad del bosque tuvo mayores efectos que el manejo silvopastoril, principalmente sobre la vegetación establecida. Se encontraron diversas interacciones entre los diferentes componentes de la vegetación y el suelo, reflejo de la complejidad del ecosistema bosque con manejo silvopastoril. En la intensificación de los sistemas silvopastoriles tradicionales se recomienda la integración de áreas de bosque primario y secundario, favorecer la heterogeneidad del paisaje, aprovechar las especies arbóreas forrajeras nativas y mantener una intensidad de manejo moderada.

6. BIBLIOGRAFÍA CITADA

- Arroyo-Rodríguez, V., Melo, F. P., Martínez-Ramos, M., Bongers, F., Chazdon, R. L., Meave, J. A., ... & Tabarelli, M. (2017). Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: new insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. *Biological Reviews*, 92(1), 326-340.
- Ayala-Orozco, B., Gavito, M. E., Mora, F., Siddique, I., Balvanera, P., Jaramillo, V. J., ... & Martínez-Meyer, E. (2018). Resilience of soil properties to land-use change in a tropical dry forest ecosystem. *Land degradation & development*, 29(2), 315-325.
- Balvanera, P., Lott, E., Segura, G., Siebe, C., & Islas, A. (2002). Patterns of β -diversity in a Mexican tropical dry forest. *Journal of vegetation science*, 13(2), 145-158.
- Balvanera, P., Astier, M., Gurri, F. D., & Zermeño-Hernández, I. (2017). Resiliencia, vulnerabilidad y sustentabilidad de sistemas socioecológicos en México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 88, 141-149.
- Bugalho, M. N., Caldeira, M. C., Pereira, J. S., Aronson, J., & Pausas, J. G. (2011). Mediterranean cork oak savannas require human use to sustain biodiversity and ecosystem services. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(5), 278-286.
- Burgos, A., & Maass, J. M. (2004). Vegetation change associated with land-use in tropical dry forest areas of Western Mexico. *Agriculture, ecosystems & environment*, 104(3), 475-481.
- Castillo, A., Magaña, A., Pujadas, A., Martínez, L., & Godínez, C. (2005). Understanding the interaction of rural people with ecosystems: a case study in a tropical dry forest of Mexico. *Ecosystems*, 8(6), 630-643.

- Castrejón Pineda, F. A., & Corona Gochi, L. (2017). Características Nutrimientales de Gramíneas, Leguminosas y algunos Arbóreas Forrajeras del Trópico de México.
- Ceccon, E., & Hernández, P. (2009). Seed rain dynamics following disturbance exclusion in a secondary tropical dry forest in Morelos, Mexico. *Revista de Biología Tropical*, 57(1-2), 257-269.
- Chazdon, R. L. (2014). *Second growth: the promise of tropical forest regeneration in an age of deforestation*. University of Chicago Press.
- Cohen-Salgado, D. (2014). Estrategias de manejo del bosque tropical seco: un estudio de caso en 611. Jalisco. Bachelor thesis. Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), Morelia, 612. Michoacán, México.
- Cotler, H., E. Dur_ AN, and C. Siebe. (2002). Caracterizaci_on morfo-edafol _ogica y calidad de sitio de un bosque tropical caducifolio. In F. A. Noguera, J. H. Vega, A. N. Garc_ia-Aldrete, and M. Quesada (Eds.). *Historia Natural de Chamela*, pp. 17–79. Instituto de Biolog_ia, Universidad.
- Cubbage, F., Balmelli, G., Bussoni, A., Noellemeyer, E., Pachas, A. N., Fassola, H., ... & de Silva, M. L. (2012). Comparing silvopastoral systems and prospects in eight regions of the world. *Agroforestry Systems*, 86(3), 303-314.
- Chillo, V., Vázquez, D. P., Amoroso, M. M., & Bennett, E. M. (2018). Land-use intensity indirectly affects ecosystem services mainly through plant functional identity in a temperate forest. *Functional ecology*, 32(5), 1390-1399
- Cislaghi, A., Giupponi, L., Tamburini, A., Giorgi, A., & Bischetti, G. B. (2019). The effects of mountain grazing abandonment on plant community, forage value and soil properties: observations and field measurements in an alpine area. *CATENA*, 181, 104086.
- Dollinger, J., & Jose, S. (2018). Agroforestry for soil health. *Agroforestry systems*, 92(2), 213-219.
- Echeverría, C., Newton, A. C., Lara, A., Benayas, J. M. R., & Coomes, D. A. (2007). Impacts of forest fragmentation on species composition and forest structure in the temperate landscape of southern Chile. *Global Ecology and Biogeography*, 16(4), 426-439.
- Elliott, E.T., 1986. Aggregate structure and carbon, nitrogen, and phosphorus in native and cultivated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50, 627–633.
- Faghihinia, M., Zou, Y., Chen, Z., Bai, Y., Li, W., Marrs, R., & Staddon, P. L. (2020). The response of grassland mycorrhizal fungal abundance to a range of long-term grazing intensities. *Rhizosphere*, 13, 100178
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). 2008. La ganadería extensiva destruye los bosques tropicales en Latinoamérica. <http://www.fao.org/Newsroom/es/news/2005/102924/index.html>
- Ferrer-Paris, J. R., Zager, I., Keith, D. A., Oliveira-Miranda, M. A., Rodríguez, J. P., Josse, C., ... & Barrow, E. (2019). An ecosystem risk assessment of temperate and tropical forests of the Americas with an outlook on future conservation strategies. *Conservation Letters*, 12(2), e12623.
- Fleischner, T. L. (1994). Ecological costs of livestock grazing in western North America. *Conservation biology*, 8(3), 629-644.
- Flores-Casas, R., & Ortega-Huerta, M. A. (2019). Modelling land cover changes in the tropical dry forest surrounding the Chamela-Cuixmala biosphere reserve, Mexico. *International Journal of Remote Sensing*, 1-27
- Fuentealba, B. D. & González-Esquivel C. E. (2016). Sistemas silvopastoriles tradicionales en México. In Moreno-Calles, A. I., Casas, A., Toledo, V.M., Vallejo-Ramos M. *Etnoagroforestería en México*. (pp. 239-261). México, UNAM.
- García-Oliva, F., Sanford, R.L., Kelly, E., 1999. Effects of slash-and-burn management on soil aggregate organic C and N in a tropical deciduous forest. *Geoderma* 88, 1–12.
- Gentry, A. H. (1982). Patterns of neotropical plant species diversity. In *Evolutionary biology* (pp. 1-84). Springer, Boston, MA.
- Godínez, C. M. C. 2011. Plantas útiles y potencialmente útiles del bosque tropical seco presentes en Chamela, Jalisco, México. Tesis de Maestría,. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Hammer, Ø., Harper, D. A., & Ryan, P. D. (2001). PAST: paquete de programas de estadística paleontológica para enseñanza y análisis de datos. *Palaeontol. Electrón*, 4.
- Hartel, T., & Plieninger, T. (Eds.). (2014). *European wood-pastures in transition: A social-ecological approach*. Routledge.

- Hartel, T., Fagerholm, N., Torralba, M., Balázsi, Á., & Plieninger, T. (2018). Social-Ecological System Archetypes for European Rangelands. *Rangeland ecology & management*, 71(5), 536-544
- Jose, S., & Dollinger, J. (2019). Silvopasture: a sustainable livestock production system. *Agroforestry systems*, 93(1), 1.
- Maass, J. M., C. Jordan, and J. Sarukhán. 1988. Soil erosion and nutrient losses in a seasonal tropical agroecosystems under various management techniques. *Journal Applied of Ecology* 25:595–607.
- Maass J.M., Balvanera P., Castillo A., Daily G.C., Mooney H.A., Ehrlich P., Quesada M., Miranda A., Jaramillo V.J., García-Oliva F., Martínez-Yrizar A., Cotler H., López-Blanco J., Pérez-Jiménez A., Búrquez A., Tinoco C., Ceballos G., Barraza L., Ayala R. & Sarukhán J. 2005. Ecosystem services of tropical dry forest: insights from long-term ecological and social research on the Pacific Coast of Mexico. *Ecology and Society*, 10, 17.
- Maass, M., Ahedo-Hernández, R., Araiza, S., Verduzco, A., Martínez-Yrizar, A., Jaramillo, V. J., ... & Sarukhán, J. (2017). Long-term (33 years) rainfall and runoff dynamics in a tropical dry forest ecosystem in western Mexico: Management implications under extreme hydrometeorological events. *Forest Ecology and Management*.
- Mahecha, L. 2002. El silvopastoreo: una alternativa de producción que disminuye el impacto ambiental de la ganadería bovina. *Revista Colección Ciencias Pecuarias*. 15: 226-231.
- Magurran, A. E., & McGill, B. J. (Eds.). (2011). *Biological diversity: frontiers in measurement and assessment*. Oxford University Press
- Mora, F. 2015. Cambios temporales y espaciales en la estructura y diversidad de la vegetación y en los almacenes de carbono de bosques tropicales secos secundarios en la región de Chamela, Jalisco. PhD. Tesis. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Mora, F., Martínez-Ramos, M., Ibarra-Manríquez, G., Pérez-Jiménez, A., Trilleras, J., & Balvanera, P. (2015). Testing chronosequences through dynamic approaches: time and site effects on tropical dry forest succession. *Biotropica*, 47(1), 38-48.
- Nahed-Toral, J., Valdivieso-Pérez, A., Aguilar-Jiménez, R., Cámara-Cordova, J., & Grande-Cano, D. (2013B). Silvopastoral systems with traditional management in southeastern Mexico: a prototype of livestock agroforestry for cleaner production. *Journal of Cleaner Production*, 57, 266-279.
- Nair, R. 1993. *An Introduction to Agroforestry*. Editorial Kluwer Academic Publishers, Norwell Estados Unidos. pp. 13-155.
- Newton, A. C., Cayuela Delgado, L., Echeverría, C., Armesto, J. J., Del Castillo, R. F., Golicher, D., ... & Malizia, L. (2009). Toward integrated analysis of human impacts on forest biodiversity: lessons from Latin America.
- Plieninger, T., & Huntsinger, L. (2018). *Complex Rangeland Systems: Integrated Social-Ecological Approaches to Silvopastoralism*. *Rangeland Ecology & Management*.
- Quisehuatl-Medina, A., Averett, J. P., Endress, B. A., & Lopez-Toledo, L. (2020). Removal of cattle accelerates tropical dry forest succession in Northwestern Mexico. *Biotropica*.
- Rasiah, V., Florentine, S. K., Williams, B. L., & Westbrooke, M. E. (2004). The impact of deforestation and pasture abandonment on soil properties in the wet tropics of Australia. *Geoderma*, 120(1-2), 35-45.
- Rzedowski, J. 1978. *Vegetación de México*. Ed. Limusa. México.
- Roellig, M., Costa, A., Garbarino, M., Hanspach, J., Hartel, T., Jakobsson, S., ... & Varga, A. (2018). Post Hoc Assessment of Stand Structure Across European Wood-Pastures: Implications for Land Use Policy. *Rangeland Ecology & Management*.
- Rozendaal, D. M., Bongers, F., Aide, T. M., Alvarez-Dávila, E., Ascarrunz, N., Balvanera, P., ... & Calvo-Rodriguez, S. (2019). Biodiversity recovery of Neotropical secondary forests. *Science advances*, 5(3), eaau3114
- Sánchez-Azofeifa, G., M. Quesada, P. Cuevas-Reyes, A. Castillo, & G. Sánchez-Montoya. 2009. "Land cover and conservation in the area of influence of the Chamela-Cuixmala Biosphere Reserve, Mexico." *Forest Ecology and Management*, 907-912.
- Sánchez-Romero, R., Balvanera, P., Castillo, A., Mora, F., García-Barrios, L. E., & González-Esquivel, C. E. (2020). Management strategies, silvopastoral practices and socioecological drivers in traditional livestock systems in tropical dry forests: An integrated analysis. *Forest Ecology and Management*, 479, 118506. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118506>

- Sánchez-Romero, R., Mora-Ardilab, F., Val-Arreolac, D., García-Barrios, L. and C. E. González-Esquivel. Estimation of the forage potential of trees in silvopastoral systems of a dry tropical forest in Jalisco, Mexico. Enviado a la revista: Agroforestry Systems.
- Sasser, M., 1990. Identification of bacteria by gas chromatography of cellular fatty acids. In: Klement, Z. Rudolph, K., Sands, D.C. (Eds.). *Methods in Phytobacteriology Akademiai Kiado*. Budapest, pp.199-203.
- Shannon, C. E., & Weaver, W. (1949). *The mathematical theory of information*. University of Illinois Press, Urbana
- Seddaiu, G., Bagella, S., Pulina, A., Cappai, C., Salis, L., Rossetti, I., ... & Roggero, P. P. (2018). Mediterranean cork oak wooded grasslands: synergies and trade-offs between plant diversity, pasture production and soil carbon. *Agroforestry systems*, 92(4), 893-908.
- Soler, R., Peri, P. L., Bahamonde, H., Gargaglione, V., Ormaechea, S., Herrera, A. H., ... & Pastur, G. M. (2018). Assessing knowledge production for agrosilvopastoral systems in South America. *Rangeland Ecology & Management*.
- Steinfeld, H., Gerber, P., Wassenaar, T., Castel, V., Rosales, M., & Haan, C. D. (2009). *La larga sombra del ganado. Problemas ambientales y opciones* (No. FAO-MED 15). Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación.
- Stern, M., Quesada, M., & Stoner, K. E. (2002). Changes in composition and structure of a tropical dry forest following intermittent cattle grazing. *Revista de biología tropical*, 50(3-4), 1021-1034.
- Sun, Y., Luo, C., Jiang, L., Song, M., Zhang, D., Li, J., ... & Zhang, G. (2020). Land-use changes alter soil bacterial composition and diversity in tropical forest soil in China. *Science of The Total Environment*, 712, 136526
- Torralba, M., Oteros-Rozas, E., Moreno, G., & Plieninger, T. (2018). Exploring the role of management in the coproduction of ecosystem services from Spanish wooded rangelands. *Rangeland Ecology and Management*, 71(5), 549-559.
- Trilleras, J. M., V. J. Jaramillo, E. V Vega, and P. Balvanera. 2015. Effects of livestock management on the supply of ecosystem services in pastures in a tropical dry region of western Mexico. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 211:133-144.
- Trejo, I., & R. Dirzo, 2000. "Deforestation of seasonally dry tropical forest: a national and local analysis in Mexico." *Biological Conservation* 94 (2):133-142.
- Van der Ploeg, J. D., & Ventura, F. (2014). Heterogeneity reconsidered. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 8, 23-28
- Zermeño-Hernández, I., Méndez-Toribio, M., Siebe, C., Benítez-Malvido, J., & Martínez-Ramos, M. (2015). Ecological disturbance regimes caused by agricultural land uses and their effects on tropical forest regeneration. *Applied vegetation science*, 18(3), 443-455.
- Zhou, Z.C., Gan, Z.T., Shangguan, Z.P., Dong, Z.B., 2010. Effects of grazing on soil physical properties and soil erodibility in semiarid grassland of the Northern Loess Plateau (China). *Catena* 82, 87–91.

ANEXO 1. Resultados del análisis de correlación de Spearman de manejo. Coeficientes de las asociaciones estadísticamente significativas ($p < 0.05$ y $p < 0.01$) entre las variables analizadas.

		Manejo			Edad del bosque
		Excretas	Senderos	Tocones	
Manejo silvopastoril	Excretas	-	.876**	-	-
	Senderos	.876**	-	-	-
	Tocones	-	-	-	-
Vegetación establecida	Leñosas DAP (promedio)	-	-	-.54*	.724**
	Leñosas área basal total	-	-	-.48*	.829**
	Leñosas abundancia total	-	-	-	.598**
	Leñosas riqueza total	-	-	-	.672**
	Leñosas 1-5cm DAP, abundancia	-	-	-	.455*
	Leñosas 1-5cm DAP, riqueza	-	-	-	.546*
	Leñosas >5cm DAP, abundancia	-	-	-.58**	.709**
	Leñosas >5cm DAP, riqueza	-	-	-.55*	.767**
	Leñosas diversidad total	-	-	-.46*	.614**
Regeneración	Leñosas dominancia total	-	-	.46*	-.545*
	Juveniles altura (promedio)	-	-	-	.485*
Disponibilidad de forraje	Juveniles cobertura de copa total	-	-	-	.467*
	Árboles forrajeros, forraje , cobertura de copa total	-	-	-	-.572**
Suelo, estructura	Microagregados < 250 µm	-	.47*	-	-
	Macroagregados 250-1000 µm	-.44*	-	-	-
	Macroagregados >1000 µm	-.45*	-.62**	-	-
Suelo, microbiota	Microbiota total	-	-	-	.473*
	Bacterias total	-	-	-	.530*
	Bacterias gram -	-	-	-	.507*
	Actinobacterias	-	-	-	.511*
Suelo cobertura de herbáceas	Cobertura herbácea no palatable	-	-	-	.549**

ANEXO 2. Resultados de los análisis de varianza (ANOVA) de una vía y post-hoc de Tukey, significativos ($p < 0.05$) de los tres niveles de intensidades de manejo, de cada una de las variables (excretas, senderos y tocones), con las variables de vegetación y suelo.

		F	P	intensidades de manejo		
				Bajo	Medio	alto
Excretas	Juveniles, altura (cm)	6.412	0.008**	57.81 ± 8.55ab	79.31 ± 26.11a	43.52 ± 17.57b
	Nitrato (µg g-1)	5.315	0.015*	4.38 ± 1.83ab	5.74 ± 1.34a	3.20 ± 1.13b
	Hongos saprófitos biomasa	3.729	0.044*	-0.65 ± 0.82a	0.35 ± 0.95a	0.31 ± 0.49a
	Macroagregados >1000 (%)	4.055	0.035*	0.70 ± 0.59a	-0.21 ± 0.84ab	-0.60 ± 1.12b
Senderos	Leñosas dominancia total	3.8	0.042*	0.10 ± 0.02a	0.16 ± 0.06a	0.09 ± 0.05a
	Hongos saprófitos biomasa	4.213	0.032*	-0.65 ± 0.82a	0.50 ± 0.85b	0.16 ± 0.59ab
	Macroagregados >1000 (%)	4.887	0.02*	0.70 ± 0.59a	-0.10 ± 0.78ab	-0.72 ± 1.10b
Tocones	Leñosas >5cm DAP, abundancia	3.872	0.040*	37.71 ± 17.92a	25.86 ± 10.33ab	17.14 ± 12.25b

Significancia: ** – $p < 0.01$, * – $p < 0.05$.

Resultados de la transformación de Johnson de las variables que no presentaron normalidad con la prueba de Anderson-Darling.

	Z	p
Leñosas >5cm DAP, riqueza	0.51	0.854
Forraje, herbáceas, biomasa total	0.54	0.957
Juveniles, dominancia total	0.67	0.560
Macroagregados >1000	0.43	0.875
Amonio	0.71	0.902
Ortofosfatos	0.57	0.937
Materia orgánica	0.5	0.604
Bacterias total	0.27	0.292
Hongos total	0.55	0.908
Hongos saprófitos	0.61	0.873
Bacterias Gram -	0.57	0.945
Hongos micorrízicos	0.51	0.869
Cobertura herbácea no palatable	0.58	0.749

ANEXO 3. Resultados de las pruebas de Kruskal-Wallis para muestras independientes, significativos ($p < 0.05$), de la edad del bosque con las 43 variables de vegetación y suelo.

	p	Edad del bosque		
		BS joven	BS viejo	Primario
Leñosas DAP	0.003	a	a	b
Leñosas área basal total	0.001	a	a	b
Leñosas abundancia total	0.027	a	ab	b
Leñosas >5cm DAP, abundancia	0.007	a	ab	b
Leñosas riqueza	0.009	a	ab	b
Leñosas 1-5cm DAP, riqueza	0.028	a	ab	b
Leñosas >5cm DAP, riqueza	0.003	a	ab	b
Leñosas diversidad total	0.008	a	b	b
Leñosas dominancia total	0.028	a	ab	b
Árboles forrajeros, forraje, cobertura de copa total	0.022	a	ab	b
Bacterias total	0.024	ab	a	b
Bacterias gram +	0.015	a	a	ab
Bacterias gram -	0.048	a	a	ab
Cobertura herbácea no palatable	0.043	a	ab	b

BS – Bosque secundario

CAPÍTULO III

Estimation of the forage potential of trees in silvopastoral systems of a dry tropical forest in Jalisco, Mexico

Artículo enviado a la revista Agroforestry Systems, en revisión



Estimation of the forage potential of trees in silvopastoral systems of a dry tropical forest in Jalisco, Mexico

Rosa Sánchez-Romero^{a,b}, Francisco Mora-Ardila^b, Daniel Val-Arreola^c, Carlos E. González-Esquivel^{b*}

^a Posgrado en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México, México

^b Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, Universidad Nacional Autónoma de México (IIES-UNAM), Antigua Carretera a Pátzcuaro 8701, 58190 Morelia, Michoacán, México

^c Instituto de Investigaciones Agropecuarias y Forestales, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo (IIAF-UMSNH), Carretera Morelia - Zinapécuaro Kilómetro 9.5, 58880 Tarímbaro, Michoacán, México

*Corresponding author: cgesquivel@iies.unam.mx

Abstract

Dry tropical forests have a high diversity of local tree species with forage potential, which can be a strategic resource in the design of more sustainable livestock systems. The forage potential of sixteen selected tree species was evaluated in silvopastoral systems in Chamela, Jalisco, Mexico. Available biomass and nutritional quality of leaves and fruits consumed by cattle were estimated in the rainy and dry seasons. General and specific allometric models were generated to estimate potential biomass. Average available foliage was 0.96 ± 4.9 kg DM/tree, with a crude protein content of 148.1 ± 46.6 g kg⁻¹. Average biomass of fruits was 1.75 ± 3.7 kg DM/tree, with a crude protein content of 110.1 ± 54.1 g kg⁻¹. The best allometric models for foliage include canopy cover as a predictor, and canopy cover, height and basal area in the case of fruits. Some of the evaluated species, such as *Leucaena lanceolata*, *Guazuma ulmifolia*, *Ceasalpinia coriaria* and *Hura polyandra* have an outstanding forage potential, as they produce important amounts of foliage and fruits with a high nutritional quality. They can therefore be recommended for use in livestock systems of the region to enrich grasslands or other agroforestry practices. Allometric models and nutritional analyses proved essential tools to estimate the potential contribution of trees to livestock feeding in the dry tropics, therefore assisting decision making in terms of the most appropriate species for silvopastoral systems.

Keywords: Dry tropical forest; silvopastoral systems; forage potential; nutritional quality; allometric equations

1. Introduction

In the last decades, demand and production of beef has increased, especially in developing countries, resulting in forest loss (FIRA, 2017). In Latin America, land use change to grasslands is one of the main causes of tropical forest destruction (FAO, 2008), but also represents the subsistence means for many smallholders (Rodríguez et al., 2016). Specifically, dry tropical forests (DTF) have lost almost 80% of their original cover and are currently the most threatened forest types (Ferrer-Paris et al., 2018; Banda et al., 2016). In Mexico, DTF are particularly relevant, due to their extensive geographic distribution, high biodiversity and endemism. However, over 70% are altered or degraded (Trejo, 2005; Balvanera et al.,

2002; Trejo and Dirzo, 2000). In areas with land use change for livestock, nearly 80% of species of the original forests have been lost (Halffter et al., 2018). Under this situation and scenarios of continuing trends (Ferrer-Paris et al., 2018; FIRA, 2017), there is an urgent need to design livestock systems which slow down DTF degradation and loss.

Diverse, local woody forage species represent a relevant resource for sustainable livestock systems design in DTF regions. Some of these potential browse species possess high nutrient contents, therefore representing a valuable alternative to improve livestock feeding (Castrejón and Corona, 2017; Sosa et al., 2004). Integrating trees in livestock systems also provides numerous ecosystem services and benefits, such as improving soil fertility and water retention, as well as maintaining biodiversity (Jose and Dollinger, 2019; Lana et al., 2018; Shelton, 2000). DTF are widely distributed across the world (Slik et al., 2018), and are highly diverse in Latin America and the Caribbean (Banda et al., 2016). The wide diversity of potential browse species presents different opportunities and values for use in livestock systems given large variations in biomass production and nutritive value (Castrejón and Corona, 2017; Ávila-Ramírez et al., 2007; Carranza et al., 2003). Therefore, if woody species are going to be integrated in livestock systems to reduce negative impacts in DTF whilst maintaining production levels, it is essential to increase our knowledge of features of different species under local conditions. This can help farmers and institutions in decision making when selecting the most appropriate species.

Allometric equations have been used to estimate biomass production attributes, such as carbon content in all the tree or parts of it (Mora et al., 2018; Van Breugel et al., 2011; Chaturvedi and Raghubanshi 2013), including forage biomass (Balehegn et al., 2012; Snyder et al., 2007; Kumar et al., 1998). Plant structure is strongly influenced by environmental conditions, but also by management. Under stress conditions in arid and semi-arid environments, stem number, basal area and canopy cover increase, whilst height decreases. This also happens with high management intensity, fire and/or herbivory (Vesk et al., 2004; Archibald and Bond, 2003; Martínez and López-Portillo 2003). However, there are still few studies carried out across varying conditions, which could contribute to estimate the forage potential and therefore improve livestock feeding in DTF.

The objective of this study was to evaluate the forage potential of selected tree species in a region with livestock management in the dry tropics of Jalisco, Mexico. Specifically, we aimed to determine the biomass and nutritional quality of available foliage and fruits, and to develop general and specific allometric models using structural attributes to estimate the potential contribution of these species to cattle feeding.

2. Materials and methods

2.1. Study region

The study was carried out in a region with DTF off the coast of Jalisco, in the west of Mexico (Figure 1). The region is important for ecosystem conservation because of its high indices of diversity and endemism (Trejo, 2005; Balvanera et al., 2002). It includes the Chamela-Cuixmala Biosphere Reserve, with conserved primary forests, surrounded by *ejidos* (agrarian communities) with systems of semi-communal governance in which smallholders possess most of the land (Castillo et al., 2005). Agricultural activities have generated a mosaic of vegetation, with secondary forests, fragments of primary forest, grasslands and some farming

agriculture crops (Flores-Casas & Ortega-Huerta 2019; Mora, 2015, Sánchez-Azofeifa et al., 2009). Secondary forests of different ages dominate, which are highly biodiverse, resilient and abundant in woody forage species (Mora, 2015; Chazdon et al., 2014; Godínez, 2011). Livestock farming has been an important driver of land use change, but also represents the main source of income for most families (Kolb et al., 2018; Burgos and Maass 2004).

Livestock farming is extensive, foraging areas are comprised of a gradient of grasses, shrubs and trees. Multi-purpose trees of numerous species at varying densities can be found within human-induced grasslands. Cattle enter forest areas in both the rainy and dry seasons to feed on trees and shrubs, especially when grass is scarce (Burgos and Maass 2004; Cohen-Salgado, 2014; Mora, 2015). Even though native woody forage species are used extensively, the knowledge of their forage potential is still limited.

Climate is notably seasonal, with high inter- and intra-annual variability. Median annual rainfall is 800 mm, ranging between 340 - 1329 mm. Rainfall is highly concentrated, with an average 87% between June and October, followed by a dry season from November to May (Maass et al., 2017). The landscape is made up of low altitude hills (<300 masl, >20°) and alluvial plains. Soils on hills are shallow (≤ 30 cm) with predominantly thick textures (Regosols) and low nutrient content, whilst those on plains are deeper and nutrient-rich (Cotler et al., 2002). Three sampling zones were selected: Zone 1 with a predominance of hills, Zone 2 with a predominance of plains and Zone 3, with both types (Figure 1).

Figure 1 here

3.2. Species selection

Tree species were selected for the study, using farmer preference, abundance and distribution in forest areas under livestock management as selection criteria. Preference was obtained from the number of mentions in 32 interviews carried out with cattle farmers from the region in April 2016. Farmers were asked about woody species known to be consumed by cattle. Interviewees were selected through the snowball technique (Patton 2002): each interviewee was asked about other farmers managing cattle in forest areas. Sample size was determined using the data saturation technique (Strauss & Corbin 2002). A total of 57 tree, shrub and vine species were mentioned, plus four possible synonyms.

Abundance (number of individuals per species) and distribution (number of sites where each species was found) were determined by evaluating the vegetation in 21 forest plots belonging to interviewed farmers. Five 50 x 2 m transects were sampled in each plot. A species index was constructed by adapting the scaling method proposed by Zermeño-Hernández et al. (2015): Equal weight was assigned to preference, abundance and distribution in a 1 – 10 scale using the maximum obtained values for each category. Shrubs and vines were not selected for this study. Species with no mentions were discarded, as well as species mentioned but not found in the sampled plots. The final list of sixteen selected species is presented in Table 1.

Table 1 here

Selected species belong to 12 genera and six families, the most common one being Fabaceae with 11 species, of which five belong to the *Caesalpinia* genus. Other studies of dry tropical forage trees also report this family as the most abundant one (Casanova-Lugo et al., 2014, Jiménez-Ferrer et al., 2008, Ávila-

Ramírez et al., 2007). Most Fabaceae species contribute to nitrogen fixation and recycling, thus increasing soil fertility and productivity, as well as the nutrient content of associated grasses (Dollinger and Jose, 2018; Lana et al., 2018; Ajayi et al., 2011).

Some of the evaluated species are widely distributed across DTF in Mexico, including *Guazuma ulmifolia*, *Gliricidia sepium* and *Cordia elaeagnoides*, as well as several species of the genera *Acacia*, *Leucaena* and *Caesalpinia* (Manríquez-Mendoza et al., 2011, Mullen et al., 2003, Gómez et al., 1990). This represents an advantage, as they can be used widely across diverse sites. However, there are few studies on biomass yield and nutritive value of most selected species.

2.3. Sampling and nutritional analyses

Sampling was carried out in forest areas under livestock management with varying cover: primary forest fragments, secondary forests of different ages, and trees within grasslands. For each selected species, 15 – 18 individuals were sampled, equally distributed amongst the three zones. Individuals with a diameter at breast height (DBH) ≥ 1 cm were selected, with intent to include all the range of observed sizes.

At the end of the rainy season (September-November 2016), leaves and soft stems up to 2m above the ground were harvested, as an estimate of the available foliage for cattle. In one case (*Hura polyandra*), only dry fallen leaves were collected at the end of the dry season (March-May 2018), as these are the ones consumed by cattle. Mature fruits, including fallen ones, of the trees consumed by cattle were harvested at the end of the dry season (March-May 2018).

Samples were weighed fresh at the site and dried in a convection oven at 80°C for 48 hrs to estimate available dry matter (DM) biomass. A 100 g subsample was taken from each sample and ground at 1 mm particle size with a Model 4 Wiley® Mill (Thomas Scientific, New Jersey, USA). All nutritional analyses were carried out by triplicate at the Animal Nutrition and Feeds Laboratory of the Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, following the AOAC (2012) procedures: Crude Protein (CP) was determined by the Kjeldahl method ($N \times 6.25$), 1g of dry sample was digested in sulphuric acid using $K_2SO_4/CuSO_4/TiO_4$ as a catalyst. N was converted into NH_3 , then trapped by distillation in boric acid and titrated with H_2SO_4 . Crude Fibre (CF) was determined by treating 2 g of sample successively with boiling solutions of sulphuric acid (1.25 %) and potassium hydroxide (1.25 %). The residue was separated by filtration on a sintered-glass, filter washed, dried, weighed and burned at 550°C for 8 h. Ether Extract (EE), corresponding to Fatty Acids, was determined by putting 2 g of dry sample and petroleum ether through a Soxhlet apparatus. To analyze ash (AS), corresponding to minerals, 2 g of sample were placed in a muffle oven at 550°C for 8 h. Nitrogen Free Extract (NFE), corresponding to non-structural carbohydrates, was determined by the following calculation: $NFE = 1 - (FA + CP + AS + CF)$.

Data were analysed by one-way analyses of variance (ANOVA) using the GLM procedure of SPSS™ Version 20.0 (IBM, 2011). Species was considered as the experimental unit. All variables met normality and homoscedasticity criteria, except for DM biomass, which was transformed to log10. Statistical significance was assessed using the Tukey test (<0.05).

2.4. Allometric equations

In order to generate allometric models for forage production, the following structural attributes of sampled trees were measured: DBH, total height (H) and canopy cover at 2m above the ground surface (CC). For multi-stemmed trees, DBH was measured as the sum of all stem diameters. CC was estimated using the major and minor canopy diameters ($\pi*[D1/2]*[D2/2]$). Log-log type linear models were adjusted, as they have been widely used for allometric equations in tropical trees (Chave et al., 2014; Martínez-Yrizar et al., 1992). Models followed Equation 1:

$$\log B_i = \beta_0 + \beta_H \log H_i + \beta_{BA} \log BA_i + \beta_{cov} \log CC_i + \beta_s \log S_i + \beta_{sp} Sp_i + \varepsilon_i$$

Where B = available biomass (kg DM/tree), H = height (m), BA = basal area (sum of base area of all stems, cm^2), CC = canopy cover (m^2), S = number of stems, Sp = species (coded as a “dummy” or indicator variable) and ε_i = the deviation of each biomass datum with respect to the estimate obtained from predictors. The associated β s are parameters establishing the relation between predictors and log available biomass estimates. In order to exclude from the model those variables not relevant for biomass estimation, a reduction was carried out using the Akaike Information Criterion (AIC) (Logan, 2011). For this, models were adjusted with all possible combinations of predictors in Eq. 1 and their AIC values calculated. From this group of models, two types were selected for each response variable: a model minimising AIC without the effect of species (general model) and another one including that effect (specific model). This approach allowed developing simple models which can be applied to any species, as well as specific models to be applied to each species included in this study. Final models are presented in the original scale of variables for increased easiness of application.

A graphical inspection of the residuals of final models was carried out, to make sure that assumptions of normality and variance homogeneity of errors, as well as non-collinearity of predictors were satisfied. All analyses were carried out using the R software (R Core Development Team, 2018). The linear model was adjusted using the ‘lm’ function of the ‘stats’ package, and the reduction of the model with the function ‘dredge’ of the ‘MuMIn’ package (Barton, 2009).

3. Results and discussion

3.1. Available forage and nutritive value

Available foliage biomass in the 13 evaluated species was in average $0.965 \pm 0.96 \text{ kg DM tree}^{-1}$. Statistical differences between species were observed ($P < 0.05$). The species with higher available biomass were *H. polyandra*, *G. ulmifolia*, *C. coriaria*, *C. elaeagnoides* and *A. macracantha* with 9.90, 0.69, 0.54, 0.31 and 0.27 kg DM tree^{-1} , respectively (Table 2). *G. ulmifolia* has also been reported as a species with high foliage biomass in the nearby Sierra de Manantlán Biosphere Reserve (Carranza et al. 2003). These species may therefore have potential to support cattle feeding, particularly during the rainy season. However, this will depend on the density of trees in forest areas and could be increased by promoting their establishment in grasslands or live fences.

An outstanding case was *H. polyandra*, with available foliage well above the rest of evaluated species. As mentioned before, only dry fallen leaves are consumed by cattle, and fruits are known to be toxic. According to the interviewees, consumption of *H. polyandra* leaves also has a deworming effect in cattle. Similar effects have been reported by Torres-Acosta et al. (2016) in TDF of Yucatan, Mexico. Therefore, as well as having a high forage potential, this species could be an alternative to chemical helminth control.

Table 2 here

In terms of the nutritive value of available foliage, Table 2 shows significant differences ($P < 0.05$) between species in all the nutrients. In the case of CP, the highest values were for *L. mutans* and *L. lanceolata*, with 238 and 207 g kg DM⁻¹, respectively. According to NRC (1996) the CP requirement for beef cattle is 96 g kg⁻¹ of the daily intake, which most studied species could supply, except for *C. caladenia*. Within the *Leucaena* genus, other studies report *L. esculenta* and *L. leucocephala* as the species with the highest CP contents (Sosa et al., 2004; Carranza et al., 2003). In this study, the overall average was 148.1±46.6 g kg DM⁻¹, within the range reported for other tropical forage trees in Mexico (Pinto-Ruiz et al., 2009; Ávila-Ramírez et al., 2007; Sosa et al., 2004). Several species showed CP values above the average for tropical grasses in Mexico of 119 g kg DM⁻¹, reported by Rodríguez-Ramírez et al. (2013). Integrating trees with high protein levels can therefore increase productivity, given that cattle feeding in the tropics is based in grasses and crop by-products, generally low in protein (Castrejón and Corona, 2017).

Forage potential is also related to NFE content, which can be used along with EE to estimate the energy content of feed (Mukutu, 2019). Species with the significantly highest NFE values in foliage included *C. coriaria*, *C. slecrocarpa* and *C. caladenia*, whilst those with the highest EE values were *L. lanceolata*, *A. macracantha* and *C. caladenia*.

Another component of interest for ruminant nutrition is CF. Only *P. mexicana* and *H. polyandra* had values above 170 g kg DM⁻¹, the minimum level required for adequate rumen health and fermentation (Moran, 2005). Therefore, CF requirements during the rainy season need to be supplied by grasses such as *Megathyrsus maximus*, with reported values of 400 g kg DM⁻¹ (Rodríguez-Ramírez et al. 2013).

C. elaeagnoides, *S. purpurea*, *G. ulmifolia* and *C. caladenia* showed AS values of 147, 129, 115 and 113 g kg DM⁻¹, respectively, higher than those recommended by Hoffman (2005), of 90 g kg DM⁻¹ for grass-legume based cattle diets. The obtained values are also higher than those reported by Sosa et al. (2004) in humid tropical Mexico, which might be related to soil type and quality.

The dry season is critical for livestock in the studied region, when grass is scarce. However, most tree fruits are produced in this season. Fruit biomass in the 11 evaluated species was less variable than available foliage (Table 3). General average was 1.75±3.72 kg DM tree⁻¹, the species with highest values were *G. ulmifolia*, *C. eriostachys* and *S. purpurea*, with 4.49, 3.92 and 3.55 kg DM tree⁻¹, respectively. Other studies confirm the importance of fruits in tropical cattle feeding during the dry season, when other sources are scarce (Arias et al., 2014; Jiménez-Ferrer et al., 2008; Ávila-Ramírez et al., 2007).

Table 3 here

In terms of the nutritive value of fruits, CP content was in average 110 ± 54 g kg DM⁻¹, lower than that for foliage. This difference has also been reported by Pinto-Ruiz et al. (2009) and Carranza et al. (2003) in other tropical zones of Mexico. The species with highest values were *L. lanceolata* and *A. macracantha*, with 202 and 168 g kg DM⁻¹, respectively. Other species with values above the minimum CP requirements were *C. eriostachys*, *C. platyloba*, *G. sepium* and *S. mollissima* (Table 3). As a comparison, common feed supplements used in the region during the dry season include sorghum, maize silage or sugarcane tops, which have been reported in Mexico with CP values of 72, 62 and 33 g kg DM⁻¹, respectively (Nava-Berumen et al. 2017; Ramírez-Cathí et al. 2014; Guadarrama-Estrada et al. 2007).

In the case of NFE, species with the highest values were *C. sclerocarpa*, *C. coriaria*, *C. caladenia* and *S. purpurea*, whilst those with high EE values included *C. platyloba*, *S. purpurea* and *S. mollissima*. Species with the highest CF values in fruits were *C. coriaria* and *L. lanceolata*, with 137.7 and 104.3 g kg DM⁻¹, respectively. As a comparison, maize straw, which is commonly used by farmers in small-scale and silvopastoral cattle production systems during the dry season in Mexico has been reported at 280 g kg DM⁻¹ (Hellin et al., 2013). For AS content, all species were above the value recommended by Hoffman (2005). In general, nutritive values lie within those reported by other authors for other tropical forage trees in Mexico (Carranza et al., 2003; Palma and Román 2000).

It is important to note that rainfall in the sampling periods was below average (800 mm). In the case of available foliage, total rainfall in 2016 was 644 mm, whilst in 2017, which preceded fruit sampling, 728 mm were recorded at the Chamela Weather Station, UNAM. Lower rainfall probably reduced biomass production and affected nutritive value. Therefore, further sampling across several years is required to obtain better estimates of forage availability.

Even though our results indicate the potential of selected tree species in cattle feeding, it has to be pointed out that many tropical legumes have low palatability, especially during the rainy season, which is often related to the presence of secondary metabolites such as tannins, saponins, phenolics, terpenes and lignin. These compounds are known as anti-nutritional factors, since they reduce the consumption or feed nutritive value by interfering with digestibility, nutrient utilization, and, if ingested in high concentrations, can harm ruminant health (Pires-Pereira et al. 2018). This was not considered in our study, and in the case of tropical trees, few species have been analysed, mostly on tannins and phenolics. In Mexico, Pinto-Ruiz et al. (2009) found that species with higher contents of tannins in leaves were *Leucaena collinsii*, *Acacia milleriana* and *G. ulmifolia*, with an average of 128.46, 73.72 and 47.11 g kg DM⁻¹, respectively. Gonzalez-Gómez et al. (2006b) reported values for *C. elaeagnoides* and *S. purpurea* of 4.6 and 19.6 g kg DM⁻¹, respectively, which can be considered low. Contents of these compounds can vary across regions or years, since they constitute a response to stress conditions (Nepomuceno et al. 2013; Pires-Pereira et al. 2018).

Most studies on tropical woody forage species only evaluate foliage. However, those focusing on fruits confirm that some of them have a high forage potential, both in terms of quantity and quality (Ortiz-Domínguez et al., 2017; Arias et al., 2014; Olivares-Pérez et al., 2011; Palma, 2006; Palma and Román, 2000). Species with high production of fruit biomass and/or high nutrient content could therefore be successfully included in silvopastoral management, as they can supplement livestock feeding in the season with lower forage availability. In this study, outstanding species with high biomass values in both

available foliage and fruits included *G. ulmifolia*, *A. macracantha* and *C. platyloba*. Species with the highest CP values in both available foliage and fruits included *L. lanceolata*, *C. platyloba* and *A. macracantha*. Therefore, these species could improve quantity and quality of cattle feed during both rainy and dry seasons in tropical silvopastoral systems if established at an appropriate density. Besides, two of the species with the highest CP content ($> 200 \text{ g kg}^{-1}$), *L. lanceolata* (available foliage and fruits) and *L. mutans* (available foliage), have been scarcely studied as forage species, as they might not be abundant outside the study region.

According to interviewees, *Acacia sp* trees can become invasive and are therefore controlled with herbicides or fire, even though they produce high biomass with high CP contents in both foliage and fruits (Carranza et al., 2003). The small leaf size and the presence of thorns make foliage less attractive to cattle. This genus constitutes most of the browse consumed by livestock in arid zones globally, especially during droughts (Shelton, 2000).

Available forage and nutritive values were highly variable amongst species; hence, further sampling across maturity stages, zones, and years are required to understand factors affecting this variability. Fruit bearing is also influenced by the structure and physiology of each species, interannual rainfall variability and specific features of microsites, such as sunlight, distance to water courses, soil moisture and nutrient contents (especially P) (Luna-Nieves et al., 2017; Valdez-Hernández et al., 2010). In practical terms, it can be recommended to combine high yielding species with high nutritive value ones in the design of diversified silvopastoral systems, including enriched pastures. Non-legume species and those not nitrogen -fixing, such as the *Caesalpinia* genus (Stevens et al., 2017), should also be combined with N-fixing species to maintain soil fertility and diet quality.

3.2. Allometry

Table 4 shows the structural attributes of evaluated trees. All variables met normality, homogeneity and non-collinearity criteria. In terms of foliage, available biomass had positive and linear relations with all measured variables; however, those with highest predicting power were canopy cover, DBH and BA. Fruit biomass was positively and linearly related to all variables except stem number. DBH also correlated highly with BA, stems and height. Other strong correlations included BA with height and CC with biomass (Figure 2). Correlation coefficients were generally higher for available foliage than for fruits. The best models to estimate both available foliage and fruit biomass were linear (multiple regression). All data satisfied the criteria of normality, variance homogeneity and non-collinearity. However, in all cases, due to the high variability, data were transformed to $\log_2 n$, which considerably improved correlation coefficients.

Table 4 here

Figure 2 here

The best models for available foliage, both general and specific, only included canopy cover as a predictor. Since 63% of sampled individuals had more than one main stem, we expected this variable would be a good predictor. However, including stem number in the models did not significantly improve predicting capacity. In the case of fruit biomass, the general model includes height and canopy cover as

predictors, whilst the specific model includes CC and BA. Finally, the foliage model for *H. polyandra* has BA as the only predictor. Thus, the variable with the highest predictive power was CC, followed by H and BA. Based on the adjusted models, the corresponding equations are presented in Table 5.

Table 5 here

In most allometric models to estimate aerial biomass, DBH is a variable with high predictive power (Bojórquez, 2014; Chave et al., 2014; Chaturvedi and Raghubanshi, 2013). However, Conti et al. (2019) mention that most studies focus in single-main stem trees, and few consider multi-stemmed trees in open forests, where the best predictor is CC, even though they also include BA and H. Dimobe et al. (2019) found that canopy diameter is a better predictor of foliage biomass, but not for branches or stems. For Goodman et al. (2014), canopy dimensions improve the precision of aerial biomass estimates in tropical forests. When estimating forage biomass of trees, the best predictors for Balehegn et al. (2012) are related with different canopy measurements, but for Snyder et al. (2007) it is the sum of base areas.

The predictive capacity of models for available foliage and fruit biomass improved significantly by integrating species as a variable (Table 5), which was also reported by Conti et al. (2019). The foliage model for *H. polyandra* had a high R^2 (0.91), as it was a single species one. Table 6 shows specific β sp values.

Table 6 here

Even though the need for further sampling across years and zones has already been acknowledged, allometric equations developed in this study can help to estimate forage potential and its contribution to cattle feeding. For example, *C. platyloba*, a species with a high ranking value and high biomass of both available foliage and fruits, could yield 100 kg DM ha⁻¹ of available foliage and 750 kg DM ha⁻¹ of fruits if established at a density of 500 trees ha⁻¹, which would cover 5675 m² ha⁻¹. The feed requirement of an Animal Unit (AU, a 450 kg beef cow nursing a calf under six months old) has been estimated in tropical Mexico at 4964 kg DM year⁻¹ (SAGARPA 2011). Thus, considering an average stocking rate of 0.74 AU ha⁻¹ (Sánchez-Romero *et al.*, in preparation), *C. platyloba* could provide 23% of the feed requirement in the study region.

The high diversity of forage woody species in DTF of the study region constitutes a strategic resource to improve sustainability of livestock systems. It is important to note that most evaluated species have multiple uses. Farmers use them as forage but also as shade, live barriers, fences and firewood for home use. This has also been reported for other tropical regions in Mexico (Casanova-Lugo et al., 2014; Olivares-Pérez et al., 2011; Jiménez-Ferrer et al., 2008; González-Gómez et al., 2006a). Thus, promoting the maintenance or increase of local multi-use trees could not only improve livestock production, but also grassland and forest management.

Integrating tree species with high nutritive value, specifically protein, can reduce dependency on external inputs, improve livestock feeding and their resulting health and welfare (Halffter et al., 2018; Torres-Acosta et al., 2016; Murgueitio et al., 2011). This translates into improved production systems, which

can be better suited to meet increasing meat demand and food security, especially in developing countries (Rodríguez et al., 2016).

5. Conclusions

There was high variability in available biomass and nutritive value of available foliage and fruits of selected tree species. General biomass average was 0.96 ± 4.94 kg DM tree⁻¹ for available foliage and 1.75 ± 3.72 kg DM tree⁻¹ for fruits. Outstanding species include *G. ulmifolia*, *C. coriaria*, *C. elaeagnoides* and *H. polyandra* for foliage and *G. ulmifolia*, *C. eriostachys* and *S. purpurea* for fruits. General CP average was 148.1 ± 46.6 g kg⁻¹ in available foliage and 110.1 ± 54.1 g kg⁻¹ in fruits. Species with the highest CP contents include *L. mutans*, *L. lanceolata* and *A. paniculata* in available foliage and *L. lanceolata* and *A. macracantha* in fruits.

Given the high variation in available forage and nutritive value, further sampling across zones over several seasons will be needed to account for regional and climatic variability. Specific studies, tree structure, growth habits, fruit bearing patterns and anti-nutrient compound contents are also required. The results could be incorporated into future estimates and help to better understand the factors influencing forage quantity and quality. In practical terms, it is recommended to combine species with high biomass production with others containing high nutritive value.

When estimating foliage and fruits biomass, the variable with the highest predictive potential was canopy cover, followed by height and base area, contrasting with other models which have breast height diameter as the best variable. The general model for fruits also included height, and the specific one included base area. Predictive capacity of general models increased when integrating the species. Models for predicting forage biomass throughout rainy and dry seasons can be useful to estimate the potential contribution of tree species in livestock feeding, which can help both farmers and institutions to take more appropriate decisions when integrating tree species in tropical grasslands.

Acknowledgements

The authors thank interviewed farmers for allowing sampling in their plots, as well as Paz Ochoa, Nallely López and Eleonora Camacho for carrying out the nutritional analyses of samples. R. Sánchez-Romero thanks the Postgraduate Programme in Biological Sciences of the National Autonomous University of Mexico (UNAM) and the National Council for Science and Technology (CONACYT) for the scholarship received. The study was financed by DGAPA-UNAM (PAPIIT-IA203517) and the Rufford Foundation (19426-2).

References

Ajayi OC, Place F, Akinnifesi FK, Sileshi GW (2011) Agricultural success from Africa: the case of fertilizer tree systems in southern Africa (Malawi, Tanzania, Mozambique, Zambia and Zimbabwe). *International Journal of Agricultural Sustainability*, 9:129-136. <https://doi.org/10.3763/ijas.2010.0554>
AOAC (Association of Official Analytical Chemists) (1990) *Official methods of analysis of the AOAC*, 15th ed. Arlington, VA, USA.

- Archibald S, Bond, WJ (2003) Growing tall vs growing wide: tree architecture and allometry of *Acacia karroo* in forest, savanna, and arid environments. *Oikos*, 102:3-14. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2003.12181.x>
- Arias L, Soriano R, Sánchez E, González C (2014) Chemical composition and *in vitro* digestibility of fodder trees and shrubs consumed by goats in the Low Mixteca region of Oaxaca, Mexico. *Research Journal of Biological Sciences* 9:92-97. <https://doi.org/10.3923/rjbsci.2014.92.97>
- Ávila-Ramírez NA, Ayala-Burgos A, Vázquez EG, Herrera-Camacho J, Madrigal-Sánchez X, Ontiveros-Alvarado S. (2007) Taxonomía y composición química de la necromasa foliar de las especies arbóreas y arbustivas consumidas durante la época de sequía en la Selva baja caducifolia en el municipio de La Huacana, Michoacán, México. *Livestock Research for Rural Development* 19(6):15. <http://www.lrrd.org/lrrd19/6/avil19073.htm>
- Balehegn M, Eniang EA, Hassen A (2012) Estimation of browse biomass of *Ficus thonningii*, an indigenous multipurpose fodder tree in northern Ethiopia. *African Journal of Range and Forage Science*, 29:25-30. <https://doi.org/10.2989/10220119.2012.687071>
- Balvanera P, Lott E, Segura G, Siebe C, Islas A. 2002. Patterns of beta-diversity in a Mexican tropical dry forest. *Journal of Vegetation Science* 13(2):145-158. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2002.tb02034.x>
- Banda K, Delgado-Salinas A, Dexter KG, Linares-Palomino R, Oliveira-Filho A, Prado D, ... Weintritt J. (2016) Plant diversity patterns in neotropical dry forests and their conservation implications. *Science*, 353(6306):1383-1387. <https://doi.org/10.1126/science.aaf5080>
- Barton K (2009) MuMIn: Multi-model inference. R package version 0.12. 2/r18. <http://R-Forge.R-project.org/projects/mumin>
- Bojórquez JA (2014) Generación de modelos alométricos para cuantificar la biomasa en pie de bosques tropicales secundarios en la región de Chamela, Jalisco, México. M.Sc. Dissertation. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Burgos A, Maass JM (2004) Vegetation change associated with land-use in tropical dry forest areas of Western Mexico. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 104:475-481. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.01.038>
- Carranza MA, Sánchez RL, Pineda MR, Cuevas, GR (2003) Calidad y potencial forrajero de especies del bosque tropical caducifolio de la Sierra de Manantlán, México. *Agrociencia* 37:203-210. <http://www.colpos.mx/agrocien/Bimestral/2003/mar-abr/art-11.pdf>
- Casanova-Lugo F, González-Gómez JC, Flores-Estrada MX, López-Santiago G, García-Gómez M (2014) Estructura, composición y usos de los árboles de la selva baja caducifolia en Apatzingán, Michoacán. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 17:255-259.
- Castillo A, Magaña A, Pujadas, A, Martínez L, Godínez C (2005) Understanding the interaction of rural people with ecosystems: a case study in a tropical dry forest of Mexico. *Ecosystems* 8:630-643. <https://doi.org/10.1007/s10021-005-0127-1>
- Castrejón FA, Corona GL (2017) Características Nutrimientales de Gramíneas, Leguminosas y algunos Arbóreas Forrajeras del Trópico de México. http://papimes.fmvz.unam.mx/proyectos/manuales_nutricion/Manual_Fracciones.pdf
- Chaturvedi RK, Raghubanshi AS (2013) Aboveground biomass estimation of small diameter woody species of tropical dry forest. *New Forests* 44:509-519. <https://doi.org/10.1007/s11056-012-9359-z>
- Chave J, Réjou-Méchain M, Búrquez A, Chidumayo E, Colgan MS, Delitti WB, Henry M (2014) Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Global Change Biol.* 20:3177-3190. <https://doi.org/10.1111/gcb.12629>
- Chazdon RL (2014). *Second growth: the promise of tropical forest regeneration in an age of deforestation.* University of Chicago Press.
- Cohen-Salgado, D. (2014). *Estrategias de manejo del bosque tropical seco: un estudio de caso en Jalisco.* B.Sc. thesis. Universidad Nacional Autónoma de México, Mexico.
- Conti G, Gorné LD, Zeballos SR, Lipoma ML, Gatica G, Kowaljaw E., ... Fernandes PM (2019). Developing allometric models to predict the individual aboveground biomass of shrubs worldwide. *Glob. Ecol. Biogeogr.* <https://doi.org/10.1111/geb.12907>
- Cotler H, Durán E, Siebe C (2002). Caracterización morfo-edafológica y calidad de sitio de un bosque tropical caducifolio. En: FA Noguera, JH Vega, AN García-Aldrete, M Quesada (Eds.). *Historia Natural de Chamela*, pp. 17-79. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Dimobe K, Goetze D, Ouédraogo A, Mensah S, Akpagana K, Porembski S, Thiombiano A (2019). Aboveground biomass allometric equations and carbon content of the shea butter tree (*Vitellaria paradoxa* CF Gaertn.,

- Sapotaceae) components in Sudanian savannas (West Africa). *Agrofor. Syst.* 93(3):1119-1132. <https://doi.org/10.1007/s10457-018-0213-y>
- Dollinger J, Jose S (2018). Agroforestry for soil health. *Agrofor. Syst.* 1-7. <https://doi.org/10.3390/su11102879>
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). (2008). La ganadería extensiva destruye los bosques tropicales en Latinoamérica. <http://www.fao.org/Newsroom/es/news/2005/102924/index.html>
- Ferrer-Paris JR, Zager I, Keith DA, Oliveira-Miranda MA, Rodríguez JP, Josse C, ...Barrow E (2018). An ecosystem risk assessment of temperate and tropical forests of the Americas with an outlook on future conservation strategies. *Conserv. Lett.* e12623. <https://doi.org/10.1111/conl.12623>
- FIRA (Fideicomisos Instituidos en Relación con la Agricultura). (2017). Panorama Agroalimentario, Carne de bovino 2017. Dirección de Investigación y Evaluación Económica y Sectorial.
- Flores-Casas R, Ortega-Huerta MA (2019). Modelling land cover changes in the tropical dry forest surrounding the Chamela-Cuixmala biosphere reserve, Mexico. *Int. J. Remote Sens.* 1-27. <https://doi.org/10.1080/01431161.2019.1597305>
- Godínez CMC (2011). Plantas útiles y potencialmente útiles del bosque tropical seco presentes en Chamela, Jalisco, México. México. PhD. Thesis. Universidad Nacional Autónoma de México. <https://doi.org/10.1007/s10457-013-9669-y>
- Gómez ME, Molina CH, Molina EJ, Murgueitio E (1990). Producción de biomasa en seis ecotipos de matarratón (*Gliricidia sepium*). *Livestock Research for Rural Development*, 2(2):1-8. <http://www.lrrd.org/lrrd2/3/gomez.htm>
- González-Gómez, J. C., Madrigal-Sánchez, X., Ayala-Burgos., A., Juárez-Caratachea, A., Gutiérrez-Vázquez, E. (2006a). Especies arbóreas de uso múltiple para la ganadería en la región de Tierra Caliente del estado de Michoacán, México. *Livestock Research for Rural Development*, 18, 109. <http://www.lrrd.org/lrrd18/8/gonz18109.htm>
- González-Gómez J.C., Ayala-Burgos A., Gutiérrez-Vázquez, E. (2006b). Determinación de fenoles totales y taninos condensados en especies arbóreas con potencial forrajero de la Región de Tierra Caliente Michoacán, México. *Livestock Research for Rural Development*, 18, 152. <http://www.lrrd.org/lrrd18/11/guti18152.htm>
- Goodman RC, Phillips OL, Baker TR (2014). The importance of crown dimensions to improve tropical tree biomass estimates. *Ecol. Appl.*, 24:680–698. <https://doi.org/10.1890/13-0070.1>
- Guadarrama-Estrada, J., Espinoza-Ortega, A., González-Esquivel, C. E., Arriaga-Jordán, C. M. (2007). Inclusion of maize or oats-vetch silage for grazing dairy cows in small-scale campesino systems in the highlands of Central Mexico. *Journal of Applied Animal Research*, 32(1), 19-23.
- Halfhter G, Cruz M, Huerta C (Comps.). (2018). Ganadería sustentable en el Golfo de México. Instituto de Ecología, A.C., México, 432 pp. <http://dx.doi.org/10.22201/ib.20078706e.2014.5.1088>
- Hellin J, Erenstein O, Beuchelt T, Camacho C, Flores D (2013) Maize stover use and sustainable crop production in mixed crop–livestock systems in Mexico. *Field Crops Research* 153:12–21. <http://dx.doi.org/10.1016/j.fcr.2013.05.014>
- Hoffman P (2005). Ash Content of Forages. Focus in forage. University of Wisconsin Board of Regents, College of Agriculture and Life Sciences, University of Wisconsin-Madison. <https://fyi.extension.wisc.edu/forage/reducing-ash-in-forage/>
- IBM Corporation (2011). SPSS Statistics for Windows, Version 20.0. Armonk, NY.
- Jiménez-Ferrer G, López-Carmona M, Nahed-Toral J, Ochoa-Gaona S, de Jong B (2008). Árboles y arbustos forrajeros de la región norte-tzotzil de Chiapas, México. *Vet. Méx.*, 39(2), 199-2213
- Jose S, Dollinger J (2019). Silvopasture: a sustainable livestock production system. *Agrofor. Syst.*, 93(1):1
- Kolb M, Gerritsen PRW, Garduño G, Chavero EL, Quijas S, Balvanera P, ... Solís J (2018). Land Use and Cover Change Modelling as an Integration Framework: A Mixed Methods Approach for the Southern Coast of Jalisco (Western Mexico). *Geomatic Approaches for Modeling Land Change Scenarios* (pp. 241-268). Springer, Cham.
- Kumar BM, George SJ, Jamaludheen V, Suresh TK (1998). Comparison of biomass production, tree allometry and nutrient use efficiency of multipurpose trees grown in woodlot and silvopastoral experiments in Kerala, India. *Forest Ecol. Manag.*, 112(1-2):145-163
- Lana ÁMQ, Lana RMQ, Lemes EM, Reis GL, Moreira GHF (2018). Influence of native or exotic trees on soil fertility in decades of silvopastoral system at the Brazilian savannah biome. *Agrofor. Syst.*, 92(2):415-424.
- Logan M (2011). Biostatistical design and analysis using R: a practical guide. John Wiley and Sons. <https://doi.org/10.1002/9781444319620>

- Luna-Nieves, AL, Meave, JA, Morellato, LPC, Ibarra-Manríquez, G (2017). Reproductive phenology of useful Seasonally Dry Tropical Forest trees: Guiding patterns for seed collection and plant propagation in nurseries. *Forest Ecology and Management*, 393, 52-62.
- Maass M, Ahedo-Hernández R, Araiza S, Verduzco A, Martínez-Yrizar A, Jaramillo VJ, ... Sarukhán J (2017). Long-term (33 years) rainfall and runoff dynamics in a tropical dry forest ecosystem in western Mexico: Management implications under extreme hydrometeorological events. *Forest Ecol. Manag.*, 426:7-17. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.09.040>
- Manríquez-Mendoza LY, López-Ortíz S, Pérez-Hernández P, Ortega-Jiménez E, López-Tecpoyotl ZG, Villarruel-Fuentes M (2011). Agronomic and forage characteristics of *Guazuma ulmifolia* Lam. *Trop. Subtrop. Agroecosyst.*, 14(2), 453-463.
- Martínez AJ, López-Portillo J (2003). Allometry of *Prosopis glandulosa* var. *torreyana* along a topographic gradient in the Chihuahuan desert. *J. Veg. Sci.*, 14(1):111-120.
- Mora F 2015. Cambios temporales y espaciales en la estructura y diversidad de la vegetación y en los almacenes de carbono de bosques tropicales secos secundarios en la región de Chamela, Jalisco. Ph.D. Thesis. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Mora F, Jaramillo VJ, Bhaskar R, Gavito M, Siddique I, Byrnes JE, Balvanera P (2018). Carbon accumulation in Neotropical dry secondary forests: The roles of forest age and tree dominance and diversity. *Ecosyst.*, 21(3):536-550. <https://doi.org/10.1007/s10021-017-0168-2>
- Moran J (2005). *Tropical Dairy Farming: Feeding Management for Small Holder Dairy Farmers in the Humid Tropics*. CSIRO Publishing. Australia. <http://dx.doi.org/10.1071/9780643093133>
- Mukutu N (2019). *Beef from grass*. Notion Press. Chennai, India.
- Mullen BF, Shelton HM, Gutteridge RC, Basford KE (2003). Agronomic evaluation of *Leucaena*. Part 1. Adaptation to environmental challenges in multi-environment trials. *Agrof. Syst.*, 58(2):77-92. <https://doi.org/10.1023/A:1026068215337>
- Murgueitio E, Calle Z, Uribe F, Calle A, Solorio B (2011). Native trees and shrubs for the productive rehabilitation of tropical cattle ranching lands. *Forest Ecol. Manag.*, 261(10), 1654-1663. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.09.027>
- Nava-Berumen, C. A., Rosales-Serna, R., Jiménez-Ocampo, R., Carrete-Carreón, F., Domínguez- Martínez, P.A., Murillo-Ortiz, M. (2017). Rendimiento y valor nutricional de tres variedades de sorgo dulce cultivadas en cuatro ambientes de Durango. *Revista Mexicana de Ciencias Pecuarias*, 8(2), 147-155.
- NRC (National Research Council) (1996). *Nutrient requirements of beef cattle*. 7th ed. Natl. Acad. Press, Washington, D.C
- Olivares-Pérez J, Avilés-Nova F, Albarrán-Portillo B, Rojas-Hernández S, Castelán-Ortega OA (2011). Identificación, usos y medición de leguminosas arbóreas forrajeras en ranchos ganaderos del sur del estado de México. *Trop. Subtrop. Agroecosyst.*, 14(2), 739-748. <http://redalyc.uaemex.mx/src/inicio/ArtPdfRed.jsp?iCve=93918231039>
- Ortiz-Domínguez G, Ventura-Cordero J, González-Pech P, Torres-Acosta JF, Capetillo-Leal CM, Sandoval-Castro CA (2017). Nutritional value and in vitro digestibility of legume pods from seven trees species present in the tropical deciduous forest. *Trop. Subtrop. Agroecosyst.*, 20(3):505-510. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=93953814016>
- Palma JM (2006). Los sistemas silvopastoriles en el trópico seco mexicano. *Arch. Latinoam. Prod. An.*, 14(3):95-104.
- Palma JM, Román L (2000). Frutos de especies arbóreas leguminosas y no leguminosas para alimentación de rumiantes. In II Conferencia Electrónica sobre Agroforestería para la Producción Animal. eds. MD Sánchez, M Rosales Méndez, Rome. FAO-CIPAV. <http://www.virtualcentre.org/es/ele/conferencia2/vbconfe15.Htm>
- Patton, M. Q. (2002). *Qualitative research and evaluation methods*. Sage Publications. Thousand Oaks.
- Pinto-Ruiz R, Hernández-Sánchez D, Ramírez-Avilés L, Sandoval-Castro CA, Cobos-Peralta M, Gómez-Castro H (2009). Taninos y fenoles en la fermentación in vitro de leñosas forrajeras tropicales. *Agron. Mesoam.*, 20(1):81-89. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=43711514009>
- R Core Development Team (2018). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Ramírez-Cathí, H., Martínez, A. C. S., Encina, F. B., Magaña, F. L., Lara, A. C., Álvarez, C. M., González, J. M. (2014). Rendimiento, caracterización morfológica y bromatológica de la punta de caña de azúcar en la Huasteca Potosina, México. *Revista Cubana de Ciencia Agrícola*, 48(4), 411-415.

- Rodríguez DI, Anríquez G, Riveros JL (2016). Food security and livestock: The case of Latin America and the Caribbean. *Cienc. Investig. Agrar.*, 43(1):5-15. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-16202016000100001>
- Rodríguez-Ramírez MR, González-Sotelo A, Yáñez- Muñoz A, Silva-Luna M, Gómez-Escobar CI (2013). Composición química de recursos forrajeros para la alimentación de ovinos en Colima, México. INIFAP, CIRPAC. Campo Experimental Tecomán. Folleto técnico No.3 Tecomán, Colima. México.
- SAGARPA (Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación) (2011). Ajuste de carga animal en tierras de pastoreo. Folleto técnico, 4. México: Unidad Técnica Especializada Pecuaria.
- Sánchez-Azofeifa G, Quesada PM, Cuevas-Reyes Castillo A, Sánchez-Montoya G (2009). Land cover and conservation in the area of influence of the Chamela-Cuixmala Biosphere Reserve, Mexico. *Forest Ecol. Manag.*, 258(6):907-912. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.10.030>
- Sánchez-Romero, R., Balvanera, P., Castillo, A., Mora, F., García-Barríos, L. E., & González-Esquivel, C. E. Management strategies, silvopastoral practices and socioecological drivers in traditional livestock systems in tropical dry forests: An integrated analysis. *Forest Ecology and Management*, 479, 118506. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118506>
- Shelton HM. (2000). Tropical forage tree legumes in agroforestry systems. *UNASYLVA-FAO* 51 (1) 25-32. www.fao.org/WAICENT/FAOINFO/AGRICULT/AGP/AGPC/doc/Present/Shelton/default.htm
- Slik JF, Franklin J, Arroyo-Rodríguez V, Field R, Aguilar S, Aguirre N, ... Avella A (2018). Phylogenetic classification of the world's tropical forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(8):1837-1842. www.pnas.org/cgi/https://doi.org/10.1073/pnas.1714977115.
- Snyder LU, Mueller JP, Luginbuhl JM, Brownie C (2007). Growth characteristics and allometry of *Robinia pseudoacacia* as a silvopastoral system component. *Agrof. Syst.*, 70(1):41-51. <https://doi.org/10.1007/s10457-007-9035-z>
- Sosa REE, Pérez RD, Ortega RL, Zapata BG (2004). Evaluación del potencial forrajero de árboles y arbustos tropicales para la alimentación de ovinos. *Téc. Pecu. Méx.*, 42(2). <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=61342201>
- Stevens N, Lehmann CE, Murphy BP, Durigan G (2017). Savanna woody encroachment is widespread across three continents. *Global change biol.*, 23(1):235-244. <https://doi.org/10.1111/gcb.13409>
- Strauss, A. L., and Corbin, J. (2002). Bases de la investigación cualitativa: técnicas y procedimientos para desarrollar la teoría fundamentada. Medellín: Universidad de Antioquia.
- Torres-Acosta JF, González-Pech PG, Ortíz-Ocampo GI, Rodríguez-Vivas RI, Tun-Garrido J, Ventura-Cordero J, ... Ortega-Pacheco A (2016). Revalorizando el uso de la selva baja caducifolia para la producción de rumiantes. *Trop. Subtrop. Agroecosyst.*, 19(1). <http://www.revista.ccba.uady.mx/urn:ISSN:1870-0462-tsaes.v19i1.2197>
- Trejo I (2005). Análisis de la diversidad de la selva baja caducifolia en México. In: G Halffter, J Soberón, P Koleff, A Melic (eds.), *Sobre Diversidad Biológica: El Significado de las Diversidades Alfa, Beta y Gama* (pp. 111-122). GORFI.
- Trejo I, Dirzo R (2000). "Deforestation of seasonally dry tropical forest: a national and local analysis in Mexico." *Biol. Conserv.* 94(2):133-142. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(99\)00188-3](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00188-3)
- Valdez-Hernández, M, Andrade, JL, Jackson, PC, Rebolledo-Vieyra, M (2010). Phenology of five tree species of a tropical dry forest in Yucatan, Mexico: Effects of environmental and physiological factors. *Plant and soil*, 329(1-2), 155-171.
- Van Breugel M, Ransijn J, Craven D, Bongers F, Hall JS (2011). Estimating carbon stock in secondary forests: decisions and uncertainties associated with allometric biomass models. *Forest Ecol. Manage.*, 262(8):1648-1657. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.07.018>
- Vesk PA, Warton DI, Westoby M (2004). Sprouting by semi-arid plants: Testing a dichotomy and predictive traits. *Oikos*, 107:72–89. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2004.13122.x>
- Zermeño-Hernández, I., Méndez-Toribio, M., Siebe, C., Benítez-Malvido, J., & Martínez-Ramos, M. (2015). Ecological disturbance regimes caused by agricultural land uses and their effects on tropical forest regeneration. *Applied Vegetation Science*, 18(3), 443-455.

Figure 1. Location of study area in Jalisco, Mexico. Topographic zones (Z) 1, 2 and 3. CCBR: Chamela-Cuixmala Biosphere Reserve. Figure by C. Briones-Guzmán.

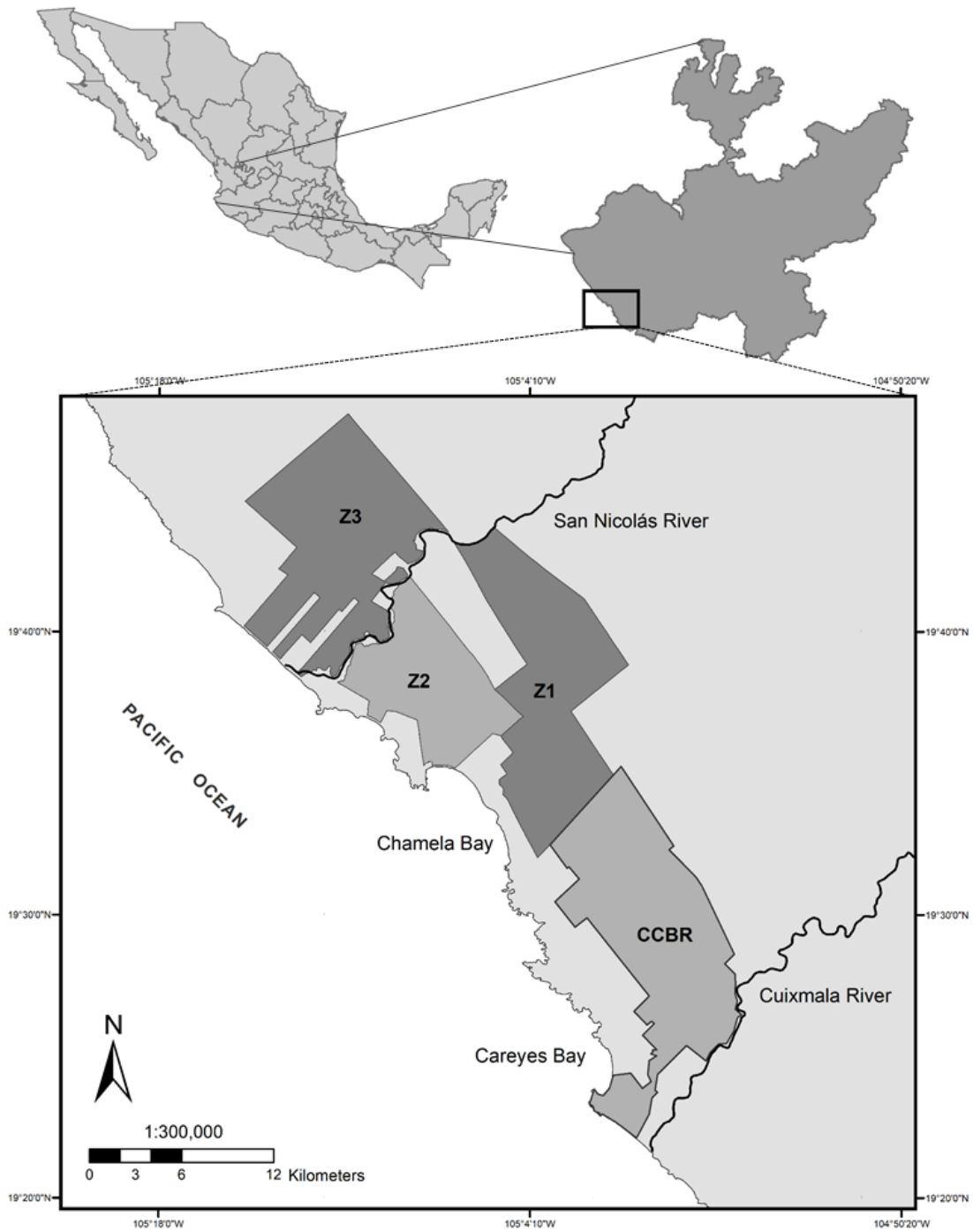


Figure 2. Correlation coefficients between structural attributes: a) available foliage, b) fruits. Stems = number, DBH = \sum DBH of stems, BA = \sum BA of stems, Height = total tree height, Cover = Canopy cover at 2m. Significance: *** < 0.001, ** < 0.01, * < 0.05.

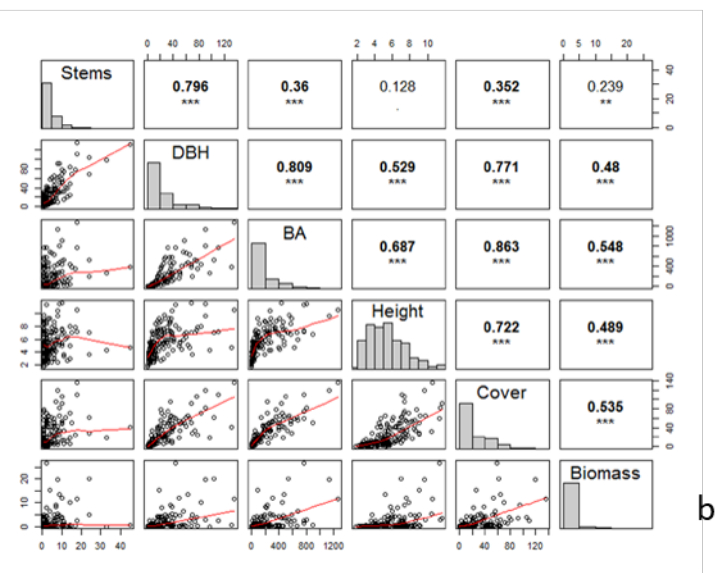
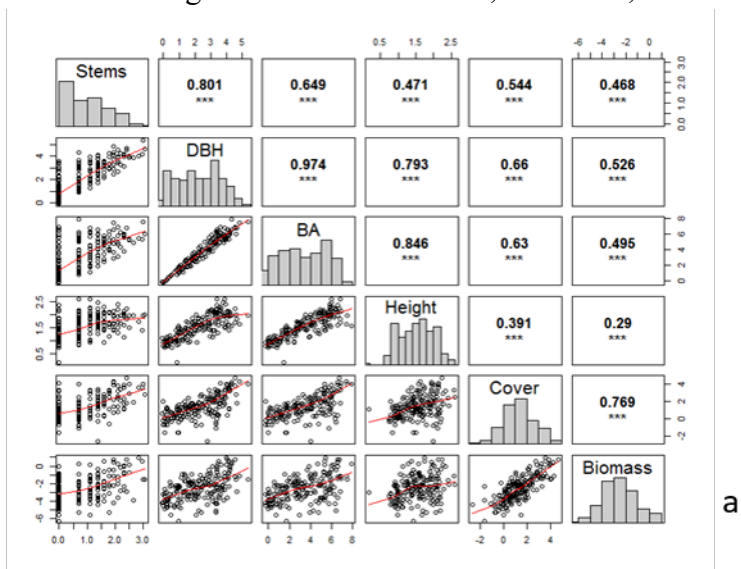


Table 1. Evaluated forage tree species in silvopastoral systems of Jalisco, Mexico.

Scientific name	Common name	Family	Foliage	Fruits	Fruit type	Mentions (n=32)	Abundance (individuals)	Distribution (species/plot, n=21)	Selection Index
<i>Acacia macracantha</i>	Huizache	Fabaceae	✓	✓	S	23	56	8	5.7
<i>Apoplanesia paniculata</i>	Tahuitole, llorasangre	Fabaceae	✓	--		3	95	17	5.6
<i>Caesalpinia caladenia</i>	Zopilotillo	Fabaceae	✓	✓	S	1	44	9	2.7
<i>Caesalpinia coriaria</i>	Cascalote	Fabaceae	✓	✓	S	26	28	11	5.9
<i>Caesalpinia eriostachys</i>	Iguanero	Fabaceae	--	✓	S	5	87	20	6.2
<i>Caesalpinia platyloba</i>	Coral, acatizpa	Fabaceae	✓	✓	S	18	49	12	5.6
<i>Caesalpinia sclerocarpa</i>	Ébano	Fabaceae	✓	✓	S	3	7	6	1.6
<i>Cordia elaeagnoides</i>	Barcino	Boraginaceae	✓	--		22	71	12	6.6
<i>Gliricidia sepium</i>	Cacahuanance	Fabaceae	--	✓	S	6	24	4	2.0
<i>Guazuma ulmifolia</i>	Guácima	Malvaceae	✓	✓	C	8	7	2	1.5
<i>Hura polyandra</i>	Habillo	Euphorbiaceae	✓	--		19	4	3	3.0
<i>Leucaena lanceolata</i>	Guajillo, guaje	Fabaceae	✓	✓	S	6	29	2	1.8
<i>Lonchocarpus mutans</i>	Cuero de vaca	Fabaceae	✓	--		10	131	14	6.9
<i>Piranhea mexicana</i>	Guayabillo	Picrodendraceae	✓	--		12	17	4	2.6
<i>Senna mollissima</i>	Senna	Fabaceae	--	✓	S	2	5	4	1.3
<i>Spondias purpurea</i>	Ciruelo	Anacardiaceae	✓	✓	F	7	22	10	4.1
Total			13	11					

C = Capsule seeds, F = Fleshy seeds, S = Seed pods

Table 2. Biomass (kg DM tree⁻¹) and nutritive value (g kg DM⁻¹) of available foliage in evaluated trees

Species	Biomass	CP	NFE	EE	CF	AS
<i>Acacia macracantha</i>	0.265±0.370 ^{a,b,c,d}	164.0±13.0 ^c	589.4±31.5 ^{d,e}	49.1±9.1 ^d	106.3±35.8 ^{a,b}	92.0±16.8 ^{b,c,d}
<i>Apoplanesia paniculata</i>	0.054±0.063 ^{a,b}	177.5±17.9 ^c	584.0±52.4 ^{d,e}	24.5±3.9 ^a	107.7±43.3 ^{a,b}	106.3±5.4 ^{c,d,e}
<i>Caesalpinia caladenia</i>	0.129±0.126 ^{a,b,c,d}	90.1±25.2 ^a	604.22±37.4 ^{d,e}	40.2±9.3 ^{c,d}	150.6±21.5 ^{c,d}	114.9±23.5 ^{d,e,f}
<i>Caesalpinia coriaria</i>	0.541±0.643 ^{c,d}	111.3±30.4 ^{a,b}	650.5±42.0 ^e	26.8±4.5 ^a	147.6±16.8 ^{c,d}	64.0±14.0 ^{a,b}
<i>Caesalpinia platyloba</i>	0.201±0.179 ^{b,c,d}	171.3±10.8 ^c	585.6±36.3 ^{d,e}	28.0±6.1 ^a	136.7±44.7 ^{b,c,d}	79.1±11.5 ^{a,b,c}
<i>Caesalpinia sclerocarpa</i>	0.037±0.036 ^a	111.0±13.9 ^{a,b}	646.9±147.4 ^e	31.9±8.9 ^{a,b,c}	93.2±15.8 ^a	76.6±6.3 ^{a,b,c}
<i>Cordia elaeagnoides</i>	0.308±0.561 ^{a,b,c,d}	167.8±11.0 ^c	557.1±34.0 ^{b,c,d}	30.2±4.2 ^{a,b,c}	97.8±23.1 ^a	147.1±13.8 ^f
<i>Guazuma ulmifolia</i>	0.691±0.841 ^d	128.8±7.8 ^b	593.0±51.3 ^{d,e}	38.8±6.9 ^{b,c,d}	127.4±41.9 ^{a,b,c}	112.8±11.1 ^{d,e}
<i>Leucaena lanceolata</i>	0.069±0.067 ^{a,b,c}	103.3±27.3 ^a	498.3±34.0 ^{a,b,c}	61.7±17.9 ^c	197.4±17.5 ^{e,f}	102.90±87.3 ^{c,d,e}
<i>Hura polyandra</i>	9.919±15.552 ^e	206.5±33.9 ^d	484.8±86.1 ^{a,b}	33.0±3.1 ^{a,b,c}	150.7±13.9 ^{c,d}	86.5±9.1 ^{a,b,c,d}
<i>Lonchocarpus mutans</i>	0.065±0.060 ^{a,b,c}	237.7±24.0 ^d	461.0±31.0 ^a	29.5±9.7 ^{a,b}	165.6±12.3 ^{d,e}	106.3±13.0 ^{c,d,e}
<i>Piranhea mexicana</i>	0.164±0.244 ^{a,b,c,d}	131.2±4.9 ^b	569.0±47.6 ^{c,d}	31.6±4.9 ^{a,b,c}	205.4±31.0 ^f	58.1±9.8 ^a
<i>Spondias purpurea</i>	0.165±0.161 ^{a,b,c,d}	128.3±9.3 ^b	562.2±33.8 ^{c,d}	31.2±8.3 ^{a,b,c}	148.9±44.9 ^{c,d}	129.3±22.5 ^{e,f}
Overall Mean	0.965±4.939	148.1±46.6	578.9±81	33.0±3.3	141.7±45.2	98.0±36.6

Mean ± standard deviation. DM = dry matter, CP = crude protein, NFE = nitrogen free elements, EE = ether extract, CF = crude fibre, AS= ashes. Means with different literals within columns indicate statistical differences (P<0.05).

Table 3. Biomass (kg DM tree⁻¹) and nutritive value (g kg DM⁻¹) of fruits of evaluated forage trees.

Species	Biomass	CP	NFE	EE	CF	AS
<i>Acacia macracantha</i>	1.9700±2.723 ^{a,b}	167.5±20.9 ^d	492.9±45.8 ^{a,b,c}	9.2±1.6 ^{a,b}	77.6±12.8 ^{a,b,c}	190.7±39.9 ^{a,b,c}
<i>Caesalpinia caladenia</i>	0.294±0.470 ^a	79.8±45.1 ^{a,b}	587.5±63.0 ^{d,e}	18.9±8.7 ^{a,b}	81.9±20.7 ^{a,b,c}	163.3±57.3 ^{a,b}
<i>Caesalpinia coriaria</i>	1.022±1.476 ^{a,b}	68.5±14.9 ^a	582.4±97.5 ^{d,e}	7.7±4.1 ^{a,b}	137.7±67.7 ^d	138.9±40.4 ^a
<i>Caesalpinia eriostachys</i>	3.920±5.923 ^b	104.0±17.7 ^{a,b,c}	537.2±40.4 ^{c,d}	26.0±13.4 ^{a,b,c}	86.8±30.5 ^{b,c}	191.2±38.4 ^{a,b,c}
<i>Caesalpinia platyloba</i>	1.498±1.607 ^{a,b}	122.2±22.3 ^{b,c}	445.5±48.2 ^{a,b}	47.9±24.4 ^c	75.1±18.4 ^{a,b,c}	226.7±30.1 ^c
<i>Caesalpinia sclerocarpa</i>	0.816±1.049 ^{a,b}	68.0±14.8 ^a	624.9±37.7 ^c	4.5±1.7 ^a	59.3±24.6 ^{a,b}	170.2±33.4 ^{a,b}
<i>Gliricidia sepium</i>	0.654±0.866 ^{a,b}	119.5±39.3 ^{b,c}	535.6±38.2 ^{c,d}	27.2±9.9 ^{a,b,c}	70.2±13.3 ^{a,b,c}	184.7±31.4 ^{a,b,c}
<i>Guazuma ulmifolia</i>	4.489±6.217 ^b	80.5±22.9 ^{a,b,c}	557.0±52.9 ^{c,d,e}	23.0±6.7 ^{a,b,c}	59.1±8.8 ^{a,b}	203.1±50.5 ^{b,c}
<i>Leucaena lanceolata</i>	0.509±0.813 ^{a,b}	202.6±92.4 ^d	425.9±114.9 ^a	24.9±12.5 ^{a,b,c}	104.3±44.3 ^{c,d}	179.5±88.1 ^{a,b,c}
<i>Senna mollissima</i>	0.313±0.388 ^{a,b}	122.6±15.2 ^c	516.1±71.1 ^{b,c,d}	28.6±69.8 ^{a,b,c}	81.5±18.7 ^{a,b,c}	194.8±20.5 ^{b,c}
<i>Spondias purpurea</i>	3.546±6.715 ^b	81.9±22.7 ^{a,b,c}	561.1±66.7 ^{c,d,e}	32.4±12.7 ^{b,c}	49.0±16.6 ^a	216.4±38.9 ^{b,c}
Overall mean	1.754±3.722	110.1±54.1	534.1±85.9	22.7±25.7	79.8±36.9	187.3±50.2

Mean ± standard deviation. DM = dry matter, FM = fresh matter, CP = crude protein, NFE = nitrogen free elements, EE = ether extract, CF = crude fibre, AS = ashes. Means with different literals within columns indicate statistical differences (P<0.05).

Table 4. Structural attributes of evaluated forage trees.

Species	DBH (cm)	Height (m)	BA (cm ²)	CC (m ²)	Stems (no.)
<i>Acacia macracantha</i>	20.30±22.81	5.51±2.16	107.23±141.32	18.36±24.65	4.35±3.69
<i>Apoplanesia paniculata</i>	14.54±18.74	4.57±2.49	62.62±106.25	4.78±4.92	4.27±3.92
<i>Caesalpinia caladenia</i>	9.56±8.77	3.78±1.44	36.86±48.19	7.68±8.53	2.73±2.10
<i>Caesalpinia coriaria</i>	43.62±35.60	4.93±1.56	335.80±511.25	26.23±22.09	9.47±10.12
<i>Caesalpinia eriostachys</i>	26.94±27.01	5.61±1.95	170.02±196.50	24.50±20.39	5.63±5.64
<i>Caesalpinia platyloba</i>	14.60±15.65	4.82±1.92	75.23±95.99	11.35±11.69	3.29±2.99
<i>Caesalpinia sclerocarpa</i>	24.60±17.60	6.52±2.41	241.72±183.68	27.34±27.86	2.88±2.24
<i>Cordia elaeagnoides</i>	22.81±24.24	6.28±3.58	270.63±337.03	9.56±13.14	2.69±1.78
<i>Gliricidia sepium</i>	19.74±22.79	4.56±2.55	97.72±205.75	15.13±21.66	6.00±4.11
<i>Guazuma ulmifolia</i>	33.65±35.77	5.37±2.10	257.79±347.23	31.25±40.15	5.97±5.07
<i>Hura polyandra</i>	21.88±18.34	6.70±3.51	598.78±836.66	77.80±103.28	1.25±0.68
<i>Leucaena lanceolata</i>	11.12±10.27	5.20±1.74	72.60±113.37	9.04 ± 11.99	2.31 ± 2.35
<i>Lonchocarpus mutans</i>	21.11±26.29	5.49±2.08	81.15±125.64	3.40 ± 4.10	5.60 ± 5.01
<i>Piranhea Mexicana</i>	14.50±11.99	6.28±2.35	151.86±198.97	4.60 ± 5.38	2.00 ± 1.37
<i>Senna mollissima</i>	6.83±9.18	4.18±1.28	29.37±60.41	2.89 ± 2.60	1.73 ± 1.33
<i>Spondias purpurea</i>	31.09±42.75	5.59±2.13	383.42±483.59	23.15 ± 23.91	2.74 ± 3.67
Average	21.71±25.97	5.31±2.28	185.60±334.36	8.77 ± 32.37	3.98 ± 4.71

Average ± standard error: DBH = Σ diameter at breast height of stems, Height = Total height; BA = Σ base area of stems, CC = Canopy cover at 2m height, Stems = number of stems

Table 5. Allometric equations for available foliage and fruit biomass estimation.

Model	Allometric equation	R ²
Available foliage, general	$B = 0.02614 \times CC^{0.83826}$	0.5914
Available foliage, specific	$B_{sp} = e^{-3.64 + \beta_{sp}} \times CC^{0.83826}$	0.6813
Fruits, general	$B = 0.00576 \times CC^{0.6250} \times H^{1.6087}$	0.5222
Fruits, specific	$B_{sp} = e^{-3.755 + \beta_{sp}} \times CC^{0.55158} \times BA^{0.55130}$	0.6547
Foliage, <i>H. polyandra</i>	$B = 0.01289301 \times BA^{1.01000}$	0.9156

B = Biomass (kg DM/tree); e = 2.718282; CC = canopy cover (m²); H = height (m); BA = Σ base area of stems (cm²); R² = determination coefficient. All regressions were statistically significant (p < 0.001).

Table 6. β_{sp} values for evaluated species.

Species	Available foliage β_{sp}	Fruits β_{sp}
<i>Acacia macracantha</i>	-3.5522745	0.0000000
<i>Apoplanesia paniculata</i>	-0.6694228	---
<i>Caesalpinia caladenia</i>	-0.0942651	-1.2052834
<i>Caesalpinia coriaria</i>	0.3396892	-2.0488222
<i>Caesalpinia eriostachys</i>	---	-0.2725821
<i>Caesalpinia platyloba</i>	0.4773730	-0.0146867
<i>Caesalpinia sclerocarpa</i>	-0.6490731	-2.3027575
<i>Cordia elaeagnoides</i>	0.2120192	---
<i>Gliricidia sepium</i>	---	-0.5548074
<i>Guazuma ulmifolia</i>	0.6483529	-0.6934937
<i>Leucaena lanceolata</i>	-0.2581085	-1.0606127
<i>Lonchocarpus mutans</i>	0.2007620	---
<i>Piranhea Mexicana</i>	0.2916269	---
<i>Senna mollissima</i>	---	-0.0571238
<i>Spondias purpurea</i>	-0.627792	-0.7086339

CAPÍTULO IV

Saberes locales del manejo silvopastoril para la construcción de sistemas ganaderos más sustentables en el trópico seco

Artículo en proceso

Resumen gráfico



Saberes locales del manejo silvopastoril para la construcción de sistemas ganaderos más sustentables en el trópico seco

Rosa Sánchez-Romero^a, Alicia Castillo^a, Francisco Mora^a, Luis García-Barrios^b y Carlos E. González-Esquivel^a

^a Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, Universidad Nacional Autónoma de México, Antigua Carretera a Pátzcuaro 8701, 58190 Morelia, Michoacán, México

^b El Colegio de la Frontera Sur. Periférico Sur s / n, María Auxiliadora, 29290, San Cristóbal de las Casas, Chiapas México

RESUMEN

Ante la deforestación y degradación de bosques tropicales provocada por la ganadería, es urgente construir sistemas ganaderos más sustentables, sobre todo en los países en desarrollo en donde se incrementa la demanda y producción de carne. Para abordar la complejidad y resolución de las problemáticas ambientales es necesario un diálogo de saberes, la valoración e inclusión de los saberes locales y la participación de la población rural. El objetivo del presente estudio fue documentar los saberes locales sobre el manejo silvopastoril, en una zona del trópico seco, que ayuden a incrementar la sustentabilidad del sistema productivo. El estudio se llevó a cabo con un enfoque cualitativo participativo, por medio de entrevistas a profundidad y talleres con los productores. Los resultados muestran que la población local tiene un cúmulo de saberes sobre manejo silvopastoril, conoce y utiliza varias especies arbóreas forrajeras locales, así como otros usos de éstas. También conocen sus distintas propiedades, como la resistencia a la sequía, calidad nutritiva y velocidad de crecimiento, las cuales son de gran importancia para su manejo en los sistemas de producción pecuaria en el trópico seco. Los conocimientos y preferencias de los productores influyen en la toma de decisiones sobre las prácticas de manejo y las diferentes especies arbóreas forrajeras que integran en los sistemas silvopastoriles. Los talleres con los productores fueron esenciales en el intercambio de saberes e identificación de puntos de encuentro entre científicos y productores, pero también para el intercambio de conocimientos y reflexiones entre los mismos productores. Se resalta la importancia de las especies arbóreas forrajeras locales y las prácticas silvopastoriles, así como la valoración de los saberes locales y el diálogo entre los distintos actores, en la construcción de sistemas ganaderos más sustentables en el trópico seco.

PALABRAS CLAVE: sistema silvopastoril, bosque tropical seco, diálogo de saberes, ganadería sustentable, prácticas silvopastoriles, árboles forrajeros.

1. INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas se ha incrementado la demanda y producción de carne, sobre todo en países en desarrollo. La ganadería ha ocasionado distintas problemáticas ambientales, pero también representa el medio de subsistencia de muchas familias de escasos recursos (Rodríguez et al. 2016, Steinfeld et al. 2009, FAO 2008). En Latinoamérica, el crecimiento de la ganadería se basa principalmente en la expansión de la ganadería extensiva, siendo una de las principales causas de la destrucción de bosques tropicales (Steinfeld et al. 2009, FAO 2008). En particular el bosque tropical seco (BTS), que ha perdido casi el 80% de su cobertura, es el que se encuentra en mayor peligro (Ferrer-Paris et al. 2018).

Ante la degradación del ambiente por las actividades humanas es necesario y urgente transitar hacia un uso sustentable de los ecosistemas que garantice el desarrollo social, económico y ambiental (Toledo, 2006). Es importante lograr la sustentabilidad de la ganadería extensiva, que permita a los productores obtener ingresos para tener una vida digna, sin deteriorar al ambiente y con la posibilidad de seguir manteniendo a generaciones futuras (SAGARPA & INIFAP 2011). En la búsqueda de la sustentabilidad de los sistemas productivos, en los países en desarrollo los pequeños productores familiares son de gran relevancia, dado que son los principales tomadores de decisiones del manejo de los ecosistemas (Castillo & Toledo 2000). Poseen las fracciones más amplias de la superficie terrestre, representan a dos tercios de los agricultores y producen la mayor parte de los alimentos, por lo que juegan un papel importante en la seguridad alimentaria (HLPE 2013, Altieri et al. 2012, FAO 2008). Las decisiones de los productores influyen y determinan fuertemente los cambios de la vegetación, por lo que comprender los procesos involucrados en el uso de la tierra, ayuda a comprender como ocurre la transformación de los ecosistemas (Steinfeld et al. 2009). La forma en que los pequeños productores manejan sus recursos a escala local tiene repercusiones a escalas mayores y en el futuro de los ecosistemas (Balvanera et al. 2017, Casas et al. 2015, Toledo 1997).

Una buena parte de los pequeños productores familiares desarrollan sistemas ganaderos tradicionales, que son los más extendidos en América Latina (Rodríguez et al. 2016). Estos sistemas se desarrollan empíricamente por la población rural, que utiliza los recursos que tiene a su alcance, tecnologías simples y bajos insumos externos (Fuentealba & González-Esquivel 2016, Moreno et al. 2014, Nahed-Toral et al. 2013, Berkes et al. 2000).

Para la implementación de un manejo productivo sustentable no sólo es necesario tener las herramientas técnicas, también es importante la participación de la sociedad (Steinfeld et al. 2009, Castillo et al. 2005), en donde las estrategias a seguir se definan mediante procesos inclusivos y participativos (Casas et al. 2017, Maass & Cotler 2007). Por lo tanto, en la búsqueda de la sustentabilidad de la ganadería es necesario establecer un diálogo de saberes, que valore los saberes locales, a través de la participación efectiva de la población rural. Esto debido a que existe una gran cantidad y variedad de sistemas tradicionales, adaptados a su entorno y dinámicos en el tiempo, que han acumulado una gran cantidad de conocimientos sobre el manejo de estos ecosistemas (Rodríguez et al. 2016, Altieri et al. 2012, Toledo 2005, Berkes et al. 2000).

El objetivo general de este estudio fue documentar los saberes que poseen los productores ganaderos sobre el manejo silvopastoril de una zona del trópico seco, con la finalidad de que puedan ser utilizados para incrementar la sustentabilidad del sistema productivo. Para ello se exploraron los conocimientos sobre las especies arbóreas forrajeras locales, sus múltiples usos y las prácticas silvopastoriles que realizan los productores. También se realizó un ejercicio de construcción de conocimiento participativo, para encontrar las prácticas más adecuadas de manejo silvopastoril, a través de un intercambio de saberes locales y científicos.

2. METODOLOGÍA

2.1 Zona de Estudio

El estudio se realizó en una zona de bosque tropical seco con manejo silvopastoril tradicional de la costa centro de Jalisco, en el oeste de México. Es una franja paralela a la costa de aproximadamente 40 km de largo por 20 de ancho (Figura 1). La región es de relevancia para la conservación por la alta diversidad e índice de endemismos (Balvanera et al. 2002, Trejo & Dirzo 2000). Las actividades agropecuarias, sobre todo la ganadera, han impactado fuertemente al ecosistema, pero también representan un importante ingreso para las familias (Cohen-Salgado 2014, Castillo et al. 2005, Burgos & Maass 2004).

El clima se caracteriza por tener una marcada estacionalidad y alta variabilidad inter e intra anual. La precipitación media anual es de 800 mm, con años extremos de 340 - 1329 mm. El periodo de lluvias se concentra en 4-5 meses al año, por lo que el agua es el principal factor limitante para la producción pecuaria (Maass et al. 2017, 2005). La temperatura media anual es de 24.6°C. Los suelos son poco profundos (30 cm) con predominio de texturas gruesas (Regosoles) y pobres en nutrientes. Esta región es accidentada, con llanuras y lomeríos (11 y 89% respectivamente), estas últimas de < 300 m de altitud y pendientes > 20° (Cotler et al. 2002).

La vegetación que predomina es el bosque tropical seco (BTS), el estrato arbóreo es la forma de vida predominante, la mayoría de las especies son caducifolias, menores de 10 m de altura. En época de lluvias, los estratos arbustivos y herbáceo son abundantes, pero escasos en el periodo de sequía (Trejo & Dirzo, 2000). En esta región se encuentra la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala, con bosque conservado, rodeada de áreas donde se desarrollan actividades agropecuarias, con bosques de distintas edades, pastizales inducidos y algunos campos agrícolas (Flores-Casas & Ortega-Huerta 2019, Sanchez-Azofeifa et al. 2009). En la región la población tiene grado de marginación mediana, con una alta intensidad migratoria principalmente a los Estados Unidos (INEGI 2019_{AB}). En la mayor parte de la región la tenencia de la tierra es comunal o ejidal, por lo que los ejidatarios representan los principales tomadores de decisiones (Castillo et al 2005, Maass et al. 2005).

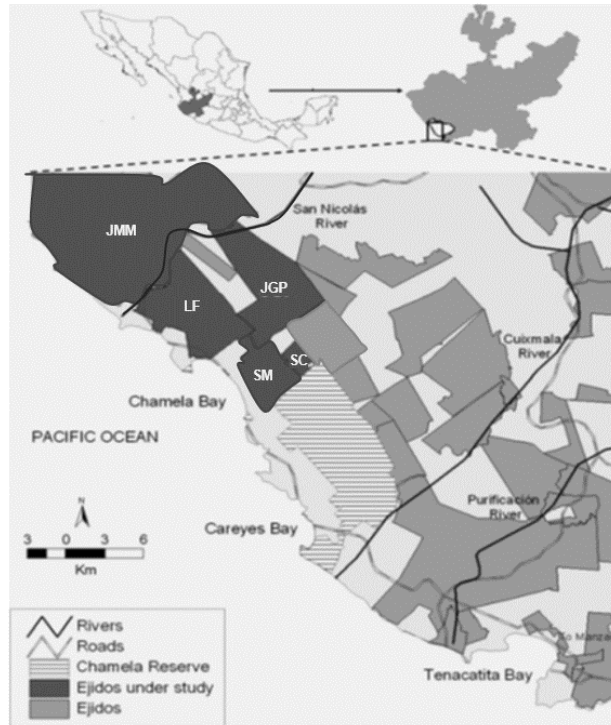


Figura 1. Zona de estudio. Ejidos seleccionados: JMM (José María Morelos), LF (La Fortuna), JGP (Juan Gil Preciado), SC (Santa Cruz de Otates), SM (San Mateo). Modificado de Schroeder & Castillo (2013).

En la región de estudio, recientemente se realizó un análisis socioecológico de la producción pecuaria (Sánchez-Romero et al. 2020). En este se encontró que la producción pecuaria se realiza en SSP tradicionales, a cargo de productores familiares, es de ganado bovino de tipo extensivo (< 2 cabezas/ha), enfocada a la reproducción y cría de becerros para engorda, utiliza escasa tecnología e insumos externos. La vegetación en las parcelas (áreas en donde se mantiene al ganado) está compuesta por pastizales inducidos con árboles y áreas de bosque. La base de la alimentación es el pastoreo en el pastizal, complementado con ramoneo en el bosque. En temporada de secas, por la escasez de forraje, los productores compran alimento y/o reducen el número de animales. El acceso a recursos, tanto naturales como económicos es muy variable entre los productores, la disponibilidad de agua es desigual y la alimentación del ganado varía en cantidad y calidad, como consecuencia la productividad es variable. Sin embargo, para la mayoría de los productores, los ingresos de la ganadería contribuyen con la mayor parte del gasto familiar y aportan carne y leche para autoconsumo. Cabe mencionar que el presente trabajo es continuación de dicho estudio, debido a la gran importancia que tiene el cúmulo de saberes locales en la toma de decisiones de los productores, así como la necesidad de realizar procesos participativos para incrementar la sustentabilidad del sistema productivo.

2.2 Métodos

El estudio se enfocó a los ganaderos ejidatarios, principales tomadores de decisiones en el manejo del ecosistema en la región (Castillo et al. 2009). La investigación se realizó con un

enfoque interpretativo - participativo, por medio de entrevistas a profundidad y talleres con los productores (Castillo et al. 2020, Carrillo 2009, Strauss & Corbin 2002, Patton 2002).

Con el objetivo de conocer y comprender los conocimientos locales en torno al manejo silvopastoril, se realizaron 32 entrevistas a profundidad (Taylor & Bogdan 1987), en abril de 2016 a productores ganaderos pertenecientes a 5 ejidos (Figura 1). Los entrevistados se seleccionaron a través de la técnica bola de nieve (Patton 2002), el tamaño de muestra se determinó con la técnica de saturación de datos (Strauss & Corbin 2002). Las entrevistas comprendieron preguntas abiertas sobre el manejo ganadero, incluyendo los conocimientos sobre el manejo de la vegetación. Todas las entrevistas fueron grabadas en audio, con previa autorización de los entrevistados y posteriormente transcritas. Para el análisis de la narrativa se utilizó el software Atlas.ti (versión 7.5). La identificación de las especies mencionadas por los productores se realizó con el apoyo de personas de la comunidad conocedoras de los nombres comunes y científicos, así como del M.C. Luis Felipe Arreola Villa y el material del herbario del Laboratorio de Biodiversidad y Bienestar Humano del Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, UNAM.

Se realizaron dos sesiones de talleres (De Vente 2016) con el objetivo de promover el intercambio de conocimientos locales y científicos para la construcción participativa de sistemas ganaderos más sustentables. En estos talleres participaron estudiantes e investigadores de la UNAM y productores ganaderos. La primera sesión se llevó a cabo en septiembre del 2017, con dos talleres en los ejidos de Juan Gil Preciado y José María Morelos, con una asistencia de 17 y 21 productores respectivamente. La segunda sesión se realizó en abril del 2019, con tres talleres, dos de ellos en los mismos ejidos y uno en las instalaciones de la Estación de Biología Chamela, UNAM, con una asistencia de 13, 16 y 9 productores, respectivamente. Los talleres en los ejidos tuvieron una duración promedio de 3 horas, el de la Estación de Biología fue de aproximadamente 1 hora. La convocatoria fue extensiva a los ganaderos de los ejidos, por medio de volantes e invitación personal.

En los talleres se utilizaron distintas técnicas y dinámicas para fomentar la participación, comunicación, reflexión y discusión entre los participantes (Alberich et al. 2017, Geilfus 2002). La primera sesión de talleres inició con una plática (de aproximadamente hora y media), a cargo de un investigador (experto en el tema), sobre la alimentación del ganado y prácticas silvopastoriles en el trópico seco. El propósito fue abrir la discusión con los ganaderos, sobre las diferentes opciones para la alimentación del ganado, sin tener que desmontar más áreas de bosque para convertirlas a pastizales. Posteriormente se formaron 3 grupos de productores, coordinados por dos estudiantes y un investigador, se realizó un ejercicio de valoración de prácticas silvopastoriles y de las distintas características de 18 especies de árboles forrajeros locales (que fueron las más mencionadas en las entrevistas). Para facilitar la actividad, se prepararon formatos tanto con preguntas cerradas (con opción de alto, medio y bajo) como preguntas abiertas (Anexo 1). Para una mejor identificación de las especies por los ganaderos, se mostró un herbario que contenía las 18 especies. Para el análisis de los datos, se asignaron valores a las respuestas: alto = 1, medio = 0.5 y bajo = 0.

La segunda sesión de talleres se inició con la presentación y entrega del manual “Prácticas silvopastoriles en el trópico seco. Guía para ganaderos” (González et al. 2018), elaborada a partir de la información proporcionada por los productores durante las entrevistas y la primera sesión de talleres, así como información bibliográfica. Posteriormente se realizó un mapeo participativo con los productores, por grupos o de manera individual; se les pidió que dibujaran su parcela con la ubicación de fuentes de agua, zonas planas y de lomerío. Sobre el dibujo colocaron recortes de imágenes del tipo de vegetación: pastizal, bosque secundario (barbecho) y bosque primario (monte alto). Posteriormente se les pidió que colocaran imágenes de las prácticas silvopastoriles de su preferencia: cercas vivas, árboles entre el pasto, banco de proteínas, cultivo en hileras, corte y acarreo, y planteros (semilleros). Por último, se les pidió que pusieran los nombres de las especies arbóreas forrajeras de su preferencia (Anexo 2).

Para el análisis de los datos se realizó un análisis de correlación de Spearman, utilizando como variables las distintas características de los árboles forrajeros evaluados y las preferencias de los productores y del ganado, con el propósito de determinar la fuerza y significancia estadística de las relaciones entre dichas características (Anexo 1). Para construir el índice de especies los valores se estandarizaron con el método de escalamiento (Zermeño-Hernández et al., 2015), generando valores de 0 – 1. En este se integró la información obtenida de las entrevistas (menciones) y de los talleres, con el propósito de conocer las especies más adecuadas para integrarlas en los sistemas de producción ganadera en el trópico seco. Todos los análisis se realizaron utilizando el paquete estadístico SPSS, versión 22.

3. RESULTADOS

3.1 Saberes locales de árboles forrajeros y multiusos en sistemas silvopastoriles

Todos los productores participantes conocían aproximadamente 55 especies arbóreas locales forrajeras y multiusos (el uso de nombres comunes no permitió la identificación de posibles sinónimos) (Tabla 1). En la zona de estudio, la mayoría de la gente llegó al área durante las décadas de 1960 y 1970 (Castillo et al 2005), de los 32 entrevistados, cinco fueron fundadores de los ejidos, los demás pertenecían a la segunda generación. Varios de los pobladores originarios venían de distintas zonas del país, y paulatinamente fueron aprendiendo el manejo ganadero con las restricciones del clima y vegetación de esta región.

Tabla 1. Especies arbóreas locales forrajeras y multiusos, en la zona de estudio. Resultado de las entrevistas a productores ganaderos de la zona de estudio.

Nombre común	Nombre científico	Menciones (n=32)	Usos
Arrayán	<i>Psidium sartorianum</i>	2	Fo, Ma
Barcino, Osolote, Cueramo	<i>Cordia elaeagnoides</i>	22	Fo, Ma
Bejuco tres costillas, Liana tres costillas	<i>Serjania brachycarpa</i>	1	Fo, Me
Botoncillo, sicua, sicuilla	<i>Cordia alliodora</i>	3	Fo, Ma
Brasil, Palo Brasil	<i>Haematoxylum brasiletto</i>	3	Fo, Ma, Me
Cacahuanance, Cacahuananche	<i>Gliricidia sepium</i>	6	Fo, Ma, Me
Caecal, Guaje	<i>Caesalpinia caladenia</i>	1	Fo

Campanillo	<i>Hintonia latiflora</i>	4	Fo, Me
Canelilla, Canelillo	<i>Croton septemnerivius/</i> <i>Croton alamosano</i>	6	Fo
Caoba	<i>Swietenia humilis</i>	2	Ma
Cascalote	<i>Caesalpinia coriaria</i>	26	Fo, Ma, Me
Cedro	<i>Cedrela salvadorensis</i>	3	Ma
Chamizo, Chilillo	<i>Casearia corymbosa</i>	1	Fo, Ma
Ciruelo	<i>Spondias purpurea</i>	7	Fo
Colorín	<i>Erythrina lanata</i>	1	Fo
Coral, Acatís	<i>Caesalpinia platyloba</i>	18	Fo, Ma
Cuachalalate, Palo Santo	<i>Amphipterygium adstringens</i>	4	Fo, Ma, Me
Cuastecomate	<i>Crescentia alata</i>	3	Fo, Me
Cuatalaca	<i>Casearia tremula</i>	1	Fo, Me
Cuero de vaca, Cuero de Indio	<i>Lonchocarpus mutans</i>	10	Fo
Ebano	<i>Caesalpinia sclerocarpa</i>	3	Fo, Ma
Garrapato	<i>Lonchocarpus constrictus</i>	1	Fo
Garruño, Crucetilla	<i>Pisonia aculeata</i>	2	Fo, Ma
Granadillo árbol	<i>Platymiscium lasiocarpum</i>	3	Fo, Ma
Guácima	<i>Guazuma ulmifolia</i>	8	Fo
Guajillo, Guaje, Leucaena	<i>Leucaena lanceolata/</i> <i>Leucaena leucocephala</i>	6	Fo, Ma
Guamuchil	<i>Pithecellobium dulce</i>	3	Fo
Guayabillo negro	<i>Chloroleucon mangense</i>	8	Fo
Guayabillo, Guayabillo Borcelano	<i>Piranhea mexicana</i>	12	Fo, Ma
Guayacán	<i>Guaiacum coutieri</i>	2	Fo, Ma
Habillo, Haba	<i>Hura polyandra</i>	19	Fo, Ma, Me
Higuera	<i>Ficus sp.</i>	2	Fo, Ma
Huizache (rojo, negro, blanco)	<i>Acacia sp.</i>	23	Fo
Huizache negro, Gatillo	<i>Acacia farnesiana</i>	3	Fo
Huizache rojo	<i>Acacia macracantha</i>	3	Fo
Iguanero	<i>Caesalpinia eriostachys</i>	5	Fo
Jediondo	<i>Phyllostylon sp.</i>	1	Fo
Juan Pérez	<i>Coccoloba liebmanni</i>	2	Fo, Ma
Liana de peinecillo, peinecillo	<i>Combretum fruticosum</i>	1	Fo
Majahua	<i>Heliocarpus pallidus</i>	1	Fo, Ma
Manzanita	<i>Malpighia sp.</i>	1	Fo
Mareño	N.I.	3	Fo
Melina	<i>Gmelina arborea</i>	1	Fo
Mojote, Ramon, Capomo	<i>Brosimum alicastrum</i>	5	Fo
Moringa	<i>Moringa oleifera</i>	6	Fo, Me
Nopal	<i>Opuntia sp.</i>	6	Fo
Ozote, Casahuate	<i>Ipomoea wolcottiana</i>	6	Fo
Parota	<i>Enterolobium cyclocarpum</i>	3	Fo, Ma
Peinecillo rojo, Tabachín de cerro	<i>Caesalpinia pulcherrima</i>	1	Fo
Pica tontos, Armolillo, Espina pendejos	<i>Jacquinia pungens</i>	1	Fo
Primavera	<i>Tabebuia donnell-smithii</i>	4	Ma
Rosa morada	<i>Tabebuia rosea</i>	2	Ma
Sena	<i>Senna mollissima</i>	2	Fo
Suelda, consuelda	<i>Agonandra racemosa</i>	1	Fo, Me
Tahuitole, Ilora sangre	<i>Apoplanesia paniculata</i>	3	Fo, Ma
Tamarindillo	<i>Cynometra oaxacana</i>	1	Fo
Tampisiran	<i>Dalbergia congestiflora</i>	1	Fo, Ma
Tepemesquite	<i>Lysiloma microphyllum</i>	5	Fo, Ma
Timuchil, Zizimuchil, Mocha quelite	<i>Pithecellobium lanceolatum</i>	1	Fo, Ma

<i>Vara Blanca</i>	<i>Lonchocarpus eriocarinalis</i>	1	Fo
<i>Zalate, Matapalo</i>	<i>Ficus sp.</i>	2	Fo

Usos: forraje - Fo, madera - Ma, medicinal, veterinario - Me

N.I. – No identificada

Durante las entrevistas los productores mencionaron que los árboles forrajeros locales tienen distintos usos, entre los que se encuentran: cercas vivas, sombra para el ganado, medicinales (para el ganado y el ser humano), alimento para las personas y belleza escénica, así como refugio y alimento para la fauna silvestre. También son muy utilizados para obtener madera para cercar las parcelas y para autoconsumo (muebles y construcción), así como varas para cultivos de hortalizas (que muy esporádicamente venden). En los talleres, de las 18 especies arbóreas evaluadas por los productores, además de forraje tienen en promedio 4 distintos usos, sobresaliendo *L. mutans* y *G. ulmifolia* con 7 usos (Anexo 1).

Entre las especies multiusos se encuentran *C. eleagnoides* y *C. platyloba*, que son muy abundantes y de amplia distribución en la región, así como *C. sclerocarpa* (menos abundante), que son especies forrajeras, pero también muy apreciadas por su madera. Otras especies que los productores mantienen en sus parcelas, que no son forrajeras, pero si maderables son *T. donnell-smithii*, *T. rosea*, *C. salvadorensis* y *S. humilis*. Una de las especies más nombradas por los entrevistados es *H polyandra*, es muy conocido el efecto antiparasitario (parásitos intestinales y garrapatas) cuando el ganado consume sus hojas secas. Los frutos de *S. purpurea* y de *G. sepium* son consumidos por el ganado, las personas y una gran variedad de fauna silvestre. *P. dulce* es otra especie muy consumida por la fauna silvestre.

3.2 Saberes locales sobre las características de los árboles forrajeros, importantes para su manejo en los sistemas ganaderos del trópico seco

Los productores también conocían distintas propiedades y usos de las especies arbóreas forrajeras. En los talleres las 5 especies mejor evaluadas fueron: *S. purpurea*, *A. macracantha*, *P. dulce*, *L. leucocephala* y *G. sepium* (Figura 2).

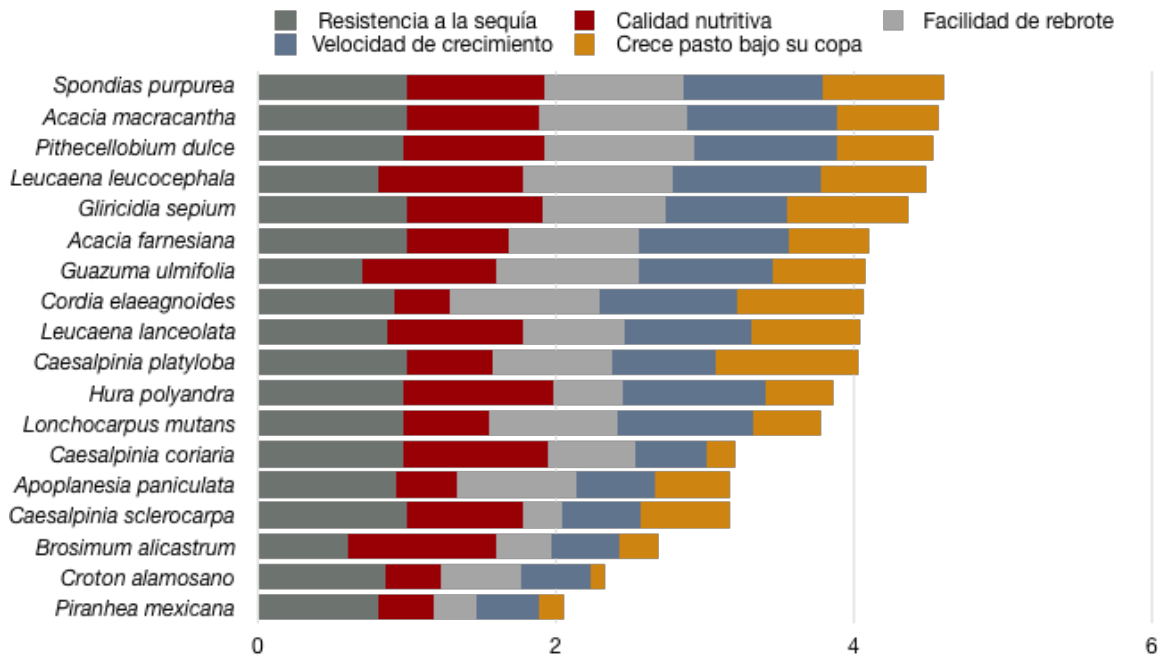


Figura 2. Propiedades de 18 especies de árboles forrajeros evaluadas por productores ganaderos en sistemas de producción pecuaria del trópico seco. Promedio del rango (alto = 1, medio = 0.5 y bajo = 0) definido por los productores de las características de cada especie.

De acuerdo con los productores entrevistados y los asistentes a los talleres, la resistencia a la sequía de los árboles forrajeros es importante, dado que en la región la temporada de secas es crítica para la producción ganadera. Todos los productores mencionaron diferentes problemas que enfrentan en esta temporada, sobre todo en periodos de “sequías severas”, cuando en uno o más años hay poca precipitación, y el forraje es muy escaso. Por lo tanto, el tamaño del hato depende principalmente de la cantidad de animales que se pueden mantener, con agua y forraje en la temporada seca. La calidad nutritiva también fue considerada clave, los productores mencionaron que una buena alimentación del ganado beneficia la producción, debido a que favorece la salud de los animales, las vacas se preñan con más frecuencia y los becerros crecen más rápido. Los productores prefieren alimentar al ganado con lo que se produce en la parcela, que principalmente es pasto, dado que la compra de alimento incrementa los costos de producción. Los árboles forrajeros proporcionan forraje al ganado todo el año, en época de lluvias hojas y ramas tiernas y en temporada de secas, los frutos (producidos mayormente en este periodo) son un importante recurso.

De las especies preferidas por los productores destacaron *H. polyandra*, *L. Leucocephala*, *G. sepium*, *C. platyloba* y *P. mexicana*. Las especies que más prefiere consumir el ganado son *H. polyandra*, *B. alacastrum* y *C. coriaria* (Figura 3). Algunas especies presentaron una mayor preferencia por los productores (*C. elaeagnoides*), mientras que otras, fueron preferidas por el ganado (*A. farnesiana*). Solamente *H. polyandra* fue preferida por ambos.

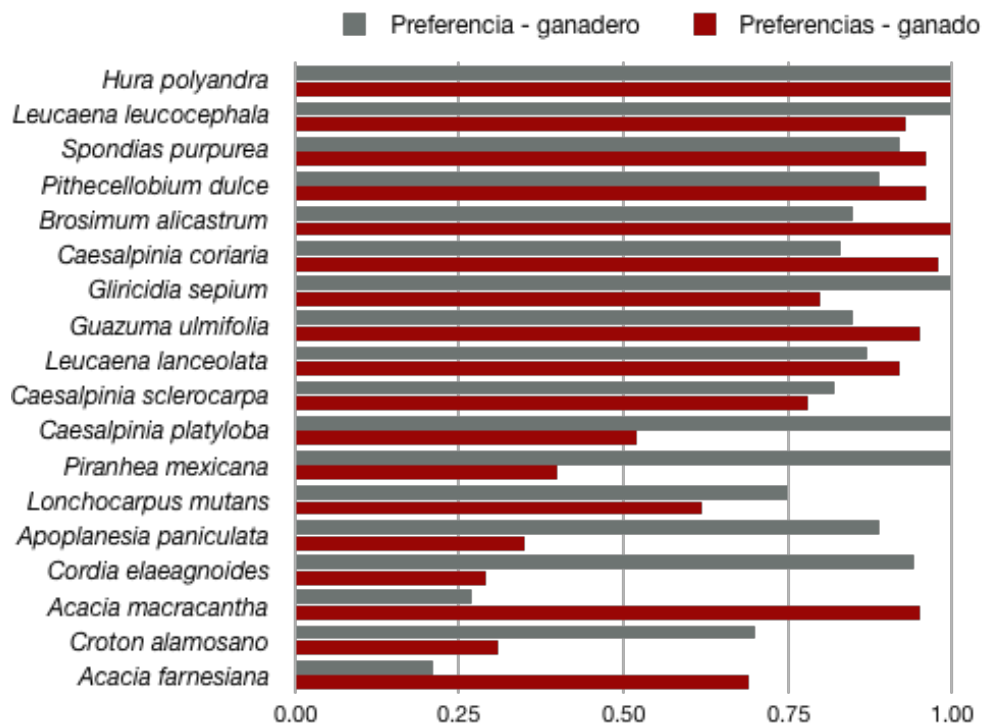


Figura 3. Preferencia de los productores y del ganado de 18 especies arbóreas forrajeras locales. Promedio del rango (alto = 1, medio = 0.5 y bajo = 0) definido por los productores.

La asociación entre la preferencia del ganado con la calidad nutritiva y la velocidad de crecimiento con la facilidad de rebrote, presentaron asociaciones altamente significativas ($p < 0.01$) y positivas, También presentaron asociación positiva y significativa ($p < 0.05$), la facilidad de crecimiento de pasto bajo su copa con la facilidad de rebrote y la velocidad de crecimiento (Anexo 1).

En el índice creado a partir de la información de las entrevistas y los talleres de 18 especies sobre la valoración relativa que los productores hicieron para ser incluida en sistemas ganaderos del trópico seco destacan *S. purpurea*, *L. leucocephala* y *G. ulmifolia* (Tabla 2).

Tabla 2. Índice de especies forrajeras arbóreas locales en sistemas silvopastoriles en el trópico seco, de acuerdo con los conocimientos de los productores

	Menciones	Usos	Preferencia ganadero	Preferencias - ganado	Resistencia a la sequía	Calidad nutritiva	Facilidad de rebrote	velocidad de crecimiento	Crece pasto bajo su copa	Índice
<i>Spondias purpurea</i>	0.27	0.71	0.92	0.96	1.00	0.92	0.93	0.94	0.81	1.00
<i>Leucaena leucocephala</i>	0.23	0.57	1.00	0.93	0.81	0.97	1.00	1.00	0.70	0.97
<i>Guazuma ulmifolia</i>	0.31	1.00	0.85	0.95	0.70	0.90	0.95	0.90	0.62	0.96
<i>Gliricidia sepium</i>	0.23	0.71	1.00	0.80	1.00	0.91	0.83	0.81	0.81	0.95
<i>Pithecellobium dulce</i>	0.12	0.57	0.89	0.96	0.98	0.94	1.00	0.96	0.65	0.95
<i>Hura polyandra</i>	0.73	0.43	1.00	1.00	0.98	1.00	0.47	0.95	0.46	0.94
<i>Cordia elaeagnoides</i>	0.85	0.71	0.94	0.29	0.92	0.37	1.00	0.92	0.85	0.92
<i>Caesalpinia platyloba</i>	0.69	0.29	1.00	0.52	1.00	0.57	0.81	0.69	0.96	0.88
<i>Lonchocarpus mutans</i>	0.38	1.00	0.75	0.62	0.98	0.57	0.86	0.91	0.45	0.88
<i>Leucaena lanceolata</i>	0.23	0.43	0.87	0.92	0.87	0.91	0.68	0.85	0.73	0.87

<i>Caesalpinia coriaria</i>	1.00	0.43	0.83	0.98	0.97	0.97	0.59	0.48	0.19	0.86
<i>Acacia macracantha</i>	0.12	0.14	0.27	0.95	1.00	0.88	1.00	1.00	0.69	0.81
<i>Acacia farnesiana</i>	0.12	0.29	0.21	0.69	1.00	0.68	0.88	1.00	0.54	0.73
<i>Caesalpinia sclerocarpa</i>	0.12	0.43	0.82	0.78	1.00	0.78	0.26	0.53	0.59	0.71
<i>Brosimum alicastrum</i>	0.19	0.43	0.85	1.00	0.60	1.00	0.37	0.45	0.27	0.69
<i>Apoplanesia paniculata</i>	0.12	0.43	0.89	0.35	0.93	0.40	0.81	0.52	0.50	0.66
<i>Piranhea mexicana</i>	0.46	0.86	1.00	0.40	0.81	0.37	0.28	0.42	0.17	0.64
<i>Croton alamosano</i>	0.23	0.57	0.70	0.31	0.85	0.37	0.54	0.47	0.10	0.56

3.3 Prácticas silvopastoriles y los saberes locales

En la zona de estudio todos los productores, en mayor o menor medida, realizan prácticas silvopastoriles en sus parcelas, las más utilizadas fueron: árboles multiusos entre el pasto, ramoneo en el bosque y cercas vivas (Figura 4).

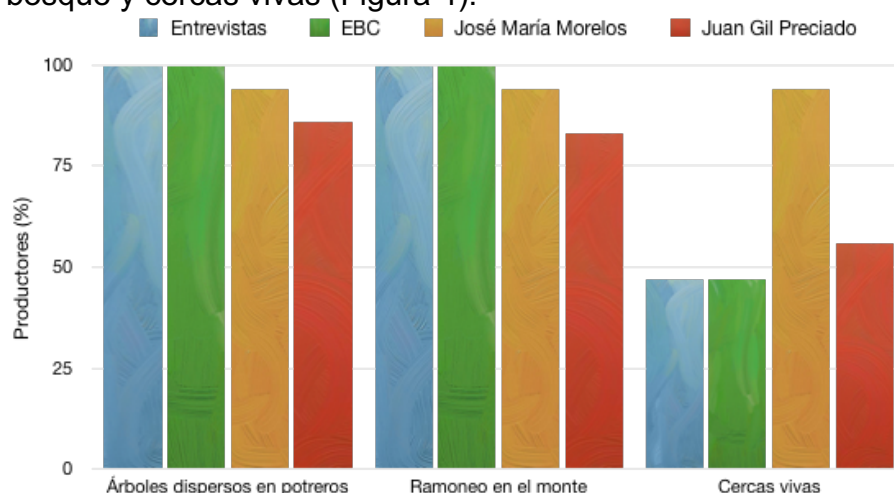


Figura 4. Porcentaje de productores entrevistados y asistentes a los 3 talleres que realizan prácticas silvopastoriles en sus parcelas. EBC-Estación de Biología de Chamela.

Todos los productores cuentan con árboles multiusos en las áreas de pastizales, con distinta composición y densidad, principalmente para sombra y forraje para el ganado. Los tienen dispersos, en manchones o como cercas. La mayoría no los siembran, son los árboles que quedan del desmonte selectivo, y/o retoñan entre el pasto y los dejan crecer. La cantidad y tipo de árboles depende de las preferencias del productor y la importancia que tienen para ellos, consideran que los árboles proporcionan beneficios al ganado, pero muchos de ellos hacen sombra y no permiten crecer el pasto, el principal alimento del ganado. Otra práctica muy común entre los productores es la rotación del ganado entre las diferentes parcelas.

De las especies de mayor preferencia por los productores para cercas vivas, se encuentran *C. platyloba*, *C. elaeagnoides* y *G. sepium*. Estas tres especies también son dejadas como árboles dispersos en los pastos de la región, así como *H. polyandra* en Juan Gil Preciado y *C. coriaria* en José María Morelos (Anexo 1).

Las áreas de bosque en las parcelas, de acuerdo con los productores, son destinadas primordialmente a la producción pecuaria, para el suministro de árboles para las cercas (todas las parcelas están cercadas) y alimento del ganado. Todos los productores dejan que su

ganado entre al bosque a ramonear, pero en distintas intensidades, dependiendo de la preferencia y de la importancia que le dan como parte de la alimentación del ganado, así como de la disponibilidad de forraje en los pastizales. Los productores mencionaron que el ganado que no está acostumbrado al ramoneo pierde peso, y el que sí, se mantiene en buenas condiciones. También mencionaron que esto depende de la raza y pureza del ganado, las de tipo cebuino y/o los animales criollos son más resistentes a las condiciones ambientales limitantes (sequía, calor y parásitos) y ramonean más en el bosque, comparados con los animales más finos y/o tipo europeo, sin embargo, estos últimos producen más carne, aunque requieren mejor alimentación y más cuidados. En las áreas de bosque la mayoría de los productores no hace labores de mantenimiento, sólo algunos (9%) hacen roza selectiva, cortan árboles delgados y arbustos para que crezca pasto y otras hierbas que sirvan de alimento para el ganado.

Los bosques dentro de las parcelas son de distintas edades sucesionales, y por lo que se observó (en recorridos por las parcelas en todos los ejidos), tanto las áreas de pastizales como las boscosas cuentan con distinto nivel de conservación/degradación. Los mismos productores lo notan.

3.4 Intercambio de conocimientos “Dialogo de saberes”

En los talleres, con base en el intercambio de saberes entre los pobladores locales y de los científicos, fue posible discutir y reflexionar sobre los beneficios ambientales del bosque, así como los efectos negativos del sobrepastoreo y las quemas en el suelo. Varios productores han aprendido que al incrementar la carga animal aumenta la producción de carne, pero también aumentan los costos de producción y se daña la productividad del ecosistema. También se abordaron alternativas de manejo más sustentables, como el incremento de árboles forrajeros en las parcelas, mediante prácticas silvopastoriles.

Distintos factores contribuyeron a crear las condiciones adecuadas para realizar el diálogo abierto con la población local, comenzando con la presentación con las autoridades de cada una de las localidades, explicándoles en qué consistía el proyecto y como se llevaría a cabo, tomando en cuenta su opinión. Esto ayudó a que las mismas autoridades participaran en las entrevistas y talleres, también que apoyaran en la difusión, préstamo de instalaciones (casa ejidal) para los talleres, y en general una mayor aprobación del proyecto entre los miembros de la comunidad. Por otra parte, en las entrevistas, los productores respondieron positivamente ante una actitud de mucho respeto (de escucha), y del auténtico interés de los académicos por conocer y comprender el manejo pecuario en la región. Esto ayudó a que los productores entrevistados (incluso sus familias), se sintieran con la confianza de compartir sus conocimientos e inquietudes.

En los talleres varias acciones favorecieron el intercambio de conocimientos, la discusión y reflexión entre los participantes. La difusión con invitación abierta para que participaran todos los interesados, y realizar los talleres en las instalaciones de cada comunidad, favoreció una mayor participación. La presentación, por parte del investigador, abordando temas de interés

para los productores, con un lenguaje sencillo y claro, así como el fomento para el análisis y la discusión de los temas, ayudó a la buena recepción e interés por parte de los productores participantes. El material didáctico facilitó y motivó a los participantes en las actividades colectivas. La Guía para ganaderos “Prácticas silvopastoriles en el trópico seco” (González et al. 2018) elaborada con la recopilación de conocimientos, tanto de los productores como científicos, favoreció la colectivización del conocimiento.

5. DISCUSIÓN

En los saberes locales sobre el manejo silvopastoril se pueden encontrar las bases para incrementar la sustentabilidad de la ganadería en el trópico seco. Los pequeños productores familiares tienen una alta relevancia tanto en el área de estudio como a nivel global, como importantes tomadores de decisiones en el manejo de los ecosistemas (Castillo et al 2005, HLPE 2013, Lowder et al. 2014). Estos productores tienen mucho que aportar, sus conocimientos incluyen a distintas especies arbóreas forrajeras locales, sus múltiples usos y sus distintas características, importantes para su manejo en sistemas ganaderos en el trópico seco, así como su utilización en prácticas silvopastoriles. Por lo tanto, en la construcción de sistemas productivos más sustentables es preciso fomentar el intercambio de conocimientos, científicos y locales, con un diálogo abierto con las comunidades rurales.

4.1 Saberes locales de árboles forrajeros y multiusos en sistemas silvopastoriles

La vegetación es un factor determinante en los SSP, en los bosques tropicales a diferencia de los templados, la gran diversidad de especies de árboles forrajeros locales propicia que la producción ganadera se desarrolle en SSP. Desde la antigüedad, principalmente en zonas áridas y semiáridas, las comunidades de forma empírica han aprendido a conocer e integrar árboles en la producción ganadera (González et al. 2006, Shelton 2000). Comunidades rurales en todo el mundo utilizan tradicionalmente distintas especies arbóreas locales en la ganadería (Nahed-Toral et al. 2013, Pinto-Ruiz et al. 2009, Palma 2006, Roothaert & Franzel, 2001)

En los procesos de toma de decisiones, el aprendizaje juega un papel fundamental, donde intervienen el conocimiento local, los objetivos, las percepciones y preferencias de cada familia, generando una gestión adaptativa. En la región estudiada, el clima y la vegetación nativa constituyeron un escenario severo para la población a su llegada (Castillo et al., 2005). Sin embargo, el aprendizaje gradual contribuyó a adaptarse a las condiciones adversas. El conocimiento individual se ha colectivizado a través de redes sociales dentro y entre las comunidades, generando una gran cantidad de conocimiento local sobre el manejo de SSP. El manejo adaptativo ha permitido la conservación de áreas forestales y el uso de prácticas SP con especies arbóreas locales. Los estudios del sistema ganadero no suelen integrar factores sociales o humanos, lo que hace que la gestión adaptativa y los procesos de toma de decisiones sean poco entendidos (Wilmer et al., 2018; Bennett et al., 2017; Briske et al., 2011). Nuestros resultados confirman que en los sistemas tradicionales existen procesos de adaptación para la generación, acumulación y transmisión de conocimiento, que influyen en

las decisiones de los agricultores (Sánchez-Romero et al. 2020; Wilmer et al., 2018; Bennett et al., 2017; Lubell et al., 2013).

Las sociedades al manejar sus recursos se van adaptando a las condiciones de su entorno, y el aprendizaje causa una generación, acumulación y trasmisión de conocimientos (Berkes, et al. 2000). Los productores de la zona de estudio, a través de prácticas empíricas, han aprendido a manejar los recursos a su alcance, adaptándose a las condiciones socioeconómicas y a las restricciones abióticas de la región (Castillo et al., 2007, 2009). Por lo tanto, los conocimientos actuales son el producto de la combinación de los conocimientos que traían los productores de otras regiones, y que paulatinamente han tenido que adaptar para realizar el manejo ganadero en el BTS de la región. De hecho, en todo el mundo, los productores migrantes normalmente se adaptan a las condiciones socio ambientales locales a través de distintas estrategias, que están vinculadas con la transformación del ecosistema (Wilmer et al. 2018, Torralba et al. 2018, Lubell et al. 2013, Briske 2011). En la región, los conocimientos adquiridos, a través de un manejo adaptativo, son importantes en los procesos de toma de decisiones (Sánchez-Romero et al. 2020), determinando sustancialmente la forma en que los productores manejan sus recursos.

Los conocimientos de los árboles multiusos dentro de los sistemas productivos tradicionales también se observan en distintas regiones tropicales (Olivares-Pérez et al. 2011, Jiménez-Ferrer et al. 2008, González et al. 2006, Rubio et al. (2004), Roothaert & Franzel 2001). En la zona de estudio las especies arbóreas forrajeras y multiusos forman parte de los saberes locales (Tabla 1). Por lo tanto, se puede decir que en la zona de estudio, como en otros sitios del trópico, los productores ganaderos han desarrollado un conocimiento amplio de especies arbóreas locales, aunque la migración es relativamente reciente en la zona. Esto es importante, dado que promover el mantenimiento o incremento de árboles forrajeros y multiusos en las parcelas, no sólo favorecerá la producción ganadera, pero también el manejo de especies locales, con beneficios al ecosistema en los sistemas de producción ganadera del trópico seco.

4.2 Saberes locales sobre las características de los árboles forrajeros, importantes para su uso en sistemas ganaderos

Los sistemas silvopastoriles pueden ser una alternativa sustentable para la ganadería en el trópico seco, ya que existe una gran variedad de árboles y arbustos con potencial forrajero, el alto contenido nutricional puede contribuir a enriquecer y mejorar la alimentación y salud del ganado y con ello la producción (Torres-Acosta et al. 2016, Murgueitio et al. 2011, Palma, 2006; Roman et al., 2005), ayuda a reducir los insumos externos (Leff 1994), y al mismo tiempo ofrece numerosos servicios ecosistémicos (Surová et al. 2018).

Las especies arbóreas forrajeras son de suma relevancia, sobre todo en países en desarrollo donde uno de los principales problemas es la falta de forraje (Steinfeld et al. 2009), por lo que la incorporación de árboles y arbustos forrajeros puede ayudar a solucionar o disminuir el problema. En zonas tropicales, como sucede en la región de estudio, la base de la alimentación

del ganado son los pastos y subproductos agrícolas, que contienen bajo contenido nutricional (Steinfeld et al. 2009). Sin embargo, varias especies arbóreas locales contienen mayor cantidad de proteína, minerales, alta digestibilidad y menor contenido de fibra que los pastos (Castrejón & Corona 2017, Carranza et al. 2003). También se ha reportado que distintas especies arbóreas mejoran el contenido nutricional de los pastos acompañantes (Deans et al. 2003). Por lo tanto, la integración de árboles forrajeros con alto valor nutricional, contribuye a cubrir los requerimientos nutricionales del ganado (Murgueitio et al. 2011, Palma 2006). La utilización de especies forrajeras locales, no introducidas, contribuye también a fomentar su conservación.

En la región de estudio los productores no sólo conocen varias especies arbóreas, también conocen sus distintas propiedades, importantes para su manejo en los sistemas ganaderos del trópico seco. En los talleres se evidenciaron estos conocimientos, los valores más altos fueron para la resistencia a la sequía, calidad nutritiva y la velocidad de crecimiento (Figura 2). La resistencia a la sequía es una característica relevante en los árboles forrajeros del trópico seco. En la zona de estudio la mayoría de las especies arbóreas forrajeras que integran al sistema de producción ganadera, son nativas o locales, por lo que tienen alta adaptación a las condiciones ambientales, sobre todo a los largos periodos de sequía, que es la temporada más crítica para la producción pecuaria, que es cuando la mayoría de los frutos de los árboles se producen, por lo que representan una fuente importante de alimentación para el ganado, junto con las hojas secas. La importancia del forraje proporcionado por los árboles en la temporada de sequía también se ha reportado para otras partes del trópico seco (Arias et al. 2014, Ávila-Ramírez et al. 2007, Palma 2006).

El Ciruelo (*S. purpurea*) fue la especie mejor evaluada por los productores para el manejo silvopastoril. Por otra parte, *H. polyandra* cuenta con alta resistencia a la sequía, es de rápido crecimiento, y alta calidad nutricional, también es una de las más preferidas por los productores y por el ganado (Figura 3). Estas especies, de acuerdo con un estudio reciente en la región, son muy abundantes, de amplia distribución, y son de las que producen mayor biomasa de frutos (*S. purpurea*, 3.55 ± 6.72 kg/árbol) y de hojas secas (*H. polyandra*, 9.90 ± 15.56 kg/árbol) para el ganado en la temporada de sequía (Sánchez-Romero et al. inédito). Cabe mencionar que de las especies que se tratan este artículo, hay algunas como *H. polyandra* que son poco conocidas y que no han sido consideradas con potencial forrajero, pero sin embargo cuentan con alto potencial.

En un estudio previo en la región (Sánchez-Romero et al. inédito), varias de las especies mencionadas en las entrevistas del presente estudio, fueron reportadas con alto contenido nutricional con base en análisis bromatológico. En los talleres, en la valoración de la calidad nutritiva por los productores (Figura 2), de las especies evaluadas en el estudio previo *L. lanceolata* es la que presentó los valores más altos en contenido de proteína, mientras que *H. poliandra*, *C. coriaria* y *G. sepium* presentaron valores medios. Por lo tanto, si bien la valoración de los productores de la calidad nutritiva no correspondió totalmente con los estudios bromatológicos, estos fueron cercanos y son reconocidos como una característica importante de los árboles forrajeros. La preferencia del ganado y de los productores por ciertas especies

es de gran relevancia, ya que influye o determina las decisiones de manejo de la vegetación por los productores. Por lo tanto, en la elección de las especies de árboles y arbustos locales dentro del potrero, es preciso tomar en cuenta las características particulares de cada especie, pero también las preferencias del productor (Halffter et al. 2018).

Otras de las propiedades de los árboles forrajeros más reconocidas por los productores, son la velocidad de crecimiento y la facilidad de rebrote. Entre las especies que destacaron se encuentran especies de los géneros *Leucaena* y *Acacia* (Figura 2), que también fueron altamente nombradas en las entrevistas. Estos dos géneros cuentan con amplia distribución, y se reportan tanto en la región de estudio como en otros sitios, con alta calidad nutritiva tanto en hojas como en frutos (Pinto-Ruiz et al. 2009, Carranza et al. 2003, Sánchez-Romero, inédito). De hecho, distintas especies de *Acacia* contribuyen en gran parte a la ingesta del ganado en zonas áridas del mundo, principalmente en periodos de sequía (Shelton 2000). Las especies del género *Leucaena* por su alto contenido nutricional han sido utilizadas en SSP intensivos con el propósito de incrementar la producción pecuaria (Murgueitio et al. 2011).

4.3 Prácticas silvopastoriles y los saberes locales

Los miembros de las comunidades rurales poseen numerosos saberes locales para el manejo de los recursos. Muchas de estas comunidades realizan un manejo exitoso que ayuda en la conservación de la biodiversidad, en la resiliencia, productividad y mejora de las condiciones sociales, en comparación con los sistemas productivos convencionales (Nahed-Toral et al. 2013, Altieri et al. 2012, Toledo et al. 2003). Diversos estudios reportan que los SSP proporcionan diversos beneficios en el ecosistema y a la producción pecuaria (Torralba et al. 2018, Plieninger & Huntinger 2018, Surová et al. 2018, Cabbage et al. 2012, Bolsinger 1988), sobre todo si se comparan con los sistemas extensivos en pastizales.

Las especies arbóreas forrajeras locales y las prácticas silvopastoriles pueden ser recursos estratégicos para incrementar la sustentabilidad de la ganadería en el trópico seco. Los SSP tradicionales, como los presentes en la zona de estudio pueden enriquecerse. El enriquecimiento de los sistemas ganaderos, entendido como el incremento de la diversidad y densidad de especies leñosas, se ha propuesto como una estrategia para generar sistemas más adecuados ambientalmente, al mismo tiempo, satisfacer la creciente demanda de carne y la seguridad alimentaria, especialmente en los países en desarrollo (Rodríguez et al. 2016, Fuentealba & Martínez-Ramos 2014, Murgueitio et al. 2011). En este enriquecimiento es importante la familia Fabacea, que en la zona de estudio es la más abundante de árboles forrajeros. Esta familia juega un papel importante en la fertilidad y mejoramiento de suelos por la fijación de nitrógeno, así como en el contenido nutricional de los pastos asociados (Lana et al. 2018, Ajayi et al. 2011, Deans et al 2003, Shelton 2000). Sin embargo, no todas las especies de esta familia son fijadoras de nitrógeno, como es el caso del género *Caesalpinia* (Stevens et al. 2017, Chávez 2015). Por lo tanto, se recomienda combinar especies de este género con otras que sí fijan nitrógeno, como las de los géneros *Acacia*, *Apoplansia*, *Leucaena* y *Mimosa*, para mantener la fertilidad del suelo (Chávez 2015).

4.4 Intercambio de conocimientos “Diálogo de saberes”

En lo que se refiere a la vinculación de los científicos con la población local, hay que mencionar que en la región se encuentra desde 1971 la Estación de Biología, dentro de la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala, en donde se han realizado una gran cantidad de investigaciones y generado un cúmulo de conocimiento socioecológico (Maass et al. 2005, 2016). Sin embargo, poco de ese conocimiento se ha compartido con la población local (Castillo et al. 2018). En el transcurso del presente estudio, observamos que los científicos han tenido cierta incidencia en los productores, dado que en los productores que han estado involucrados en los proyectos de investigación, se aprecia que tienen conocimientos generados desde la academia, pero también observamos la necesidad de una mayor vinculación de la ciencia con la sociedad. Es preciso tomar en cuenta que la mayor parte del territorio en las zonas aledañas a la Reserva está en posesión de los productores (Castillo, et al 2007), y que sus decisiones son fundamentales en el futuro del BTS. Por lo tanto, en la busca de sistemas productivos más sustentable es preciso la inclusión de las distintas formas de conocimiento el científico y el tradicional o local mediante un “diálogo de saberes”, abierto con la población, que es la que toma las decisiones del manejo de los ecosistemas (Castillo 2018, Toledo 2003).

En la construcción de sistemas de producción pecuaria más sustentables es preciso el “diálogo de saberes”. El manejo de sistemas productivos involucra acciones deliberadas para transformar o mantener elementos o funciones de los ecosistemas (Casas et al. 2015). Es importante reconocer que las poblaciones rurales son las que principalmente toman las decisiones del manejo de los ecosistemas y su transformación, por lo que se debe promover su participación activa en la construcción de sistemas sustentables, y el compromiso de los científicos en establecer y fortalecer el intercambio de conocimientos (Castillo et al. 2018, Casas et al. 2017, Toledo 2005, Toledo et al. 2003). En la dinámica de adaptación y renovación de los sistemas tradicionales que generan nuevos modos de conocer y aproximarse a la realidad, los conocimientos científicos pueden aportar en este proceso (Casas et al. 2015, Vargas 2014, Berkes et al. 2000). Por lo tanto, con base en el conocimiento ecológico local y el diálogo con la comunidad, es posible generar sinergias que favorezcan una forma más sustentable del uso de recursos (Castillo et al. 2018, Toledo 2006).

Para que se realice el diálogo de saberes es preciso crear las condiciones adecuadas. Los distintos factores que se consideraron en el presente estudio, favorecieron el intercambio de conocimientos entre académicos y productores locales y encontraron puntos de coincidencia, pero también propiciaron entre los mismos productores un intercambio de conocimientos, discusión y reflexión, sobre el manejo de sus recursos. Esto puede contribuir a la apropiación de conocimientos y la participación efectiva de los productores, con acciones individuales y colectivas en la creación de estrategias de manejo más sustentable. Por lo tanto, se recomienda promover la participación más efectiva de los productores y reforzar las redes sociales e instituciones locales para fortalecer la cooperación y bienestar de los productores. También se debe tomar en cuenta que para tener incidencia en la transformación de las prácticas de manejo en la población local, así como una mayor y más efectiva participación de los productores, se requiere de un trabajo constante y de largo plazo.

En lo que se refiere a las políticas públicas, la falta de identidad, de reconocimiento y de diálogo entre los distintos actores involucrados representa una gran dificultad en las políticas de conservación (Mathevet et al. 2016). La participación efectiva de las comunidades aumenta las posibilidades de que las normas sean exitosas y sea más efectiva su ejecución (Steinfeld et al. 2009, Toledo 2005).

Ante los pronósticos de que la demanda y producción de carne continuará creciendo, sobre todo en países en desarrollo, así como la pérdida de bosques tropicales (Ferrer-Paris et al. 2018, FIRA 2017) es de gran relevancia el papel de los sistemas tradicionales, ya que la forma en que manejan los recursos los PPF tiene repercusiones a escalas mayores y en el futuro (Balvanera 2017, Lowder et al. 2014, HLPE 2013). Por lo tanto, es necesaria su inclusión en las agendas científicas, promover un “diálogo de saberes”, valorando los saberes locales de las comunidades campesinas e incorporándolos al conocimiento científico (Casas et al. 2017, Toledo 2005, Altieri et al. 2004), considerando que muchas de ellas tienen un manejo de bosques exitoso, en conservación de la biodiversidad, resiliencia y sustentabilidad (Altieri et al. 2011), pero también, dado que el manejo tradicional es dinámico y se renueva continuamente, los conocimientos científicos pueden aportar en este proceso (Casas et al. 2015, Berkes et al. 2000).

4. CONCLUSIONES

En los saberes locales sobre el manejo silvopastoril se pueden encontrar las bases para la construcción de sistemas ganaderos más sustentables en el trópico seco. En el presente estudio, con base en el diálogo de saberes a través de entrevistas y talleres, se pudo conocer el cúmulo de saberes locales de los productores ganaderos en torno al manejo silvopastoril. Los productores conocen varias especies arbóreas forrajeras (aproximadamente 55), también sus múltiples usos y sus propiedades, como la resistencia a la sequía, calidad nutritiva y la velocidad de crecimiento, las cuales son de gran importancia para su manejo en los sistemas de producción pecuaria en el trópico seco. Los conocimientos y preferencias de los productores influyen en la toma de decisiones sobre las prácticas de manejo y las diferentes especies arbóreas forrajeras que integran en los sistemas silvopastoriles. Se resalta la importancia que tienen las especies arbóreas forrajeras locales y las prácticas silvopastoriles como recursos estratégicos para incrementar la sustentabilidad de la ganadería en el trópico seco.

Los talleres participativos fueron fundamentales para el intercambio de conocimientos y la identificación de puntos de encuentro entre científicos y productores, así como el intercambio de conocimientos, discusión y reflexión entre los productores participantes. En la construcción de sistemas ganaderos más sustentables, es fundamental reconocer y valorar los saberes locales y la participación activa de las comunidades rurales.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Ajayi OC, Place F, Akinnifesi FK, Sileshi GW (2011) Agricultural success from Africa: the case of fertilizer tree systems in southern Africa (Malawi, Tanzania, Mozambique, Zambia and Zimbabwe). *International Journal of Agricultural Sustainability*, 9:129-136. <https://doi.org/10.3763/ijas.2010.0554>
- Albarrán-Portillo, B., García-Martínez, A., Ortiz-Rodea, A., Rojo-Rubio, R., Vázquez-Armijo, J. F., & Arriaga-Jordán, C. M. (2019). Socioeconomic and productive characteristics of dualpurpose farms based on agrosilvopastoral systems in subtropical highlands of central Mexico. *Agroforestry Systems*, 93(5), 1939-1947.
- Altieri, M. A. (2004). Linking ecologists and traditional farmers in the search for sustainable agriculture. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2(1), 35-42
- Altieri, M. A., Funes-Monzote, F. R., & Petersen, P. (2012). Agroecologically efficient agricultural systems for smallholder farmers: contributions to food sovereignty. *Agronomy for Sustainable Development*, 32(1), 1-13.
- Arias L, Soriano R, Sánchez E, González C (2014) Chemical composition and in vitro digestibility of fodder trees and shrubs consumed by goats in the Low Mixteca region of Oaxaca, Mexico. *Research Journal of Biological Sciences* 9:92-97. <https://doi.org/10.3923/rjbsci.2014.92.97>.
- Ávila-Ramírez, N. A., Ayala-Burgos, A., Vázquez, E. G., Herrera-Camacho, J., Madrigal-Sánchez, X., & Ontiveros-Alvarado, S. (2007). Taxonomía y composición química de la necromasa foliar de las especies arbóreas y arbustivas consumidas durante la época de sequía en la Selva baja caducifolia en el municipio de La Huacana, Michoacán, México. *Livestock Research for Rural Development*, 19(6), 15.
- Balvanera, P., Lott, E., Segura, G., Siebe, C., & Islas, A. (2002). Patterns of β -diversity in a Mexican tropical dry forest. *Journal of vegetation science*, 13(2), 145-158.
- Balvanera, P., Astier, M., Gurri, F. D., & Zermeño-Hernández, I. (2017). Resiliencia, vulnerabilidad y sustentabilidad de sistemas socioecológicos en México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 88, 141-149.
- Bergmeier, E., & Roellig, M. (2014). Diversity, threats and conservation of European wood-pastures. In *European wood-pastures in transition* (pp. 37-56). Routledge.
- Berkes, F., Colding, J., & Folke, C. (2000). Rediscovery of traditional ecological knowledge as adaptive management. *Ecological applications*, 10(5), 1251-1262.
- Bugalho, M. N., Caldeira, M. C., Pereira, J. S., Aronson, J., & Pausas, J. G. (2011). Mediterranean cork oak savannas require human use to sustain biodiversity and ecosystem services. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(5), 278-286.
- Burgos, A., & Maass, J. M. (2004). Vegetation change associated with land-use in tropical dry forest areas of Western Mexico. *Agriculture, ecosystems & environment*, 104(3), 475-481.
- Cajas-Giron, Y. S., & Sinclair, F. L. (2001). Characterization of multistrata silvopastoral systems on seasonally dry pastures in the Caribbean Region of Colombia. *Agroforestry Systems*, 53(2), 215-225.
- Carranza MA, Sánchez RL, Pineda MR, Cuevas, GR (2003) Calidad y potencial forrajero de especies del bosque tropical caducifolio de la Sierra de Manantlán, México. *Agrociencia* 37:203-210. <http://www.colpos.mx/agrocien/Bimestral/2003/mar-abr/art-11.pdf>
- Carrillo, A. T. (2009). Vigencia y perspectivas de la investigación participativa. *Mediaciones*, 7(9), 173-183.
- Casas, A., Camou, A., Otero-Arnaiz, A., Rangel-Landa, S., Cruse-Sanders, J., Solís, L., ... & Guillén, S. (2015). Manejo tradicional de biodiversidad y ecosistemas en Mesoamérica: el Valle de Tehuacán. *Investigación ambiental Ciencia y política pública*, 6(2).
- Casas, A., Torres, I., Delgado-Lemus, A., Rangel-Landa, S., Ilsley, C., Torres-Guevara, J., ... & Castillo, A. (2017). Ciencia para la sustentabilidad: investigación, educación y procesos participativos. *Revista mexicana de biodiversidad*, 88, 113-128.
- Castillo, A., and V. M. Toledo. 2000. Applying ecology in the Third World: The case of Mexico. *BioScience* 50(1)66-76.
- Castillo, A., C. Godínez, N. Schroeder, C. Galicia, A. Pujadas-Botey y L. Martínez. 2009. El bosque tropical seco en riesgo: conflictos entre uso agropecuario, desarrollo turístico y provisión de servicios

- ecosistémicos en la Costa de Jalisco, México. *Interciencia* 34 (12): 844-850. URL [en línea]: <http://www.redalyc.org/pdf/339/33913151002.pdf>
- Castillo, A., Magaña, A., Pujadas, A., Martínez, L., & Godínez, C. (2005). Understanding the interaction of rural people with ecosystems: a case study in a tropical dry forest of Mexico. *Ecosystems*, 8(6), 630-643.
- Castillo, A., Vega-Rivera, J. H., Pérez-Escobedo, M., Romo-Díaz, G., López-Carapia, G., & Ayala-Orozco, B. (2018). Linking social–ecological knowledge with rural communities in Mexico: lessons and challenges toward sustainability. *Ecosphere*, 9(10), e02470.
- Castillo, A., A. A. Bullen-Aguilar, J. L. Peña-Mondragón, and N. G. Gutiérrez-Serrano. 2020. The social component of social-ecological research: moving from the periphery to the center. *Ecology and Society* 25(1):6. <https://doi.org/10.5751/ES-11345-250106>
- Castrejón FA, Corona GL (2017) Características Nutrimientales de Gramíneas, Leguminosas y algunos Arbóreas Forrajeras del Trópico de México. http://papimes.fmvz.unam.mx/proyectos/manuales_nutricion/Manual_Fracciones.pdf
- Chávez, I. (2015). Estimación de la fijación simbiótica de nitrógeno en leguminosas del ecosistema de bosque tropical seco en la costa de Jalisco. Tesis. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. México
- Cohen-Salgado, D. (2014). Estrategias de manejo del bosque tropical seco: un estudio de caso en 611. Jalisco. Bachelor thesis. Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), Morelia, 612. Michoacán, México.
- Cotler, H., Durán, E., & Siebe, C. (2002). Caracterización morfo-edafológica y calidad de sitio de un bosque tropical caducifolio. *Historia Natural de Chamela*. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, México, DF, 17-79.
- Cubbage, F., Balmelli, G., Bussoni, A., Noellemeyer, E., Pachas, A. N., Fassola, H., ... & de Silva, M. L. (2012). Comparing silvopastoral systems and prospects in eight regions of the world. *Agroforestry Systems*, 86(3), 303-314.
- Deans, J. D., Diagne, O., Nizinski, J., Lindley, D. K., Seck, M., Ingleby, K., & Munro, R. C. (2003). Comparative growth, biomass production, nutrient use and soil amelioration by nitrogen-fixing tree species in semi-arid Senegal. *Forest Ecology and Management*, 176(1-3), 253-264.
- Dollinger, J., & Jose, S. (2018). Agroforestry for soil health. *Agroforestry systems*, 92(2), 213-219.
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura) (2008). La ganadería extensiva destruye los bosques tropicales en Latinoamérica. <http://www.fao.org/Newsroom/es/news/2005/102924/index.html>
- Ferrer-Paris, J. R., Zager, I., Keith, D. A., Oliveira-Miranda, M. A., Rodríguez, J. P., Josse, C., ... & Barrow, E. (2018). An ecosystem risk assessment of temperate and tropical forests of the Americas with an outlook on future conservation strategies. *Conservation Letters*, e12623
- Flores-Casas, R., & Ortega-Huerta, M. A. (2019). Modelling land cover changes in the tropical dry forest surrounding the Chamela-Cuixmala biosphere reserve, Mexico. *International Journal of Remote Sensing*, 1-27.
- Fuentealba, B. D. & González-Esquivel C. E. (2016). Sistemas silvopastoriles tradicionales en México. In Moreno-Calles, A. I., Casas, A., Toledo, V.M., Vallejo-Ramos M. *Etnoagroforestería en México*. (pp. 239-261). México, UNAM.
- Fuentealba, B. D., & Martínez-Ramos, M. (2014). Transplanting native tree seedlings to enrich tropical live fences: an ecological and socio-economic analysis. *Agroforestry systems*, 88(2), 221-236.
- González, G. J. C., Madrigal, S. X., Ayala, B. A. J., Juárez, C. A., & Gutiérrez, V. E. (2006). Especies arbóreas de uso múltiple para la ganadería en la región de Tierra Caliente del estado de Michoacán, México. *Livestock research for rural development*, 18(8).
- González Esquivel, C., Romo Díaz, G., Sánchez Romero, R., Camacho Moreno, E., Castillo Álvarez, A., & Mora Ardila, F. (2018). Prácticas silvopastoriles en el trópico seco.
- Halfpter, G., Cruz, M., & Huerta, C. (2018). Ganadería sustentable en el Golfo de México. Instituto de Ecología, Xalapa, Veracruz, Mexico.
- Hartel, T., Fagerholm, N., Torralba, M., Balázsi, Á., & Plieninger, T. (2018). Social-Ecological System Archetypes for European Rangelands. *Rangeland ecology & management*, 71(5), 536-544.
- HLPE. 2013. Investing in smallholder agriculture for food security. A report by the High Level Panel of Experts on Food Security and Nutrition of the Committee on World Food Security, Rome.

- IIEG_A (Instituto de Información Estadística y Geografía de Jalisco). 2019. Tomatlán Diagnóstico Municipal. <http://www.iieg.gob.mx/>
- IIEG_B (Instituto de Información Estadística y Geografía de Jalisco). 2019. La Huerta Diagnóstico Municipal. <http://www.iieg.gob.mx/>
- Jiménez-Ferrer, G., López-Carmona, M., Nahed-Toral, J., Ochoa-Gaona, S., & de Jong, B. (2008). Árboles y arbustos forrajeros de la región norte-tzotzil de Chiapas, México. *Veterinaria México*, 39(2), 199-2213.
- Jose, S., & Dollinger, J. (2019). Silvopasture: a sustainable livestock production system. *Agroforestry systems*, 93(1), 1.
- Lana ÂMQ, Lana RMQ, Lemes EM, Reis GL, Moreira GHF (2018). Influence of native or exotic trees on soil fertility in decades of silvopastoral system at the Brazilian savannah biome. *Agrofor. Syst.*, 92(2):415-424.
- Lubell, M. N., Cutts, B. B., Roche, L. M., Hamilton, M., Derner, J. D., Kachergis, E., & Tate, K. W. (2013). Conservation program participation and adaptive rangeland decision-making. *Rangeland Ecology & Management*, 66(6), 609-620
- Maass, J. 1995. "Conversion of tropical dry forest to pasture and agricultura." In S. Bullock, H. et al. *Seasonally dry tropical forests*. New York: Cambridge University Press.
- Maass J.M., Balvanera P., Castillo A., Daily G.C., Mooney H.A., Ehrlich P., Quesada M., Miranda A., Jaramillo V.J., García-Oliva F., Martínez-Yrizar A., Cotler H., López-Blanco J., Pérez-Jiménez A., Búrquez A., Tinoco C., Ceballos G., Barraza L., Ayala R. & Sarukhán J. 2005. Ecosystem services of tropical dry forest: insights from long-term ecological and social research on the Pacific Coast of Mexico. *Ecology and Society*, 10, 17.
- Maass, M., Ahedo-Hernández, R., Araiza, S., Verduzco, A., Martínez-Yrizar, A., Jaramillo, V. J., ... & Sarukhán, J. (2017). Long-term (33 years) rainfall and runoff dynamics in a tropical dry forest ecosystem in western Mexico: Management implications under extreme hydrometeorological events. *Forest Ecology and Management*.
- Mathevet, R., Thompson, J. D., Folke, C., & Chapin, F. S. (2016). Protected areas and their surrounding territory: socioecological systems in the context of ecological solidarity. *Ecological Applications*, 26(1), 5-16.
- Moreno Calles Al., Cariño Micheline, Sosa Vinicio, Soto-Pinto Lorena, Rosales Adame Jesús Juan, Montañez Escalante Patricia, Palma Manuel, Pérez Moctezuma Sergio, Ruenes Rocío, (Editores), (2018). *Sistemas agroforestales de México: formación, investigación y acciones emergentes*. México: Conacyt, UNAM.
- Moreno-Calles, A., V.J. Galicia-Luna, A. Casas, V.M. Toledo, M. Vallejo-Ramos, D. Santos-Fita y A. Camou-Guerrero, 2014. *La Etnoagroforestería: El estudio de los sistemas agroforestales tradicionales en Mexico*. *Etnobiología*, 12 (3): 1-16.
- Murgueitio, E., Z. Calle, F. Uribe, A. Calle, & B. Solorio. 2011. "Native trees and shrubs for the productive rehabilitation of tropical cattle." *Forest Ecology and Management* 261 1654-1663.
- Nahed-Toral, J., Valdivieso-Pérez, A., Aguilar-Jiménez, R., Cámara-Cordova, J., & Grande-Cano, D. (2013). Silvopastoral systems with traditional management in southeastern Mexico: a prototype of livestock agroforestry for cleaner production. *Journal of Cleaner Production*, 57, 266-279.
- Nair, R. 1993. *An Introduction to Agroforestry*. Editorial Kluwer Academic Publishers, Norwell Estados Unidos. pp. 13-155.
- Olivares-Pérez J, Avilés-Nova F, Albarrán-Portillo B, Rojas-Hernández S, Castelán-Ortega OA (2011). Identificación, usos y medición de leguminosas arbóreas forrajeras en ranchos ganaderos del sur del estado de México. *Trop. Subtrop. Agroecosyst.*, 14(2), 739-748. <http://redalyc.uaemex.mx/src/inicio/ArtPdfRed.jsp?iCve=93918231039>
- Palma, J. M. (2006). Los sistemas silvopastoriles en el trópico seco mexicano. *Archivos Latinoamericanos de Producción Animal*, 14(3), 95-104.
- Patton, M. Q. (2002). *Qualitative research and evaluation methods*. Sage Publications. Thousand Oaks.
- Pinto-Ruiz R, Hernández-Sánchez D, Ramírez-Avilés L, Sandoval-Castro CA, Cobos-Peralta M, Gómez-Castro H (2009). Taninos y fenoles en la fermentación in vitro de leñosas forrajeras tropicales. *Agron. Mesoam.*, 20(1):81-89. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=43711514009>
- Pliening, T., & Huntsinger, L. (2018). Complex Rangeland Systems: Integrated Social-Ecological Approaches to Silvopastoralism. *Rangeland Ecology & Management*.

- Rodríguez, D. I., Anríquez, G., & Riveros, J. L. (2016). Food security and livestock: The case of Latin America and the Caribbean. *Ciencia e investigación agraria*, 43(1), 5-15
- Roellig, M., Costa, A., Garbarino, M., Hanspach, J., Hartel, T., Jakobsson, S., ... & Varga, A. (2018). Post Hoc Assessment of Stand Structure Across European Wood-Pastures: Implications for Land Use Policy. *Rangeland Ecology & Management*.
- Roothaert RL & Franzel S. (2001). Farmers' preferences and use of local fodder trees and shrubs in Kenya. *Agroforestry Syst*; 52:239-252.
- Rubio, E. E. S., Rodríguez, D. P., Reyes, L. O., & Buenfil, G. Z. (2004). Evaluación del potencial forrajero de árboles y arbustos tropicales para la alimentación de ovinos. *Técnica Pecuaria en México*, 42(2), 129-144.
- Sanchez-Azofeifa, G. A., Quesada, M., Cuevas-Reyes, P., Castillo, A., & Sanchez-Montoya, G. (2009). Land cover and conservation in the area of influence of the Chamela-Cuixmala Biosphere Reserve, Mexico. *Forest Ecology and Management*, 258(6), 907-912.
- Sánchez-Romero, R., Balvanera, P., Castillo, A., Mora, F., García-Barrios, L. E., & González-Esquivel, C. E. (2020). Management strategies, silvopastoral practices and socioecological drivers in traditional livestock systems in tropical dry forests: An integrated analysis. *Forest Ecology and Management*, 479, 118506. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118506>
- Sánchez-Romero, P., Mora, F., Val-Arreolac, D., García-Barrios, L. and C. E. González-Esquivel. Estimation of the forage potential of trees in silvopastoral systems of a dry tropical forest in Jalisco, Mexico. *En revisión: Agroforestry Systems*.
- Sánchez-Romero, R., Mora, F., García-Barrios, L. Larsenand, J y C. E. González-Esquivel. El manejo silvopastoril tiene impactos limitados sobre la vegetación y el suelo del bosque en el trópico seco. *En preparación*.
- Shelton HM. (2000). Tropical forage tree legumes in agroforestry systems. *UNASYLVA-FAO 51 (1)* 25-32.
- Steinfeld, H., Gerber, P., Wassenaar, T., Castel, V., Rosales, M., & Haan, C. D. (2009). La larga sombra del ganado. Problemas ambientales y opciones (No. FAO-MED 15). Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación.
- Stevens N, Lehmann CE, Murphy BP, Durigan G (2017). Savanna woody encroachment is widespread across three continents. *Global change biol.*, 23(1):235-244. <https://doi.org/10.1111/gcb.13409>
- Strauss, A. L., & Corbin, J. (2002). Bases de la investigación cualitativa: técnicas y procedimientos para desarrollar la teoría fundamentada (p. 341). Medellín: Universidad de Antioquia.
- Surová, D., Ravera, F., Guiomar, N., Sastre, R. M., & Pinto-Correia, T. (2018). Contributions of Iberian Silvo-Pastoral Landscapes to the Well-Being of Contemporary Society. *Rangeland Ecology & Management*.
- Taylor, S. J., & Bogdan, R. (1987). *Introducción a los métodos cualitativos de investigación* (Vol. 1). Barcelona: Paidós.
- Toledo, V. M., Ortiz-Espejel, B., Cortés, L., Moguel, P., & Ordoñez, M. D. J. (2003). The multiple use of tropical forests by indigenous peoples in Mexico: a case of adaptive management. *Conservation Ecology*, 7(3).
- Toledo VM. 1997. Sustainable development at the village community level: a Third World perspective. In: Smith, Ed. *Environmental sustainability: practical global applications*. Boca Raton (FL): St Lucie Press. p 233–50.
- Toledo, V. M. 2005. La memoria tradicional: la importancia agroecológica de los saberes locales. *Leisa Revista de agroecología*, 20(4), 16-19.
- Toledo, V. M. (2006). Ecología, sustentabilidad y manejo de recursos naturales: la investigación científica a debate. Ken Oyama y Alicia Castillo (Coords), *Manejo, conservación y restauración de recursos naturales en México*, 27-42.
- Torres-Acosta, J. F., González-Pech, P. G., Ortiz-Ocampo, G. I., Rodríguez-Vivas, R. I., Tun-Garrido, J., Ventura-Cordero, J., ... & Ortega-Pacheco, A. (2016). Revalorizando el uso de la selva baja caducifolia para la producción de rumiantes. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 19(1).
- Trejo, I., & Dirzo, R. (2000). Deforestation of seasonally dry tropical forest: a national and local analysis in Mexico. *Biological conservation*, 94(2), 133-142.

- Trilleras, J. M., V. J. Jaramillo, E. V Vega, and P. Balvanera. 2015. Effects of livestock management on the supply of ecosystem services in pastures in a tropical dry region of western Mexico. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 211:133-144.
- Vargas, W. S. (2014). Agrobiodiversidad en los Andes peruanos: Tensiones y conexiones entre conocimiento tradicional y conocimiento nuevo. IX Conferencia de la Asociación Latinoamericana de Sociología Rural (ALASRU). Ciudad de México.
- Wilmer, H., Derner, J. D., Fernández-Giménez, M. E., Briske, D. D., Augustine, D. J., Porensky, L. M., & CARM Stakeholder Group. (2018A). Collaborative adaptive rangeland management fosters management-science partnerships. *Rangeland Ecology and Management*, 71(5), 646-657.

Anexo 1. Primera sesión de talleres

Conocimiento sobre árboles forrajeros. Mucho (M), Poco (P), Nada (N)

Características	Resistencia a la sequía (M, P, N)	Resistencia al fuego (M, P, N)	Rápido crecimiento (M, P, N)	Calidad nutritiva (M, P, N)	Crece pasto bajo su copa (M, P, N)	Preferencias del ganado, forraje (M, P, N)	Otros usos
Barcino							
Cacahuananche							
Cascalote							
Ciruelo							
Coral							
Guácima							
Guajillo (silvestre)							
Guaje (comercial)							
Guamúchil							
Guayabillo							
Habillo							
Huizache negro							
Huizache blanco							
Mojote							
Tahuitole							
Ebano							
Cuero de vaca							
Canelillo							

Características	Época de Follaje (Meses)	Época de Frutos o vainas (Meses)	Facilidad de rebrote (M, P, N)	Reproduce por semilla y/o esqueje (semilla, esqueje)	Tratamiento a las semillas para que germinen	Preferencia del ganadero
Barcino						
Cacahuananche						
Cascalote						
Ciruelo						
Coral						
Guácima						
Guajillo (silvestre)						
Guaje (comercial)						
Guamúchil						
Guayabillo						
Habillo						
Huizache negro						
Huizache blanco						
Mojote						
Tahuitole						
Ebano						
Cuero de vaca						
Canelillo						

Preferencias de prácticas silvopastoriles. Mucho (M), Poco (P), Nada (N).

Práctica silvopastoril	Preferencia (M, P, N)	Especies de preferencia
Cercas vivas y barreras rompe vientos		
Árboles dispersos en potreros		
Bancos de proteína		
Cultivo en hileras		
Ramoneo en el monte		
Cultivo bajo árboles en el monte		

Resultados de los talleres

Usos de los árboles, aparte del forraje, se incluyen los 2 ejidos en donde se realizaron los talleres

Nombre común	Usos	Cantidad de usos
Barcino	Postes, cercas, muebles, madera, morillos	5
Cacahuananche	Postes, polines, cerco vivo, cercas, madera	5
Cascalote	Leña, sombra, carbón	3
Ciruelo	Cerco vivo, comida (fruta), para venado, medicinal, poste	5
Coral, Acatixpan	Postes, madera	2
Guácima	Falsetes, madera, varas, cabos, medicinal (retención placentaria), forraje (hoja y bola), postes	7
Guajillo	Madera, postes, leña	3
Guaje	Leña, postes, Comestible, medicinal (antiparasitario)	4
Guamúchil	Madera, leña, comestible (fruto), medicinal antiparasitario)	4
Guayabillo	Postes, madera, pericos, palapas, leña, morillos	6
Habillo	Madera, postes, medicinal (desparasita el ganado)	3
Huizache negro	Postes, leña	2
Huizache blanco	Leña	1
Mojote	Madera, café de la fruta, medicinal	3
Tahuitole	Postes, leña, cercas	3
Ebano	Postes, madera, leña	3
Cuero de vaca	Varas para palapas, madera, leña, Postes, horcones, sirve para sacar cicuas, artesanía (cestos)	7
Canelillo	Varas, madera, leña, postes	4

Resultados del análisis de correlación de Spearman

	Preferencia - ganadero	Preferencia - ganado	Calidad nutritiva	Resistencia a la sequía	Facilidad de rebrote	Rápido crecimiento
Preferencia - ganado	.007					
	.979					
Calidad nutritiva	.156	.941**				
	.537	.000				
Resistencia a la sequía	-.108	.003	-.037			
	.671	.990	.886			
Facilidad de rebrote	0.000	.010	.023	.144		
	1.000	.967	.928	.570		
Rápido crecimiento	-.045	.242	.263	.388	.770**	
	.859	.333	.292	.112	.000	
Crece pasto bajo su copa	.402	-.049	.049	.409	.582*	.488*
	.098	.847	.846	.092	.011	.040

* - $p < 0.05$, ** - $p < 0.01$

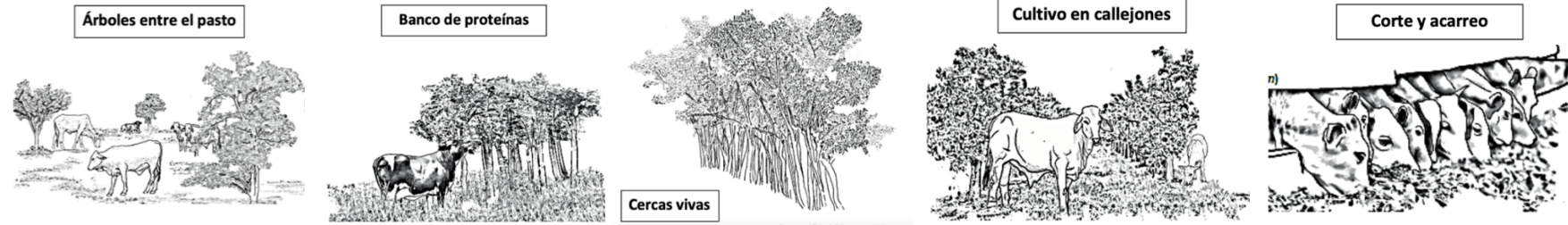
Especies arbóreas entre el pasto y cercos vivos. Porcentaje del número de asistentes en cada ejido, José María Morelos (JMM) y Juan Gil Preciado (JGP)

	Cercos vivos		Entre el pasto	
	JMM (%)	JGP (%)	JMM (%)	JGP (%)
Coral, Acatixpan	100.0	100.0	76.5	28.6
Cacahuananche	52.9	57.1	-	42.9
Guamúchil	-	28.6	29.4	-
Habillo	-	42.9	5.9	57.1
Guajillo	-	14.3	29.4	-
Barcino	76.5	71.4	41.2	42.9
Parota	-	14.3	23.5	14.3
Ciruelo	5.9	-	5.9	28.6
Iguanero	5.9	-	-	28.6
Guácima	-	-	5.9	14.3
Huizache	-	-	-	14.3
Cuachalalate	11.8	-	-	-
Guayabillo	23.5	-	11.8	-
Cascalote			70.6	-
Higuera			17.6	-
Evano			5.9	-
Tlahuitole			11.8	-
Canelillo			5.9	-
Varios/Todos los árboles	-	14.3	-	14.3

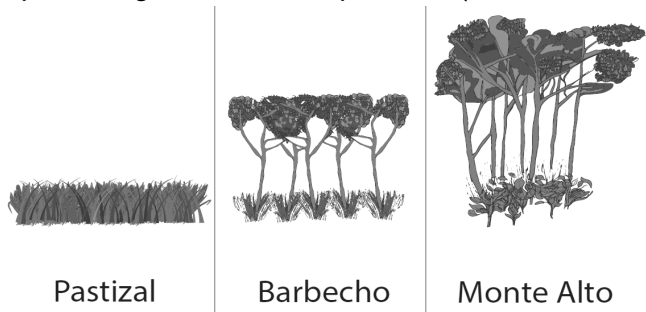
Anexo 2. Segunda sesión de talleres

Material didáctico utilizado en las actividades participativas

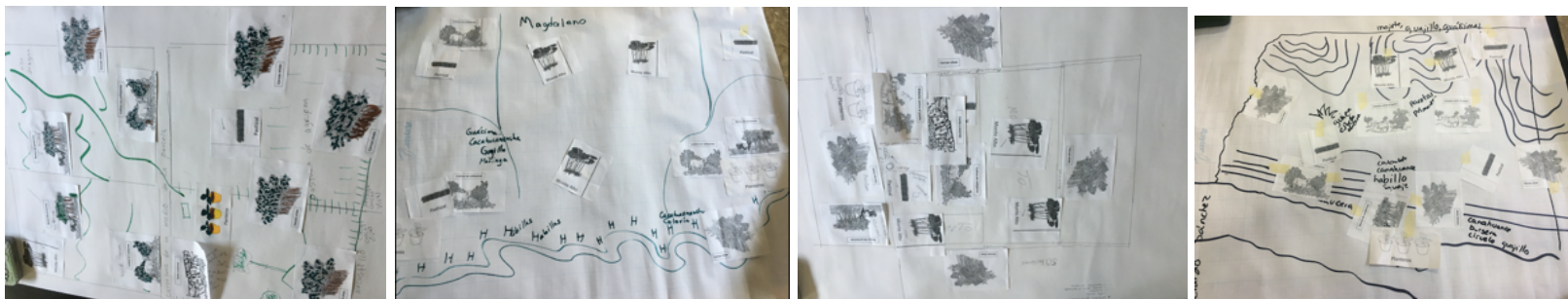
Prácticas silvopastoriles (elaboración, Melinda Ridaura Harvey)



Tipo de vegetación en las parcelas (elaboración, Francisco Mora Ardila)



Ejemplos de los materiales elaborados por los productores ganaderos durante el taller



DISCUSIÓN GENERAL Y CONCLUSIONES

La presente tesis es una importante contribución a la comprensión del manejo silvopastoril tradicional en el trópico seco para la construcción de sistemas de producción ganadera más sustentables. Esto es relevante considerando la creciente demanda y producción de carne en las últimas décadas, y que las actividades ganaderas son consideradas como uno de los principales factores de la tala y degradación de bosques tropicales, pero también porque son la principal actividad económica que contribuye al sustento de muchas familias (como sucede en la región de estudio), sobre todo en países en desarrollo.

El estudio tuvo diversos hallazgos (Tabla 3), con base en ellos esta sección comprende los aportes en: a) la zona de estudio, b) metodológicos, c) el manejo del sistema silvopastoril, d) de los impactos del manejo silvopastoril tradicional sobre la vegetación y el suelo del bosque, e) la disponibilidad de forraje de los bosques tropicales secos, y f) los saberes locales para la construcción de sistemas ganaderos más sustentables. Finalmente se hacen recomendaciones para la sustentabilidad ganadera en el trópico seco.

Tabla 3. Síntesis de los principales hallazgos de cada uno de los capítulos de la tesis.

Capítulo	Principales hallazgos
I	<ul style="list-style-type: none"> • Se identificaron tres principales etapas históricas con alta influencia en el desarrollo y manejo actual de los SSP: llegada de la población, ganaderización y conservación. • Existen factores regionales que promueven y/o restringen el manejo ganadero local, destacando el mercado como el principal impulsor de la producción ganadera local. • El manejo del SSP es adaptativo, y en los procesos de toma de decisiones, el aprendizaje es un factor relevante, en donde intervienen conocimientos, objetivos, preferencias y percepciones de los productores. Las redes sociales locales tienen un papel fundamental en los saberes locales. • El manejo silvopastoril en la región es heterogéneo, se distinguieron 4 estrategias, basadas en el acceso a recursos y la proporción bosque/pastizal en las parcelas. • El manejo silvopastoril tiene efectos variables sobre los bosques de la región, positivos (conservación de bosque en parcelas, que es casi el doble que la de pastizales, y la utilización de prácticas silvopastoriles) y negativos (la conversión del bosque a pastizales y su mantenimiento).
II	<ul style="list-style-type: none"> • El manejo silvopastoril en áreas boscosas tiene impactos limitados sobre la vegetación y el suelo del bosque. Los más notorios son que la presencia del ganado disminuye los macroagregados y la tala selectiva disminuye las leñosas de tallo grueso. • El manejo silvopastoril no presentó efectos directos sobre la regeneración de la vegetación, ni sobre la microbiota, fertilidad y cobertura del suelo. • La edad del bosque presentó mayores efectos sobre el bosque, comparado con la presencia del ganado y la tala selectiva, principalmente sobre la vegetación establecida.

III	<ul style="list-style-type: none"> • La familia Fabaceae y el género <i>Caesalpinia</i> fueron las más abundantes de los árboles forrajeros analizados. • En temporada de lluvias la biomasa de follaje consumible fue en promedio 0.22 ± 0.41 kg MS/árbol, sobresaliendo <i>G. ulmifolia</i>, <i>C. coriaria</i> y <i>H. polyandra</i>. En época de secas la biomasa de frutos fue en promedio 1.75 ± 3.7 kg MS/árbol, sobresaliendo <i>G. ulmifolia</i>, <i>C. eriostachys</i> y <i>S. purpurea</i>. • En el follaje el contenido de proteína tuvo en promedio 137 ± 44 g kg^{-1}, y en frutos 110 ± 54 g kg^{-1}, sobresaliendo <i>L. mutans</i>, <i>L. lanceolata</i> y <i>A. paniculata</i>. • En la estimación de la biomasa disponible (de follaje y frutos) la variable con mayor poder predictivo fue la cobertura de copa, seguida de la altura y el área basal. • Todas las especies evaluadas tienen potencial forrajero, pero por la alta variabilidad en producción de biomasa y calidad nutritiva es recomendable combinarlas.
IV	<hr/> <ul style="list-style-type: none"> • Existe un cúmulo de saberes locales en torno al manejo ganadero en la zona de estudio: a) todos los productores conocen y utilizan en mayor o menor medida distintas especies arbóreas forrajeras locales, aproximadamente 55 en total, b) conocen distintos usos de los árboles forrajeros, destacando maderables y medicinales, c) los productores conocen distintas características de los árboles forrajeros importantes para su manejo en SSP, y d) todos los productores conocen y realizan en mayor o menor medida prácticas de manejo silvopastoril en sus parcelas. • El intercambio de conocimientos en talleres, con productores y académicos, promovió procesos de aprendizaje y reflexión <hr/>

Aportes para la zona de estudio

La zona de estudio, “Región de Chamela”, es una de las áreas más estudiadas de BTS. En esta región se encuentra la Estación de Biología Chamela de la UNAM, en donde se han generado más de 1000 documentos, entre tesis, artículos científicos, libros y capítulos de libros (Pérez 2011). Existe un gran entendimiento del clima, la estructura y funcionamiento del ecosistema (Noguera et al. 2002, Maass et al. 2017, entre otros). También existen estudios de los diferentes servicios ecosistémicos e impactos del manejo agropecuario sobre el ecosistema, principalmente en los pastizales inducidos y en los procesos de sucesión de los bosques secundarios (Trilleras et al. 2015, Mora 2015, Gavito et al. 2014, Maass et al. 2005, Balvanera et al. 2002, entre otros). Los aspectos sociales han sido los menos estudiados, entre ellos se encuentran estudios socioecológicos, de la historia socio-ambiental, modos de vida, percepciones, aspiraciones de bienestar de los productores, necesidades de información de la población local, entre otros (Tauro et al. 2018, Castillo et al. 2018, 2005, Balvanera et al. 2017, Cohen-Salgado 2014, entre otros). Cabe señalar que debido a que la presente tesis es un estudio amplio de la ganadería, enfocado al manejo, tiene algunas coincidencias con lo que se ha reportado en estudios previos que abordan cuestiones particulares de la ganadería en la región, que se han señalado en cada caso.

La presente tesis contribuye a la comprensión socioecológica del manejo productivo de la región, en particular, a un mayor entendimiento de los diferentes aspectos involucrados en el manejo de la producción ganadera. Esto es de gran relevancia considerando que las actividades ganaderas son consideradas como el principal factor del deterioro del ecosistema, pero también la principal actividad económica que contribuye al sustento de muchas familias de la región (Cohen-Salgado 2014, Castillo et al. 2005, Burgos & Maass 2004). Es preciso por lo tanto considerar a la población rural, en este caso los productores ejidatarios, dado que son los principales tomadores de decisiones del manejo del ecosistema, ya que la forma en que manejan sus recursos es fundamental para el futuro del BTS de la región (Castillo et al. 2018,

Toledo 2006). Los hallazgos de la tesis (Tabla 3), hacen importantes contribuciones al conocimiento socioecológico de la región y al manejo sostenible de la ganadería en el trópico seco.

Aportes metodológicos

El análisis socioecológico integral permitió una mejor comprensión de la complejidad de la producción pecuaria con manejo silvopastoril en el trópico seco. La visión socioecológica, base del marco teórico conceptual de la tesis, fue adecuada para analizar los distintos procesos implicados en el manejo del SSP. Se identificaron los distintos factores involucrados tanto socioeconómicos como biofísicos y sus interrelaciones (Ostrom 2009). Se pudo constatar que los subsistemas social y ecológico están acoplados, son dinámicos e interactúan en múltiples escalas, y al estudiarlos en conjunto se vuelven evidentes patrones y procesos que no se observan por separado (Schlueter et al. 2012, Liu et al. 2007).

La utilización de enfoques de investigación y herramientas metodológicas tanto cuantitativas como cualitativas (Tabla 2) fue de suma importancia debido a que permitió una mayor profundidad en la comprensión de los diferentes aspectos del manejo silvopastoril estudiado. En cada uno de los capítulos los diferentes enfoques que se utilizaron fueron fundamentales para su desarrollo. El enfoque cualitativo utilizado en los capítulos 1 y 4 permitió interpretar y analizar la visión de los productores ejidatarios (Castillo et al. 2020, Patton 2002, Denzin & Lincoln 2000) acerca de cómo y porque realizan el manejo ganadero, conocer los saberes locales y su utilización. Este enfoque ha sido utilizado en otros estudios de sistemas ganaderos para comprender el manejo productivo (Wilmer et al. 2018a, Briske et al. 2011). Por otra parte, el enfoque cuantitativo permitió estimar los efectos del manejo silvopastoril sobre la vegetación y el suelo del bosque (Capítulo 2), y estimar la disponibilidad de forraje de árboles locales (Capítulo 3), en ambos casos con resultados relevantes para el manejo.

Manejo del sistema silvopastoril

Los SSP son complejos y diversos, están adaptados a las condiciones particulares en tiempo y espacio en donde se desarrollan. El análisis histórico ayudó a comprender el desarrollo y estado actual del manejo silvopastoril. Tres etapas históricas fueron determinantes, la colonización (con personas que tenían diferente forma de manejo de recursos), el gran impulso a la ganadería en la década de los 70' (con la conversión de extensas áreas de bosque a pastizales), y la etapa de conservación e inclusión de prácticas silvopastoriles en la producción ganadera. Un estudio previo de la historia socio-ambiental en la región ayudó a comprender la relación de la población con el ecosistema (Castillo et al. 2005).

La forma en que los productores manejan sus recursos a nivel local está fuertemente determinada por los diferentes conductores socioecológicos regionales, que promueven o restringen el manejo silvopastoril. En este sentido el mercado es clave como promotor de la reproducción y cría de becerros para engorda. Otros autores también destacan la importancia

que tienen los mercados en la ganadería (Altieri et al. 2011). A nivel local, las diferentes condiciones socioecológicas generan alta heterogeneidad en el manejo, donde se distinguen cuatro diferentes estrategias con base en el acceso a recursos y la cubierta vegetal de las parcelas. Estas estrategias difieren en la alimentación del ganado, la productividad, la dependencia económica a la ganadería y los impactos en el bosque. La heterogeneidad de estrategias de manejo es importante en la solución de las problemáticas de los sistemas productivos, por medio de su reorientación utilizando referentes endógenos (Van der Ploeg & Ventura 2014).

Por lo tanto, se resalta la relevancia del análisis sistémico socioecológico, así como del enfoque de investigación y herramientas metodológicas mixtas, para una mejor comprensión de la complejidad del manejo de los sistemas productivos, de las problemáticas asociadas y sus posibles soluciones. En donde es necesario tomar en cuenta los diferentes aspectos involucrados, su desarrollo histórico y los distintos factores socioeconómicos y biofísicos involucrados, tanto regionales como locales. Dado que son determinantes en las decisiones y estrategias que los productores siguen al manejar sus recursos, que a su vez tiene distintos impactos sobre los ecosistemas. En los procesos de toma de decisiones el aprendizaje es un factor relevante en donde intervienen los conocimientos individuales y colectivos, así como los objetivos, preferencias y percepciones de cada productor. Por lo que el manejo del SSP tradicional es adaptativo y las redes sociales locales contribuyen al aprendizaje social y el cúmulo de conocimientos.

Impactos del manejo silvopastoril tradicional sobre la vegetación y el suelo del bosque

Los SSP son sistemas agroforestales que se han propuesto como alternativa más sustentable a la producción ganadera convencional (Jose & Dollinger 2019, Seddaiu et al. 2018, Nair 1993). En el presente estudio se evaluaron las prácticas de manejo silvopastoril, presencia del ganado y tala selectiva y sus efectos sobre 43 variables respuesta, pertenecientes a 4 elementos de la vegetación y 5 del suelo. Los efectos más evidentes fueron que la presencia del ganado disminuye los macroagregados y la poda selectiva afecta a las leñosas de tallo grueso. Sin embargo, se observa que la edad del bosque tiene mayores efectos que el manejo silvopastoril, principalmente sobre la vegetación establecida. Estos resultados difieren de otros estudios que reportan fuertes impactos provocados por la presencia del ganado y la tala selectiva (Chillo et al. 2018, Newton et al. 2009, Echeverría et al. 2007, Stern et al. 2002). Sin embargo, existe coincidencia con autores que reportan que los SSP, a diferencia de la ganadería convencional, proveen beneficios a los ecosistemas (Cislagh et al. 2019, Dollinger & Jose 2018, Mahecha 2002).

Por otra parte, la utilización de diversas variables respuesta ayudo a comprender mejor la complejidad de la dinámica del bosque con manejo silvopastoril tradicional, dada por las distintas interacciones positivas y negativas entre las variables que integran los componentes de la vegetación y el suelo.

En la construcción de sistemas de producción ganadera sustentable los SSP tienen un papel relevante. En la región de estudio, la producción ganadera con manejo silvopastoril tradicional a contribuido crear un paisaje heterogéneo, con áreas de pastizales con árboles y de bosques de distintas edades. A nivel regional estas áreas de bosque representan casi el doble que la de pastizales, y a nivel local de acuerdo con los resultados, el manejo silvopastoril tiene limitados impactos sobre los diferentes componentes de la vegetación y el suelo del bosque. Por lo tanto, el presente estudio aporta evidencias de que los SSP pueden contribuir a disminuir los impactos negativos sobre los ecosistemas que tiene la producción ganadera convencional.

Disponibilidad de forraje de los bosques tropicales secos

Las 16 especies arbóreas forrajeras locales evaluadas tienen alto potencial forrajero, en cantidad y calidad, tanto en temporada de secas como en lluvias, por lo que pueden utilizarse para mejorar la alimentación del ganado. Especialmente en la temporada de secas, que es crítica para la ganadería en el trópico seco por la escasez de forraje, los frutos de árboles locales representan un valioso aporte a la alimentación (Olivares-Pérez et al. 2011, Palma 2006, Arias et al. 2014). La disponibilidad de biomasa de frutos de las especies evaluadas fue muy variable, sobresaliendo *G. ulmifolia*, *C. eriostachys* y *S. purpurea*. También en esta época es alto el aporte de hojas secas de *H. polyandra*.

La calidad del forraje disponible de los árboles forrajeros evaluados fue variable, los valores más altos de proteína fueron para *L. mutans*, *L. lanceolata* y *A. paniculata*. La alta calidad nutricional de los árboles forrajeros es importante para reducir los insumos externos, mejorar la alimentación del ganado, su salud y bienestar (Halffter et al. 2018, Murgueitio et al. 2011), por lo que favorecen la producción, la satisfacción de la demanda de carne y la seguridad alimentaria, principalmente en países en desarrollo (Castrejón & Corona 2017, Rodríguez et al. 2016). La alta variabilidad en la biomasa disponible y la calidad nutricional tanto del follaje como de los frutos lleva a recomendar que se combinen distintas especies en los SSP de la región.

Para predecir la biomasa forrajera disponible, tanto de follaje como de frutos secos, la cobertura de copa mostró alto poder predictivo. Este podría ser un elemento para estimar la capacidad de carga en SSP. Aunque esta variable no se ha utilizado ampliamente, se ha observado que es un buen predictor en árboles multitallos (Conti et al. 2019), típica característica en los bosques del trópico seco.

Es importante enfatizar que la diversidad de especies arbóreas forrajeras locales y su utilización en prácticas silvopastoriles son recursos estratégicos para incrementar la sustentabilidad de los sistemas de producción ganadera. El presente estudio aporta evidencias de la disponibilidad de forraje, tanto en cantidad como en calidad, que tienen diversas especies arbóreas locales del trópico seco. Estas proporcionan forraje en temporada de lluvias, pero también en la temporada de secas, que es la más crítica para la ganadería en estos ecosistemas, por lo que pueden contribuir a mejorar la alimentación del ganado, en consecuencia, su salud y la productividad pecuaria. Estas especies son adecuadas para utilizarse en prácticas silvopastoriles y pueden enriquecer los pastizales, proporcionando

numerosos beneficios al ecosistemas. Por lo tanto, se considera que los SSP son una opción viable de sistemas de producción ganadera sustentables en el trópico seco, por sus bajos impactos sobre el ecosistemas y la alta disponibilidad de forraje, que tienen diversas especies arbóreas locales.

Saberes locales para la construcción de sistemas ganaderos más sustentables

En la construcción de sistemas productivos más sustentables es preciso un diálogo abierto con la población rural, los principales tomadores de decisiones del manejo de los ecosistemas (Castillo et al. 2018). Es por ello de suma importancia promover el “diálogo de saberes”, reconociendo y valorando el cúmulo de conocimientos que tienen las comunidades rurales (Casas et al. 2017, Toledo 2005). En el presente estudio se encontró que los productores cuentan con un cúmulo de conocimientos de las especies arbóreas forrajeras y de sus otros usos. Esto es debido a que en la zona de estudio como en otras regiones, de forma empírica, las comunidades locales integran árboles a los sistemas ganaderos (Jiménez-Ferrer et al. 2008, Palma 2006). Los productores también conocen las distintas características de los árboles forrajeros, que son importantes para la producción ganadera en el trópico seco. Entre ellas destaca la resistencia a la sequía, que es esencial para la disponibilidad de alimento del ganado en esta temporada (Olivares-Pérez et al. 2011, Palma 2006).

De acuerdo con los resultados, en la zona de estudio todos los productores integran especies de árboles locales en la producción ganadera en menor o mayor medida, a través de prácticas silvopastoriles, como son los árboles entre el pasto y cercas vivas. Esto es de gran importancia debido a que estas prácticas mejoran la producción pecuaria y al mismo tiempo proporcionan numerosos beneficios al ecosistema (Murgueitio et al. 2011).

Por otra parte, en el intercambio de los saberes local y científico, se generaron procesos de aprendizaje y reflexión, lo que favorece la apropiación de conocimientos y técnicas que pueden utilizarse para incrementar la sustentabilidad de los sistemas ganaderos. En la puesta en marcha de la sustentabilidad en los sistemas productivos, se requiere generar sinergias con base en el conocimiento ecológico local (Toledo 2006, Castillo et al. 2007).

Recomendaciones para la sustentabilidad ganadera en el trópico seco

En el manejo de recursos políticas públicas tienen un papel importante (Challenger et al. 2018, Castillo et al. 2005). Los sistemas productivos ganaderos estudiados presentan una alta complejidad y heterogeneidad de estrategias de manejo, generada por las distintas condiciones socioecológicas regionales y locales, dinámicas y cambiantes. Por lo tanto, se requiere de políticas públicas con un enfoque de socioecosistemas y una visión de manejo adaptativo (Challenger et al. 2018). Dichas políticas deben ser incluyentes y flexibles, considerando la heterogeneidad socioecológica (Castillo et al. 2018, Tauro et al. 2018, Altieri et al. 2011). También se requiere la participación de los integrantes de las comunidades y que se sustenten en los saberes locales y el intercambio de conocimientos locales y científicos. Es necesario promover un “diálogo de saberes”, valorando los saberes locales de las

comunidades campesinas (Casas et al. 2017, Toledo 2005, Altieri et al. 2004), considerando que muchas de ellas tienen un manejo de bosques exitoso, en términos de conservación de la biodiversidad, resiliencia y sustentabilidad (Altieri et al. 2011). Se requiere, con base en el conocimiento ecológico local, generar formas de uso de recursos más sustentables (Toledo 2006, Castillo et al. 2007). La falta de reconocimiento y diálogo entre los actores involucrados conlleva a grandes dificultades en las políticas de conservación (Mathevet et al. 2016). Por el contrario, la participación de las comunidades aumenta las posibilidades de que las normas sean exitosas y su ejecución efectiva (Steinfeld et al. 2009, Toledo 2005).

Por otra parte, es importante fomentar un manejo más activo de los sistemas tradicionales, como lo mencionan otros autores (Nahed-Toral et al. 2013, Cubbage et al. 2012). Para esto se recomienda: a) Utilizar zonas boscosas en la producción pecuaria, con bosques secundarios y primarios, con el propósito de conservar la cubierta forestal, las especies locales y favorecer la regeneración. Esto es de gran importancia ya que se han perdido grandes extensiones de bosques tropicales a causa de la ganadería (Ferrer-Paris et al. 2018, Steinfeld et al. 2009, FAO 2008). b) La producción conjunta de ganado y madera, para obtener mayores ingresos, diversificación de ingresos y reducción de riesgos financieros (Cubbage et al. 2012). Mantener un pastoreo moderado y un manejo silvícola adecuado para minimizar los impactos en el ecosistema. c) Promover la heterogeneidad y fomentar los paisajes silvopastoriles con un mosaico de vegetación. Esto debido a que la variabilidad estructural de los diferentes SSP es de gran importancia para la biodiversidad (Roellig et al. 2018). d) Fomentar las prácticas silvopastoriles con la integración de especies forrajeras locales, generando SSP enriquecidos. Esto tiene amplios beneficios a la producción y al ecosistema (Halffter et al. 2018, Fuentealba & Martínez-Ramos 2014, Murgueitio et al. 2011).

Por lo tanto, en la construcción de sistemas productivos más sustentables las recomendaciones son desarrollar y emplear políticas públicas que tengan un enfoque socioecológico, una visión de manejo adaptativo y que sean incluyentes y flexibles. Tomar en cuenta la diversidad de condiciones socioecológicas existentes y que se incluya la visión y participación de la población local. En el mismo sentido, se recomienda un manejo más activo de los sistemas productivos tradicionales, con la utilización de áreas de bosque de distintas edades, promover la heterogeneidad con paisajes silvopastoriles, fomentar la utilización de especies arbóreas forrajeras locales, así como su uso en prácticas silvopastoriles, también fomentar la producción conjunta ganadera y silvícola procurando una intensidad de manejo moderado, adecuada a las condiciones específicas de cada sitio.

Finalmente, se resalta la relevancia de los SSP tradicionales a cargo de pequeños productores, es importante reconocer y valorar el gran cúmulo de conocimientos que poseen. Por lo que en la construcción de sistemas productivos más sustentables es fundamental que se tome en cuenta su visión y necesidades, mediante un diálogo abierto y participativo. Dado que estos productores son los usuarios de los recursos y principales tomadores de decisiones del manejo de los ecosistemas, y la forma en que maneja sus recursos tiene repercusiones a escalas mayores y en el futuro de estos ecosistemas.

REFERENCIAS

1. Albarrán-Portillo, B., García-Martínez, A., Ortiz-Rodea, A., Rojo-Rubio, R., Vázquez-Armijo, J. F., & Arriaga-Jordán, C. M. (2019). Socioeconomic and productive characteristics of dualpurpose farms based on agrosilvopastoral systems in subtropical highlands of central Mexico. *Agroforestry Systems*, 93(5), 1939-1947.
2. Alonso, J. 2011. Los sistemas silvopastoriles y su contribución al medio ambiente. *Revista Cubana de Ciencia Agrícola*, 45(2).
3. Altieri, M. A. (2004). Linking ecologists and traditional farmers in the search for sustainable agriculture. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2(1), 35-42.
4. Altieri MA, Lana MA, Bittencourt HV, Kieling AS, Comin JJ, Lovato PE. 2011. Enhancing Crop Productivity via Weed Suppression in Organic No-Till Cropping Systems in Santa Catarina, Brazil. *Journal of Sustainable Agriculture* 35:855–869.
5. Arias L, Soriano R, Sánchez E, González C (2014) Chemical composition and in vitro digestibility of fodder trees and shrubs consumed by goats in the Low Mixteca region of Oaxaca, Mexico. *Research Journal of Biological Sciences* 9:92-97. <https://doi.org/10.3923/rjbsci.2014.92.97>.
6. Balvanera, P., E. Lott, G. Segura, C. Siebe, and A. Islas. 2002. Patterns of beta-diversity in a Mexican tropical dry forest. *Journal of Vegetation Science* 13(2):145-158.
7. Balvanera, P., A. Castillo¹, E. C. Lazos, K. Caballero³, S. Quijas¹, A. Flores, C. Galicia, L. Martínez, A. Saldaña, M. Sánchez, M. Maass, P. Ávila, Y. Martínez, L. M. Galindo y J. Sarukhán. 2011. Marcos conceptuales interdisciplinarios para el estudio de los servicios ecosistémicos en américa latina. En: Littera, P., E. Jobbágy y J. M. Paruelo. Valoración de servicios ecosistémicos. Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria.
8. Balvanera, P., Astier, M., Gurri, F. D., & Zermeño-Hernández, I. (2017). Resiliencia, vulnerabilidad y sustentabilidad de sistemas socioecológicos en México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 88, 141-149.
9. Bennett, N. J., Roth, R., Klain, S. C., Chan, K., Christie, P., Clark, D. A., ... & Greenberg, A. 2016. Conservation social science: Understanding and integrating human dimensions to improve conservation. *Biological Conservation*.
10. Bergmeier, E., & Roellig, M. (2014). Diversity, threats and conservation of European wood-pastures. In *European wood-pastures in transition* (pp. 37-56). Routledge.
11. Berkes, F., & Folke, C. 1998. Linking social and ecological systems for resilience and sustainability. *Linking social and ecological systems: management practices and social mechanisms for building resilience*, 1(4).
12. Berkes, F., Colding, J., & Folke, C. 2000. Rediscovery of traditional ecological knowledge as adaptive management. *Ecological applications*, 10(5), 1251-1262.
13. Briske, D.D., Sayre, N., Huntsinger, L., Fernandez-Gimenez, M., Budd, B., Derner, J.D., 2011. Origin, persistence, and resolution of the rotational grazing debate: Integrating human dimensions into rangeland research. *Rangeland Ecology & Management* 64, 325–334.
14. Bugalho, M. N., Caldeira, M. C., Pereira, J. S., Aronson, J., & Pausas, J. G. (2011). Mediterranean cork oak savannas require human use to sustain biodiversity and ecosystem services. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(5), 278-286.
15. Burgos, A., & J. Maass. 2004. "Vegetation change associated with land-use in tropical dry forest areas of Western Mexico." *Agriculture, Ecosystems and Environment* 104 (2004): 475-481.
16. Cáceres, D., Silvetti, F., & Calvo, S. 2008. Transformaciones territoriales, heterogeneidad socioproductiva, y extensión rural en el norte de la provincia de Santa Fe. En: *Grises de la Extensión, la Comunicación y el Desarrollo*. INTA. Buenos Aires; p. 151 – 177.
17. Casas, A., Camou, A., Otero-Arnaiz, A., Rangel-Landa, S., Cruse-Sanders, J., Solís, L., ... & Guillén, S. (2015). Manejo tradicional de biodiversidad y ecosistemas en Mesoamérica: el Valle de Tehuacán. *Investigación ambiental Ciencia y política pública*, 6(2).

18. Casas, A., Torres, I., Delgado-Lemus, A., Rangel-Landa, S., Ilesley, C., Torres-Guevara, J., ... & Castillo, A. (2017). Ciencia para la sustentabilidad: investigación, educación y procesos participativos. *Revista mexicana de biodiversidad*, 88, 113-128.
19. Castillo, A., A. Magaña, A. Pujadas, L. Martínez, & C. Godínez. 2005. "Understanding the interaction of rural people with ecosystems: A case study in a Tropical Dry Forest of Mexico." *Ecosystems* 8, 630-643
20. Castillo, A., A. Pujadas, & N. Schroeder. 2007. "Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala, México: perspectivas de los pobladores rurales sobre el bosque tropical seco y la conservación de ecosistemas." In G. Halffter, S. et al. *Hacia una cultura de la diversidad biológica: Estrategias para la conservación de áreas naturales protegidas de designación internacional*. Ministerio de Medio Ambiente- España
21. Castillo, A., C. Godínez, N. Schroeder, C. Galicia, A. Pujadas-Botey, & H. Hernández. 2009. "El bosque tropical seco en riesgo: conflictos entre uso agropecuario, desarrollo turístico y provisión de servicios ecosistémicos en la costa de Jalisco, México." *Interciencia* 34 (12): 844-850.
22. Castillo, A., Vega-Rivera, J. H., Pérez-Escobedo, M., Romo-Díaz, G., López-Carapia, G., & Ayala-Orozco, B. (2018). Linking social–ecological knowledge with rural communities in Mexico: lessons and challenges toward sustainability. *Ecosphere*, 9(10), e02470.
23. Castillo, A., A. A. Bullen-Aguiar, J. L. Peña-Mondragón, and N. G. Gutiérrez-Serrano. 2020. The social component of social-ecological research: moving from the periphery to the center. *Ecology and Society* 25(1):6. <https://doi.org/10.5751/ES-11345-250106>
24. Castrejón Pineda, F. A., & Corona Gochi, L. (2017). Características Nutrimientales de Gramíneas, Leguminosas y algunos Arbóreas Forrajeras del Trópico de México.
25. Challenger, A., Cordova, A., Lazos Chavero, E., Equihua, M., & Maass, M. (2018). Opportunities and obstacles to socioecosystem-based environmental policy in Mexico: expert opinion at the science-policy interface. *Ecology and Society*, 23(2).
26. Chaturvedi, Raghubanshi, Singh. 2012. Effect of grazing and harvesting on diversity, recruitment and carbon accumulation of juvenile trees in tropical dry forests. *Forest Ecology and Management*. 152–162.
27. Chauvet, M. 1999. La ganadería bovina de carne en México: del auge a la crisis. Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Azcapotzalco, División de Ciencias Sociales y Humanidades, Departamento de Sociología.
28. Chillo, V., Vázquez, D. P., Amoroso, M. M., & Bennett, E. M. (2018). Land-use intensity indirectly affects ecosystem services mainly through plant functional identity in a temperate forest. *Functional ecology*, 32(5), 1390-1399
29. Cislighi, A., Giupponi, L., Tamburini, A., Giorgi, A., & Bischetti, G. B. (2019). The effects of mountain grazing abandonment on plant community, forage value and soil properties: observations and field measurements in an alpine area. *CATENA*, 181, 104086.
30. Cohen-Salgado, D. (2014). Estrategias de manejo del bosque tropical seco: un estudio de caso en 611. Jalisco. Bachelor thesis. Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), Morelia, 612. Michoacán, México.
31. Conti G, Gorné LD, Zeballos SR, Lipoma ML, Gatica G, Kowaljow E., ... Fernandes PM (2019). Developing allometric models to predict the individual aboveground biomass of shrubs worldwide. *Glob. Ecol. Biogeogr.* <https://doi.org/10.1111/geb.12907>
32. Cotler, H., Durán, E., & Siebe, C. (2002). Caracterización morfo-edafológica y calidad de sitio de un bosque tropical caducifolio. *Historia Natural de Chamela*. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, México, DF, 17-79.
33. Cubbage, F., Balmelli, G., Bussoni, A., Noellemeyer, E., Pachas, A. N., Fassola, H., ... & de Silva, M. L. (2012). Comparing silvopastoral systems and prospects in eight regions of the world. *Agroforestry Systems*, 86(3), 303-314.
34. Denzin, N. K., and Y. S. Lincoln. 2000. *Handbook of qualitative research*. Second edition. Sage Publications, Thousand Oaks, California, USA.
35. De Vente, J., Reed, M. S., Stringer, L. C., Valente, S., & Newig, J. (2016). How does the context and design of participatory decision making processes affect their outcomes? Evidence from sustainable land management in global drylands. *Ecology and Society*, 21(2).

36. Dirzo R, Young HS, Mooney HA, Ceballos G. 2011. *Seasonally Dry Tropical Forests: Ecology and Conservation*. Island Press, Washington, D.C., 392 pp.
37. Dollinger, J., & Jose, S. (2018). Agroforestry for soil health. *Agroforestry systems*, 92(2), 213-219.
38. Echeverría, C., Newton, A. C., Lara, A., Benayas, J. M. R., & Coomes, D. A. (2007). Impacts of forest fragmentation on species composition and forest structure in the temperate landscape of southern Chile. *Global Ecology and Biogeography*, 16(4), 426-439.
39. FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). 2008. <http://www.fao.org/Newsroom/es/news/2005/102924/index.html> Consultado en junio del 2017.
40. FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). 2013. <http://www.fao.org/ag/againfo/themes/es/Environment.html> Consultado en junio del 2017
41. Ferrer-Paris, J. R., Zager, I., Keith, D. A., Oliveira-Miranda, M. A., Rodríguez, J. P., Josse, C., ... & Barrow, E. (2018). An ecosystem risk assessment of temperate and tropical forests of the Americas with an outlook on future conservation strategies. *Conservation Letters*, e12623
42. FIRA (Fideicomisos Instituidos en Relación con la Agricultura). 2017. *Panorama Agroalimentario, Carne de bovino 2017*. Dirección de Investigación y Evaluación Económica y Sectorial.
43. Flores-Casas, R., & Ortega-Huerta, M. A. (2019). Modelling land cover changes in the tropical dry forest surrounding the Chamela-Cuixmala biosphere reserve, Mexico. *International Journal of Remote Sensing*, 1-27.
44. Fuentealba, B. D. & González-Esquivel C. E. (2016). Sistemas silvopastoriles tradicionales en México. In Moreno-Calles, A. I., Casas, A., Toledo, V.M., Vallejo-Ramos M. *Etnoagroforestería en México*. (pp. 239-261). México, UNAM.
45. Fuentealba, B. D., & Martínez-Ramos, M. (2014). Transplanting native tree seedlings to enrich tropical live fences: an ecological and socio-economic analysis. *Agroforestry systems*, 88(2), 221-236.
46. García-Oliva, F., & Jaramillo, V. J. 2011. Impact of anthropogenic transformation of seasonally dry tropical forests on ecosystem biogeochemical processes. In *Seasonally Dry Tropical Forests* (pp. 159-172). Island Press/Center for Resource Economics.
47. Gavito, M. E., Martínez-Yrizar, A., Ahedo, R., Araiza, S., Ayala, B., Ayala, R., ... & Maass, M. (2014). La vulnerabilidad del socio-ecosistema de bosque tropical seco de Chamela, Jalisco, al cambio global: un análisis de sus componentes ecológicos y sociales. *Investigación ambiental Ciencia y política pública*, 6(2).
48. González-Esquivel, C. E., M. E. Gavito, M. Astier, M. Cadena-Salgado, E. del-Val, L. Villamil-Echeverri, Y. Merlín-Urbe, and P. Balvanera. 2015. Ecosystem service trade-offs, perceived drivers, and sustainability in contrasting agroecosystems in central Mexico. *Ecology and Society* 20(1): 38.
49. Guerrero, A. M., Bennet, N. J., Wilson, K. A., Carter, N., Gill, D., Mills, M., ... & Januchowski-Hartley, F. A. (2018). Achieving the promise of integration in social-ecological research: a review and prospectus. *Ecology and Society*, 23(3).
50. Gutiérrez, C., G. Aguilera, E. González, & P. Juan. 2012. "Evaluación de la sustentabilidad posterior a una intervención agroecológica en el subtrópico del altiplano central de México." *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 15: 15-24
51. Halffter, G., Cruz, M., & Huerta, C. (2018). *Ganadería sustentable en el Golfo de México*. Instituto de Ecología, Xalapa, Veracruz, Mexico.
52. HLPE. 2013. *Investing in smallholder agriculture for food security. A report by the High Level Panel of Experts on Food Security and Nutrition of the Committee on World Food Security*, Rome.
53. Hartel, T., Fagerholm, N., Torralba, M., Balázsi, Á., & Plieninger, T. (2018). *Social-Ecological System Archetypes for European Rangelands*. Rangeland Ecology & Management.
54. Jiménez-Ferrer, G., López-Carmona, M., Nahed-Toral, J., Ochoa-Gaona, S., & de Jong, B. (2008). Árboles y arbustos forrajeros de la región norte-tzotzil de Chiapas, México. *Veterinaria México*, 39(2), 199-2213.
55. Jose, S., & Dollinger, J. (2019). Silvopasture: a sustainable livestock production system. *Agroforestry systems*, 93(1), 1

56. Liu, J., Dietz, T., Carpenter, S. R., Alberti, M., Folke, C., Moran, E., ... & Ostrom, E. (2007). Complexity of coupled human and natural systems. *science*, 317(5844), 1513-1516.
57. Lowder, S. K., Skoet, J., & Singh, S. (2014). What do we really know about the number and distribution of farms and family farms in the world. Background paper for the State of Food and Agriculture, 8, 1-45.
58. Maass, J. 1995. "Conversion of tropical dry forest to pasture and agricultura." In S. Bullock, H. et al. *Seasonally dry tropical forests*. New York: Cambridge University Press.
59. Maass J.M., Balvanera P., Castillo A., Daily G.C., Mooney H.A., Ehrlich P., Quesada M., Miranda A., Jaramillo V.J., García-Oliva F., Martínez-Yrizar A., Cotler H., López-Blanco J., Pérez-Jiménez A., Búrquez A., Tinoco C., Ceballos G., Barraza L., Ayala R. & Sarukhán J. 2005. Ecosystem services of tropical dry forest: insights from long-term ecological and social research on the Pacific Coast of Mexico. *Ecology and Society*, 10, 17.
60. Maass, M., Ahedo-Hernández, R., Araiza, S., Verduzco, A., Martínez-Yrizar, A., Jaramillo, V. J., ... & Sarukhán, J. (2017). Long-term (33 years) rainfall and runoff dynamics in a tropical dry forest ecosystem in western Mexico: Management implications under extreme hydrometeorological events. *Forest Ecology and Management*.
61. Mahecha, L. 2002. El silvopastoreo: una alternativa de producción que disminuye el impacto ambiental de la ganadería bovina. *Revista Colección Ciencias Pecuarias*. 15: 226-231. Mathevet, R., Thompson, J. D., Folke, C., & Chapin, F. S. (2016). Protected areas and their surrounding territory: socioecological systems in the context of ecological solidarity. *Ecological Applications*, 26(1), 5-16.
62. Mora, F. 2015. Cambios temporales y espaciales en la estructura y diversidad de la vegetación y en los almacenes de carbono de bosques tropicales secos secundarios en la región de Chamela, Jalisco. PhD. Tesis. Universidad Nacional Autónoma de México.
63. Mora, F., M. Martínez-Ramos, G. Ibarra-Manríquez, A. Pérez-Jiménez, J. Trilleras, and P. Balvanera. 2015. Testing Chronosequences through Dynamic Approaches: Time and Site Effects on Tropical Dry Forest Succession. *Biotropica* 47(1):38-48.
64. Mora, F., P. Balvanera, E. García-Frapolli, A. Castillo, J. M. Trilleras, D. Cohen-Salgado, and O. Salmerón. 2016. Trade-offs between ecosystem services and alternative pathways toward sustainability in a tropical dry forest region. *Ecology and Society* 21(4):45.
65. Morales-Barquero, L., Borrego, A., Skutsch, M., Kleinn, C., & Healey, J. R. 2015. Identification and quantification of drivers of forest degradation in tropical dry forests: A case study in Western Mexico. *Land Use Policy*, 49, 296-309.
66. Moreno-Calles, A., V.J. Galicia-Luna, A. Casas, V.M. Toledo, M. Vallejo-Ramos, D. Santos-Fita y A. Camou-Guerrero, 2014. La Etnoagroforestería: El estudio de los sistemas agroforestales tradicionales en México. *Etnobiología*, 12 (3): 1-16.
67. Murgueitio, E., Z. Calle, F. Uribe, A. Calle, & B. Solorio. 2011. "Native trees and shrubs for the productive rehabilitation of tropical cattle." *Forest Ecology and Management* 261 1654-1663.
68. Murgueitio, E., Flores, M. X., Calle, Z., Chará, J. D., Barahona, R., Molina, C. H., & Uribe, F. 2015. Productividad en sistemas silvopastoriles intensivos en América Latina. *Sistemas Agroforestales. Funciones productivas, socioeconómicas y ambientales. Serie Técnica Informe Técnico*, 402, 59-101.
69. Nair, R. 1993. *An Introduction to Agroforestry*. Editorial Kluwer Academic Publishers, Norwell Estados Unidos. pp. 13-155.
70. Nahed-Toral, J., Valdivieso-Pérez, A., Aguilar-Jiménez, R., Cámara-Cordova, J., & Grande-Cano, D. (2013). Silvopastoral systems with traditional management in southeastern Mexico: a prototype of livestock agroforestry for cleaner production. *Journal of Cleaner Production*, 57, 266-279.
71. Nava & Larraguivel, J. 1982. *El Desarrollo Agroindustrial y la Ganadería en México*.
72. Navarro, G. H., A. S. Santiago, A. S. Musálem, H. L. Vibrans, A. O. Pérez. 2012. "La diversidad de especies útiles y sistemas agroforestales." *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 18 (1): 71-86
73. Noguera F.A., Vega J.H., García-Aldrete A.N. & Quesada M. 2002. *Historia Natural de Chamela*. Instituto de Biología, UNAM, México.

74. Olivares-Pérez J, Avilés-Nova F, Albarrán-Portillo B, Rojas-Hernández S, Castelán-Ortega OA (2011). Identificación, usos y medición de leguminosas arbóreas forrajeras en ranchos ganaderos del sur del estado de México. *Trop. Subtrop. Agroecosyst.*, 14(2), 739-748. <http://redalyc.uaemex.mx/src/inicio/ArtPdfRed.jsp?iCve=93918231039>
75. Ostrom. 2009. A General Framework for Analyzing Sustainability of Social-Ecological Systems. *Science* 325, 419
76. Palma, J. M. (2006). Los sistemas silvopastoriles en el trópico seco mexicano. *Archivos Latinoamericanos de Producción Animal*, 14(3), 95-104.
77. Patton, M. Q. 2002. *Qualitative research and evaluation methods*. Sage Publications, London, UK .
78. Pech, N. 2010. "Es nuestra empresa porque la hemos hecho prosperar y de eso queremos vivir en un futuro..." Organización ejidal y manejo de recursos naturales en la costa yucateca. Mérida: Tesis de Maestría en Ciencias (Ecología Humana)-CINVESTAV -IPN.
79. Pérez, E. H. M. 2011. Necesidades de información para el manejo de los recursos socio-ecosistemas en la región de Chamela-Cuixmala, Jalisco. Tesis de maestría. UNAM
80. Peters, C.M. 2011. Economic botany and management potential of Neotropicsl seasonally dry forests. En: Dirzo, R., Young, H.S., Mooney, H.A., Ceballos, G. (eds.) *Seasonally Dry Tropical Forests. Ecology and Conservation*, pp. 239-257. Island Press, Washington DC, USA.
81. Plieninger, T., & Huntsinger, L. (2018). Complex Rangeland Systems: Integrated Social-Ecological Approaches to Silvopastoralism. *Rangeland Ecology & Management*.
82. Ponce, H. R., Sosa, M. M. R. A., & Fernández, M. A. P. 2012. Producción y comercialización de ganado y carne de bovino en el estado de Veracruz. Disponible en línea. http://www.nuttropic.com/publicaciones/produccion_y_comercializacion_de_la_carne_veracruz_vf.pdf
83. Reed, M. S., Evely, A. C., Cundill, G., Fazey, I., Glass, J., Laing, A., ... & Stringer, L. C. (2010). What is social learning?. *Ecology and society*, 15(4).
84. Rodríguez, DI, G. Anríquez, y JL Riveros. 2016. Seguridad alimentaria y ganadera: el caso de América Latina y el Caribe. *Ciencia e Investigación Agraria* 43 (1): 5-15. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-16202016000100001>
85. Roellig, M., Costa, A., Garbarino, M., Hanspach, J., Hartel, T., Jakobsson, S., ... & Varga, A. (2018). Post Hoc Assessment of Stand Structure Across European Wood-Pastures: Implications for Land Use Policy. *Rangeland Ecology & Management*.
86. SAGARPA & INIFAP. 2011. Ajuste de carga animal en tierras de pastoreo. Manual de capacitación. Folleto No.4 Unidad Técnica Especializada Pecuaria.
87. Sánchez-Azofeifa, G., M. Quesada, P. Cuevas-Reyes, A. Castillo, & G. Sánchez-Montoya. 2009. "Land cover and conservation in the area of influence of the Chamela-Cuixmala Biosphere Reserve, Mexico." *Forest Ecology and Management*, 907-912.
88. Sánchez-Velásquez, L. R., Hernández, G., Carranza, M., Pineda-López, M. R., Cuevas, R., & Aragón, F. 2002. Estructura arbórea del bosque tropical caducifolio usado para la ganadería extensiva en el norte de la Sierra de Manantlán, México: Antagonismo de usos. *Polibotánica*, 13, 25-46.
89. Schlueter, M., McAllister, R. R. J., Arlinghaus, R., Bunnefeld, N., Eisenack, K., Hoelker, F., ... & Stöven, M. 2012. New horizons for managing the environment: A review of coupled social-ecological systems modeling. *Natural Resource Modeling*, 25(1), 219-272.
90. Seddaiu, G., Bagella, S., Pulina, A., Cappai, C., Salis, L., Rossetti, I., ... & Roggero, P. P. (2018). Mediterranean cork oak wooded grasslands: synergies and trade-offs between plant diversity, pasture production and soil carbon. *Agroforestry systems*, 92(4), 893-908.
91. Shelton HM. (2000). Tropical forage tree legumes in agroforestry systems. UNASYLVA-FAO 51 (1) 25-32. www.fao.org/WAICENT/FAOINFO/AGRICULT/AGP/AGPC/doc/Present/Shelton/default.htm
92. SIAP (Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera). 2016. Atlas Agroalimentario 2016. Disponible en línea <https://www.gob.mx/siap/acciones-y-programas/atlas-agroalimentario-2016>
93. SIAP (Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera). 2017. Producción ganadera. Disponible en línea. <https://www.gob.mx/siap/acciones-y-programas/produccion-pecuaria>.

94. Soler, R., Peri, P. L., Bahamonde, H., Gargaglione, V., Ormaechea, S., Herrera, A. H., ... & Pastur, G. M. (2018). Assessing knowledge production for agrosilvopastoral systems in South America. *Rangeland Ecology & Management*.
95. Steinfeld, H., Gerber, P., Wassenaar, T., Castel, V., Rosales, M., & De Haan, C. 2009. La larga sombra del ganado: Problemas ambientales y opciones. FAO.
96. Suárez-Domínguez, H., & López-Tirado, Q. 1996. La ganadería bovina productora de carne en México. Situación actual. Universidad Autónoma Chapingo. Departamento de Zootecnia.
97. Surová, D., Ravera, F., Guiomar, N., Sastre, R. M., & Pinto-Correia, T. (2018). Contributions of Iberian Silvo-Pastoral Landscapes to the Well-Being of Contemporary Society. *Rangeland Ecology & Management*.
98. Tauro, A., Gómez-Baggethun, E., García-Frapolli, E., Chavero, E. L., & Balvanera, P. (2018). Unraveling heterogeneity in the importance of ecosystem services: individual views of smallholders
99. Toledo, V. M. 2005. La memoria tradicional: la importancia agroecológica de los saberes locales. *Leisa Revista de agroecología*, 20(4), 16-19.
100. Toledo, V. 2006. "Ecología, sustentabilidad y manejo de recursos naturales: la investigación científica a debate." En Oyama, K. & A. Castillo. *Manejo, conservación y restauración de recursos naturales en México: Perspectivas desde la investigación científica*. México: Siglo Veintiuno Editores.
101. Trejo, I. 2005. "Análisis de la diversidad de la Selva baja caducifolia en México." En: Halffter et al. *Sobre Diversidad Biológica. Monografías 3er Milenio*, vol. 4.
102. Trejo, I., & R. Dirzo, 2000. "Deforestation of seasonally dry tropical forest: a national and local analysis in Mexico." *Biological Conservation* 94 (2):133-142.
103. Trilleras, J. 2008. "Análisis Socio-Ecológico del Manejo, Degradación y Restauración del Bosque Tropical Seco de la Región de Chamela-Cuixmala, México." México: Tesis de Maestría, UNAM.
104. Trilleras, J. M., V. J. Jaramillo, E. V Vega, and P. Balvanera. 2015. Effects of livestock management on the supply of ecosystem services in pastures in a tropical dry region of western Mexico. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 211:133-144.
105. Trilleras, J. M., V. J. Jaramillo, E. V Vega, and P. Balvanera. 2015. Effects of livestock management on the supply of ecosystem services in pastures in a tropical dry region of western Mexico. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 211:133-144.
106. Van der Ploeg, J. D., & Ventura, F. (2014). Heterogeneity reconsidered. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 8, 23-28
107. Wilmer, H., Derner, J. D., Fernández-Giménez, M. E., Briske, D. D., Augustine, D. J., Porensky, L. M., & CARM Stakeholder Group. (2018A). Collaborative adaptive rangeland management fosters management-science partnerships. *Rangeland Ecology and Management*, 71(5), 646-657.
108. Wilmer, H., Augustine, D. J., Derner, J. D., Fernández-Giménez, M. E., Briske, D. D., Roche, L. M., ... & Miller, K. E. (2018B). Diverse management strategies produce similar ecological outcomes on ranches in western great plains: Social-Ecological assessment. *Rangeland Ecology & Management*, 71(5), 626-636.