



UNIVERSIDAD DE GUADALAJARA

Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias

**Diversidad florística y servicios
ecosistémicos del bosque
tropical caducifolio y
subcaducifolio de Sierra de
Vallejo, Nayarit**

**Tesis
que para obtener el grado de
Maestra en Ciencias en
Biosistemática y Manejo de
Recursos Naturales y Agrícolas**

**Presenta
Joanna Jazmín Suárez Torres**

Zapopan, Jalisco

Enero de 2020



UNIVERSIDAD DE GUADALAJARA

Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias

Diversidad florística y servicios ecosistémicos del bosque tropical caducifolio y subcaducifolio de Sierra de Vallejo, Nayarit

Tesis

que para obtener el grado de

**Maestra en Ciencias en Biosistemática y
Manejo de Recursos Naturales y
Agrícolas**

Presenta

Joanna Jazmín Suárez Torres

Dra. Sandra Quijas Fonseca

DIRECTORA

Zapopan, Jalisco

Enero de 2020



UNIVERSIDAD DE GUADALAJARA

Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias

Diversidad florística y servicios ecosistémicos del bosque tropical caducifolio y subcaducifolio de Sierra de Vallejo, Nayarit.

Por

Biól. Joanna Jazmín Suárez Torres

Maestría en Ciencias en Biosistemática y Manejo de Recursos Naturales y Agrícolas

Aprobado por:

Dra. Sandra Quijas Fonseca
Director de Tesis e integrante del jurado

03.01.2020
Fecha

Dra. Melanie Kolb
Asesor del Comité Particular e integrante del jurado

12.12.2019
Fecha

Dra. María Esther Quintero Rivero
Asesor del Comité Particular e integrante del jurado

20.12.2019
Fecha

Dr. Pablo Carrillo Reyes
Asesor del Comité Particular e integrante del jurado

13.12.2019
Fecha

Dr. Miguel Ángel Muñoz Castro
Sinodal e integrante del jurado

10.01.2020
Fecha

A mis padres

AGRADECIMIENTOS

Esta tesis fue escrita gracias al apoyo del Programa Nacional de Posgrados de Calidad (PNPC) del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) con la beca asignada CVU: 855501 a quien se le da un cordial agradecimiento. Así mismo, a la Maestría en Ciencias en Biosistemática y Manejo de Recursos Naturales y Agrícolas (BIMARENA), tanto a la coordinadora, la Dra. Patricia Zarazua, como a todo el cuerpo académico involucrado en mi ingreso al posgrado y a todos los profesores de las asignaturas y seminarios que asistí.

Un especial agradecimiento a mi directora de tesis, la Dra. Sandra Quijas Fonseca, por confiar en mi para el desarrollo de este proyecto de tesis, el cual ha sido un desafío para ambas, pero del cual estamos muy satisfechas de haberlo logrado.

De igual manera quiero agradecer a mi comité particular, la Dra. Melanie Kolb, por permitirme realizar una estancia académica con ella en el Instituto de Geografía de la UNAM, el Dr. Pablo Carrillo-Reyes, por darme un espacio en el herbario y su apoyo en la identificación de los ejemplares colectados, la Dra. Esther Quintero, por la asesoría brindada a lo largo del desarrollo de este proyecto durante los tutoriales y finalmente en la escritura de este documento, de igual manera agradezco al Dr. Miguel Ángel Muñiz quien fue el último que se integró a dicho comité, por sus puntuales sugerencias y correcciones al documento.

Un profundo agradecimiento a mis compañeras y compañeros de campo, que sin ellos y el apoyo brindado durante este proyecto de tesis este no habría sido posible: Amairany, Yosuki, Angie, Tahamara, Elenita, Janeth, Jazmín, Omar, Armando, Luis, Dennis y Obed, así como a los ejidos y sus trabajadores y/o dueños de los sitios donde se realizaron los muestreos: Ejido Valle de Banderas (Rogelio Becerra), Ejido Úrsulo Galván (Prisciliano), Ejido El Guamúchil (Abel Galván), Ejido La Peñita de Jaltemba (Audel Cazares Mendoza y Juan José Villanueva), Ejido Nuevo Ixtlán (Secundino Reina González), Ejido Altavista (Lorenzo), Ejido Fortuna de Vallejo (José Gómez García), Ejido Higuera Blanca (Juan Manuel Pelayo Pelayo) y Ejido El Colomo (Misael González).

Agradezco a mis compañeros de herbario por su apoyo, así como por brindarme información valiosa para lograr la identificación de las colectas realizadas y por hacer más amenas las horas de trabajo a Juvenal, Karina y Reina.

Agradezco a la Organización para Estudios Tropicales (OET), así como a la coordinación de curso ETC, Sofí, Fernando, Jenny, por permitirme asistir a uno de los cursos que más han marcado mi vida académica y sin duda mi vida personal, quiero agradecer a las 24 personas con las que compartí este curso por haberme enseñado tanto a lo largo de esas 6 semanas compartidas, como lo mencioné en uno de mis blogs, florecer con ustedes fue una de las experiencias más lindas de mi vida, ¡Pura Vida!

Y finalmente quiero agradecer a una de las partes más importantes de mi vida a mi familia: mis padres que me han enseñado a lo largo de estos dos años a ser positiva, aunque las situaciones por las que estemos pasando sean difíciles, a mi hermana por su apoyo y sus palabras de aliento y a mis sobrinos por hacerme reír cuando lo necesito.

ÍNDICE

RESUMEN	9
INTRODUCCIÓN	11
ANTECEDENTES	18
HIPOTESIS	22
OBJETIVOS	23
MATERIALES Y MÉTODOS	24
Área de estudio	24
Selección de los sitios de bosque tropical caducifolio (BTC) y subcaducifolio (BTsubC)	25
Procesamiento y análisis de mapas de percepción remota.....	27
Manejo y pérdida del hábitat	28
Índices de fragmentación del paisaje	31
Censos de vegetación en fragmentos	32
Diversidad florística de leñosas	33
Servicios ecosistémicos	34
Contribución de las especies leñosas a la provisión total del servicio ecosistémico	36
Análisis de datos	36
RESULTADOS	41
Manejo-pérdida del hábitat	41
Fragmentación del paisaje.....	43
Diversidad florística de leñosas	44
Servicios ecosistémicos	45
Hipótesis 1. Efecto del manejo-pérdida del hábitat y la fragmentación del paisaje sobre la diversidad florística y la potencial provisión de servicios ecosistémicos.....	46
Hipótesis 2. Relación de la diversidad florística de leñosas y la provisión potencial de los servicios ecosistémicos.	48
Hipótesis 3. Contribución de las especies leñosas a la provisión total del servicio ecosistémico	49
DISCUSIÓN	53
Manejo-pérdida del hábitat y fragmentación del paisaje en Sierra de Vallejo	53
Diversidad florística de leñosas y servicios ecosistémicos en Sierra de Vallejo.....	55
Efectos del manejo-pérdida del hábitat y la fragmentación del paisaje sobre la diversidad florística de leñosas y la provisión de los servicios ecosistémicos	57
Relación de la diversidad florística de leñosas y la provisión de los servicios ecosistémicos	60

Contribución de las especies leñosas al total del servicio ecosistémicos	60
CONCLUSIONES.....	63
REFERENCIAS	64
ANEXOS.....	81

RESUMEN

Los bosques tropicales, en los cuales se incluyen los caducifolios y subcaducifolios, albergan una gran diversidad de especies leñosas, además de conformar los ecosistemas terrestres con la tercera mayor extensión territorial a nivel mundial. En la actualidad estos ecosistemas se encuentran amenazados por el cambio de cobertura vegetal y uso del suelo. Estos cambios generan el manejo-pérdida del hábitat y la fragmentación del paisaje, con efecto sobre la biodiversidad, el funcionamiento de los ecosistemas y, por ende, en los servicios o beneficios que las poblaciones humanas obtienen de estos. El objetivo de este estudio fue evaluar la diversidad florística de leñosas y la provisión de servicios ecosistémicos (SE) de los bosques tropicales de Sierra de Vallejo, Nayarit, considerando el manejo-pérdida del hábitat, así como la fragmentación del paisaje como procesos que afectan el área de estudio. Dentro del Área Natural Protegida de Sierra de Vallejo, Nayarit, se realizaron censos de vegetación en 15 sitios de bosque tropical caducifolio (BTC) y subcaducifolio (BTsubC). Para los individuos leñosos con diámetro a la altura del pecho (DAP) ≥ 3 cm, se obtuvo su identidad taxonómica, DAP y altura total. La diversidad florística se muestra con los valores de número efectivo total de especies (q_0), número efectivo de especies del orden 1 y 2 (q_1 y q_2). Se cuantificaron los SE de madera, leña y almacenaje aéreo de carbono. El manejo-pérdida de hábitat a escala local se caracterizó con las variables de intensidad de uso y años de manejo y porcentaje de apertura de dosel, mientras que a escala de paisaje se obtuvo el porcentaje de cobertura vegetal del suelo. La fragmentación del paisaje se caracterizó con el cociente perímetro/área del fragmento, la forma del fragmento y el efecto de borde. Se probó el efecto del manejo-pérdida del hábitat y la fragmentación del paisaje sobre la diversidad florística de leñosas y los SE aplicando relaciones lineales, análisis de varianza y modelos lineales generalizados (GLM). La contribución de cada especie a la provisión total de los SE se obtuvo a través de la abundancia relativa de las especies. Los sitios mostraron un número total de especies (q_0) entre 16 a 43, número efectivo de especies del orden 1 (q_1) entre 7 a 20 y del orden 2 (q_2) de 4 a 14. La provisión potencial de madera varió de 106.8 a 2665.7 m³/ha, la de leña de 0.013 a 0.402 Ton/ha y el almacenaje aéreo de carbono presentó valores entre los 2.2 a 38.8 Ton/ha. Cuando las variables se categorizaron, la intensidad y años de manejo tuvieron efectos negativos sobre el número efectivo de especies leñosa del orden 1 y 2 (q_1 y q_2), mientras que los sitios con menor apertura del dosel al metro 50 (<10 %) tienen una mayor cantidad de

leña por unidad de superficie. El almacenaje aéreo de carbono fue afectado negativamente por la apertura del dosel y el efecto de borde, y positivamente por el cociente perímetro/área. La diversidad florística de leñosas no mostró tener una relación con la provisión de los SE. Para los tres servicios ecosistémicos cuantificados, de un total de 169 especies y morfoespecies, son pocas las especies (de 6 a 29) que presentan una alta contribución a los servicios ecosistémicos (de 36 a 51 %). Baja fragmentación y evidente manejo-pérdida de hábitat en varios de los sitios dentro de la Sierra de Vallejo son resultado del uso del suelo y manejo realizado desde hace más de medio siglo, debido a la selección de especies por los dueños y trabajadores de los sitios. El ganado que se encuentra dentro de los sitios de Sierra de Vallejo es aprovechado por los dueños y sus familias, es una actividad de subsistencia, por lo que la densidad del ganado dentro de los sitios es baja, lo que evita la pérdida de cobertura y permite entender porque se ha conservado el bosque tropical caducifolio y subcaducifolio en la región.

INTRODUCCIÓN

Los bosques tropicales, en los cuales se incluyen los caducifolios (BTC) y subcaducifolios (BTsubC), albergan la mayor diversidad de especies leñosas y presentan la tercera mayor extensión territorial en el mundo (Ferry-Slik et al., 2015, Portillo-Quintero & Sánchez-Azofeifa, 2010). A nivel mundial, el 42 % de la vegetación tropical pertenece a BTC y BTsubC (Miles et al., 2006), mientras que en Latinoamérica representan alrededor del 47 % (Banda-R et al., 2016). Los bosques tropicales de Latinoamérica pueden albergar entre 19 a 25 mil especies de árboles (Ferry-Slik et al. 2015); en particular en los BTC y BTsubC se han registrado 6,958 especies leñosas de más de 3 m de altura, excluyendo lianas y trepadoras (Banda-R et al., 2016). En Mesoamérica, el BTC tiene una extensión de 13.4 a 20.4 millones de ha (Miles et al., 2006, Portillo-Quintero & Sánchez-Azofeifa, 2010). Una gran extensión de estos bosques ha sido modificada, calculando que su vegetación primaria ha sido reducida a un 25-36 % de su extensión original (Dirzo et al., 2011).

En México, los BTC y BTsubC abarcaban aproximadamente el 26 % del territorio nacional, pero actualmente solo representan el 16 %, principalmente como bosques tropicales en sucesión o secundarios (Challenger & Soberón, 2008). Se estima que la flora de México tiene 23,500 especies (Villaseñor, 2016), de la cual un poco más de 11,000 especies vegetales se encuentran en BTC y BTsubC (Challenger & Soberón, 2008). El 73 % de las especies en estos bosques son endémicas al país (Banda-R et al., 2016), con un 25 % a nivel de género y 45 % a nivel de especie (Rzedowski, 1998, Challenger & Soberón, 2008).

Los BTC y BTsubC proveen una amplia variedad de servicios ecosistémicos derivados de la diversidad florística presente en ellos (Calvo-Rodríguez et al., 2016, Quijas et al., 2019). Los servicios ecosistémicos se definen como todos los beneficios que las personas obtienen de los ecosistemas (MAE, 2003). Entre los servicios ecosistémicos que se han cuantificado se encuentran los servicios de provisión, como los alimentos cultivados o silvestres, la madera, la leña; de los servicios de regulación, como el almacenaje y secuestro de carbono, regulación de plagas y enfermedades, regulación de la erosión de los suelos, regulación de la cantidad y calidad del agua; de los servicios de soporte, como el ciclo de nutrientes y formación del suelo; y de los servicios culturales, como son el turismo y recreación, la belleza escénica, entre otros (MAE 2005, Balvanera & Maass, 2010, Maass et al., 2005).

La pérdida de hábitat y su fragmentación ha llevado a los BTC y BTsubC a ser los ecosistemas más amenazados de México (Quesada et al., 2009, Maass et al., 2010). La pérdida del hábitat se define como la transformación (Fahring, 2003) y deterioro (Fischer & Lindenmayer, 2007) de los ecosistemas naturales a escala local. La pérdida de hábitat se puede dar de manera natural, sin embargo, actualmente es causada principalmente por actividades antrópicas (Fischer & Lindenmayer, 2007). El hábitat se define como la suma de las condiciones ambientales de un sitio determinado, que es ocupado por un organismo, población o comunidad (Morrone & Escalante, 2012). En este sentido, ambos procesos, tanto la transformación en términos de la configuración espacial y la cantidad de hábitats, como el deterioro o calidad del hábitat, describen la pérdida del hábitat. Las causas naturales de la pérdida del hábitat en los bosques tropicales son huracanes (Laurance & Curran, 2008) sequías (Corlett, 2016) y solo el 1 % se da a causa de incendios naturales (FAO, 2001, CONAFOR, 2010); mientras que la pérdida del hábitat por causas de origen antrópico está dada por el cambio de cobertura original a uso de suelo, como tierras de cultivo de riego o temporal, plantaciones, tierras de agostadero para la ganadería y para asentamientos humanos rurales (Maass et al., 2010, Portillo-Quintero & Sánchez-Azofeifa, 2010) e incendios provocados (Maass et al 2010).

Una vez que la pérdida del hábitat sobrepasa un umbral se genera la fragmentación del paisaje, aunque en ocasiones la fragmentación del paisaje per se es independiente de la cantidad de hábitat (Fahring 2017). La fragmentación del paisaje, o también llamada fragmentación del hábitat, se define como el proceso durante el cual grandes extensiones de hábitat son reducidas y/o son destruidas parcial o totalmente, lo que genera patrones del hábitat a escala de paisaje resultado de los efectos del proceso, que son la base de la mayoría de las medidas cuantitativas de fragmentación, como son la reducción, la disminución y el aislamiento de los parches de hábitat, dentro de los ecosistemas naturales (Fahrig, 2003, Fahring, 2017). Varias de las causas naturales o antrópicas que producen pérdida de hábitat también producen fragmentación. Las causas naturales son los huracanes (Laurance & Curran, 2008) y los incendios (FAO, 2001, CONAFOR, 2010), mientras que las causas de origen antrópico son el cambio de uso de suelo (Rosete-Vergés et al., 2008, Sánchez-Azofeifa & Portillo-Quintero, 2010), la ganadería intensiva (Maass et al., 2010), la agricultura (Maass et al., 2010), la creación de presas a partir del cauce de ríos (Maass et al., 2010, Sánchez-

Azofeifa & Portillo-Quintero, 2010), la apertura de carreteras para el rápido acceso entre las ciudades (Maass et al., 2010, Sánchez-Azofeifa & Portillo-Quintero, 2010, Laurance et al., 2009) y la expansión de las ciudades (Sánchez-Azofeifa & Portillo-Quintero, 2010).

El manejo y la pérdida del hábitat en BTC y BTsubC suelen ser caracterizados por distintas variables a nivel local y de paisaje (Fig. 1). A nivel local, las variables que han sido utilizadas para evaluar el deterioro del hábitat son años de manejo e intensidad de manejo (Trilleras-Motha, 2008), medidas por los años en que se realiza una actividad productiva (p. ej. cultivos y/o ganadería) y la frecuencia con la que se realiza (Maass et al., 2010). A nivel de paisaje, las variables más usadas son el porcentaje de cobertura vegetal, que es la cantidad de vegetación natural remanente (Castelán-Vega et al., 2007), la tasa de cambio de uso de suelo, que hace referencia a cuánto se ha perdido a través de los años de la cobertura original (Farfán-Gutiérrez et al., 2016), el cambio de cobertura, que describe si la vegetación sigue siendo la misma después de algunos años o ha ocurrido algún cambio en la vegetación original (Rosete-Vergés et al., 2008).

La fragmentación del paisaje suele ser cuantificada por características propias del fragmento, resultado del efecto del proceso de fragmentación del hábitat (Fahrig, 2003, Ibáñez et al., 2014, Vogt et al., 2007). Estas características de los fragmentos a escala de paisaje son el efecto de borde, que es el área del fragmento de hábitat que se encuentra a lo largo de todo su perímetro; área en la cual se presentan cambios físicos (temperatura, humedad, viento y entrada de luz), biológicos (distribución, riqueza y abundancia de especies) y condiciones edáficas dinámicas, todo esto determinado por la transición entre el bosque nativo y la comunidad vegetal inducida adyacente (Peña-Becerril et al., 2005; Nava-Cruz, 2006; Laurance & Curran, 2008); el área de fragmento, que es la cantidad de área de hábitat (Hernández-Ruedas et al., 2014) y/o la superficie que ocupa un fragmento en el paisaje; el perímetro del fragmento, que es el contorno de la superficie del fragmento; la forma del fragmento presente dentro del bosque, la cual puede ser compacta o irregular y la conectividad o distancia entre fragmentos (Ibáñez et al., 2014, Mitchell et al., 2013, Vogt et al., 2007).

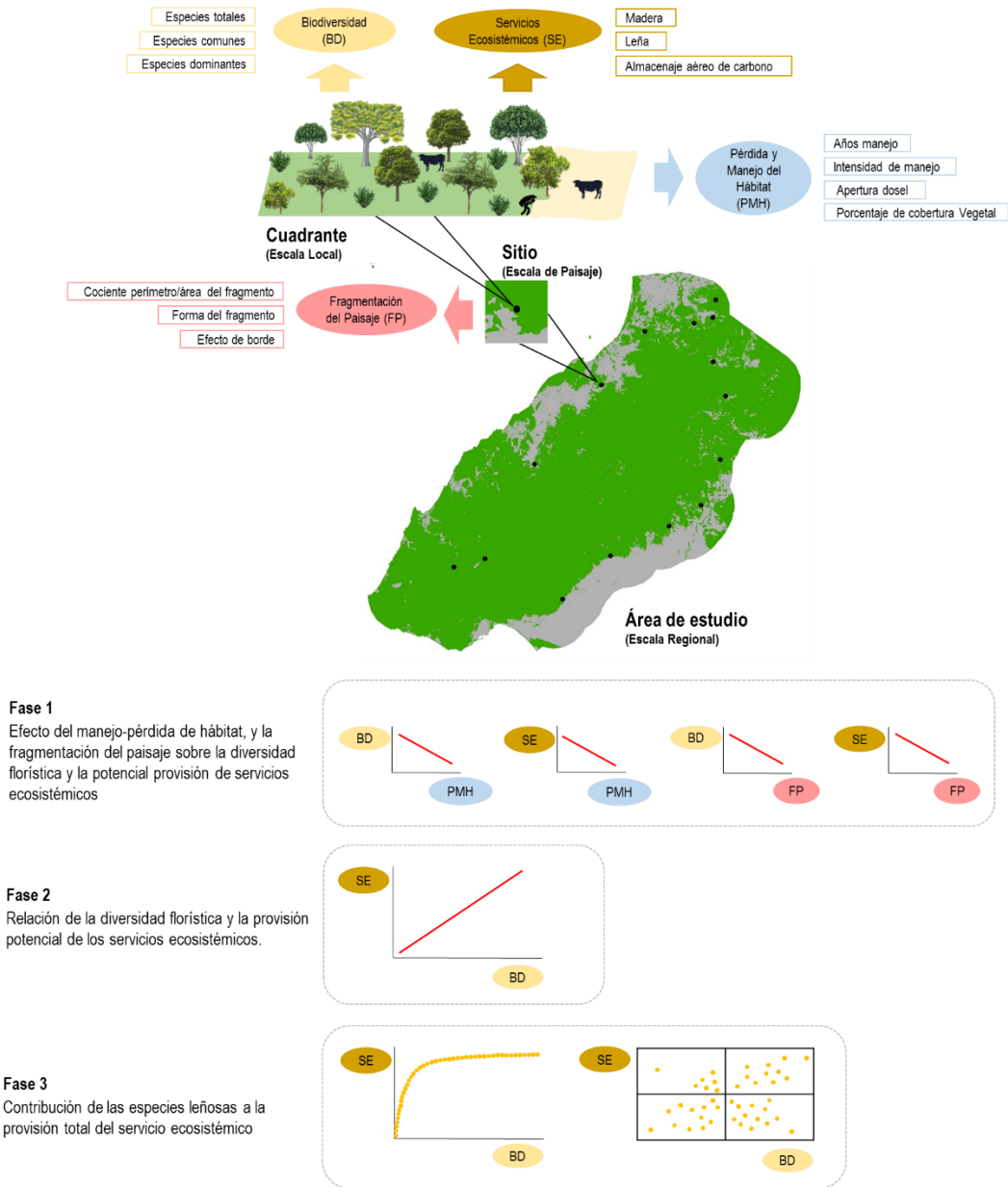


Figura 1. Marco conceptual del efecto del manejo-pérdida de hábitat y la fragmentación del paisaje sobre la biodiversidad y la provisión potencial de servicios ecosistémicos en bosques tropicales a escala local y de paisaje. Se muestran las fases que comprenden este trabajo. En las gráficas de la Fase 1 y 2, las líneas rojas (pendiente) muestran las hipótesis a probar en esta tesis, basadas en la literatura consultada.

La respuesta de la diversidad florística a la pérdida del hábitat y la fragmentación del paisaje (Fig. 1) se ha mostrado en diversos trabajos (Phillips et al., 2017, Fahring, 2017, Pfeifer et al., 2014, Mori et al., 2016, Rozendaal et al., 2019). La diversidad florística tiene dos componentes: la riqueza (número de especies) y la abundancia (número de individuos) de especies (Phillips et al., 2017, Ewers & Didham, 2006). Las variables de pérdida de hábitat más utilizadas para relacionarlas con la diversidad florística son el porcentaje de cobertura vegetal (van Oudenhoven, 2015), años de manejo (Zermeño-Hernández et al., 2015), intensidad de manejo (Alkemade et al., 2013) y la apertura de dosel (Quinteros et al., 2010, Morales-Arias et al., 2018). Mientras que, para la fragmentación del paisaje, las variables que han sido utilizadas para relacionarse con la diversidad florística son el área del fragmento, el número de fragmentos, el efecto de borde y la distancia entre fragmentos (Ibáñez et al., 2014, Mitchell et al., 2013, Mitchell et al., 2015b, Vogt, et al., 2007).

Actualmente existe escasa evidencia que muestre cómo la pérdida del hábitat y la fragmentación del paisaje afecta la generación de los distintos tipos de servicios ecosistémicos (Fig. 1; Dobson et al., 2006, Lamy et al., 2016, Laforteza, et al., 2009, Mitchell et al., 2014). Una de las variables de pérdida de hábitat que han sido más relacionada con la provisión de los servicios ecosistémicos es el porcentaje de cobertura vegetal (Mitchell et al., 2015a, van Oudenhoven, 2015, van Oudenhoven, 2012). El área del fragmento, el efecto de borde y la distancia entre fragmentos, son variables descriptoras de la fragmentación del paisaje y que han sido relacionadas con la provisión de los servicios ecosistémicos (Lamy et al., 2016, Mitchell et al., 2015, Kremen et al., 2007, Mori et al., 2016). En particular, se ha mostrado la relación de la pérdida del hábitat y la fragmentación del paisaje sobre los servicios de regulación de plagas (Kremen et al., 2007) y polinización (Kremen et al., 2007), así como a los servicios de soporte como la productividad primaria (Dobson et al., 2006, Haddad et al., 2015). Actualmente, se reconoce la falta de estudios empíricos que consideren múltiples servicios y su respuesta ante distintas características de los fragmentos (Kremen et al., 2007, Lamy et al., 2016), estudios en distintos ecosistemas terrestres, altamente fragmentados y destruidos (Mori, et al., 2016), como suelen ser el BTC y BTsubC.

Dentro de los BTC y BTsubC, se ha encontrado que la provisión de los servicios ecosistémicos se encuentra en función de la riqueza y abundancia vegetal presente en ellos

(Fig. 1; Sullivan et al., 2017, Felipe-Lucia et al., 2018, Harrison et al., 2014, Lamb, 2018, Quijas et al., 2019). Las áreas o sitios con una mayor riqueza y abundancia son capaces de proveer una mayor cantidad de uno o varios servicios ecosistémicos (Felipe-Lucia et al., 2018, Harrison et al., 2014). Esta provisión de servicios ecosistémicos de la vegetación puede ser muy diversa, pero algunos de los servicios que se han citado son el almacenaje y secuestro de carbono, madera, leña, regulación climática y regulación de eventos extremos (Balvanera et al., 2010, Calvo-Rodríguez et al., 2016, Quijas et al., 2019).

Dentro de los servicios ecosistémicos más ampliamente cuantificados en los BTC y BTsubC son el almacenaje de carbono (Soto-Correa et al., 2019, Mori et al., 2016; Quijas et al., 2019) y la cantidad de madera (Ordóñez-Díaz, 2015, Martínez-Harms, 2010; Quijas et al., 2019). En ambos servicios se muestra cómo la riqueza de especies provee el servicio, o cómo el diámetro de los árboles aporta al servicio. Sin embargo, existen pocos estudios en los que se muestra cómo la riqueza y la abundancia de especies contribuye a la provisión de los servicios ecosistémicos (Balvanera et al., 2005, Soto-Correa et al., 2019; Quijas et al., 2019).

Ante la acelerada pérdida y fragmentación de los BTC y BTsubC (Portillo-Quintero & Sánchez-Azofeifa, 2010) y la creciente demanda de servicios ecosistémicos generados por estos bosques (Peters, 2010), el objetivo de este trabajo es evaluar la diversidad florística y la provisión de servicios ecosistémicos del bosque tropical caducifolio y subcaducifolio de Sierra de Vallejo, Nayarit, considerando que la pérdida de hábitat y la fragmentación del paisaje son procesos que afectan el área de estudio. A la fecha, son pocos los estudios en Sierra de Vallejo, se ha caracterizado la composición y la estructura de las comunidades de plantas (Bravo-Bolaños et al., 2016, Martínez & Ceballos, 2010) y animales (Figueroa-Esquivel & Puebla-Olivares, 2014, González-Medina et al., 2016), y existiendo una falta de información sobre el funcionamiento y los servicios ecosistémicos que los bosques proveen en esta Sierra, principalmente estudios derivados de la vegetación.

En esta tesis se ponen a prueba las hipótesis planteadas en estudios previos sobre el efecto que la pérdida del hábitat y fragmentación del paisaje tienen sobre la riqueza y abundancia de especies (Ibáñez et al., 2014, Fähring et al., 2017) y los servicios ecosistémicos (Mitchell et al., 2014). Las hipótesis se ponen a prueba con datos de riqueza, abundancia y atributos estructurales de la vegetación del BTC y BTsubC. La importancia del BTC y

BTsubC radica en su elevada riqueza florística en Latinoamérica, con al menos 6,958 especies leñosas de más de 3 m de altura, excluyendo lianas y trepadoras (Banda-R et al., 2016), representada por aproximadamente 147 familias (Mayle, 2004, Banda-R et al., 2016). Las especies arbóreas de los BTC y BTsubC presentan características estructurales particulares, como son áreas basales y alturas menores que en los bosques tropicales perennifolios (Murphy & Lugo, 1986). En general, la dinámica biológica de los BTC y BTsubC se encuentra restringida principalmente por la disponibilidad de agua; debido a esto, presentan una máxima productividad primaria durante la época de lluvias, mientras que en la época seca se mantienen niveles bajos de productividad (Janzen, 1988, Murphy & Lugo, 1986, Pennington et al., 2000, Mayle, 2004).

ANTECEDENTES

A la fecha, se cuenta con una mayor cantidad de información sobre el efecto de la pérdida del hábitat sobre la diversidad florística. A escala de paisaje y a partir del uso de mapas satelitales, se ha evaluado el cambio y pérdida de los tipos de coberturas vegetales a través de los años (Loveland et al., 2002, Aide et al., 2012, Farfán-Gutiérrez et al., 2016, François-Mas et al., 2017), encontrándose un efecto negativo del porcentaje de cobertura vegetal natural (llamada matriz contrastante en el estudio) sobre la riqueza y abundancia de especies leñosas del sotobosque con DAP de entre 1 a 2.5 cm (Hernández-Ruedas et al., 2018). A escala local, se ha encontrado que a más años e intensidad de manejo se da un efecto negativo sobre la diversidad florística debido a que se evita la regeneración natural dentro de los sitios (Trilleras-Motha, 2008, Trilleras-Motha et al., 2015). Esto a su vez tiene un efecto negativo sobre la estructura y composición de la comunidad vegetal, debido a que suele favorecerse solo la presencia de ciertas especies y con ciertos tamaños, como es el caso de la palma *Astrocaryum mexicanum* que llega a presentar alturas de hasta ocho metros (Hernández-Ruedas et al., 2018).

Aunque se ha avanzado mucho en los estudios de la pérdida del hábitat sobre la diversidad florística, son escasos los estudios que han relacionado esto con la provisión de servicios ecosistémicos. Se ha encontrado que la intensidad de manejo tiene un efecto negativo en la generación de diversos servicios de regulación, como la fertilidad del suelo y almacenaje de carbono y servicios de provisión como la producción de forraje (Trilleras et al., 2015). Así mismo se ha propuesto que los servicios de soporte, o también llamados procesos y funciones ecosistémicos, se ven afectados de manera negativa por la pérdida de hábitat, lo cual depende de la especie perdida y su nivel trófico (Dobson et al., 2006).

En general, se sabe que la pérdida de hábitat lleva principalmente a la reducción y calidad del bosque, seguido de la conectividad del bosque y cambios en las condiciones ambientales, la pérdida del intercambio genético debido a la falta de conectividad del bosque e interacciones de las poblaciones de plantas y animales, la disminución de las poblaciones de plantas y animales, la alteración de las interacciones entre especies y comunidades de plantas y animales presentes a escala regional y de paisaje, lo que conlleva a la posterior fragmentación del paisaje (Fahrig, 2003, Pérez et al., 2007, Carpenter, 2009). Por lo tanto, la pérdida del hábitat y la fragmentación del paisaje no solo tiene efectos sobre la riqueza y

abundancia sino también sobre el funcionamiento de los ecosistemas, y por ende, en los servicios o beneficios que las poblaciones obtienen de estos (Kremen et al., 2007).

Los estudios sobre la fragmentación del paisaje han mostrado su efecto negativo sobre la diversidad florística, debido a que genera una reducción en el tamaño de las poblaciones a nivel regional (Santos & Tellería, 2006). La predicción de la reducción de la riqueza y abundancia de especies vegetales presente dentro de los fragmentos está basada en la relación con el área del fragmento (Pimm et al., 1995, Pimm & Brooks, 2000, Dirzo & Raven, 2003, Sohdi et al., 2004, Wright & Muller-Landau, 2006). Otras variables descriptoras de la fragmentación del paisaje que han sido evaluadas son el efecto de borde y la distancia entre fragmentos, ambas han mostrado tener un efecto negativo sobre la diversidad florística (Benítez-Malvido & Martínez-Ramos, 2003, Tischendorf et al., 2005, Nava-Cruz, 2006, Ibáñez et al., 2014), aunque también algunas especies como *Cedrela odorata* han mostrado un efecto positivo (Vargas-Vázquez et al., 2019).

Son pocos los estudios empíricos que abordan el efecto de la fragmentación del paisaje sobre los servicios ecosistémicos. Una síntesis cuantitativa de 15 estudios empíricos sobre el efecto de la conectividad del paisaje en la provisión de servicios de regulación, mostró que la pérdida de conectividad entre fragmentos del paisaje afecta negativamente la provisión de los servicios de polinización y regulación de plagas (Bianchi et al., 2006, Mitchell et al., 2013). Un estudio de campo mostró además que la distancia entre el bosque y los fragmentos aislados tuvo efectos distintos en la provisión de múltiples servicios, como son la producción de cultivos, regulación de plagas, descomposición, almacenaje de carbono, fertilidad del suelo y regulación de la calidad del agua; por ejemplo, la regulación de plagas se maximiza en fragmentos junto al bosque, mientras que la producción de cultivos se maximizó a distancias intermedias del bosque (Mitchell et al., 2014).

Un estudio basado en simulaciones muestra como la fragmentación del paisaje, resultado de la transformación antrópica causada por ser humano, afecta la provisión hipotética de servicios (Mitchell et al., 2015a). El estudio predice que la fragmentación del paisaje tiene fuertes efectos en la provisión de servicios, indicando como se va dando la pérdida del servicio cuando la fragmentación del paisaje va aumentando, mostrando además la tendencia (rápida, media, lenta) en la que se pueden perder los servicios. Así mismo, se ha propuesto un marco conceptual que considera explícitamente los vínculos entre la fragmentación del

paisaje, la oferta potencial de servicios y el flujo de los servicios a los beneficiarios (Mitchell et al., 2015a). Este mismo estudio propone que el grado de fragmentación del paisaje tiene efectos positivos sobre la riqueza y abundancia de plantas y animal, considerada la biodiversidad como un servicio, o efectos negativos para los servicios de polinización y la dispersión de semillas. Este estudio propone diversas hipótesis a comprobar sobre los efectos de la fragmentación en la provisión de servicios.

Los estudios sobre la relación entre la diversidad florística y los servicios ecosistémicos han mostrado que aquellos sitios con mayor riqueza y abundancia de especies son sitios con una alta provisión de servicios ecosistémicos (Balvanera et al., 2006, Quijas et al., 2010, Harrison et al., 2014, Lamb, 2018). Las plantas dentro del BTC y BTsubC son de las principales proveedoras de servicios ecosistémicos y la mayoría de estos servicios se encuentran en función de su riqueza y abundancia de especies vegetales, presentando así una relación positiva con servicios como la regulación climática (Balvanera, 2012, Maes et al., 2016), el secuestro de carbono y almacenaje de carbono (Jaramillo et al., 2011, Conti & Díaz 2013), la madera (Martínez-Harms, 2010, Balvanera, 2012, Ordóñez-Díaz, 2015), la leña (Maes et al., 2016, Martínez-Harms, 2010), la polinización (Jha & Kremen, 2013) y la regulación de la erosión de los suelos (Maass et al., 2005, Genet et al., 2010, Balvanera & Maass, 2010, Pohl et al., 2012, Wang et al., 2014). Actualmente la diversidad florística presente dentro de los ecosistemas se encuentra amenazada y por ende la provisión de estos servicios, esto principalmente por la pérdida de hábitat y la fragmentación del paisaje, la explotación excesiva de las especies vegetales, la invasión de especies nocivas y el cambio climático (Díaz et al., 2019).

Se ha avanzado en entender como las especies vegetales contribuyen a través de su abundancia a la provisión de uno o varios servicios ecosistémicos dentro de los bosques tropicales. Soto-Correa et al., (2019) muestran como cada una de las especies contribuye a la provisión del servicio sin tomar en cuenta la abundancia de especies, solo su identidad. En tanto que Balvanera et al., (2005) muestran la contribución relativa de las especies leñosas al servicio de almacenaje aéreo de carbono, siendo pocas las especies que contribuyen con el mayor porcentaje del servicio, mientras que la mayoría de las especies, con poco abundancia o raras, contribuyen con una mínima fracción del almacenaje aéreo de carbono. Recientemente se ha planteado la importancia de considerar la contribución de las especies

raras en la provisión de los servicios ecosistémicos, sobre todo considerando que la mayoría de las especies en todos los ecosistemas son raras en alguna forma. Se asume que las especies raras frecuentemente contribuyen poco a los servicios, pero la literatura acumulada plantea que pueden contribuir sustancialmente a algunos servicios en una variedad de formas, entre estas, las contribuciones directas e indirectas a través de las interacciones de especies y la presencia de características funcionales únicas (Dee et al., 2019). El conocimiento de cuando y en que medida las especies, ya sean abundantes o raras, pueden contribuir a los servicios es importante para identificar situaciones en las cuales múltiples objetivos de conservación, proteger a la biodiversidad y proveer a otros servicios ecosistémicos, están más o menos alineados.

HIPOTESIS

Hipótesis 1

Se espera que el manejo-pérdida manejo del hábitat y la fragmentación del paisaje tengan un efecto negativo sobre la diversidad florística de leñosas y la potencial provisión de los servicios ecosistémicos de madera, leña y almacenaje aéreo de carbono, es decir, que sitios con más años de manejo, con una mayor intensidad de manejo, una mayor apertura del dosel y una alta pérdida o transformación de la cobertura vegetal presenten una baja riqueza de especies leñosas y menor provisión potencial de servicios ecosistémicos en Sierra de Vallejo, Nayarit (Fig. 1, Fase 1).

Hipótesis 2

Se espera que con el incremento de la diversidad florística de leñosas se incremente la provisión potencial de los servicios ecosistémicos, debido a que, al haber un mayor número de especies leñosas, cada una de estas aporta a la mayor magnitud del servicio en el sitio (Fig. 1, Fase 2).

Hipótesis 3

Debido a que las especies presentan diferencia en su abundancia relativa entre los sitios, se espera que la contribución de las especies leñosas a la provisión total del servicio ecosistémico sea distinta, en donde las especies menos abundantes tengan una contribución baja a la provisión del servicio con respecto a las especies más abundantes (Fig. 1, Fase 3).

OBJETIVOS

General

Evaluar la diversidad florística de leñosas y la provisión de servicios ecosistémicos del bosque tropical caducifolio y subcaducifolio de Sierra de Vallejo, Nayarit, considerando del manejo-pérdida del hábitat, así como la fragmentación del paisaje como procesos que afectan el área de estudio.

Particulares:

- Cuantificar la diversidad florística de leñosas (número efectivo del total de especies, número efectivo de especies comunes y número efectivo de especies dominantes) y la provisión de algunos servicios ecosistémicos (leña, madera y almacenaje aéreo de carbono) de Sierra de Vallejo, Nayarit, a partir del censo de vegetación y la medición de atributos estructurales en los cuadrantes de muestreo.
- Determinar si en Sierra de Vallejo, Nayarit el manejo (años e intensidad de manejo de los sitios) y la pérdida (apertura de dosel en el sitio y porcentaje de cobertura vegetal) del hábitat, así como la fragmentación del paisaje representada por medio del cociente perímetro/área del fragmento, forma del fragmento y efecto de borde, están relacionados con la diversidad florística de leñosas y la provisión de servicios ecosistémicos.
- Determinar si existe una relación entre la diversidad florística de leñosas y la provisión de los servicios ecosistémicos dentro de Sierra de Vallejo, Nayarit, considerando el manejo-pérdida del hábitat y la fragmentación del paisaje como procesos que pueden afectar de manera negativa la relación.
- Determinar la contribución de la diversidad florística de leñosas, en función de su abundancia relativa de las especies, a la provisión total de los servicios ecosistémicos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La Sierra de Vallejo se encuentra en la zona sur del estado de Nayarit, localizada en la zona donde coinciden las provincias fisiográficas: Sierra Madre del Sur y Eje Neovolcánico Transversal (INEGI, 2019, CONANP, 2012) (Fig. 2). El área se encuentra entre las coordenadas extremas 20°08-21°08'latitud N y 104°97- 105°17 longitud O, como parte del Área Natural Protegida con carácter de Área de Protección de Recursos Naturales Sierra de Vallejo-Río Ameca (CONANP, 2012). Esta área es de especial interés por la mezcla de varios tipos de vegetación, entre los que se encuentran el bosque tropical caducifolio (BTC) y subcaducifolio (BTsubC) de los cuales Sierra de Vallejo ocupa el 60 % de la superficie, además presenta bosque espinoso, manglar, palmar y vegetación acuática (Martínez & Ceballos, 2010, CONANP, 2012). El área de estudio comprende un área de 1,016.46 Km², presentando clima cálido subhúmedo con lluvias todo el año, precipitación total anual superior a 1,200 mm, temperatura media anual mayor a 22 °C, y altitudes de los 0 a 1,400 msnm, con 20 comunidades o poblaciones humanas.

Dentro del área de Sierra de Vallejo, las principales causas del manejo-pérdida de hábitat son el desmonte de selvas para actividades agrícolas y ganaderas (Gómez-Mora et al., 2005). Asociado a esto se encuentra el uso de agroquímicos que a largo plazo modifican la calidad de los suelos (Nava-Cruz, 2010). En las últimas dos décadas se han desarrollado complejos turísticos que ha generado la destrucción del ecosistema debido a las construcciones de infraestructura para servicios de transporte terrestre como carreteras y caminos pedestres, así como el crecimiento de asentamientos urbanos, provocando así la fragmentación del paisaje (Bravo-Bolaños et al., 2016, Figueroa-Esquivel et al., 2010, Martínez y Ceballos, 2010). Los cambios a escala local, representados por el manejo-pérdida del hábitat, y escala de paisaje, mostrados por la fragmentación del hábitat, han generado cambios en la estructura y composición de las comunidades bióticas presentes en la región.

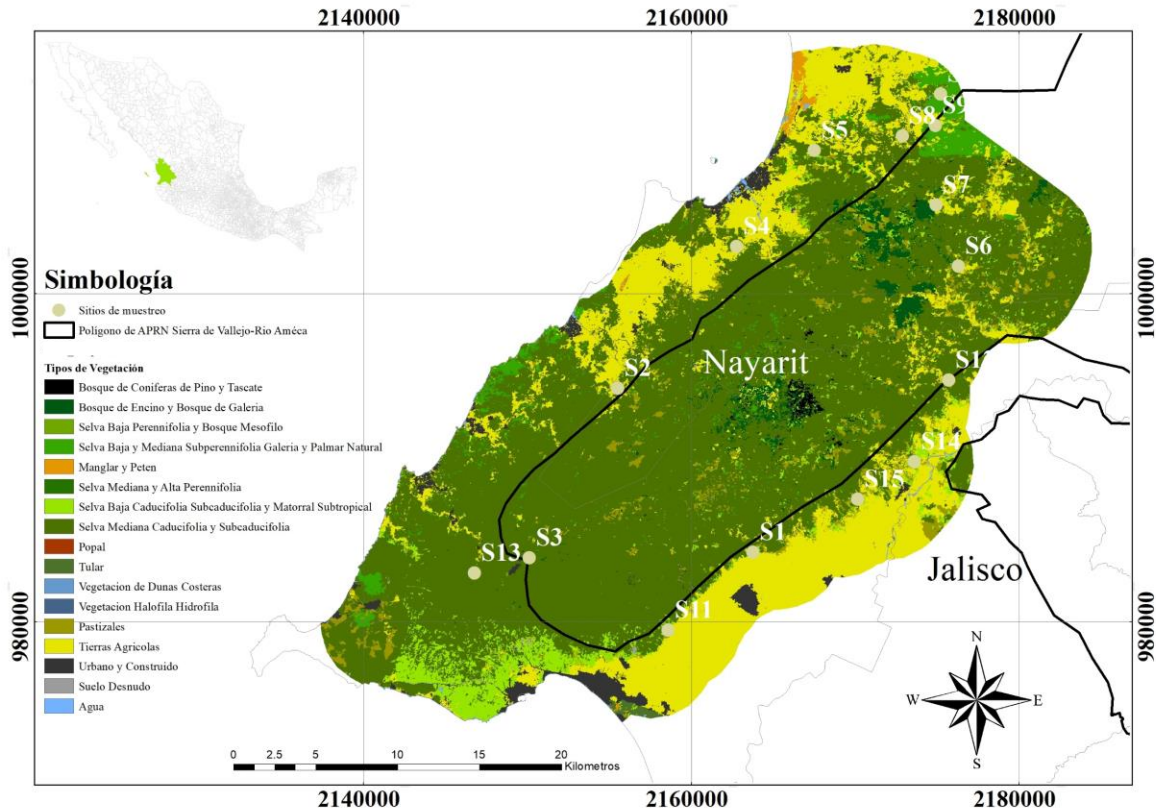


Figura 2. Delimitación del área de estudio en la Sierra de Vallejo, Nayarit, considerando la ubicación de los sitios censados. El polígono negro corresponde al Área Natural Protegida Sierra de Vallejo (CONANP, 2012), mientras que el polígono del área de estudio presenta los 13 tipos de vegetación (CONABIO, INEGI, 2018).

Selección de los sitios de bosque tropical caducifolio (BTC) y subcaducifolio (BTsubC)

Se seleccionaron 15 sitios que estuvieran dentro de fragmentos de BTC y BTsubC dentro del polígono de Sierra de Vallejo (Tabla 1), basados en imágenes de percepción remota del programa informativo Google Earth. Los criterios para seleccionar un sitio fueron: i) una distancia mínima de 3 km entre sitios seleccionados, ii) sitios solo con vegetación de BTC y BTsubC, descartando aquellos sitios que presentaran vegetación secundaria o de sucesión, y iii) sitios de fácil acceso. De los sitios seleccionados, 13 estuvieron dentro de fragmentos de BTC y BTsubC con manejo evidente, mientras que 2 sitios se ubicaron dentro de BTC y BTsubC conservado o sin manejo.

Tabla 1. Características geográficas y tipos de vegetación de los 15 sitios censados en Sierra de Vallejo, Nayarit. BTC= bosque tropical caducifolios, BTsubC= bosque tropical subcaducifolios.

Clave del sitio	Localidad más cercana al sitio	Municipio	Localización geográfica	Altitud (msnm)	Tipo de bosque
S1	Valle de Banderas	Bahía de Banderas	20°49'53.78"N, 105°14'48.67"O	108	BTsubC
S2	Úrsulo Galván	Bahía de Banderas	20°55'3.56"N, 105°19'43.92"O	74	BTsubC
S3	El Guamúchil	Bahía de Banderas	20°49'27.94"N, 105°22'50.29"O	394	BTsubC
S4	La Peñita de Jaltemba	Bahía de Banderas	20°59'56.50"N, 105°15'45.58"O	95	BTC
S5	La Peñita de Jaltemba	Bahía de Banderas	21°3'23.17"N, 105°13'6.57"O	85	BTsubC
S6	Las Cañadas	Bahía de Banderas	20°59'34.35"N, 105° 7'55.63"O	217	BTsubC
S7	Cardoncillos	Compostela	21° 1'30.90"N, 105° 8'48.02"O	386	BTsubC
S8	Altavista	Compostela	21° 4'2.82"N, 105° 9'59.77"O	169	BTsubC
S9	Altavista	Compostela	21°4'22.37"N, 105° 8'48.01"O	295	BTsubC
S10	Altavista	Compostela	21°6'7.30"N, 105° 8'37.81"O	419	BTsubC
S11	Valle de Banderas	Bahía de Banderas	20°47'18.40"N, 105°17'54.89"O	101	BTC
S12	Fortuna de Vallejo	Bahía de Banderas	20°55'53.05"N, 105° 8'8.62"O	142	BTsubC
S13	San Quintín	Bahía de Banderas	20°48'55.64"N, 105°24'44.03"O	251	BTC
S14	El Colomo	Bahía de Banderas	20°53'3.48"N, 105° 9'3.36"O	95	BTsubC
S15	El Colomo	Bahía de Banderas	20°51'46.56"N, 105°11'1.50"O	92	BTsubC

Procesamiento y análisis de mapas de percepción remota

Para obtener información sobre la fragmentación del BTC y BTsubC a escala de paisaje, escala a la cual no se puede medir de manera directa el proceso, y obtener los valores de las características que lo describe, se realizó el procesamiento de un mapa de percepción remota, el cual se obtuvo del sistema de MADMEX 4.0 y procesado por la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) y el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). El mapa base MADMEX 4.0 fue generado de una imagen RapidEye con un tamaño del píxel de 5×5 m para el año 2015, con 32 clases de tipos de vegetación y uso del suelo (CONABIO, INEGI, 2018). Para el análisis de las variables de fragmentación a escala de paisaje, se recortó un mapa con un área aproximada de 33 por 33 kilómetros (1018.5 Km^2) del mapa base, que representa el área de estudio, mapa que posteriormente fue reclasificado en dos categorías: i) bosque, que cubre un área de 745.9 Km^2 , categoría que agrupo 13 tipos de vegetación presentes en el área de estudio y ii) no bosque, que cubre un área de 270.6 Km^2 , categoría que agrupó las zonas urbanas, el suelo desnudo, áreas de cultivo y pastizales inducidos (Fig. 3). Una vez reclasificada la imagen en estas dos categorías, se ubicaron los sitios seleccionados sobre el mapa considerando el centro del cuadrante, el cual fue el punto georeferenciado.

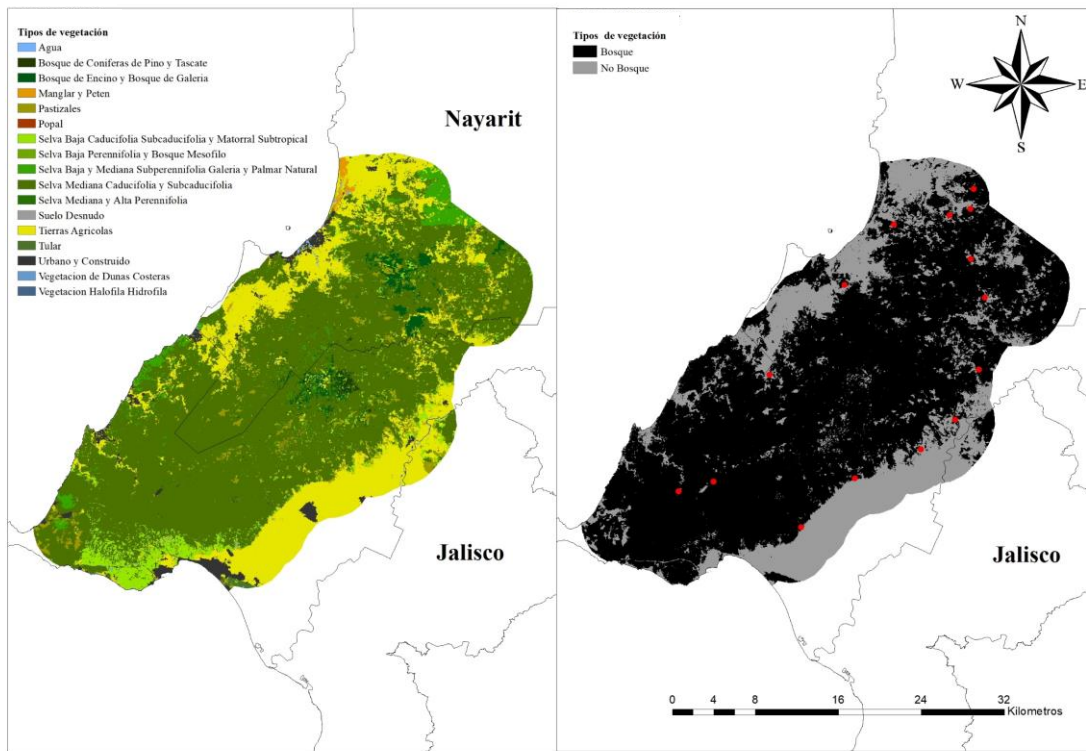


Figura 3. Polígono de Sierra de Vallejo, Nayarit. Mapa de la izquierda considera la cobertura del suelo 2015 (CONABIO, INEGI, 2018) y el mapa de la derecha esta reclasificado en bosque y no bosque.

Manejo y pérdida del hábitat

La información de las variables de manejo-pérdida de hábitat se obtuvo tanto a escala local como del paisaje (Tabla 2). A escala local, se realizaron encuestas semi-estructuradas a cada uno de los propietarios de los sitios en donde se realizaron los censos de vegetación (Anexo 1). De esta información, se obtuvo la información para las variables de años e intensidad de manejo. La información de la variable de apertura de dosel fue calculada directamente en campo y durante los censos de vegetación en los cuadrantes de vegetación (20 × 50 m). Para la apertura del dosel, se utilizó un densiómetro esférico, en el cual mide el porcentaje de apertura del dosel, a partir de considerar la densidad forestal aérea. El densiómetro se coloca a una altura de 1.30 m del suelo y una distancia aproximada de 30 cm del observador. La lectura de los datos se realizó en tres puntos (coordenadas X, Y) a lo largo del cuadrante: a) 10, 0; b) 10, 25 y c) 10, 50. En cada punto se tomaron cuatro lecturas, una lectura por

dirección Norte, Sur, Este y Oeste. Los valores de apertura de dosel del bosque van de cero (dosel cerrado) a 100 % (sin dosel). Finalmente, la variable de porcentaje de cobertura vegetal fue calculada a partir de trazar un área buffer alrededor de los sitios en los cuales se censó la vegetación (Fig. 4). El buffer consideró una distancia lineal de 250×250 m a partir del punto central del cuadrante realizado, y con dirección hacia los cuatro puntos cardinales (N, S, E y O). El porcentaje de cobertura vegetal fue obtenido con el software Fragstats v4.2.1.

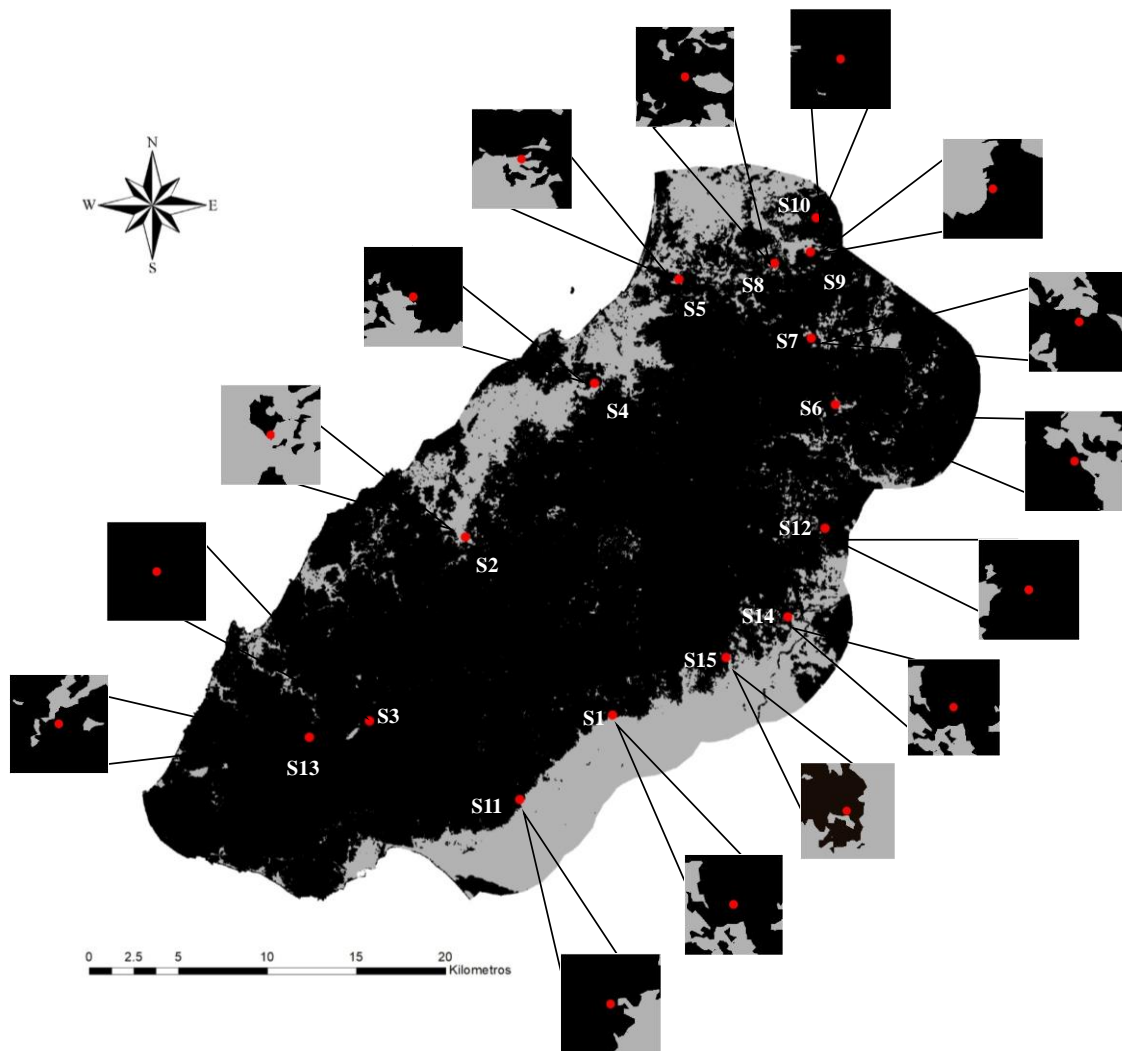


Figura 4. Acercamiento a los sitios censados (punto rojo) y su buffer (250×250 m) dentro del bosque tropical en Sierra de Vallejo, Nayarit.

Tabla 2. Variables de manejo-pérdida de hábitat e índices de fragmentación considerados en este trabajo. En paréntesis se muestra la abreviación usada para cada una de las variables y usada en las figuras.

Proceso en el paisaje	Variables e índices	Definiciones	Fuente
Manejo-pérdida del hábitat (PH)	Años de manejo (am)	Número de años en los que se ha realizado una actividad productiva en un sitio con bosque	Entrevistas
	Intensidad de manejo (im)	Frecuencia con la que se realiza una actividad productiva en un sitio con bosque	
	Apertura del dosel al metro 0 (ad ₀)	Porcentaje del dosel que permite el paso de luz al suelo y el sotobosque al inicio del cuadrante, en la coordenada 10, 0 m	Densiómetro manual en campo Balslev et al., 2010
	Apertura del dosel al metro 25 (ad ₂₅)	Porcentaje del dosel que permite el paso de luz al suelo y el sotobosque al centro del cuadrante, en la coordenada 10, 25 m	
	Apertura del dosel al metro 50 (ad ₅₀)	Porcentaje del dosel que permite el paso de luz al suelo y el sotobosque al final del cuadrante, en la coordenada 10, 50 m	
Porcentaje de cobertura vegetal natural (% cv)	Cantidad de cobertura natural de bosque	Cobertura del suelo 2015 (CONABIO, INEGI, 2018), Fragstats (Fragstat v.4.2.1)	
Fragmentación del paisaje (FP)	Cociente perímetro / área del fragmento (pf/af)	Medida simple de la complejidad de la forma, pero sin estandarización a una forma euclidiana simple. Esta métrica como índice de forma varía con el tamaño del parche.	Cobertura del suelo 2015 (CONABIO, INEGI, 2018), Fragstats (Fragstat v.4.2.1)
	Forma del fragmento (ff)	Muestra lo compacto o irregular que puede ser las áreas fragmentadas de bosque dentro de un área delimitada.	Cobertura del suelo 2015 (CONABIO, INEGI, 2018), Fragstats (Fragstat v.4.2.1)
	Efecto de borde (eb)	Área de influencia del efecto de borde en el fragmento que se asume que ocurren los cambios. La <i>magnitud</i> del eb está relacionada principalmente con la intensidad del cambio microclimático en los bordes en relación con el área central del parche. La extensión del eb es la amplitud o profundidad espacial dentro del área del parche que alcanzan estos cambios.	Cobertura del suelo 2015 (CONABIO, INEGI, 2018), Guidos Toolbox 2.7

Índices de fragmentación del paisaje

Para mostrar la variación espacial de los atributos del fragmento dentro del paisaje se definió un área buffer alrededor de los sitios en los cuales se censó la vegetación (Fig. 4). El buffer utilizado para los índices de fragmentación es el mismo que se utilizó en el porcentaje de cobertura vegetal, descrito en la sección anterior. Los programas Fragstats v4.2.1 y Guidos Toolbox 2.7 se utilizaron para obtener los índices de fragmentación para los buffers por sitio de estudio (Tabla 2). La imagen de entrada para Guidos Toolbox debió tener las siguientes características: i) formato ráster, ii) tipo BYTES (8 bits), y iii) contener mínimo dos clases; mientras que la imagen de entrada para Fragstats debió estar en formato ráster (8 bits) y con un script (formato .txt) que describió las clasificaciones de la imagen de entrada.

Actualmente se utilizan más de 30 índices para el efecto de la fragmentación del paisaje (Biodiversity Indicators Partnership, 2010, Ibáñez et al., 2014, Fragstat, 2015, Guidos Toolbox, 2017), pero en este trabajo solo se seleccionaron cuatro de ellos, los cuales fueron el área del fragmento, perímetro del fragmento, forma del fragmento y efecto de borde del fragmento. La selección de estos cuatro índices de fragmentación se realizó después de la revisión de varios artículos de síntesis (Ibáñez et al., 2014, Fahrig, 2017, Phillips et al., 2017), estudios de caso (Mitchell et al., 2014, Benítez-Malvido & Martínez-Ramos, 2003, Hernández-Ruedas et al. 2014, Hernández-Rueda et al., 2018) y marcos conceptuales (Fahrig, 2003, Mitchell et al., 2015a, Mitchell et al., 2015b) en los que se evaluaba la fragmentación sobre las comunidades vegetales y la provisión de servicios ecosistémicos.

El perímetro se obtuvo con el programa Fragstats v4.2.1 y es una métrica a nivel de parche o fragmento en el cual se colocaron los sitios de muestreo; el perímetro toma en cuenta solo el borde de los fragmentos, calculado en metros lineales (m). El área del fragmento se obtuvo con el programa Fragstats v4.2.1 y es una métrica a nivel de parche, es decir, métrica definida para parches individuales. El área del fragmento calcula el área desde el interior del parche por medio de celdas presentes, obteniendo como resultado el área de cada parche de vegetación en metros cuadrados (m²). Una vez obtenidas estas dos métricas, se decidió obtener el cociente perímetro/área del fragmento para mostrar la relación del incremento del perímetro dado por el aumento en el área de los fragmentos. La forma del fragmento mide la complejidad de la forma del parche en comparación con una forma estándar (cuadrado) del mismo tamaño y, por tanto, elimina la dependencia de la relación con el coeficiente

perímetro/área del fragmento. Específicamente, la forma se da como el perímetro del fragmento dividido por el perímetro del fragmento o parche cuadrado del mismo tamaño, por ello no presenta unidades y esta medida a nivel de parche o fragmento de interés. Por lo tanto, el índice es igual a 1 (medida base) para parches cuadrados de cualquier tamaño y aumenta sin límite a medida que el parche se vuelve más geoméricamente complejo (Fig. 5). El efecto de borde es el área al interior de cada fragmento, la cual considero la medida de un pixel de resolución y que equivale a 8 metros al interior del fragmento, esto para poder tener una equivalencia con el cuadrante realizado en campo. Este índice se generó en el programa Guidos Toolbox 2.7, el cual calcula el borde de un fragmento completo y no solo del área censada.

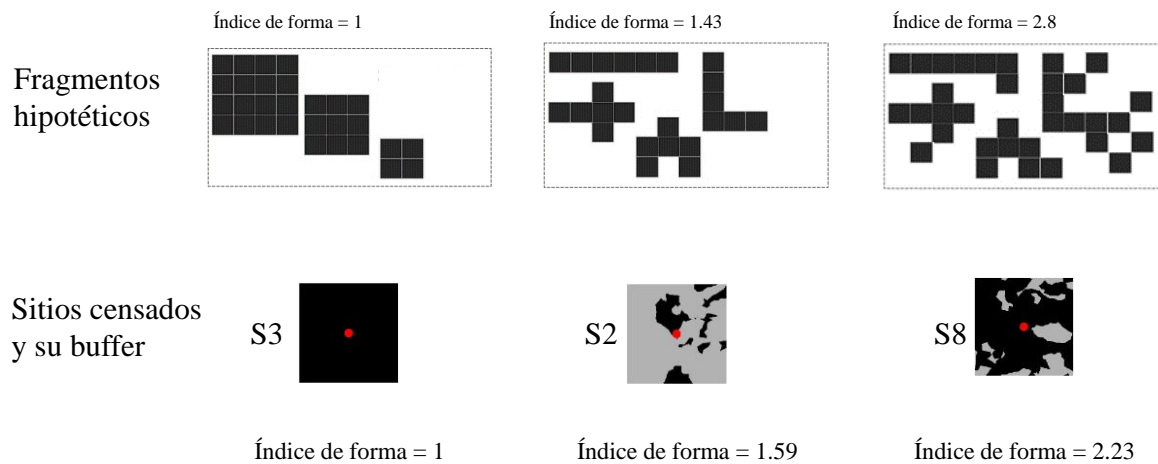


Figura 5. Interpretación del índice de forma del fragmento considerando la complejidad de la forma del parche en comparación con una forma estándar (cuadrado) del mismo tamaño. Los valores del índice de forma para S3, S2 y S8 se reportan en la Fig. 10.

Censos de vegetación en fragmentos

De agosto del 2017 a mayo del 2018, en cada uno de los 15 sitios seleccionados se estableció un cuadrante de 20 m de ancho (paralelo al borde) y 50 m de largo (perpendicular al borde). La medida del cuadrante establecido dentro de los sitios fue determinada para capturar el efecto de borde ($\leq 20\text{m}$), el cual fue evaluado en el bosque tropical caducifolio de Chamela a partir de la cuantificación de distintas variables microclimáticas y de nutrientes del suelo (Cruz-Nava, 2006). El cuadrante de 20×50 m (0.01 ha) se dividió a su vez en subcuadrantes de 10×10 m para detectar los cambios de la vegetación como respuesta al efecto de borde.

En cada cuadrante se censaron e identificaron todos los individuos leñosos y arbustivos con un perímetro a la altura del pecho (PAP) ≥ 10 cm (= DAP ≥ 3 cm). A cada individuo leñoso se le midió el perímetro, el cual se convirtió a área basal (AB). Así mismo, se determinó la altura total (AT) con un medidor laser. Se registró la ubicación de cada individuo con coordenadas X, Y. Los censos de vegetación se realizaron durante los meses de mayor precipitación mensual y máxima producción de hojas, esto con el fin de facilitar la identificación de las especies. Sin embargo, para algunas de ellas se requirió de una segunda salida durante la temporada seca para la colecta de flores y frutos. Esta segunda etapa de censo se realizó solo en cinco fragmentos durante abril del 2018. En el caso de los individuos no identificados en campo se tomaron fotografías digitales y se colectaron ejemplares de herbario para su posterior cotejo con los ejemplares del Herbario Luz María Villarreal de Puga (IBUG), el cual se encuentra en el Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias (CUCBA).

Diversidad florística de leñosas

La diversidad se definió como la cantidad de especies leñosas presentes en los fragmentos de bosque tropical (Laforteza et al., 2009). La diversidad a nivel local, o diversidad alfa, consideró tres estimadores de diversidad verdadera, basados en los Números de Hill, los cuales toman en cuenta el número total de especies y su abundancia dentro del cuadrante. A la fecha, la diversidad alfa es medida por el índice de Shannon, el cual mide la incertidumbre en la identidad de la especie de un individuo elegido al azar dentro de la comunidad, mostrando así las especies comunes dentro de un sitio; y por el índice de Simpson, que mide la probabilidad que dos individuos seleccionados al azar pertenezcan a especies diferentes, mostrando las especies dominantes (Magurran & McGill, 2011).

Sin embargo, los números de Hill comienzan a usarse con mayor frecuencia, debido a que presentan la ventaja de que se expresan en unidades de números efectivos de especies, es decir, el número de especies igualmente abundantes que se necesitarían para dar el mismo valor de una medida de diversidad (Chao et al., 2014). Además, los índices de diversidad clave propuestos en la literatura, incluida la ampliamente utilizada entropía de Shannon y el índice de Simpson, se pueden convertir en números de Hill mediante simples transformaciones algebraicas, lo que hace más fácil su interpretación (Chao & Jost, 2012;

Chao et al., 2014). El análisis fue realizado con iNEXT Online (<https://chao.shinyapps.io/iNEXTOnline/>), en donde se realizaron rutinas de interpolación y extrapolación con 100 aleatorizaciones, para la cobertura de muestreo, utilizando una estandarización en el número de individuo (a 300 individuos). El número de especies efectivas de los tres estimadores de diversidad verdadera (q_0 , q_1 y q_2), se obtuvo a partir de curvas de acumulación de especies, al estandarizar el número de individuos a 300 (Jost, 2006; Moreno et al., 2011).

Estimadores de diversidad verdadera:

- Diversidad de orden cero (q_0) = Número total de especies presentes en un sitio (riqueza específica), insensible a la abundancia de las especies.
- Diversidad de orden 1 (q_1) = Número efectivo de especies en un sitio (exponencial del índice de Shannon), todas las especies son incluidas con un peso exactamente proporcional a su abundancia en la comunidad. Suele denominarse especies comunes ($q=1$) o especies raras ($q<1$).
- Diversidad de orden 2 (q_2) = Número efectivo de especies en un sitio (el inverso del índice de Simpson), toma más en cuenta a las especies más comunes o dominantes.

Servicios ecosistémicos

La elección de los servicios ecosistémicos considerados en este estudio se basó en dos criterios. Primero, la factibilidad de obtener las medidas estructurales de los individuos leñosos en campo, es decir, el diámetro del tronco y la altura total; segundo, que son los servicios para los cuales se cuantifica más frecuentemente su suministro potencial en bosques tropicales caducifolios (Quijas et al., 2019), lo que facilitaría su comparación con estudios previos. A continuación, se definen cada uno de ellos y se muestra como fueron cuantificados a partir de los datos obtenidos en campo.

1. Madera

El servicio ecosistémico de madera se definió como la biomasa aérea de especies vegetales con uso potencial maderable (Martínez-Harms, 2010), cuyos individuos tengan un diámetro a la altura del pecho (DAP) mayor a 10 cm (igual a 30 cm de perímetro a la altura

del pecho). El cálculo de madera considera el valor de área basal y la altura total del individuo, para obtener el volumen maderable (m³) por unidad de superficie (ha), de acuerdo con la siguiente ecuación:

$$\text{Madera (m}^3\text{/ha)} = \sum \text{AB} \cdot \text{h} \quad \text{Ecuación 1}$$

Donde:

AB: Área basal de cada individuo leñoso con DAP > 10 cm (m²)

h: altura total de cada individuo leñoso con DAP > 10 cm (m)

2. Leña

El servicio ecosistémico de leña se definió como toda la biomasa aérea leñosa con uso potencial para biocombustible, considerando solo a los individuos leñosos con un DAP menor a 10 cm (Martínez-Harms, 2010). La biomasa aérea fue calculada con la siguiente ecuación:

$$\text{Leña (t/ha)} = 10^{(-0.5352+0.996(\text{AB}))} \quad \text{Ecuación 2}$$

Donde:

AB: Área Basal (m²)

3. Almacenaje de carbono

El servicio ecosistémico de almacenaje aéreo de carbono se definió como la biomasa aérea acumulada solo en el tronco de las especies leñosas, resultado de la captura de CO² (Martínez-Harms, 2010). El almacenaje aéreo de carbono se calculó a partir de la suma de la biomasa total de cada uno de los individuos leñosos por cada cuadrante, considerando las siguientes ecuaciones:

$$\text{Almacenaje aéreo de carbono (ton/ha)} = 0.5 * \text{Biomasa} \quad \text{Ecuación 3}$$

$$\text{Biomasa} = -0.5352+0.996 (\text{AB}) \quad \text{Ecuación 4}$$

Donde:

AB: Área basal

Contribución de las especies leñosas a la provisión total del servicio ecosistémico

La contribución de cada especie leñosa a la provisión total de cada servicio ecosistémico fue determinada a partir de su abundancia relativa y del aporte de cada individuo de la especie al servicio (Balvanera et al., 2005). La abundancia relativa por especie se calculó con la siguiente ecuación:

$$C_{jx} = n_j \times e_{jx} \quad \text{Ecuación 5}$$

Donde:

C_{jx} : Abundancia relativa por especie que participa en la provisión del servicio

n_j : Abundancia total de la especie

e_{jx} : Total de individuos que proveen el servicio ecosistémico

Mientras que la contribución relativa de cada especie leñosa a la provisión total de cada servicio ecosistémico fue determinada a partir de la siguiente ecuación:

$$r_j = n_j/N \quad \text{Ecuación 6}$$

Donde:

r_j : Contribución relativa al servicio ecosistémico

n_j : Contribución de la especie leñosa al servicio ecosistémico

N : Suministro total del servicio ecosistémico

Análisis de datos

Análisis para la hipótesis 1. Efecto del manejo-pérdida del hábitat y la fragmentación del paisaje sobre la diversidad florística de leñosas y la potencial provisión de servicios ecosistémicos

El efecto del manejo-pérdida del hábitat y la fragmentación del paisaje sobre la diversidad florística de leñosas y los servicios ecosistémicos se determinaron a partir de regresiones simples ajustando modelos lineales, análisis de varianza y modelos lineales generalizados (Burnham y Anderson, 2002, Carrara-Castilleja, 2014). Para las regresiones simples se consideraron como variables independientes el manejo-pérdida del hábitat y los índices de

fragmentación (Tabla 3). Las variables dependientes fueron los estimadores de diversidad florística y los servicios ecosistémicos, para las cuales se determinó si presentaban distribución normal con la Prueba de Shapiro-Wilk, considerando valores de $p < 0.05$. Para determinar que los efectos eran significativos, solo se consideraron las relaciones lineales con valores de $p < 0.05$, para los cuales además se reporta el valor de R^2 ajustada, valores obtenidos en el programa estadístico JMP 8.0 (Proust, 2008).

Otra estrategia para mostrar el efecto sobre la diversidad florística de leñosas y los servicios ecosistémicos fue categorizar de las variables de manejo-pérdida del hábitat y fragmentación del paisaje (Tabla 3). El efecto se mostró a partir un análisis de varianza o prueba de Wilcoxon, dependiendo si las variables de respuesta mostraban distribución normal. Se consideraron valores de $p < 0.05$ para determinar que los efectos eran significativos, obtenidos en el programa estadístico JMP 8.0 (Proust, 2008).

Debido al escaso número de regresiones simples significativas entre el manejo-pérdida del hábitat y los índices de fragmentación con la diversidad florística de leñosas y los servicios ecosistémicos, se realizaron modelos lineales generalizados (GLM, por sus siglas en inglés), por medio del programa estadístico JMP 8.0 (Proust, 2008). En este estudio, los GLM se utilizaron para saber si los valores de diversidad florística de leñosas y la provisión potencial de los servicios ecosistémicos estaban en función de más de una variable del manejo-pérdida del hábitat y/o la fragmentación del paisaje. Se cumplieron los supuestos para realizar el GLM, los cuales fueron: i) evitar correlación entre las variables independientes, por lo que eliminaron dos (apertura de dosel al metro 0 y forma del fragmento); y ii) conocer la distribución de las variables de respuesta para definir la función vinculante (o link), presentándose distribución Normal, Exponencial y Poisson.

Tabla 3. Categorización de variables de manejo-pérdida de hábitat e índices de fragmentación.

Proceso local y/o en el paisaje	VARIABLES INDEPENDIENTES	Rango de datos y unidades	No. categorías
Manejo-pérdida del hábitat	Años de manejo (am)	0 a 60 años	1= Sin manejo 2= Menos de 20 años 3= 21 a 40 años 4= Más de 41 años
	Intensidad de manejo (im)	0 a 8 meses	1= Sin manejo (sin actividad productiva) 2= 4 meses de manejo 3= 8 meses de manejo
	Apertura del dosel al metro 0 (ad_0)	0 a 100 %	
	Apertura del dosel al metro 25 (ad_{25})	0 a 100 %	1 = 0 a 10 2 = 10.1 a 20 3 = 20.1 a 100
	Apertura del dosel al metro 50 (ad_{50})	0 a 100 %	
	Porcentaje de cobertura (% cv)	0 a 100 %	1= 17 a 75 2= 75.1 a 100
Fragmentación del paisaje	Cociente perímetro / área del fragmento (p/a)	0 a 0.04 km	1= 8 a 15 2= 15.1 A 25 3= >25.1
	Forma del fragmento (ff)	0 a 7	1= 1 a 1.5 2= > 1.51
	Efecto de borde (eb)	0 a 18.2 km ²	1= 0 a 6 2= 6.1 a 12 3= > 12.1

Análisis para la hipótesis 2. Relación de la diversidad florística de leñosas y la provisión potencial de los servicios ecosistémicos.

Para determinar si existía relación entre la diversidad florística de leñosas y los servicios ecosistémicos se ajustaron modelos lineales a las regresiones simples. Para las regresiones simples se consideraron como variables independientes los tres estimadores de

diversidad verdadera (q_0 , q_1 , q_2) y como variables dependientes los tres servicios ecosistémicos (madera, leña, almacenaje aéreo de carbono); para probar si las variables dependientes estaban distribuidas de manera normal se aplicó una prueba de Shapiro-Wilk, considerando valores de $p < 0.05$ para determinar que los efectos eran significativos. Solo se consideraron las relaciones lineales con valores de $p < 0.05$, para los cuales además se reporta el valor de R^2 ajustada, valores obtenidos en el programa estadístico JMP 8.0 (Proust, 2008).

Análisis para la hipótesis 3. Contribución de las especies leñosas a la provisión total del servicio ecosistémico.

La contribución de cada especie leñosa a la provisión total de cada servicio ecosistémico fue visualizada en gráficas de dispersión X, Y (Fig. 6). Para disminuir las diferencias entre el valor mínimo y máximo de cada una de las variables independientes y dependientes, los ejes se visualizaron en escala logarítmica. Cada gráfica se dividió en cuatro cuadrantes y se interpretaron de acuerdo a la contribución relativa de cada eje, quedando de la siguiente manera: a) especies con baja abundancia de individuos leñosos, pero con alta contribución a la provisión del servicio, b) especies con alta abundancia de individuos leñosos y una alta contribución a la provisión del servicios, c) especies con baja abundancia de individuos leñosos y una baja contribución a la provisión del servicio y d) especies con alta abundancia de individuos leñosos, pero con baja contribución a la provisión del servicio.

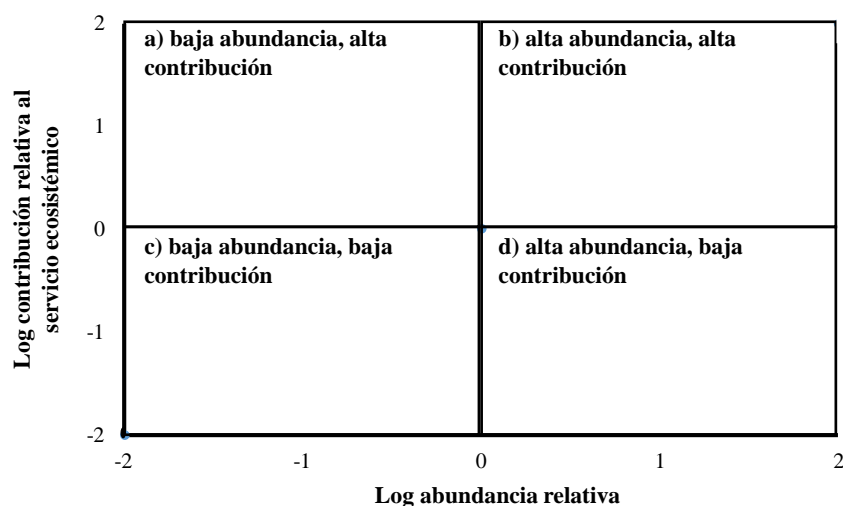


Figura 6. Exploración de la relación entre la abundancia relativa de las especies leñosas y su contribución relativa a la provisión total del servicio ecosistémico. Modificado de Balvanera et al., 2005.

RESULTADOS

Manejo-pérdida del hábitat

La mayoría de los sitios censados (86.6 %) han sido manejados durante varios años y este manejo se da durante varios meses al año (Fig. 7). El tiempo de manejo en los sitios fueron de dos a 53 años, con un tiempo promedio de 26 años (Fig. 7a), mientras que el manejo de los sitios se da entre cuatro a ocho meses continuos (Fig. 7b), principalmente durante la temporada seca, siendo el pastoreo de ganado la actividad principal. Solo tres sitios (S2, S1, S11) no han sido utilizados para actividades productivas. Los sitios con más de 50 años de manejo (S4, S14, S15), presentaron ocho meses al año de uso para el ganado.

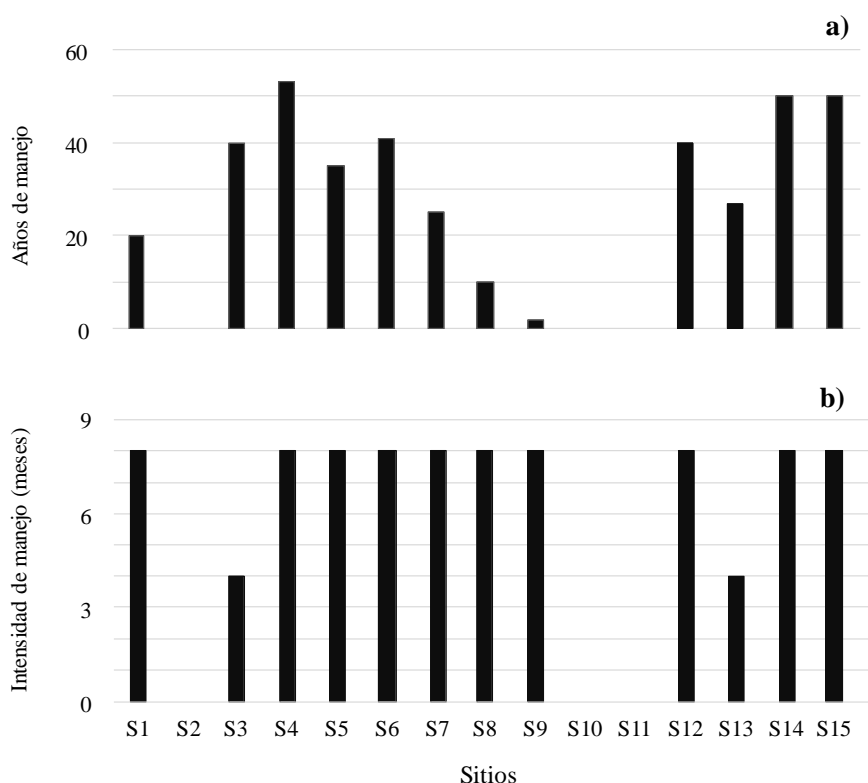


Figura 7. Variables relacionadas con la pérdida de hábitat a nivel local: años de manejo (a) e intensidad de manejo (b), dentro de los sitios censados en Sierra de Vallejo, Nayarit.

La mayoría de los sitios censados presentaron una baja apertura del dosel (86.6 %, Fig. 8). Mostrando así que solo dos sitios (S13 y S14) presentan deterioro de la calidad del hábitat, mientras el resto de los sitios presento cambios en la calidad del hábitat. Solo dos sitios (S8, S9) presentaron una apertura del dosel > 50 % en el borde del fragmento donde se estableció

el cuadrante (Línea 0 m). En general y considerando todos los sitios, la apertura promedio del dosel fue mayor (25 %) al inicio del cuadrante (Línea 0), bajando a una apertura promedio (11 %) en el centro del cuadrante (Línea 10, 25 m) e incrementándose ligeramente la apertura (al 20 %) al final del cuadrante (Línea 20, 50 m).

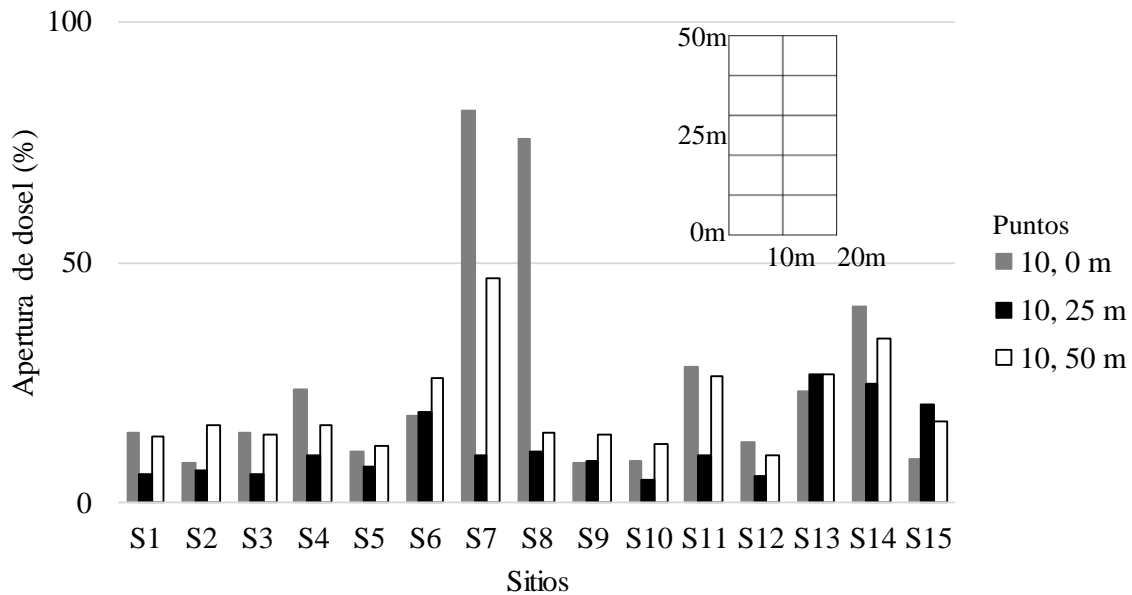


Figura 8. Porcentaje de apertura de dosel dentro de tres puntos (0 m, 25 m, 50 m) del cuadrante para cada sitio censado en Sierra de Vallejo, Nayarit.

A nivel de paisaje, hubo una alta variación en el porcentaje de la cobertura vegetal natural que rodea a los sitios censados en Sierra de Vallejo (Fig. 9). Los sitios S3, S10 y S12 tuvieron más del 90 % de cobertura vegetal, mientras que el sitio S2 tuvo un porcentaje menor al 20 %. El resto de los sitios presentaron entre 45 a 85 % de cobertura vegetal natural. Solo cuatro sitios (S3, S10, S12 y S13) presentaron reducción en la cantidad del hábitat, en tanto el resto de los sitios mostraron pérdida del hábitat.

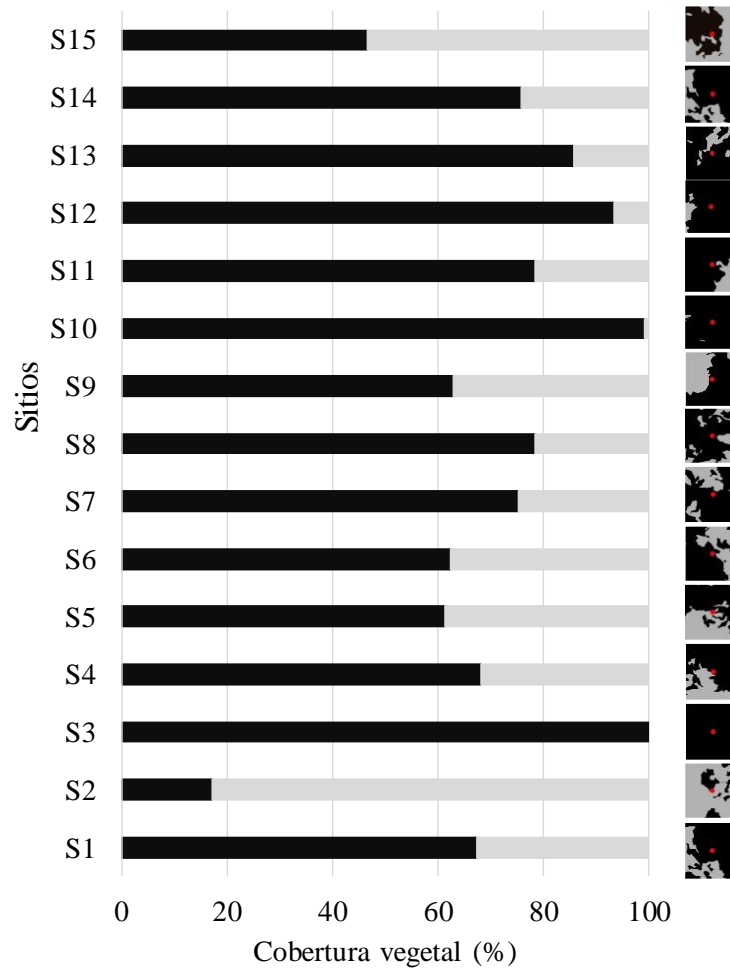


Figura 9. Porcentaje de cobertura vegetal natural para los sitios censados en Sierra de Vallejo, Nayarit. Los cuadros de la derecha muestran la cobertura vegetal natural (en negro) y el uso del suelo para los buffers trazados a los sitios de estudio (en gris). Para mayor detalle del buffer véase Fig. 4.

Fragmentación del paisaje

Índices de fragmentación

El cociente perímetro/área presentó una alta variación (Fig. 10a), siendo el sitio S2 el que tuvo el valor más alto (40.9), indicando un área con fragmentos más irregulares y menos geométrica; mientras que valores por debajo de 15.91 indicaron áreas con fragmentos de formas más regulares o geométrica (parecido a un cuadrado). El índice de forma del fragmento mostró sitios con formas compactas de cobertura forestal (Fig. 10b), como son los sitios S10 (1.3) y S3 (1) que tuvieron el valor más bajo; mientras que los sitios S7 (2.17), S5 (2.22) y S8 (2.23), que presentaron los valores más altos, son los sitios con fragmentos más

geométricamente complejos. El índice de efecto de borde muestra que la mayor área de un fragmento bajo efecto de borde entre la cobertura natural de bosque y la cobertura de uso de suelo ganadero fueron el sitio S7 (18.19 Km²) y el sitio S15 (15.64Km²), mientras que los sitios con menor área bajo efecto de borde fueron el sitio S10 (1.49 Km²) y el sitio S12 (5.82 m²). El sitio S3 presenta un valor de cero para esta variable, debido a que toda el área estuvo cubierta de bosque natural dentro del buffer (Fig. 10c).

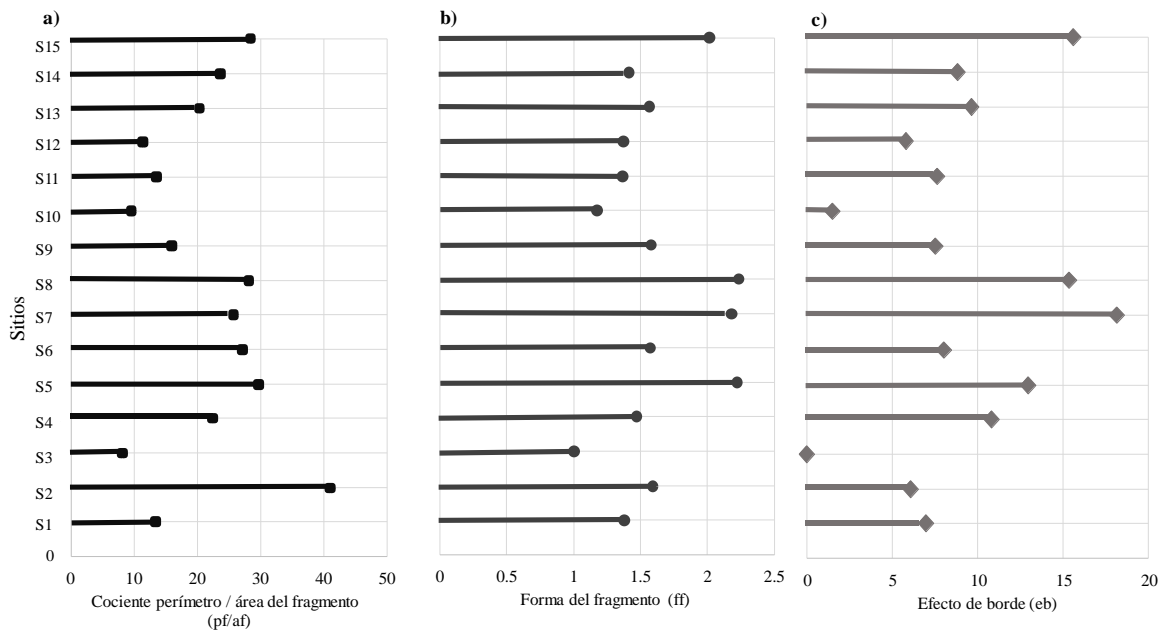


Figura 10. Índices de fragmentación derivados a partir de los sitios censados y su área buffer dentro de Sierra de Vallejo, Nayarit; (a) coeficiente perímetro/área del fragmento, (b) forma del fragmento y (c) efecto de borde. Las unidades del cociente pf/af es en km y para el eb es en km².

Diversidad florística de leñosas

Los sitios censados en Sierra de Vallejo muestran una alta variedad en el número de especies leñosas totales (q0) y número efectivo de especies leñosas (q1, q2; Fig. 11). El número total de especies leñosas (q0) varió entre 16 y 43, el número efectivo de especies leñosas para la diversidad de orden 1 (q1) fue entre 7 y 20 por sitio y el número efectivo de especies leñosas para la diversidad de orden 2 (q2) fue entre 4 y 14. Dos sitios son los que presentan los valores más altos de diversidad para q0, q1 y q2: el sitio S4 con una riqueza de 43 especies, de las cuales 20 fueron especies efectivas leñosas del orden 1 (q1) y 12 fueron especies efectivas

leñosas del orden 2 (q2) y el sitio S10 con una riqueza de 36 especies, con 19 especies efectivas leñosas del orden 1 (q1) y 13 especies leñosas del orden 2 (q2). Por otro lado, el sitio S3 presentó los valores más bajos de riqueza total (q0=18 especies), solo 7 especies efectivas (q1) y 4 especies efectivas (q2). En total, los sitios se registraron un total de 1,554 individuos, de 169 especies y morfoespecies (Anexo 2).

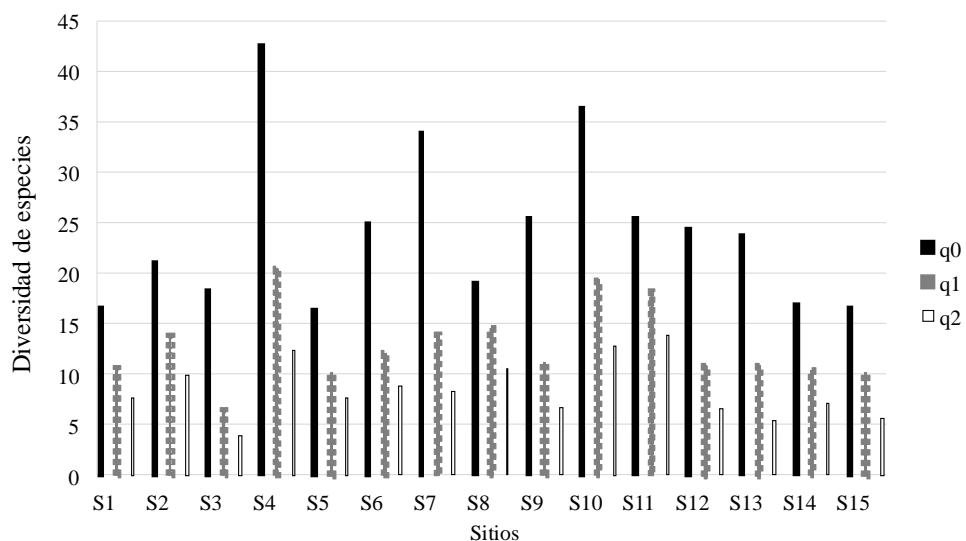


Figura 11. Valores de diversidad verdadera a nivel local para los sitios censados en Sierra de Vallejo, Nayarit.

Servicios ecosistémicos

La provisión de los servicios ecosistémicos osciló entre los sitios censados (Fig. 12). La provisión de madera disponible en un área de 1 ha osciló entre 106.8 y 2665.7 m³ (Fig. 12a), mientras que la leña (Fig. 12b) y de almacenamiento aéreo de carbono (Fig. 12c) en la misma área osciló entre 0.013 y 0.402 t, y 2.2 y 38.8 t, respectivamente. Entre sitios, el sitio S14 presentó la mayor disponibilidad de madera y almacenaje de carbono, mientras que el sitio S12 fue el más alto en la disponibilidad de leña. Los valores más bajos de disponibilidad de madera y almacenamiento de carbono se presentaron en el sitio S4, mientras que para leña fue en el sitio S14.

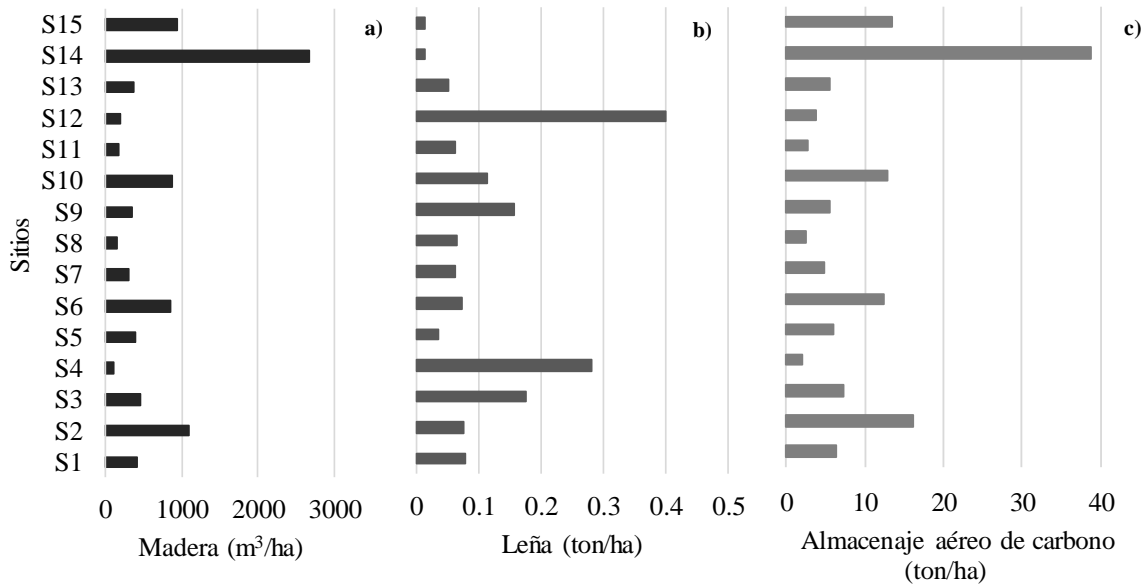


Figura 12. Provisión potencial de los servicios ecosistémicos cuantificados en los sitios censados en Sierra de Vallejo, Nayarit.

Hipótesis 1. Efecto del manejo-pérdida del hábitat y la fragmentación del paisaje sobre la diversidad florística y la potencial provisión de servicios ecosistémicos

Los resultados muestran que el manejo-pérdida del hábitat, medida como intensidad y años de manejo y apertura del dosel, tuvo efecto sobre la diversidad florística (Fig. 13) y los servicios ecosistémicos (Fig. 14). Cuando las variables se categorizaron, la intensidad de manejo mostró que los sitios sin manejo presentan una mayor cantidad promedio del número efectivo de especies leñosas del orden 1 (q_1) con respecto a sitios que tienen presencia de vacas y/o manejo de 4 a 8 meses al año (Fig. 13a; $F= 0.41$; $P= 0.02$). Así mismo, la cantidad promedio del número efectivo de especies leñosas del orden 2 (q_2) es diferente en cada categoría de intensidad de manejo, siendo mayor su número en los sitios sin manejo (Fig. 13b; $F= 0.54$; $P= 0.003$). Cuando los años de manejo se agruparon por categorías, los sitios sin manejo presentaron una mayor cantidad promedio del número efectivo de especies leñosas del orden 2 (q_2) con respecto a los sitios con más de 20 años de manejo (Fig. 13c; $F = 0.33$; $P= 0.03$). El porcentaje de dosel al final del cuadrante (ad_{50}), al ser agrupado por categorías, mostró que los sitios con menor apertura del dosel (<10 %) tienen una mayor cantidad de leña por unidad de superficie (Fig.14; $F = 0.57$; $P= 0.002$). No se encontraron regresiones

simples significativas entre la pérdida del hábitat, la diversidad y los servicios, la fragmentación del paisaje, la diversidad y los servicios. Así mismo, cuando las variables de fragmentación del paisaje se categorizaron no se encontró efecto sobre la diversidad y los servicios.

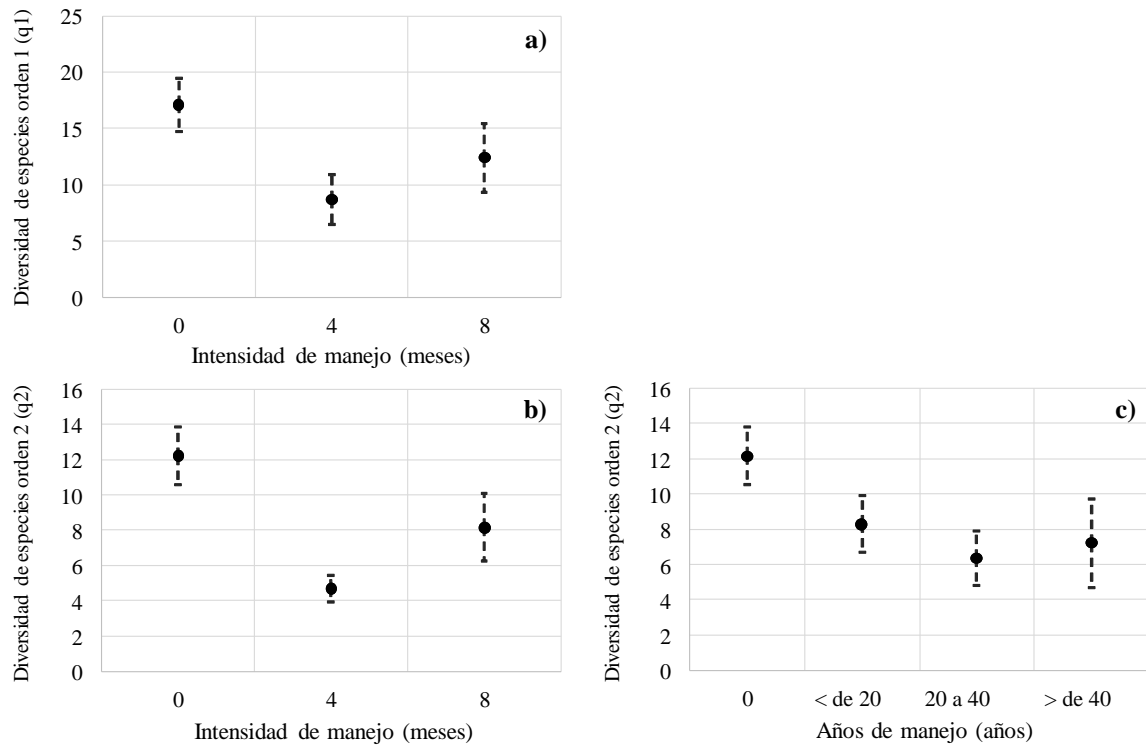


Figura 13. Categorización de la intensidad de manejo y años de manejo mostrando su efecto sobre el número de especies efectivas leñosas del orden 1 (q1; a) y del orden 2 (q2; b, c). Los puntos representan a las medias y las barras una desviación estándar.

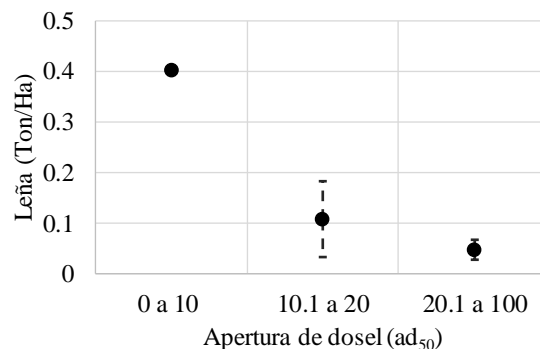


Figura 14. Categorización del porcentaje de apertura de dosel al final del cuadrante (línea 50) y el servicio de leña. Los puntos representan a las medias y las barras una desviación estándar.

La potencial provisión de almacenaje aéreo de carbono fue explicada por más de dos variables de pérdida y manejo de hábitat y fragmentación del paisaje (Tabla 4). El almacenaje aéreo de carbono estuvo en función del efecto positivo del incremento del cociente perímetro/área, pero con efecto negativo de la apertura de dosel al final del cuadrante y del incremento de efecto de borde.

Tabla 4. Efecto de la manejo-pérdida de hábitat y la fragmentación del paisaje sobre la diversidad florística y la provisión de servicios ecosistémicos considerando modelos lineales generalizados.

Variables dependientes	Dist.	Función	p	χ^2	Variables independientes							
					Fragmentación paisaje		Manejo-pérdida del hábitat					
					pf/af	Eb	am	im	ad ₂₅	ad ₅₀	% cv	
q0	Po	Log										
q1	N	Ide										
q2	N	Ide										
Leña	E	Rec										
Madera	E	Rec										
Almacenaje aéreo de carbono	Po	Log	****	66.2	* (+)	**** (-)					** (-)	

Notas. q0= Número total de especies, q1= Número de especies comunes, q2 = Número de especies dominantes. Dist. = distribución de la variable dependiente que define la función vinculante: Po (Poisson), N (Normal), E (Exponencial). Función= función vinculante entre la variable independiente y dependiente; Log= Logaritmo; Ide= identidad; Rec= recíproca. pf/af= Cociente perímetro/área del fragmento; eb= efecto de borde; am= años de manejo; im= intensidad de manejo; ad₂₅ = apertura del dosel al metro 25; ad₅₀ = apertura del dosel al metro 50; % cv= Porcentaje de cobertura forestal natural. * p < 0.05, ** p< 0.01, *** p<0.001, **** p<0.0001. Las celdas en gris indican que las variables independientes no tuvieron efecto significativo. Efecto positivo (+) y negativo (-) de la variable independiente sobre la diversidad y los servicios.

Hipótesis 2. Relación de la diversidad florística de leñosas y la provisión potencial de los servicios ecosistémicos.

Sobre la relación entre los estimadores de diversidad florística de leñosas (q0, q1, q2) y la provisión potencial de los servicios ecosistémicos de madera, leña y almacenaje aéreo de carbono que se cuantificaron en los sitios de Sierra de Vallejo, Nayarit, no se logró probar las relaciones esperadas según la revisión de literatura (Fig. 15).

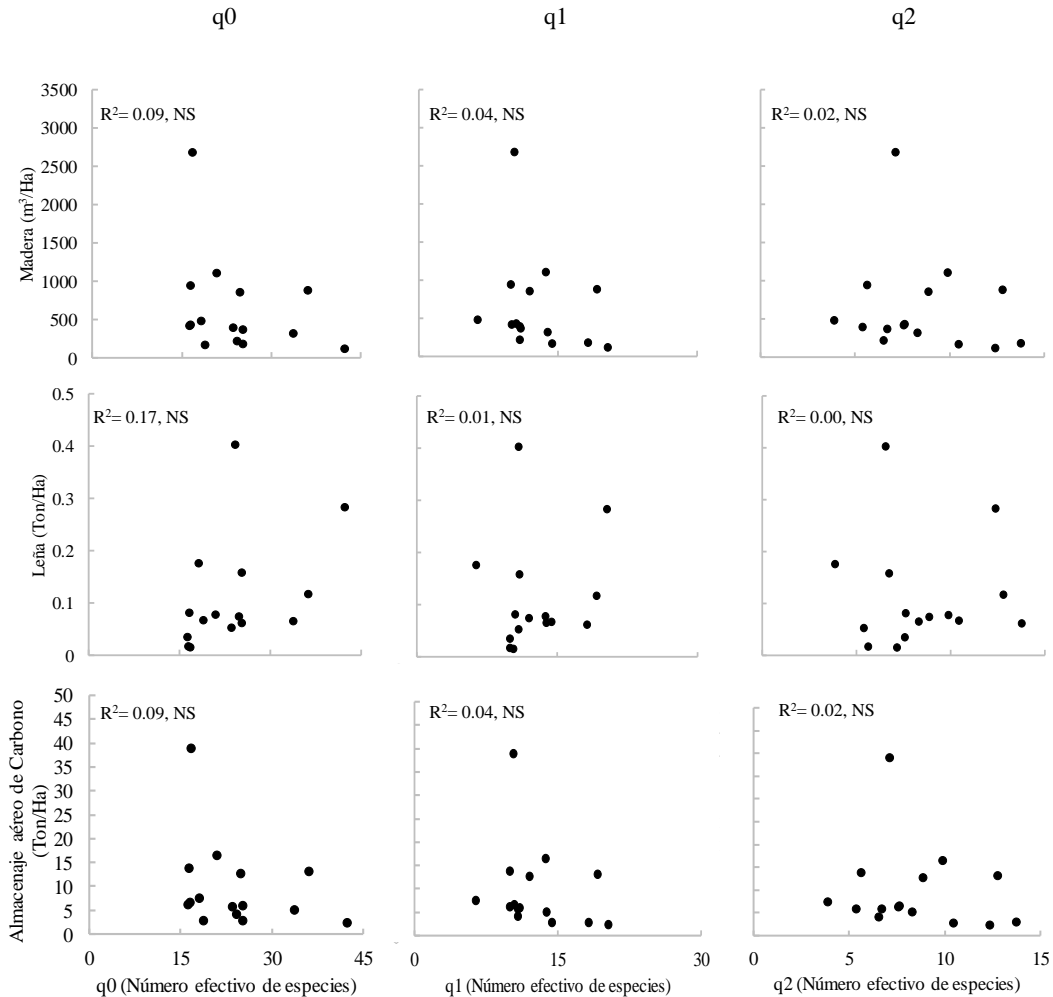


Figura 15. Relaciones entre la diversidad florística de leñosas y la provisión potencial de servicios ecosistémicos valorados en los sitios de Sierra de Vallejo, Nayarit. q0= Diversidad de orden cero; q1= Diversidad de orden 1 y q2= Diversidad de orden 2 (q2).

Hipótesis 3. Contribución de las especies leñosas a la provisión total del servicio ecosistémico

Madera

De los 1,554 individuos presentes dentro de los sitios de Sierra de Vallejo, Nayarit, el 66.1 % de las especies y morfoespecies (628 individuos, 40.4 % del total) contribuyeron a la potencial provisión de este servicio. De las 113 especies identificadas que proveen el servicio de madera, 10 especies proveyeron el 80 % del total del servicio (Fig. 16a). Las seis especies más abundantes (31.2 % del total de individuos) contribuyeron con 36.4 % de la provisión

total de madera (Fig. 16c). Estas especies fueron *Brosimum alicastrum*, *Bursera simaruba*, *Hura polyandra*, *Jacaratia mexicana*, *Attalea cohune* y *Spondias mombin*. Especies menos abundantes (5.2 % del total de individuos), pero igualmente relevantes fueron *Ficus insipida*, *Gliricidia sepium*, *Enterolobium cyclocarpum*, *Carica papaya*, *Bonellia macrocarpa*, *Ficus petiolaris* y dos morfoespecies, las cuales contribuyeron con el 50.9 % de la provisión del servicio (Fig. 16b). Finalmente, 99 especies contribuyeron con el 37.8 % del total del servicio (Fig. 16d, e).

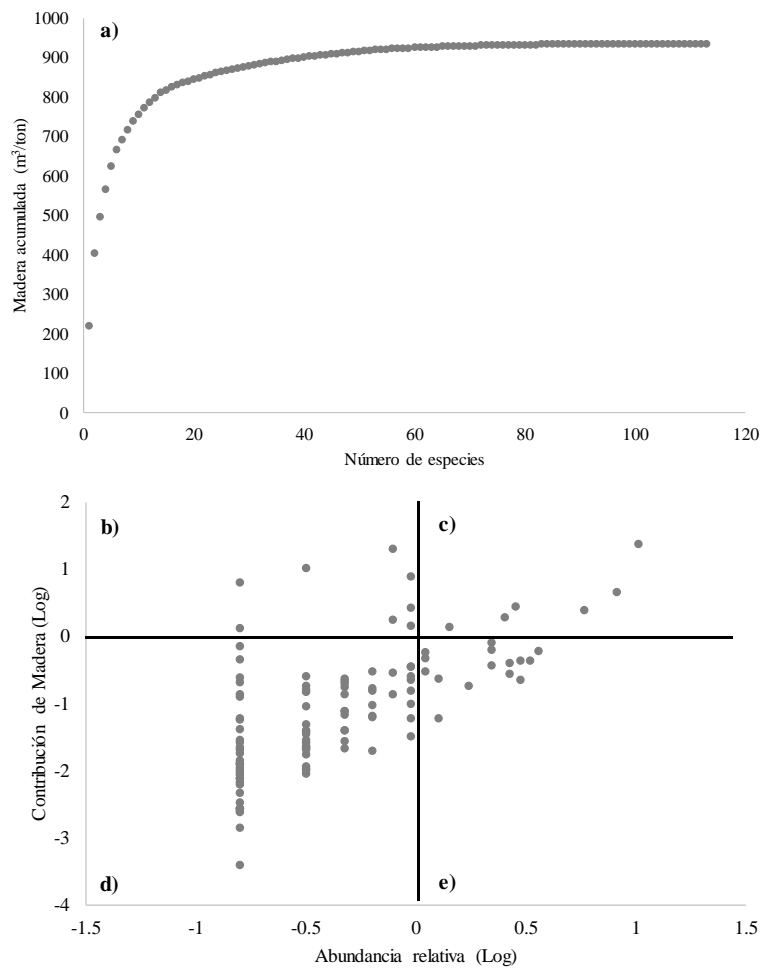


Figura 16. Relación entre el número de especies, la abundancia relativa y la contribución de las especies leñosas a la provisión potencial de madera dentro de los sitios de Sierra de Vallejo, Nayarit.

Leña

De los 1,554 individuos presentes dentro de los sitios de Sierra de Vallejo, Nayarit, el 80.7 % de las especies (916 individuos, 58.9 % del total) contribuyeron a la provisión de este servicio. Se identificaron 138 especies en la provisión del servicio (Fig. 17a), siendo 16 las más abundantes (39.5 % del total de individuos) las que contribuyeron con 51.3 % de la provisión total de servicio (Fig. 17c). Estas especies fueron *Ardisia revoluta*, *Hibiscus tiliaceus*, *Bursera simaruba*, *Eugenia salamensis*, *Urera corallina*, entre otras. Sin embargo, las especies *Swartzia simplex*, *Nectandra glabrescens* y una morfoespecie fueron poco abundantes (19.23 %), pero representaron una alta contribución al servicio (23.76 %) (Fig. 17b). Finalmente 119 especies contribuyen con solo 26.7 % del total del servicio (Fig. 17d, e).

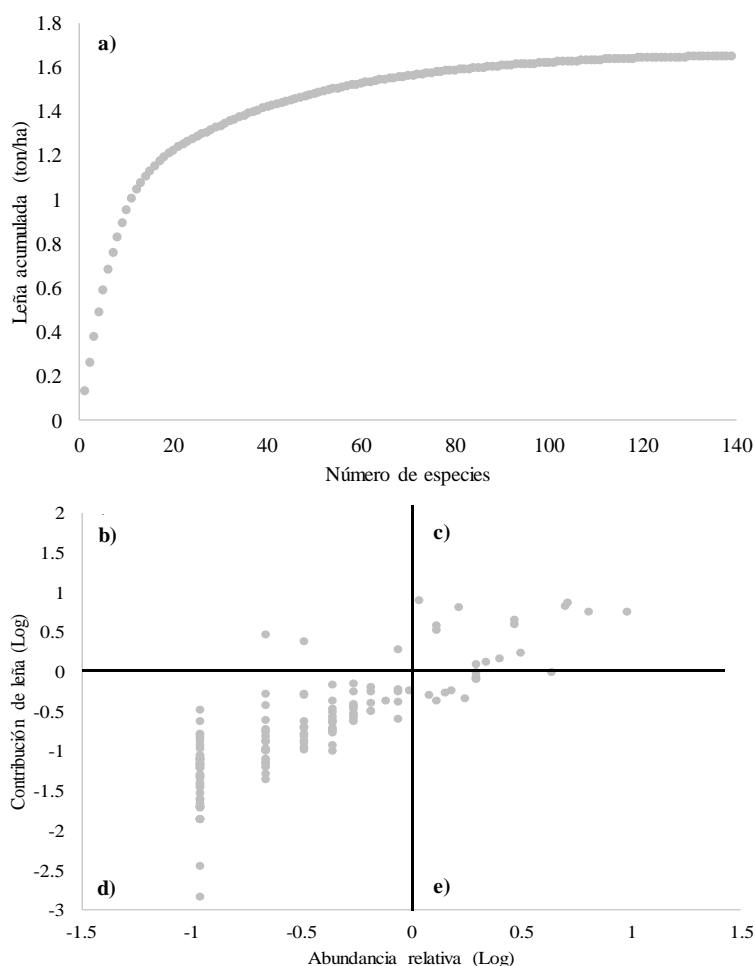


Figura 17. Relación entre el número de especies, la abundancia relativa y la contribución de las especies leñosas a la provisión potencial de leña dentro de los sitios de Sierra de Vallejo, Nayarit.

Almacenaje aéreo de carbono

Los 1,554 individuos de 169 especies contribuyeron en la potencial provisión de almacenaje aéreo de carbono, 11 especies proveyeron el 80 % del total del servicio (Fig.18a). Las siete especies más abundantes (21.62 % del total de individuos) contribuyeron con el 39.6 % de la provisión del servicio (Fig. 18c). Estas especies fueron *Brosimum alicastrum*, *Bursera simaruba*, *Hura polyandra*, *Jacaratia mexicana*, *Attalea cohune*, *Ardisia revoluta* y una morfoespecie. Especies menos abundantes (2.57 % del total de individuos), pero igualmente relevantes fueron *Ficus insipida*, *Gliricidia sepium*, *Enterolobium cyclocarpum*, *Carica papaya*, *Spondias mombin*, *Bonellia macrocarpa*, *Ficus* sp. y una morfoespecie, las cuales contribuyeron con el 52.4 % de la provisión del servicio (Fig. 18b). Finalmente 157 especies contribuyeron con solo el 12.7 % del total del servicio (Fig. 18d, e).

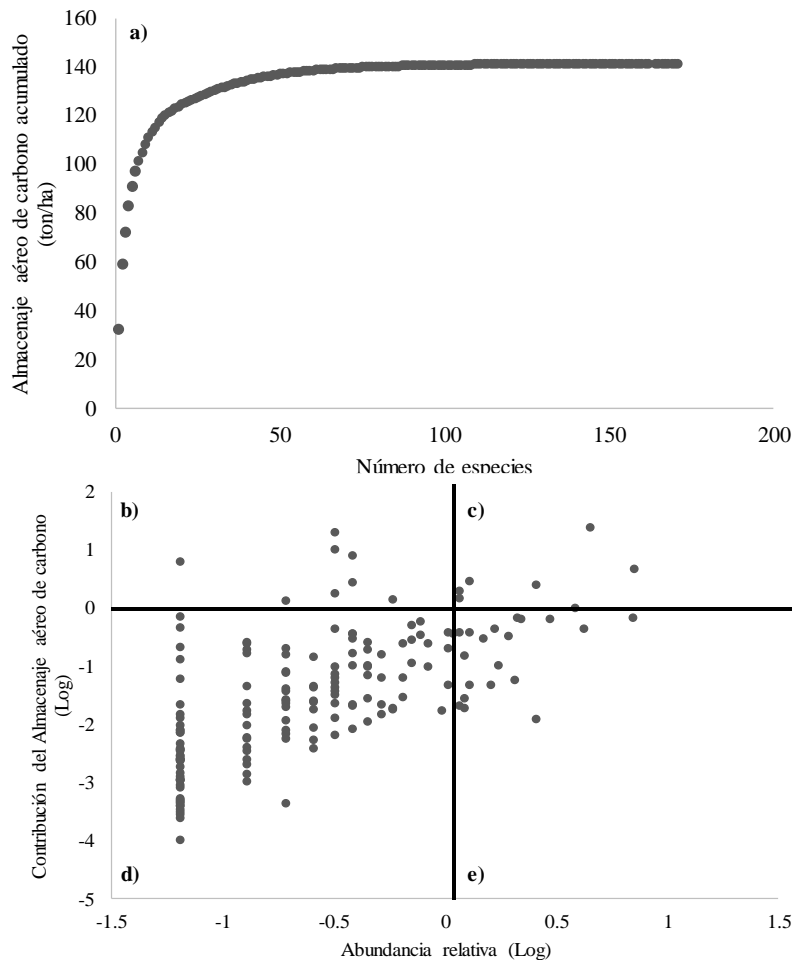


Figura 18. Relación entre el número de especies, la abundancia relativa y la contribución de las especies leñosas a la provisión potencial de almacenaje aéreo de carbono dentro de los sitios de Sierra de Vallejo, Nayarit.

DISCUSIÓN

Manejo-pérdida del hábitat y fragmentación del paisaje en Sierra de Vallejo

La intensidad y años de manejo del BTC y BTsubC permitieron caracterizar el manejo del hábitat a nivel local. El 73 % de los sitios han ingresado ganado de cuatro a ocho meses al año por más de 10 años. La constante entrada de ganado en los sitios, y por ende el periódico pisoteo, evita la germinación y crecimiento de especies vegetales, siendo evidente la falta de sotobosque, es decir, regeneración con nuevos individuos de las especies ya presentes. Esta situación es evidente en los sitios cercanos a la localidad del Colomo (S14 y S15) y La Peñita de Jaltemba (S5), los cuales presentan varios años de manejo (35 a 50 años), escasa riqueza observada (13 a 15 especies), pocos individuos leñosos (44 a 85 individuos) y pocos individuos leñosos de diámetro pequeño (ver Anexo 3). Estudios en BTC han demostrado que el ganado modifica la estructura, diversidad y composición de las especies vegetales (Stern et al., 2002, Pereira et al., 2003, Martínez & Zinck, 2004, Gallardo-Vásquez, 2012).

La apertura del dosel fue la otra variable valiosa que permitió caracterizar la pérdida de hábitat a nivel local. Los sitios de estudio presentaron un dosel cerrado (> 75 % cobertura), a pesar de ser sitios manejados durante un largo período de tiempo y algunos meses al año. Los valores de cobertura del dosel a nivel del cuadrante coinciden con valores registrados en el BTC de Mata dos Godoy, Parque Estatal al sur de Brasil, en donde la mayoría de los 200 sitios de estudio presentaron porcentajes de cobertura mayores al 80 % (Biachini et al., 2001). En Sierra de Vallejo, el manejo selectivo de especies de copas grandes y que dominan el dosel por parte de los dueños o encargados de los bosques, favorece la presencia de individuos longevos que proporciona sombra al ganado y por ello la baja apertura del dosel. Se favorece la presencia de algunas especies leñosas, sobre todo de aquellas especies con un valor de forraje. El manejo selectivo de especies con valor de forraje dentro de sitios con presencia de ganado vacuno ya ha sido documentado en diferentes ecosistemas (Greenwood & McKenzie, 2001, Drewry et al., 2008, Martínez & Zinck, 2004).

A escala paisaje, el porcentaje de cobertura vegetal fue una variable relevante para mostrar la pérdida del hábitat en Sierra de Vallejo. El 87 % de los sitios estudiados se encuentran dentro de matrices de BTC y BTsubC con una alta cobertura vegetal, mayor al 60 %, indicando que para que se realice la actividad de pastoreo no se requiere el cambio de BTC a pastizales y por ello Sierra de Vallejo conserva más del 73 % de la cobertura vegetal

natural. Esta cobertura es superior a los umbrales de extinción conocidos (p.ej. 20-30 % de cobertura forestal en bosques tropicales perennifolio), por debajo de los cuales se suele notar los cambios más significativos a nivel poblacional y de la comunidad (Carrara 2014). Además, la densidad de población humana en la región se encuentra entre las más bajas de México (1.1 personas / km²) y el uso regional de la tierra está dominado por la ganadería y milpas familiares, una especie de agricultura a pequeña escala para la subsistencia y el comercio local (CONANP 2012), que se sabe tiene un impacto menor si se compara con las actividades de agrícolas a gran escala típicas de otros BTC de países tropicales, como la Caatinga en Brasil.

A escala paisaje, los índices utilizados permitieron caracterizar y entender la fragmentación del BTC y BTsubC dentro de Sierra de Vallejo. El cociente perímetro/área nos permitió hacer una relación entre el borde de los fragmentos y la superficie presente en ellos, este es un índice que ha sido poco considerado para BTC, debido a que solo se evalúa el área o el perímetro del fragmento de manera separada. Reddy et al., (2013) evaluaron la relación media del perímetro/área de parches de BTC de la India, los autores encontraron valores que van de 25.9 a 32.2 Km, coincidiendo con los valores encontrados en este estudio que van de 8.0 a 40.9 Km. El índice de forma de fragmento, poco utilizado para evaluar la fragmentación dentro de los BTC, mostro que la mayoría de los fragmentos dentro de Sierra de Vallejo presentan formas irregulares y lejanas de ser geométricas, presentando valores que van de 1 a 2.23. Sin embargo, este valor es difícil de comparar por la falta de estudios puntuales en BTC. Solo se cuenta con una evaluación sobre fragmentación de bosques en México (Moreno-Sanchez et al., 2011), en el cual se utilizo el índice de forma media ponderada por área (SHAPE_AM), determinando un valor de 24.46 %, lo que significa que los fragmentos de BTC se convierten en formas cada vez más complejas, como sucede en Sierra de Vallejo, porque el valor se aleja de 1. Sin embargo, el valor del índice de forma media ponderada por área debe de tomarse con precaución, debido a que es calculado en porcentaje y calcula la forma del fragmento a través de la media de los fragmentos presentes dentro del paisaje, tomando a cada uno de los fragmentos por igual, como si estos presentaran el mismo tamaño de área (dando el mismo peso a todos).

El efecto de borde, que a diferencia de los otros dos índices, es uno de los más estudiados en BTC (Stern et al., 2002, Pereira et la., 2003, Gallardo-Vásquez, 2012). En este

este estudio nos enfocamos en la extensión del efecto de borde o área de influencia del efecto, que es la amplitud y profundidad espacial dentro del área del sitio que alcanzan estos cambios microclimáticos en relación con el área central del fragmento. En Sierra de Vallejo, la creación de fragmentos en el paisaje ocasiona la creación de bordes de hasta 18 km² de área influencia del efecto de borde, en los cuales se generan cambios en la disponibilidad de recursos y característicos de los BTC y BTsubC, como es el agua. La disponibilidad espacial y temporal del agua en el borde y su efecto sobre la densidad de tallos (Segura et al., 2003) y la sucesión ecológica (Maza-Villalobos et al., 2011, se abre como un tema a explorar y el cual puede ser comparado con lo obtenido en el BTC de Chamela. Además, se ha descrito que la vegetación de Chamela recupera rápidamente sus atributos estructurales (densidad y biomasa) en superficies que han sido convertidas a cultivos o pastizales (Chazdón et al., 2007, Maza-Villalobos et al., 2011, Álvarez-Añorve et al., 2012), por lo que posiblemente la recuperación del BTC y BTsubC en Sierra de Vallejo, después de la creación de bordes, sería pronta.

Diversidad florística de leñosas y servicios ecosistémicos en Sierra de Vallejo

La diversidad de especies leñosas en Sierra de Vallejo varía considerablemente entre sitios. La variación en la riqueza de especies (q_0) y el número efectivo de especies de orden 1 (q_1) y el número efectivo de especies de orden 2 (q_2) entre los sitios fue de 16 a 42, 6 a 20 y de 4 a 14 especies, respectivamente. La variación en los tres estimadores de diversidad verdadera (q_0 , q_1 , q_2) en el BTC y BtsubC, dentro de un área mayor a los 1,000 km² se explica principalmente por la heterogeneidad ambiental (Castellanos-Castro & Newton et al., 2015) y en menor medida por la estructura espacial y uso de suelo (Ballesteros 2005, Valdez-Hernández et al., 2019). En este estudio no fue caracterizada la heterogeneidad ambiental y la estructura espacial, asumiendo que la alta variación en los valores de la diversidad verdadera puede estar explicada, principalmente, por el uso del suelo, el cual fue caracterizado por las variables de manejo y pérdida del hábitat, así como por la fragmentación del paisaje. Por ejemplo, el mayor número de especies totales ($q_0 = 42$) y especies efectivas de orden 1 ($q_1=20$) fue observado en el sitio S4, sitio con el mayor número de años de manejo (53 años) y mayor intensidad de uso (8 meses al año). Posiblemente el uso ganadero del suelo en este sitio ha favorecido la diversidad de especies leñosas, aunque la presencia del sitio

dentro de área con cobertura de vegetación natural mayor al 68 %, ha favorecido la llegada de especies que conforman el pool regional y que mantienen la riqueza específica del sitio y la presencia de individuos leñosos de diámetro pequeño (ver Anexo 3), lo que indica un sitio con potencial de regeneración natural.

La comparación de la diversidad taxonómica, a partir de un análisis de rarefacción (intrapolación) y extrapolación (predicción) de los números de Hill, resultó ser un análisis poco utilizado para contrastar la diversidad de BTC y BtsubC de Latinoamérica y México. Los valores de la diversidad verdadera obtenidos por Ballesteros-Correa (2015), Castellanos-Castro & Newton (2015) y Valdez-Hernández et al., (2019) son difíciles de comparar con los obtenidos en este trabajo, principalmente por las diferencias en el método de muestreo y los parámetros definidos para la estimación de q_0 , q_1 y q_2 . Para el método de muestreo, las diferencias se centran en el grado de manejo del BTC (de conservados, de sucesión, uso ganadero o sistema silvopastoril), el tamaño de cuadro, el criterio de DAP utilizado para censar los individuos y las formas de vida consideradas. Para la estimación de la diversidad verdadera, las diferencias se centran en el número de simulaciones y el número de individuos al cual se estandariza la curva de acumulación de especies para obtener el número de especies efectivas de los tres estimadores de diversidad verdadera (q_0 , q_1 , q_2).

La provisión potencial de los servicios ecosistémicos de leña, almacenaje aéreo de carbono y madera fue mayor a la obtenida en otros BTC y BTsubC de México y del mundo. En Sierra de Vallejo se calculó una cantidad potencial de leña de 0.013 a 0.402 t/ha, valores mayores a los reportados en la Cuenca del Río Cuixmala, Jalisco, donde se calcularon valores que van de 0 a 0.0112 t/ha (Martínez-Harms, 2010). El almacenaje aéreo de carbono en Sierra de Vallejo presentó valores que van de los 2.2 a 38.8 t/ha, rango que cubre el valor promedio de 1.62 t/ha registrado en el bosque de Hathinala en India (Chaturvedi et al., 2012), e inclusive mayor al valor reportado para la cuenca del Río Cuixmala que va de 0 a 0.0083 t/ha (Martínez-Harms, 2010). Esto contrasta con el valor registrado en el BTC de la Península de Yucatán, donde se han reportado valores de hasta 225 t/ha (Cairns et al., 2003). La cantidad potencial de madera obtenida en este estudio presenta un valor promedio de 624.91 m³/ha, siendo más alto que lo reportado por Martínez-Harms (2010) para la cuenca del Río Cuixmala con de 602 m³/ha.

Efectos del manejo-pérdida del hábitat y la fragmentación del paisaje sobre la diversidad florística de leñosas y la provisión de los servicios ecosistémicos

Los sitios censados dentro de Sierra de Vallejo presentan uso de suelo ganadero, el cual se ha realizado en algunos sitios por más de 50 años con una duración de 4 a 8 meses durante el año. Los años e intensidad de manejo de los sitios podrían explicar, en parte, el menor número de especies efectivas (diversidad de orden 1, q_1) y menor número de especies efectivas (diversidad del orden 2, q_2). Este resultado se explica, como ya se mencionó antes, a que los dueños o encargados del bosque realizan una selección de aquellas especies que el ganado prefiere comer las hojas o frutos, tal es el caso del capomo (*Brosimum alicastrum*), la guácima (*Guazuma ulmifolia*), el capulín (*Ardisia compressa*) y la clavellina (*Pseudobombax ellipticum*). Esto posiblemente genera el crecimiento y sobrevivencia selectiva de las especies leñosas, provocando así la mayor presencia de algunas especies como lo son, el papelillo (*Bursera simaruba*), el bonete (*Jacaratia mexicana*), la cuata (*Thouinia acuminata*) y el tahutole (*Coursetia mollis*), entre otras especies.

El efecto de años de manejo y presencia de ganado sobre la diversidad florística de especies leñosas se ha documentado para otros BTC y BtsubC, como el de la Reserva de la Biósfera de Chamela Cuixmala. Trilleras-Motha et al., (2015) estudiaron sitios que presentan de 4 a 40 años de manejo y con presencia de ganado, en los cuales se encontró un efecto positivo del ganado en la cantidad de biomasa, es decir, los sitios con más años de manejo presentaron una mayor cantidad de biomasa, mientras que la provisión de madera se vio afectada negativamente con los años de manejo. En St. Croix, en las Islas Vírgenes, se estudiaron sitios de BTC con 10 a 40 años de manejo, en donde los sitios con 10 años de manejo mostraron una mayor densidad de tallos pequeños con áreas basales pequeñas, lo contrario sucede en los sitios que presentan 40 años de manejo en donde la densidad de tallos es menor y con árboles de tallas grandes. Además, los sitios con 40 años de manejo presentaron una mayor riqueza de especies en comparación con los que presentan 10 años de manejo, esto últimos se encontraron dominados por especies como *Leucaena leucocephala*, *Albizia lebeck* y *Acacia macracantha*, mientras que los de 40 años de manejo fueron dominados por *Melicoccus bijugatus*, *L. leucocephala* y *Cordia alba*, siendo *L. leucocephala* la especie presente en ambos tipos de sitios, mostrado así como la diversidad vegetal se ve afectada por los años de manejo (Atkinson & Marín-Spiotta, 2015).

Sorprendentemente, los índices de fragmentación del paisaje fueron indicadores deficientes de la diversidad florística de especies leñosas y los servicios ecosistémicos en Sierra de Vallejo, lo que indica que incluso los sitios con menor perímetro, área y forma de fragmento de BTC y BTsubC eran muy similares a los sitios con mayores valores de estos índices en términos del número total de especies, número efectivo de especies, cantidad de madera y leña. Sin embargo, esta afirmación debe tomarse con cautela debido a que no deben ignorarse los efectos combinados de pérdida, manejo y fragmentación del paisaje sobre el almacenaje aéreo de carbono, y por otro lado, la ausencia de efectos en las variables estudiadas puede ocultar otros cambios, como los de diversidad estructural de la vegetación, diversidad funcional vegetal o especies de estadíos sucesionales tempranos o tardíos (Álvarez-Añorve et al., 2012, Gallardo-Vásquez, 2012).

La apertura del dosel al interior de los sitios, variable descriptora de la pérdida del hábitat, tuvo un efecto negativo en el número total de especie (diversidad de orden 0, q_0) y el servicio de leña. La mayoría de los sitios presentan una apertura de dosel $< 20\%$, manteniendo así un dosel mayormente cerrado. En estos sitios se presentan los valores más altos del número total de especies (q_0), encontrándose especies leñosas de diferentes tamaños desde jóvenes con tallas pequeñas hasta individuos longevos y de gran talla. Estos sitios son mayormente aprovechados por el ganado como refugio y para obtener alimento de los frutos que caigan al suelo, además de encontrarse menos expuestos a eventos naturales como lluvias torrenciales u ondas de calor (Laurance & Curran, 2008). Además, los sitios con doseles cerrados son capaces de proveer una mayor cantidad de leña, sobre todo al centro de los sitios, lo que nos indica que los sitios a pesar de presentar uso de suelo ganadero, esto no impide la regeneración de estos (Anexo 3), encontrando también árboles jóvenes de tallas pequeñas y medianas capaces de proveer dicho servicio; encontrando troncos menores a 30 cm de perímetro a la altura del pecho que potencialmente se pueden usar para la leña. Solo en tres sitios se ve afectada la estructura leñosa, lo que pudiera ser un indicador de los años e intensidad de manejo que presentan los sitios, que presentan entre 35 y 50 años de manejo con una intensidad de 8 meses durante el año.

El almacenaje aéreo de carbono en el BTC y BTsubC fue la única variable de respuesta que esta explicada en función del manejo-pérdida del hábitat, así como de la fragmentación del paisaje. La apertura de dosel al metro 50 y el incremento del efecto de borde tienen un

efecto negativo en el almacenaje de carbono, mientras que el incremento del cociente perímetro/area tuvo un efecto positivo. El efecto negativo de la apertura del dosel, el cual puede llegar hasta el 47 %, se explica porque los árboles al interior del bosque están siendo extraídos por los dueños o encargados de las parcelas, principalmente para uso de postes y construcción, como son: Chachalaco (*Curatella americanal*), Guasamallate (*Inga laurina*), Papelillo (*Bursera simaruba*), Tamalero (*Dendropanax arboreus*), Tepemezquite (*Lysiloma divaricatum*) y Canelillo (morfoespecie 50). Así mismo, la dinámica de apertura del dosel como mecanismo de regeneración del bosque tropical no aplica en estos BTC y BTsubC, debido a que fue raro observar claros o apertura del dosel por la caída de un árbol con una altura y área de copa grande, como ocurre en los bosques tropicales perennifolios (Martínez-Ramos, 1994). La fragmentación del BTC y BTsubC de Sierra de Vallejo genera bordes, los cuales tienen un efecto negativo en el almacenaje aéreo de carbono, debido a que hay menos individuos leñosos y con menor cantidad de tallos (Gallardo 2012), ya sea por extracción directa o por su exposición a cambios abióticos abruptos, como el viento, temperatura extrema y menor humedad (Nava-Cruz, 2006).

Sin embargo, el efecto negativo de los bordes sobre el almacenaje de carbono no es preocupante, debido a que hay una baja transformación del BTC y BTsubC a pastizales cultivados para alimento de ganado; los dueños y/o encargados de los sitios reconocen, como ya se mencionó anteriormente, que existen especies leñosas que son más aprovechadas por el ganado como alimento. Lo que hace que los sitios tengan un aprovechamiento dentro de ellos, pero sin ser necesaria la completa modificación de la cobertura (o desmonte), mientras que en otros sitios la modificación de los sitios es lo más común para las actividades productivas de la región (Nava-Cruz, 2006, Trilleras et al., 2015). Durante los meses de sequía, la hojarasca del piso y los frutos de los árboles son aprovechados por el ganado, evitando así la inversión en pastizales cultivados y disminuyendo los costos de su mantenimiento. Esto es de vital importancia para las poblaciones, debido a que el ganado que se encuentra dentro de los sitios de Sierra de Vallejo es aprovechado por los dueños y sus familias, es una actividad de subsistencia, y no es ganado para venta comercial a mayor escala, por lo que la densidad del ganado dentro de los sitios es baja, lo que evita la pérdida de cobertura de BTC y BtsubC y permite entender porque se ha conservado este tipo de bosque.

Relación de la diversidad florística de leñosas y la provisión de los servicios ecosistémicos

La falta de relación funcional entre la diversidad y los servicios se debe al impacto del manejo del BTC y BtsubC a nivel local. Nuestra hipótesis planteaba que con el incremento de la diversidad florística se incrementaría la provisión potencial de los servicios ecosistémicos, debido a que al haber un mayor número de especies leñosas, cada una de estas aporta a una mayor provisión del servicio en el sitio (Balvanera et al., 2006, Lamb, 2018, Harrison et al., 2014), sin embargo, esto no se cumplió. Al buscar si existía una relación entre la diversidad florística con la provisión de los servicios ecosistémicos, se mostró que los sitios que presentan el mayor número de especies (q_0), el mayor número de especies efectivas (q_1) y el mayor número de especies efectivas (q_2), no son los sitios que presentan la mayor provisión de los servicios ecosistémicos. La mayoría de los sitios que presentan los valores más altos en la provisión de los servicios son sitios con valores bajos de diversidad florística, sin embargo, existen algunas excepciones como lo es el caso del sitio S4 que presenta el mayor número de especies totales ($q_0= 42$) y una alta provisión del servicio de leña, además de ser uno de los sitios que tienen más años de manejo e intensidad de manejo dentro de ellos. En cambio, los sitios S2 y S10, con 0 años de uso y 0 meses de manejo, presentan valores altos en la provisión de los servicios de madera y almacenaje aéreo de carbono (Dobson et al., 2006, Lamy et al., 2016, Laforteza, et al., 2009). En general, los sitios que presentan una mayor diversidad florística son los sitios que presentan en su mayoría árboles jóvenes, es decir, de áreas basales y tallas pequeñas, proveyendo una mayor cantidad de leña. En cambio, los sitios con menor diversidad y con árboles longevos y de tallas grandes, son los que presentan los valores más grandes de madera y almacenaje aéreo carbono.

Contribución de las especies leñosas al total del servicio ecosistémicos

Otros estudios muestran la contribución total de las especies a uno o varios servicios ecosistémicos (Martínez- Harms, 2010, Ordoñez-Díaz, 2015, Harrison et al., 2014), sin tomar en cuenta la identidad de las especies y su contribución relativa a la provisión total de servicio. Son pocos los estudios en los que se muestra la contribución de cada una de las especies vegetales a la provisión total del servicio ecosistémico, considerando al mismo tiempo la abundancia de la especie (Soto-Correa et al., 2019, Balvanera et al., 2005),

logrando obtener así que especies contribuyen a la provisión del servicio que se está cuantificando. En este estudio se demostró que la provisión potencial de servicios ecosistémicos depende de una contribución relativa diferencial de las especies leñosas del BTC y BtsubC de Sierra de Vallejo. La hipótesis 3 planteaba que la contribución de las especies leñosas a la provisión total del servicio ecosistémico sería distinta, en donde las especies menos abundantes presentan una contribución baja a la provisión del servicio, mientras que las especies más abundantes tendrán una contribución relativa mayor entre los sitios (Balvanera et al., 2005) se cumplió. Dentro de los BTC y BtsubC de Sierra de Vallejo, se presentan especies como *Brosimum alicastrum* y *Bursera simaruba* que son capaces de proveer una gran cantidad de servicios ecosistémicos debido a que son especies que presentan una alta abundancia dentro de los sitios.

Para los tres servicios ecosistémicos considerados, pocas especies y morfoespecies leñosas (de 6 a 29 de un total de 169) presentan una alta contribución a todos los servicios (de 36 a 51 %, ver detalles en el Anexo 4). Este resultado fue inesperado y no planteado en la hipótesis. Sin embargo, se encontró que porcentajes similares en la provisión total del servicio pueden estar generados por un número reducido de especies, las cuales se encuentran seleccionadas por los dueños o trabajadores de los sitios, como es el caso del almacenaje aéreo de carbono, donde el 80 % es provisto por solo 11 especies de un total de 169, siendo especies preferidas por los dueños o trabajadores, debido a que benefician al ganado presente en los sitios. Un resultado similar fue encontrado por Balvanera y colaboradores (2005), quienes identificaron que el 90 % del almacenaje aéreo de carbono en un bosque tropical perennifolio conservado fue provisto por 13 especies leñosas de un total de 169, es decir, solo un 10 % más de lo encontrado para nuestro estudio. Sin embargo, no hay trabajos equivalentes para BTC o BtsubC. Solo en el estudio de Soto-Correa et al. (2019) se muestra la cantidad de carbono aéreo almacenado para 22 especies de árboles y arbustos del BTC de Querétaro. Sin embargo, la comparación no es posible porque el cálculo del almacenaje está basado en variables de atributos estructurales de las especies y de variables bioclimáticas; además de que no se obtiene la contribución relativa de las 22 especies al servicio basado en la abundancia.

Para el servicio de madera, en nuestro estudio el 80 % del total del servicio se encuentra provisto por 10 especies del total de 138 especies. Por lo tanto, al considerar tanto el servicio

de almacenaje aéreo de carbono como de madera en nuestro estudio, es posible detectar que hay especies que se comparten entre ambos servicios, como son el capomo (*Brosimum alicastrum*), la higuera matapalos (*Ficus insipida*), el cacahuananachi (*Gliricidia sepium*), la parota (*Enterolobium cyclocarpum*) y el papelillo (*Bursera simaruba*), mostrando los diferentes servicios que puede proveer una misma especie leñosa en el BTC y BtsubC de Sierra de Vallejo.

CONCLUSIONES

El bosque tropical caducifolio y el subcaducifolio de Sierra de Vallejo presentaron pérdida y manejo de hábitat a nivel local, sin fragmentación evidente a nivel de paisaje. Los resultados de este estudio muestran que el manejo-pérdida del hábitat, en particular los años e intensidad de manejo cambian algunos atributos de la diversidad florística de especies leñosas en el BTC y BTsubC. En la evaluación realizada se encontraron efectos en casi todas las variables de diversidad florística, pero no en todos los servicios ecosistémicos; los efectos más importantes son un mayor número efectivo de especies leñosas del orden 1 (q1) y del orden 2 (q2) en los sitios sin manejo a excepción del sitio S4 que presenta el mayor número de años e intensidad de manejo, mientras que los sitios con menor apertura del dosel (<10 %) al final del cuadrante tienen una mayor cantidad de leña por unidad de superficie. El almacenaje aéreo de carbono fue afectado negativamente por la apertura de dosel al final del cuadrante y el efecto de borde, pero con efecto positivo el cociente perímetro/área. La diversidad presente en Sierra de Vallejo muestra una alta variación en el número total de especies leñosas totales (q0) y especies efectivas del orden 1 y 2 (q1 y q2), al igual que la provisión potencial de los servicios ecosistémicos, sin embargo, el servicio de leña fue el que más variación presentó dentro de los sitios. No se encontró relación entre el incremento de la diversidad florística con el incremento de los servicios ecosistémicos dentro de Sierra de Vallejo. Para los tres servicios ecosistémicos cuantificados, son pocas las especies (de 6 a 29) que presentan una alta contribución a los servicios ecosistémicos (de 36 a 51 %), cabe resaltar que la identidad de las especies es importante en la provisión de los servicios ecosistémicos, por ejemplo, *Brosimum alicastrum* fue la especie más abundante y con mayor contribución a la provisión de los servicios de almacenaje aéreo de carbono y madera; mientras que *Bursera simaruba* se encuentra frecuentemente entre las principales seis especies que más contribuyen a la provisión de los tres servicios cuantificados en este estudio (madera, leña y almacenaje aéreo de carbono).

REFERENCIAS

- Aide, M.T., Clark, M.L., Grau, H.R., López-Carr, D., Levy, M.A., Redo, D., Bonilla-Moheno, M., Riner, G., Andrade-Nuñez, M.J. & Muñiz, M. (2012). Deforestation and Reforestation of Latin America and the Caribbean (2001–2010). *Biotropica*. 45: 262–271.
- Alkemade, R., Reidb, R., van den Berga, M., de Leeuw, J., & Jeuken, M. (2013). Assessing the impacts of livestock production on biodiversity in rangeland ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 110: 20900–20905.
- Atkinson, E.E. & Marín-Spiotta, E. (2015). Land use legacy effects on structure and composition of tropical dry forests in St. Croix, U.S. Virgin Islands. *Forest Ecology and Management*. 335: 270-280.
- Álvarez-Añorve, M. Y., Quesada, M., Sánchez-Azofeifa, G.A., Avila-Cabadilla, L.D. & Gamon, J.A. (2012). Functional regeneration and spectral reflectance of trees during succession in a highly diverse tropical dry forest. *American Journal of Botany*. 99: 816-826.
- Ballesteros-Correa, J. (2015). Efecto del manejo silvopastoril y convencional de ganadería extensiva sobre el ensamblaje de murciélagos asociados a fragmentos de bosque seco tropical en Córdoba, Colombia. Tesis Doctoral. Departamento de Biología. Universidad de Córdoba. Pp. 89-111.
- Balvanera, P. (2012). Los servicios ecosistémicos que ofrecen los bosques tropicales. *Ecosistemas*. 21: 136-147.
- Balvanera, P., Castillo, A. & Martínez-Harms, M.J. (2010). Ecosystem services in seasonally dry tropical forests. *Seasonally dry tropical forests: Ecology and Conservation*. Island Press. Washington, DC, USA. Pp. 259-277.
- Balvanera, P. & Maass, M. (2010). Los servicios ecosistémicos que proveen las selvas secas. *Diversidad, amenazas, y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del Pacífico de México*. Pp. 259–269.
- Balvanera, P., Pfisterer, A.B., Buchmann, N., He, J.S., Nakashizuka, T., Raffaelli, D. & Schmid, B. (2006). Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecology Letters*. 9: 1146–1156.
- Balvanera, P., Kremen, C. & Martínez-Ramos, M. (2005). Applying community structure

analysis to ecosystem function: examples from pollination and carbon storage. *Ecological Applications*. 15: 360–375.

- Banda-R., K., Delgado-Salinas, A., Dexter, K.G., Linares-Palomino, R., Oliveira-Filho, A., Prado, D., Pullan, M., Quintana, C., Riina, R., Rodríguez M, G. M., Weintritt, J., Acevedo-Rodríguez, P., Adarve, J., Álvarez, E., Aranguren B, A., Camilo Arteaga, J., Aymard, G., Castaño, A., Ceballos-Mago, N., Cogollo, Á., Cuadros, H., Delgado, F., Devia, W. Dueñas, H., Fajardo, L., Fernández, Á., Fernández, M. Á., Franklin, J., Freid, E. H., Galetti, L. A., Gonto, R., González-M, R., Graveson, R., Helmer, E. H., Idárraga, Á., López, R., Marcano-Vega, H., Martínez, O. G., Maturo, H. M., McDonald, M., McLaren, K., Melo, O., Mijares, F., Mogni, V., Molina, D., del Pilar Moreno, N., Nassar, J. M., Neves, D. M., Oakley, L. J. Oatham, M., Olvera-Luna, A. R., Pezzini, F. F., Reyes Dominguez, O. J., Ríos, M. E., Rivera, O., Rodríguez, N., Rojas, A., Särkinen, T., Sánchez, R., Smith, M., Vargas, C., Villanueva, B. & Pennington, R. T. (2016). Plant diversity patterns in neotropical dry forests and their conservation implications. *Science*. 353:1383-1387.
- Benítez-Malvido, J & Martínez-Ramos, M. (2003). Influence of Edge Exposure on Tree Seedling Species Recruitment in Tropical Rain Forest Fragments. *Biotropica*. 35: 530–541.
- Bianchi, F., Booij, C & Tschardtke, T. (2006). Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*. 273: 1715–1727.
- Bravo-Bolaños, O., Sánchez-González, A., de Nova-Vázquez, J.A. & Pavón-Hernández, N.P. (2016). Composición y estructura arbórea y arbustiva de la vegetación de la zona costera de Bahía de Banderas, Nayarit, México. *Botanical Sciences*. 90: 603-62.
- Burnham, K.P. & Anderson, D.R. (2004). Multimodel Inference Understanding AIC and BIC in Model Selection. *Sociological Methods & Research*. 33: 261-304.
- Cairns, A. M., Olmsted, I, Granados, J. & Argaez, J. (2003). Composition and aboveground tree biomass of a dry semi-evergreen forest on Mexico's Yucatan Peninsula. *Forest Ecology and Management*. 186: 125–132.

- Calvo-Rodríguez, S., Sánchez- Azofeifa, A.G, Duran, S.M. & Espírito-Santo, M. M. (2016). Assessing ecosystem services in Neotropical dry forests: a systematic review. *Environmental Conservation*. 44: 1-10.
- Carpenter, S.R., Mooney, H. A., Agard, H., Capistrano, D., DeFries, R.S., Díaz, S., Dietz, T., Duraiappah, A.K., Oteng-Yeboah, A., Pereiraj, H.M., Perrings, C., Reidl, W.V., Sarukhan, J., Scholes, R.J. & Whyte, A. (2009). Science for managing ecosystem services: Beyond the Millennium Ecosystem Assessment. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 106: 1305–1312.
- Carrara-Castilleja, E. (2014). Efectos de la composición y configuración espacial del paisaje sobre la diversidad de aves de la Selva Lacandona, Chiapas. Universidad Nacional Autónoma de México. 1-56.
- Castelán-Vega, R., Ruiz Caregae, J., Linares Fleites, G. Pérez Avilés, R. & Tamariz Flores, V. (2007). Dinámica de cambio espacio-temporal de uso del suelo de la subcuenca del río San Marcos, Puebla, México. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM*. 64: 75-89.
- Castellanos-Castro, C. & Newton, A. C. (2015). Environmental heterogeneity influences successional trajectories in Colombian seasonally dry tropical forests. *Biotropica*. 47: 660-671.
- Ceballos G., Martínez, L., García A., Espinoza, E., Bezaury, J.C y Dirzo, R (Eds). (2010). Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del Pacífico de México. Fondo de Cultura Económica, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, D.F. Pp 1-594.
- Challenger, A. & J. Soberón. (2008). Los ecosistemas terrestres, en *Capital natural de México*, vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad. CONABIO, México, pp. 87-108.
- Chao, A. & Jost, L. (2012). Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology*. 93: 2533-2547.
- Chao, A., Gotelli, N. J., Hisieh, T. C., Sander, E. L., Colwell, R. K. y Ellison, A. M. (2014). Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*, 84: 45-67.

- Chaturvedi, R. K., Raghubanshi, A.S. & Singh, J.S. (2012). Effect of grazing and harvesting in diversity, recruitment and carbon accumulation of juvenile trees in tropical dry forests. *Forest Ecology and Management*. 284: 152-162.
- Chazdon, R.L., Letcher, S.G., Van Breugel, M., Martínez-Ramos, M., Bongers, F. & Finegan, B. (2007). Rates of change in tree communities of Neotropical forests following major disturbances. *Philosophical Transactions of The Royal Society Biological Sciences*. 362: 273-289.
- CONANP. (2012). Estudio previo justificativo para el establecimiento del área natural protegida, área de protección de recursos naturales, Sierra de Vallejo-Rio Ameca. Jalisco y Nayarit, México. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. Pp. 1-156..
- CONABIO, INEGI. (2018). Cobertura del suelo de los Estados Unidos Mexicanos. 1:20000. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Instituto Nacional de Estadística y Geografía.
- Conti, G & Díaz, S. (2013). Plant functional diversity and carbon storage—an empirical test in semi-arid forest ecosystems. *Journal of Ecology*. 101: 18–28.
- Corlett, R.T. (2016). The impacts of droughts in tropical forests. *Trends in Plant Science*. 21: 584-593.
- Dee, L.E., Cowles, J., Isbell, F., Pau, S., Gaines, S.D. & Reich, P.B. (2019). When do ecosystem services depend on rare species. *Trends in Ecology & Evolution*. 34: 746-758.
- Díaz, S., Settele, J., Brondízio, E., Ngo, H.T., Guèze, M., Agard, J., Arneth, A., Balvanera, P., Brauman, K., Butchart, S., Chan, K., Garibaldi, L., Ichii, K., Liu, J., Mazhenchery-Subramanian, S., Midgley, G., Miloslavich, P., Molnár, Z., Obura, D., Pfaff, A., Polasky, S., Purvis, A., Razzaque, J., Reyers, B., Chowdhury, R.R., Shin, Y.J., Visseren-Hamakers, I., Willis, K. & Zayas, C. (2019). Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. IPBES, París, France.
- Dirzo, R. & Raven, P.H. (2003). Global state of biodiversity and loss. *Annual Review of Environment and Resources*. 28: 137–67.

- Dirzo, R., Yung, H.S., Money, H.A. & Ceballos, G. (2011). Extent and drivers of change of neotropical seasonally dry tropical forests. *Seasonally dry tropical forests: Ecology and Conservation*. Island Press. Washington, DC, USA. Pp.1-392.
- Dobson, A., Lodge, D., Alder, G., Cumming, G.S., Keymer, J., McGlade, J., Mooney, H., Rusak, J.A., Sala, O., Wolters, V., Wall, D., Winfree, R., Xenopoulos, M, A. (2006). Habitat loss, trophic collapse, and the decline of ecosystem services. *Ecology*. 87: 1915–1924.
- Drewry, J. J., Cameron, K. C. & Buchan, G. D. (2008). Pasture yield and soil physical property responses to soil compaction from treading and grazing—a review. *Australian Journal of Soil Research*. 46: 237–256.
- Ewers, R & Didham, R. (2006). Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews*. 81: 117-142.
- Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 34: 487–515.
- Fahrig, L. (2017). Ecological responses to habitat fragmentation per se. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 48: 1-23.
- FAO. 2001. *The Global Forest Resources Assessment 2000 - main report*. Estudio FAO Montes N° 140. Roma.
- Farfán-Gutiérrez, M., Rodríguez-Tapia, G. & François-Mas, J. (2016). Análisis jerárquico de la intensidad de cambio de cobertura/uso de suelo y deforestación (2000-2008) en la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán, México. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM*. 90: 89-104.
- Felipe-Lucia, M., Soliveres, S., Penone, C., Manning, P., van der Plas, F., Boch, S Prati, ., D., Ammer, C., Schall, P., Gossner, M. M., Bauhus, J., Buscot, F., Blaser, S., Blüthgen, N., de Frutos, A., Ehbrecht, M., Frank, K., Goldmann, K., Hänsel, F., Jung, K., Kahl, T., Nauss, T., Oelmann, Y., Pena, R., Polle, A., Renner, S., Schloter, M., Schöning, I., Schrupf, M., Schulze, Ernst-Detlef., Solly, E., Sorkau, E., Stempfhuber, B., Tschapka, M., Weisser, W. W., Wubet, T., Fischer, M. & Allan, E. (2018) Multiple forest attributes underpin the supply of multiple ecosystem services. *Nature Communications*. 9: 1-11.

Ferry-Slik, J.W., Arroyo-Rodríguez, V., Aiba, S.I., Álvarez Loayza, P., F. Alves, L., Ashton, P., Balvanera, P., Bastian., M.L., Bellingham, P.J., van den Berg, E., Bernacci, L., da Conceição Bispo, P., Blanc, L., Böhning-Gaese, K., Boeckx, P., Bongers, F., Boyle, B., Bradford, M., Brearley, F.Q., Breuer-Ndoundou Hockemba, M., Bunyavejchewin, S., Leal Matos, D.C., Castillo-Santiago, M., M-Catharino, E.L., Chai, S. L., Chen, Y., Colwell, R.K., Chazdon, R.L., Clark, C., Clark, D.B., Clark, D.A., Culmsee, H., Damas, K., Dattaraja, H.S., Dauby, G., Davidar, P., DeWalt, S.J., Doucet, J.L., Duque, A., Durigan, G., O-Eichhorn, K.A., Eisenlohr, P.V., Eler, E , Ewango, C., Farwig, N., Feeley, K.J., Ferreira, L., Field, R., de Oliveira Filho, A.T., Fletcher, C., Forshed, O., Franco, G., Fredriksson, G., Gillespie, T., François Gillet, J., Amarnath, G., Griffith, D.M., Grogan, J., Gunatilleke, N., Harris, D., Harrison, R., Hector, A., Homeier, J., Imai, N., Itoh, A., Jansen, P.A., Joly, C.A., J-de Jong, B.H., Kartawinata, K., Kearsley, E., Kelly, D.L., Kenfack, D., Kessler, M., Kitayama, K., Kooyman, R., Larney, E., Laumonier, Y., Laurance, S., Laurance, W.F., Lawes, M.J., Leao do Amaral, I., Letcher, S.G., Lindsell, G., Lu, X., Mansor, A., Marjokorpi, A., Martin, E.H., Meilby, H., L-Melo, F.P., Metcalfe, D.J., Medjibe, V.P., Metzger, J.P., Mijo, G., Mohandass, D., Montero, J.C., de Morrison Valeriano, M., Mugerwa, B., Nagamasu, B., Nilo, R., Ochoa-Gaona, S., Onrizal., Page, N., Parolin, P., Parrens, M., Parthasarathy, N., Paudel, E., Permana, A., F-Piedade, M.T., A-Pitman, N.C., Poorter, L., Poulsen, A.D., Poulsen, J., Powers, J., Prasad, R.C., Puyravaud, J.P., Razafimahaimodison, J.C., Reitsma, J., dos Santos, J.R., Spironello, R.W., Romero-Saltos, H., Rovero, F., Hamuraby Rozak, A., Ruokolainen, K., Rutishauser, E., Saiter, F., Saner, P., Santos, B.A., Santos, F., Sarker, S.K., Satdichanh, M., Schmitt, C.B., Schöngart, J., Schulze, M., Suganuma, M.S., Sheil, D.S., da Silva Pinheiro, E., Sist, P., Stevart, T., Sukumar, R., Sun, I.F., Sunderland, T., Suresh, H.S., Suzuki, E., Tabarelli, M., Tang, J., Targhetta, N., Theilade, I., Thomas, D.W., Tchouto, P., Hurtado, J., Valencia, R., H van Valkenburg, J.L.C., Van Do, T., Vásquez, R., Verbeeck, H., Adekunle, V., Vieira, S.A., Webb, C.O., Whitfield, T., Wich, S.A., Williams, J., Wittmann, F., Wöll., H., Yang, X., Adou Yao, C.Y., Yap, S.L., Yoneda, T., Zahawi, R.A., Zakaria, R., Zang, R., de Assis, R.L., García Luize, B., Venticinque, E.M. (2015). An estimate of the number of tropical tree species. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112: 7472-7477.

- Figuroa-Esquivel, E.M. & Puebla-Olivares, F. (2014). Aves de Sierra de Vallejo, Nayarit, México. 52: 313–326.
- Figuroa-Esquivel, E.M., Puebla-Olivares, F., Eguiarte, L.E. & Núñez-Farfán, J. (2010). Genetic structure of a bird-dispersed tropical tree (*Dendropanax arboreus*) in a fragmented landscape in Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 81: 789 – 800.
- Fischer, J. & Lindenmayer, D.B. (2007). Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography*. 16: 265–280.
- Mcgarigal, K. (2015). FRAGSTATS Help. <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/documents/fragstats.help.4.2.pdf>
- François-Mas, J., Lemoine-Rodríguez, R., González, R., López-Sánchez, J., Piña-Garduño, A. & Herrera-Flores, E. (2017). Evaluación de las tasas de deforestación en Michoacán a escala detallada mediante un método híbrido de clasificación de imágenes SPOT. *Madera y Bosques*. 23: 119-131.
- Gallardo-Vásquez, J.C. (2012). Efecto de borde sobre la comunidad de árboles en una selva tropical seca. Universidad Nacional Autónoma de México. Tesis de maestría. 1-55.
- Genet, M., Stokes, A, Fourcaud, T & Norris, J.E. (2010). The influence of plant diversity on slope stability in a moist evergreen deciduous forest. *Ecological Engineering*. 36: 265–275.
- Gómez-Mora, A. M., Anaya, J. A. & Dávila-Álvarez, E. (2005). Análisis de fragmentación de los ecosistemas boscosos en una región de la cordillera central de los andes colombianos. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*. 4: 13–27.
- González-Medina, J. K., Figuroa-Esquivel, E. M. & Puebla-Olivares, F. (2016). Avifauna de dos zonas cafetaleras en Nayarit, oeste de México. *Huitzil*. 17: 18–32.
- Greenwood, K. L. & McKenzie, B. M. (2001). Grazing effects on soil physical properties and the consequences for pastures: a review. *Australian Journal of Experimental Agriculture*. 41: 1231–1250.
- Alatríste-Guarneros, M. F., Martínez-Salinas, A., Sepúlveda, C.M. & Villanueva-Najarro, C.M. (2018). Contribución de la diversidad florística a la productividad ganadera en tres Municipios de Campeche, México. *Centro Agronómico Tropical De Investigación Y Enseñanza*. Pp.16-53.

- Haddad, N. M., Brudvig, L.A., Clobert, J., Davies, K.F., Gonzalez, A., Holt., R.D., Lovejoy, T.E., Sexton, J.O., Austin, M.P., Collins, C.D., Cook, W.M., Damschen, E.I., Ewers, R.M., Foster, B.L., Jenkins., King, A.J., Laurance, W.F., Levey, D.J., Margules, C.R., Melbourne, B.A., Nicholls, A.O., Orrock, J.L., Song, D.X. & Townshend, J.R. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth ' s ecosystems. *Science Advances*. 1: 1–10.
- Harrison, P.A., Berry, P.M, Simpson, G., Haslett, J.R., Blicharska, M., Bucur, M., Dunford, R., Egoh, B., Garcia-Llorente, M., Geamăna, N., Geertsema, W., Lommelen, E., Meiresonne, L. & Turkelboom, F. (2014). Linkages between biodiversity attributes and ecosystem services: A systematic review. *Ecosystem Services*. 9: 191–203.
- Hernández Ruedas, M. A. Arroyo-Rodríguez, V., Meave, J.A., Martínez-Ramos, M., Ibarra-Manríquez, G., Martínez, E., Jamangapé, G., L-Melo, F.P. & Santos, B.A. (2014). Conserving tropical tree diversity and forest structure: the value of small rainforest patches in moderately-managed landscapes. *Public Library of Science*. 9: e98931.
- Hernández-Ruedas, M.A., Arroyo-Rodriguez, V, Morante-Filho, J.C., Meave, J.A. & Martínez-Ramos, M. (2018). Fragmentation and matrix contrast favor understory plants through negative cascading effects on a strong competitor palm. *Ecological Applications* 28: 1546-1553.
- Ibáñez, I., Katz, D. S. W., Peltier, D., Wolf, S. M. & Connor Barrie, B. T. (2014). Assessing the integrated effects of landscape fragmentation on plants and plant communities: The challenge of multiprocess-multiresponse dynamics. *Journal of Ecology*. 102: 882–895.
- INEGI. 2019. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). Fisiografía. <https://www.inegi.org.mx/temas/fisiografia> (consultado el 07 de enero de 2020).
- Janzen, D.H. 1988. Management of Habitat Fragments in a Tropical Dry Forest: Growth. *Annals of the Missouri Botanical Garden*. 75: 105-116.
- Jaramillo, V.J., Martínez-Yrizar, A. & Sanford-Jr, R-L. (2011). Primary productivity and biogeochemistry of seasonally dry tropical forests. *Tropical Dry Forests in the Americas, Ecology, Conservación, and Management*. CRC Press. Taylor & Francis Group. Broken Sound Parkway, NW. Pp. 107-109.
- Jha, S & Kremen, C. (2013). Resource diversity and landscape-level homogeneity drive

- native bee foraging. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 110. 555–558.
- Jost, L. (2006). Entropy and diversity. *OIKOS*. 113: 363-375.
- Kremen, C., Williams, N.M., Aizen, M.A., Gemmill-Herren, B., LeBuhn, G., Minckley, R., Packer, L., Potts, S.G., Roulston, T., Steffan-Dewenter, I., Vázquez, D.P., Winfree, R., Adams, L., Crone, E.E., Greenleaf, S.S., Keitt, T.H., Klein, A.M., Regetz, J. & Ricketts, T.H. (2007). Pollination and other ecosystem services produced by mobile organisms: A conceptual framework for the effects of land-use change. *Ecology Letters*. 10: 299–314.
- Lafortezza, R., Carrus, G., Sanesi, G. & Davies, C. (2009). Benefits and well-being perceived by people visiting green spaces in periods of heat stress. *Urban Forest & Urban Greening*. 8: 97–108.
- Lamb, D. (2018). Undertaking large-scale forest restoration to generate ecosystem services. *Restoration Ecology*. 26: 657–666.
- Lamy, T., Liss, K. N., Gonzalez, A. & Bennett, E. M. (2016). Landscape structure affects the provision of multiple ecosystem services. *Environmental Research Letters*. 11: 1-9.
- Laurance, W. F. & Curran, T. J. (2008). Impacts of wind disturbance on fragmented tropical forests: A review and synthesis. *Austral Ecology*. 33: 399–408.
- Laurance, W.F., Goosem, M. & Laurance-W, S.G. (2009). Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. *Trends in Ecology & Evolution*. 24: 659-669.
- Loveland, T.R., Sohl, T.L. Stehman, S.V., Gallant, A.L., Sayler, K.I. & Napton, D.E. (2002). A strategy for estimating the rates of recent United States land-cover changes. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*. 68: 1091-1099.
- Maass, M., Balvanera, P., Castillo, A., Dayli, G.C., Monney, H.A., Ehrlich, P., Quesada, M., Miranda, A., Jaramillo, V.J., García-Oliva, F., Marínez-Yrizar, A., Cotler, H., López-Blanco, J., Pérez-Jiménez, A., Búrquez, A., Ticoco, C., Ceballos, G., Barraza, L., Ayala, R. & Sarukhán, J. (2005). Ecosystem services of tropical dry forests : Insights from long-term ecological and social research on the Pacific Coast of Mexico. *Ecology and Society*. 10: 17.
- Maass M., Búrquez, A., Trejo, I., Valenzuela, D., González, M.A., Rodríguez, M. & Arias, H. (2010). Amenazas. Diversidad, amenazas, y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del Pacífico de México. Fondo de cultura económica. Comisión

- Nacional para el Fomento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP). WWF-México. ECOCIENCIA S.C. Telmex. Pp. 321-346.
- Maes, J., Liqueste, C., Teller, A., Erhard, M., Paracchini, M.L., Barredo, J.J., Grizzetti, B., Cardoso, A., Somma, F., Petersen, J.E., Meiner, A., Royo-Gelabert, E., Zal, N., Kristensen, P., Bastrup-Birk, A., Biala, K., Piroddi, C., Egoh, B., Degeorges, P., Fiorina, C., Santos-Martín, F., Narusevicius, V., Verboven, J., Pereira, H.M., Bengtsson, J., Gocheva, K., Marta-Pedroso, C., Snall, T., Estreguil, C., San-Miguel-Ayán, J., Pérez-Zoba, M., Gret-Regamey, A., Lillebe, A.I., Abdul-Malak, D., Condé, S., Moen, J., Czúcz, B., Drakou, E.G., Zulian, G. & Lavalle, C. 2016. An indicator framework for assessing ecosystem services in support of the EU Biodiversity Strategy to 2020. *Ecosystem Services* 17: 14–23.
- Magurran, A.E. & McGill, B.J. (2011). *Biological Diversity: Frontiers in measurement and assessment*. Pp.1-345.
- Martínez, L.J. & Zinck, J.A. (2004). Temporal variation of soil compaction and deterioration of soil quality in pasture areas of Colombian Amazonia. *Soil & Tillage Research*. 75: 3–17.
- Martínez-Harms, M.J. (2010). *Cuantificación y mapeo de servicios ecosistémicos en una cuenca mexicana: implicaciones para su conservación y manejo*. Universidad Nacional Autónoma de México. Tesis de maestría. Pp. 0-89.
- Martínez-Ramos, M. (1994). Regeneración natural y diversidad de especies arbóreas en selvas húmedas. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*. 54: 179-224.
- Mayle, F. E. (2004). Assessment of the Neotropical dry forest refugia hypothesis in the light of palaeoecological data and vegetation model simulations. *Journal of Quaternary Science*. 19:713–720.
- MAE. (2003). *Ecosystems and human well-being: a framework for assessment*. Millennium Ecosystem Assessment. Island Press, Washington, D.C., USA.
- MAE. (2005). *Ecosystems and human well-being*. Millennium Ecosystem Assessment. Island Press, Washington, D.C., USA.
- Maza-Villalobos S., Balvanera, P. & Martínez-Ramos, M. (2011). Early regeneration of Tropical Dry Forest from abandoned pastures: contrasting chronosequence and

- dynamic approaches. *Biotropical*. 43: 129-134.
- Miles, L., Newton, A.C., DeFries, R S., Ravilious, C., May, I., Blyth, S., Kapos, V. & Gordon, E.J. (2006). A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *Journal of Biogeography*. 33: 491–505.
- Mitchell, M. G. E., Bennett, E. M. & Gonzalez, A. (2014). Forest fragments modulate the provision of multiple ecosystem services. *Journal of Applied Ecology*. 51: 909–918.
- Mitchell, M. G. E., Bennett, E.M. & Gonzalez, A. (2013). Linking landscape connectivity and ecosystem service provision: current knowledge and research gaps. *Ecosystems*. 16: 894–908.
- Mitchell, M. G. E., Bennett, E.M. & Gonzalez, A. (2015a). Strong and nonlinear effects of fragmentation on ecosystem service provision at multiple scales. *Environmental Research Letters*. 10: 094014.
- Mitchell, M. G.E., Suárez-Castro, A.F., Martínez-Harm, M., Maron, M., McAlpine, C., Gaston, K.J., Johansen, K. & Rhodes, J.R. (2015b). Reframing landscape fragmentation's effects on ecosystem services. *Trends in Ecology & Evolution*. 30: 190-198.
- Morales-Arias, J. G., Olvera-Vargas, M., Cuevas-Guzmán, R., Figueroa-Rangel, B. L., & Sánchez-Rodríguez, E. V. (2018). Variación ambiental y composición florística de especies arbóreas en un bosque húmedo de montaña del occidente de México. *Revista mexicana de biodiversidad*. 89: 769-783.
- Moreno, C. E., Barragán, F., Pineda, E. & Pavón, N. P. (2011). Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 82: 1249-1261.
- Mori, S.A., Lertzman, K.P. & Gustafsson, L. (2016). Biodiversity and ecosystem services in forest ecosystems: a research agenda for applied forest ecology. *Journal of Applied Ecology*. 54: 12–27.
- Morrone, J.J. (2005). Hacia una síntesis biogeográfica de México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 76: 207-252.
- Morrone, J. J. & Escalante, T. (2012). *Diccionario de biogeografía*. Universidad Nacional Autónoma de México. Pp 0-240.

- Murphy, P.G. & Lugo, A.E. (1986). Ecology of tropical dry forest. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 17: 67-88.
- Nava-Cruz, Y. G. (2006). Caracterización del efecto de borde en fragmentos de bosque tropical seco en Chamela Jalisco, México. Universidad Autónoma de México. Tesis doctoral. Pp. 1-102.
- Ordóñez-Díaz, J, A, B., Galicia-Naranjo, A, Venegas-Mancera, N, J., Hernández-Tejeda, T., Ordóñez-Díaz, M.J. & Dávalos-Sotelo, R. (2015). Densidad de las maderas mexicanas por tipo de vegetación con base en la clasificación de J. Rzedowski: compilación. *Madera y Bosques*. 21: 77-126.
- Pennington, R.T., Prado, D.E. & Pendry, C.A. (2000). Neotropical seasonally dry forests and quaternary vegetation changes. *Journal of Biogeography*. 27: 261–273.
- Peña-Becerril, J. C., Monroy-Ata, A., Álvarez-Sánchez, F. J., & Orozco-Almanza, M. (2005). Uso del efecto de borde de la vegetación para la restauración ecológica del bosque tropical. *TIP. Revista especializada en ciencias químico-biológicas*, 8: 91-98.
- Pereira, I.M., Andrade, L.A., Sampaio, E.V.S.B. Barbosa, M.R. (2003). Use-history effects in structure and flora of Caatinga. *Biotropica* 35: 154-165.
- Peters, C.M. (2010). Economic botany and management potential of neotropical seasonally dry forests. *Tropical Dry Forests in the Americas, Ecology, Conservation, and Management*. CRC Press. Taylor & Francis Group. Broken Sound Parkway, NW. Pp. 239-257.
- Pfeifer, M., Lefebvre, V, Gardner, T, A., Arroyo-Rodriguez, V., Baeten, L., Banks-Leite, C., Barlow, J., Betts, M. G., Brunet, J., Cerezo, A., Cisneros, L. M., Collard, S., D’Cruze, N., da Silva Motta, C., Duguay, S., Eggermont, H., Eigenbrod, F., Hadley, A. S., Hanson, T. R., Hawes, J. E., Heartsill-Scalley, T., Klingbeil, B. T., Kolb, A., Kormann, U., Kumar, S., Lachat, T., Lakeman-Fraser, P., Lantschner, V., Laurance, W.F., Leal, I. R., Lens, L., Marsh, C. J., Medina-Rangel, G. F., Melles, S., Mezger, D., Oldekop, J. A., Overal, W. L., Owen, C., Peres, C. A., Phalan, B., Pidgeon, A. M., Pilia, O., Possingham, H. P., Possingham, M. L., Raheem, D. C., Ribeiro, D. B., Ribeiro-Neto, J. D., Douglas-Robinson, W., Robinson, R., Rytwinski, T., Scherber, C., Slade, E. M., Somarriba, E., Stouffer, P. C., Struebig, M. J., Tylianakis, J. M., Tschardtke, T., Tyre, A. J., Urbina-Cardona, J. N., Vasconcelos, H. L., Wearn, O., Wells, K., Willig, M. R.,

- Wood, E., Young, R. P., Bradley, A.V. & Ewers, R. M. (2014). BIOFRAG – a new database for analyzing BIODiversity responses to forest FRAGmentation. *Ecology and Evolution*. 4: 1524-1537.
- Phillips, H.R.P., Halley, J.M., Urbina-Cardona, N. & Purvis, A. (2017). The effect of fragment area on site-level biodiversity. *Ecography*. 40: 001–011.
- Pimm, S.L. Raven, P. 2000. Extinction by numbers. *Nature*. 403: 843-845.
- Pimm, S.L., Russell, G. L., Gittleman, J.L. & Brooks, T. M. (1995). The future of biodiversity. *Science*. 269: 347-349.
- Pohl, M., Graf, F, Buttler, A & Rixen, C. (2012). The relationship between plant species richness and soil aggregate stability can depend on disturbance. *Plant and Soil*. 355: 87–102.
- Portillo-Quintero, C.A. & Sánchez-Azofeifa, A.G. (2010). Extent and conservation of tropical dry forests in the America. *Biological Conservation*. 143: 144–155.
- Proust, M. 2008. JMP, Versión 8 ed. Campus Drive, Cary NC. (Consultado en mayo de 2019).
- Quesada, M., Sánchez-Azofeifa, A.G, Alvarez-Añorve, M., Stoner, K.E., Avila-Cabadilla, L., Calvo-Alvarado, J., Castillo, A., Espírito-Santo, M.M., Fagundes, M., Fernandes, G.W., Gamon, J., Lopezaraiza-Mikel, M., Lawrence, D., Cerdeira-Morellato, L.P., Powers, J.S., de S-Neves, F., Rosas-Guerrero, V., Sayago, R. & Sanchez-Montoya, G. (2009). Succession and management of tropical dry forests in the Americas: Review and new perspectives. *Forest Ecology and Management*. 258: 1014–1024.
- Quijas, S., Romero-Duque, L.P, Trilleras, J.M., Conti, G., Kolb, M., Brignone, E. & Dellafiore, C. (2019). Linking biodiversity, ecosystem services, and beneficiaries of tropical dry forests of Latin America: Review and new perspectives. *Ecosystem Services*. 36: 100909.
- Quijas, S., Schmid, B. & Balvanera, P. (2010). Plant diversity enhances provision of ecosystem services: a new synthesis. *Basic and Applied Ecology*. 11: 582-593.
- Quinteros, P., Hanzen, N., & Kutschker, A. (2010). Composición y diversidad del sotobosque de ñire (*Nothofagus antarctica*) en función de la estructura del bosque. *Ecología austral*. 20: 225-234.

- Rosete –Vergés, F. A., Pérez-Damián, J.L. & Bocco, G. (2008). Cambio de uso del suelo y vegetación en la Península de Baja California, México. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM*. 67. Pp. 39-58.
- Rozendaal, A.M.D., Bongers, F., Aide, M., Alvarez-Dávila, E., Ascarrunz, N., Balvanera, P., Becknell, J. M., Bentos, T. V., S-Brancalion, P. H., L-Cabral, G. A., Calvo-Rodriguez, S., Chave, J., César, R. G., Chazdon, R. L., Condit, R., Dallinga, J. S., de Almeida-Cortez, J. S., de Jong, B., de Oliveira, A., Denslow, J. S., Dent, D. H., DeWalt, S. J., Dupuy, J. M., Durán, S. M., Dutrieux, L. P., Espírito-Santo, M. M., Fandino, M.C., Wilson-Fernandes, G., Finegan, B., García, H., Gonzalez, N., Granda-Moser, V., Hall, J. S., Hernández-Stefanoni, J. L., Hubbell, S., Jakovac, C. C., Hernández, A. J., Junqueira, A. B., Kennard, D., Larpin, D., Letcher, S. G., Licona, J. C., Lebrija-Trejos, E., Marín-Spiotta, E., Martínez-Ramos, M., S-Massoca, P. E., Meave, J. A., G-Mesquita, R. C., Mora, F., Müller, S. C., Muñoz, R., de Oliveira Neto, S. N., Norden, N., F. Nunes, Y. R., Ochoa-Gaona, S., Ortiz-Malavassi, E., Ostertag, R., Peña-Claros, M., Pérez-García, E. A., Piotta, D., Powers, J. S. Aguilar-Cano, J., Rodriguez-Buritica, S., Rodríguez-Velázquez, J., Romero-Romero, M. A., Ruíz, J., Sanchez-Azofeifa, A., Silva de Almeida, A., Silver, W. L., Schwartz, N. B., Wayt-Thomas, W., Toledo, M., Uriarte, M., Valadares de Sá Sampaio, E., van Breugel, M., van der Wal, H., Venâncio-Martins, S., M-Veloso, M. D., M. Vester, H. F., Vicentini, A., G-Vieira, I. C., Villa, P., Williamson, G. B., Zanini, K. J., Zimmerman, J. & Poorter, L. (2019). Biodiversity recovery of neotropical secondary forests. *Science Advances*. 5: 1-10.
- Rzedowski, J. (1998). Diversidad y orígenes de la flora fanerogámica de México, en T.P. Ramamoorthy, R. Bye, A. Lot y J. Fa (eds.) *Diversidad biológica de México: orígenes y distribución*. Instituto de Biología, UNAM, México. Pp. 129-145.
- Santos, T. & Tellería, J.L. (2006). Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies. *Ecosistemas*. 2: 3-12.
- Segura, G., Balvanera, P., Duran, E. & Pérez, A. (2003). Tree community structure and stem mortality along a water availability gradient in Mexican tropical dry fores. *Plant Ecology*. 169: 259-271.

- Sohdi, S. N., Liow, L.H. & Bazzaz, F.A. (2004). Avian extinctions from tropical and subtropical forests. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 35: 323-345.
- Soto-Correa, J.C., Cambrón-Sandoval, V.H. & Renaud-Rangel, R. (2019). Attributes of tree species and their capability of carbon capture in the municipality of Querétaro, México. *Madera y Bosques*. 25: 1-18.
- 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: 1021-1034.
- Sullivan –P, M.J., Talbot, J, Lewis, S. L., Phillips, O. L., Qie, L., Begne, S. K., Chave, J., Cuni-Sanchez, A., Hubau, W., Lopez-Gonzalez, G., Miles, L., Monteagudo-Mendoza, A., Sonké, B., Sunderland, T., ter Steege, H., T-White, L. J., Affum-Baffoe, K., Aiba, S., Cristo de Almeida, E., Almeida de Oliveira, E., Alvarez-Loayza, P., Álvarez-Dávila, E., Andrade, A., C. Aragão, L. E. O., Ashton, P., Aymard C, G. A., Baker, T. R., Balinga, M., Banin, L. F., Baraloto, C., Francois Bastin, J., Berry, N., Bogaert, J., Bonal, D., Bongers, F., Brienen, R., C. Camargo, J. L., Cerón, C., Chama-Moscoso, V., Chezeaux, E., Clark, C. J., Cogollo-Pacheco, Á., Comiskey, J. A., Cornejo-Valverde, F., Honorio-Coronado, E. N., Dargie, G., Davies, S.J., De Canniere, C., Djuikouo K, M. N., Doucet, J. L., Erwin, T. L., Silva-Espejo, J., N. Ewango, C. E., Fauset, S., Feldpausch, T. R., Herrera, R., Gilpin, M., Gloor, E., Hall, J. S., Harris, D. J., Hart, T. B., Kartawinata, K., Khoon Kho, L., Kitayama, K., W-Laurance, S. G., Laurance, W. F., Leal, M. E., Lovejoy, T., Lovett, J. C., Mpanya-Lukasu, F., Makana, J. R., Malhi, Y., Maracahipes, L., Marimon, B. S., Marimon-Junior, B. H., Marshall, A. R., Morandi, P. S., Tshibamba-Mukendi, J., Mukinzi, J., Nilus, R., Núñez-Vargas, P., Pallqui-Camacho, N.C., Pardo, G., Peña-Claros, M., Pétronelli, P., Pickavance, G. C., Dalberg-Poulsen, A., Poulsen, J. R., Primack, R. B., Priyadi, H., Quesada, C. A., Reitsma, J., Réjou-Méchain, M., Restrepo, Z., Rutishauser, E., Abu-Salim, K., Salomão, R. P., Samsedin, I., Sheil, D., Sierra, R., Silveira, M., Ferry-Slik, J. W., Steel, L., Taedoumg, H., Tan, S., Terborgh, J. W., Thomas, S. C., Toledo, M., Umunay, P. M., Valenzuela-Gamarra, L., Guimarães-Vieira, I. C., Vos, V. A., Wang, O., Willcock, S. & Zemagho, L. (2017). Diversity and carbon storage across the tropical

- forest biome. *Scientific Reports*. 7: 1-12.
- Tischendorf, L., Grez, A, Zaviezo, T & Fahrig, L. (2005). Mechanisms Affecting Population Density in Fragmented Habitat. *Ecology and Society*. 10: 7.
- Trejo, I. & Dirzon, R. (2002). Floristic diversity of Mexican seasonally dry tropical forests. *Biodiversity and Conservation*. 11: 2063–2048.
- Trilleras-Motha, 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. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 211: 133-144.
- Trilleras-Motha, J.M. (2008). Análisis socio-ecológico del manejo, degradación y restauración del bosque tropical seco de la región de Chamela-Cuixmala, México. Universidad Autónoma de México. Tesis doctoral. Pp. 1-87.
- Valdez-Hernández, M., Gil-Medina, R., López-Martínez, J. O., Torrescano-Valle, N., Cabanillas-Terán, N. & Islebe, G. A. (2019). Succession and the relationship between vegetation and soil in the marl quarries of the Yucatán peninsula, Mexico. *Forests*. 10: 116.
- van Oudenhoven, P.E., Petz, K, Alkemade, R., Hein, L. & de Groot, R.S. (2012). Framework for systematic indicator selection to assess effects of land management on ecosystem services. *Ecological Indicators*. 21: 110-122.
- van Oudenhoven, P.E., Veerkamp, C., Alkemade, R. & Leemans, R. (2015). Effects of different management regimes on soil erosion and surface runoff in semi-arid to sub-humid rangelands. *Journal of Arid Environments*. 121: 100-111.
- Vargas-Vázquez, V.A., Venegas-Barrera, C.S, Mora-Olivo, A., Martínez-Ávalos, J.G., Alanís-Rodríguez, E. & de la Rosa-Manzano, E. (2019). Variación en la abundancia de árboles maderables por efecto de borde en un bosque tropical subcaducifolio. *Botanical Sciences*. 97: 35-49.
- Villaseñor, J.L. (2016). Checklist of the native vascular plants of Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 87: 559-902.
- Vogt, P., Riitter, K.H, Estreguil, C., Kozak. J., Wade, T.G. & Wickham, J.D. (2007). Mapping spatial patterns with morphological image processing. *Landscape Ecology*. 22: 171–177.
- Vogt P., Riitters, K. (2017). *GuidosToolbox: universal digital image object analysis*.

European Journal of Remote Sensing 50:1, 352-361, DOI:
10.1080/22797254.2017.1330650. Software available free at:
<http://forest.jrc.ec.europa.eu/download/software/guidos>

Wang, B., Zhang, G.H, Shi, Y.Y. & Zhang, X.C. (2014). Soil detachment by overland flow under different vegetation restoration models in the Loess Plateau of China. *Catena*. 116: 51–59.

Wright, S. J & Muller-Landau, H., C. (2006). The future of tropical forest species. *Biotropica*. 38: 287–301.

Zermeño-Hernandez, 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: 443-455.

ANEXOS

Anexo 1. Entrevista semi-estructurada aplicada a los dueños o trabajadores de los 15 sitios censados en Sierra de Vallejo

Entrevista semi-estructurada para saber cuáles son los efectos del manejo sobre los servicios ecosistémicos dentro de fragmentos de bosque tropical caducifolio en Sierra de Vallejo Nayarit.

Fecha de entrevista:

Persona que realizó la entrevista:

DATOS GENERALES:

Nombre de ejidatario o dueño de parcela:

Edad:

Ejido:

Parcela Hectáreas:

Número de Ejidatarios:

En qué año se formó el ejido:

PREGUNTAS PARA IDENTIFICAR LA GENERACION Y MANEJO DEL FRAGMENTO:

- 1) ¿Cuántos años tiene la capomera, la huerta, el monte (lugar donde se realizó el cuadrante)?
- 2) ¿Anteriormente que actividades se realizaron dentro de la capomera, la huerta, el monte?
- 3) ¿Actualmente se realiza alguna actividad dentro de la capomera, la huerta, el monte?
 - a) Pastoreo
 - b) Desmonte
 - c) Extracción de madera
 - d) Extracción de leña
 - e) Otra actividad
 - f) ¿Cuáles son?
- 4) ¿Cuánto tiempo llevan realizando estas actividades, dentro de la capomera, la huerta, el monte?
- 5) ¿Cuál es la temporada para cada una de las actividades que se realizan en la capomera, la huerta, el monte?
 - a) Pastoreo
 - b) Desmonte
 - c) Extracción de madera
 - d) Extracción de leña
 - e) Otra actividad
 - f) ¿Cuáles son?
- 6) ¿Qué actividades se realizan alrededor del fragmento?
 - a) Potreros
 - b) Siembra /Cosecha ¿Qué se siembra?
 - c) Pastizal
 - 7) ¿Cuántos años tienen realizando estas actividades?
 - a) Potreros

- b) Siembra /Cosecha ¿Qué se siembra?
 - c) Pastizal
- 8) ¿Usted considera importante el que estos lugares se mantengan, sin ninguna actividad?
¿Porque?
- 9) De la siguiente lista, ¿cuáles son los servicios que se obtienen de mantener los sitios conservados?

SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

a) pastura para ganado	y) poste
b) agua para el ganado	z) humedad
c) apreciación estética	aa) leña
d) alimentos humanos	bb) agua para riego
e) pastura cultivada	cc) fertilidad del suelo
f) sombra para ganado	dd) conocimiento futuro de la fauna
g) lluvia	ee) hojarasca y abono en el suelo
h) madera	ff) recarga de agua
i) hábitat	gg) alimento para animales silvestres
j) pastura del monte	hh) alimento para animales domésticos
k) apreciación estética	ii) captura de carbono
l) agua para la vida (silvestre)	jj) condiciones plantas silvestres
m) interacciones bosque-lluvia	kk) control de plagas
n) fresca	ll) espiritualidad
o) protección de la naturaleza	mm) estacionalidad (secas)
p) agua para uso humano	nn) felicidad
q) calidad del aire	oo) ganado lechero
r) actividades recreativas	pp) percha de aves
s) vida	qq) piedra
t) protección del suelo	rr) productividad
u) regulación flujo de agua	ss) regulación calidad del agua
v) usos múltiples sp silvestres	tt) salud
w) apreciación auditiva	
x) interacciones ecosistémicas	

Anexo 2. Especies leñosas encontradas dentro de los sitios censados en Sierra de Vallejo, Nayarit.

Tabla S1. Listado de las especies encontradas dentro de los sitios censados en Sierra de Vallejo, Nayarit. * El origen para estas especies está definido a partir del género.

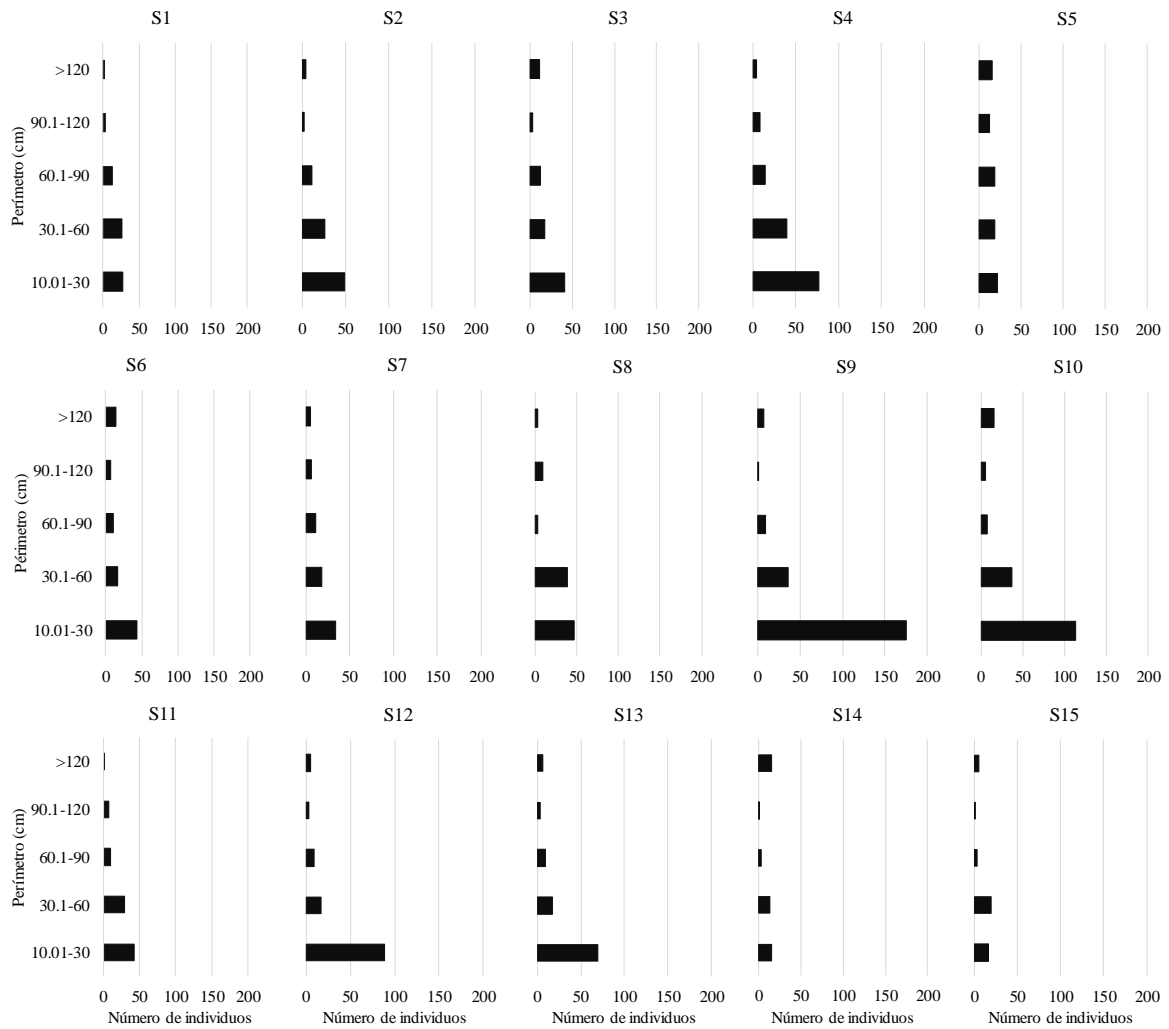
No.	Familia	Especies	Origen
1	Acanthaceae	<i>Bravaisia integerrima</i> (Spreng.) Standl.	Nativa
2	Anacardiaceae	<i>Amphipterygium adstringens</i> (Schltdl.) Standl.	Endémica a México
3	Anacardiaceae	<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	Nativa
4	Anacardiaceae	<i>Comocladia engleriana</i> Loes.	
5	Anacardiaceae	<i>Spondias mombin</i> L.	Nativa
6	Anacardiaceae	<i>Spondias purpurea</i> L.	Nativa
7	Annonaceae	<i>Annona cherimola</i> Mill.	Exótica
8	Annonaceae	<i>Cymbopetalum hintonii</i> Lundell	Nativa
9	Apocynaceae	<i>Cascabela ovata</i> (Cav.) Lippold	Nativa
10	Apocynaceae	<i>Plumeria rubra</i> L.	Nativa
11	Apocynaceae	<i>Stemmadenia grandiflora</i> (Jacq.) Miers	Nativa
12	Apocynaceae	<i>Tabernaemontana amygdalifolia</i> Jacq.	Nativa
13	Arecaceae	<i>Attalea cohune</i> Mart.	Nativa
14	Arecaceae	<i>Cryosophila nana</i> (Kunth) Blume ex Salomon	Endémica a México
15	Araliaceae	<i>Dendropanax arboreus</i> (L.) Decne. & Planch.	Nativa
16	Asteraceae	<i>Verbesina fastigiata</i> B.L. Rob. & Greenm.	Nativa
17	Bignoniaceae	<i>Handroanthus chrysanthus</i> (Jacq.) S.O. Grose	Nativa
18	Bignoniaceae	<i>Tabebuia rosea</i> (Bertol.) DC.	Nativa
19	Bignoniaceae	<i>Tabebuia</i> sp.	
20	Bixaceae	<i>Bixa orellana</i> L.	Nativa
21	Bixaceae	<i>Cochlospermum vitifolium</i> (Willd.) Spreng.	Nativa
22	Burseraceae	<i>Bursera excelsa</i> (Kunth) Engl.	Endémica a México
23	Burseraceae	<i>Bursera roseana</i> Rzed., Calderón & Medina	
24	Burseraceae	<i>Bursera simaruba</i> (L.) Sarg.	Nativa
25	Calophyllaceae	<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	Nativa
26	Cannabaceae	<i>Aphananthe monoica</i> (Hemsl.) J.-F. Leroy	Nativa
27	Capparaceae	<i>Crateva tapia</i> L.	Nativa
28	Capparaceae	<i>Cynophalla flexuosa</i> (L.) J. Presl	Exótica
29	Caricaceae	<i>Carica papaya</i> L.	Nativa
30	Caricaceae	<i>Jacaratia mexicana</i> A.DC.	Nativa
31	Chrysobalanaceae	<i>Couepia polyandra</i> (Kunth) Rose	Nativa
32	Chrysobalanaceae	<i>Hirtella racemosa</i> Lam.	Nativa
33	Dilleniaceae	<i>Curatella americana</i> L.	Nativa
34	Ebenaceae	<i>Diospyros</i> sp.	
35	Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum mexicanum</i> Kunth	Nativa
36	Euphorbiaceae	<i>Cnidioscolus</i> sp.	

37	Euphorbiaceae	<i>Cnidoscolus spinosus</i> Lundell	Endémica a México
38	Euphorbiaceae	<i>Hura polyandra</i> Baill.	Nativa
39	Euphorbiaceae	<i>Jatropha platyphylla</i> Müll.Arg.	
40	Euphorbiaceae	<i>Manihot</i> sp.	
41	Euphorbiaceae	<i>Sapium macrocarpum</i> Müll.Arg.	Nativa
42	Fabaceae	<i>Bauhinia divaricata</i> L.	Nativa
43	Fabaceae	<i>Caesalpinia pulcherrima</i> (L.) Sw.	Nativa
44	Fabaceae	<i>Caesalpinia</i> sp.	
45	Fabaceae	<i>Coursetia mollis</i> (Kunth) J.F. Macbr.	
46	Fabaceae	<i>Enterolobium cyclocarpum</i> (Jacq.)	Nativa
47	Fabaceae	<i>Erythrina lanata</i> Rose	Endémica a México
48	Fabaceae	<i>Erythrina</i> sp.	
49	Fabaceae	<i>Gliricidia sepium</i> Kunth ex Steud.	Endémica a México
50	Fabaceae	<i>Inga andersonii</i> McVaugh	
51	Fabaceae	<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd.	Nativa
52	Fabaceae	<i>Leucaena macrophylla</i> Benth.	Endémica a México
53	Fabaceae	<i>Lonchocarpus guatemalensis</i> Benth.	Nativa
54	Fabaceae	<i>Lysiloma acapulcense</i> (Kunth) Benth.	Nativa
55	Fabaceae	<i>Lysiloma divaricatum</i> (Jacq.) J. F. Macbr.	Nativa
56	Fabaceae	<i>Lysiloma</i> sp.	
57	Fabaceae	<i>Machaerium</i> sp.	
58	Fabaceae	Morfoespecie 18	
59	Fabaceae	Morfoespecie 51	
60	Fabaceae	<i>Swartzia simplex</i> (Sw.) Spreng.	Nativa
61	Fabaceae	<i>Vachellia farnesiana</i> (L.) Wight & Arn	Nativa
62	Fabaceae	<i>Vachellia hindsii</i> (Benth.) Seigler & Ebinger	Nativa
63	Lauraceae	<i>Licaria</i> sp.	
64	Lauraceae	<i>Nectandra glabrescens</i> Benth.	Nativa
65	Malvaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Nativa
66	Malvaceae	<i>Heliocarpus occidentalis</i> Rose	Endémica a México
67	Malvaceae	<i>Heliocarpus pallidus</i> Rose	Endémica a México
68	Malvaceae	<i>Hibiscus tiliaceus</i> L.	Exótica
69	Malvaceae	<i>Luehea candida</i> (Moc. & Sessé ex DC.)	Nativa
70	Malvaceae	<i>Luehea speciosa</i> Willd.	Nativa
71	Malvaceae	<i>Pseudobombax ellipticum</i> (Kunth) Dugand.	Nativa
72	Malvaceae	<i>Pseudobombax palmeri</i> (S. Watson) Dugand.	Endémica a México
73	Malvaceae	<i>Pseudobombax</i> sp.	
74	Melastomataceae	<i>Conostegia</i> sp.	
75	Melastomateceae	Morfoespecie 26	
76	Meliaceae	<i>Cedrela odorata</i> L.	Nativa
77	Meliaceae	<i>Trichilia hirta</i> L.	Nativa
78	Moraceae	<i>Brosimum alicastrum</i> Sw.	Nativa
79	Moraceae	<i>Castilla elastica</i> Cerv.	Nativa

80	Moraceae	<i>Ficus cotinifolia</i> Kunth	Nativa
81	Moraceae	<i>Ficus insipida</i> Willd.	Nativa
82	Moraceae	<i>Ficus petiolaris</i> Kunth	Endémica a México
83	Moraceae	<i>Ficus</i> sp.	
84	Moraceae	Morfoespecie 17	
85	Myrtaceae	<i>Eugenia acapulcensis</i> Steud.	Nativa
86	Myrtaceae	<i>Eugenia capuli</i> (Schltdl. & Cham.) Hook. & Arn.	Nativa
87	Myrtaceae	<i>Eugenia salamensis</i> Donn.Sm.	Nativa
88	Myrtaceae	<i>Psidium sartorianum</i> (O. Berg) Nied.	Nativa
89	Nyctaginaceae	<i>Pisonia aculeata</i> L.	Nativa
90	Nyctaginaceae	<i>Pisonia</i> sp.	
91	Ochnaceae	<i>Ouratea madreensis</i> L. Riley	Nativa
92	Opiliaceae	<i>Agonandra racemosa</i> (DC.) Standl.	
93	Phyllanthaceae	<i>Phyllanthus mocinianus</i> Baill.	Endémica a México
94	Picramniaceae	<i>Picramnia antidesma</i> Sw.	Nativa
95	Piperaceae	<i>Piper jaliscanum</i> S. Watson.	Endémica a México
96	Piperaceae	<i>Piper</i> sp.	
97	Primulaceae	<i>Ardisia compressa</i> Kunth	Nativa
98	Primulaceae	<i>Ardisia revoluta</i> Kunth	Nativa
99	Primulaceae	<i>Ardisia</i> sp.	
100	Primulaceae	<i>Bonellia macrocarpa</i> subsp. <i>pungens</i> (A. Gray) B. Ståhl & Källersjö	
101	Rhamnaceae	<i>Karwinskia latifolia</i> Standl.	Endémica a México
102	Rubiaceae	<i>Chiococca alba</i> (L.) Hitchc.	Nativa
103	Rubiaceae	<i>Chiococca</i> sp.	
104	Rubiaceae	<i>Coffea arabica</i> L.	Exótica
105	Rubiaceae	<i>Faramea occidentalis</i> (L.) A. Rich.	Nativa
106	Rubiaceae	<i>Genipa americana</i> L.	Nativa
107	Rubiaceae	<i>Hintonia latiflora</i> (Sessé & Moc. ex DC.) Bullock	Endémica a México
108	Rubiaceae	Morfoespecie 10	
109	Rubiaceae	Morfoespecie 22	
110	Rubiaceae	Morfoespecie 42	
111	Rubiaceae	Morfoespecie 7	
112	Rubiaceae	Morfoespecie 8	
113	Rubiaceae	<i>Randia armata</i> (Sw.) DC.	Nativa
114	Rubiaceae	<i>Randia induta</i> Standl.	Endémica a México
115	Rubiaceae	<i>Rogiera langlassei</i> (Standl.) Borhidi	Endémica a México
116	Rubiaceae	<i>Sommeria grandis</i> (Bartl. ex DC.) Standl.	Endémica a México
117	Rutaceae	<i>Citrus X limon</i> (L.) Osbeck	Exótica
118	Salicaceae	<i>Casearia corymbosa</i> Kunth	Nativa
119	Salicaceae	<i>Casearia</i> sp.	
120	Salicaceae	<i>Xylosma flexuosa</i> (Kunth) Hemsl.	Nativa
121	Santalaceae	<i>Phoradendron</i> sp.	

122	Sapindaceae	<i>Roseodendron donnell-smithii</i> (Rose) Miranda	Nativa
123	Sapindaceae	<i>Sapindus saponaria</i> L.	Nativa
124	Sapindaceae	<i>Thouinia acuminata</i> S. Watson	Nativa
125	Sapindaceae	<i>Thouinidium decandrum</i> (Bonpl.) Radlk.	Nativa
126	Sapotaceae	<i>Pouteria campechiana</i> (Kunth) Baehni	Nativa
127	Sapotaceae	<i>Pouteria</i> sp.	
128	Sapotaceae	<i>Sideroxylon capiri</i> (A. DC.) Pittier.	Nativa
129	Simaroubaceae	<i>Simarouba amara</i> Aubl.	Nativa
130	Urticaceae	<i>Cecropia obtusifolia</i> Bertol.	Nativa
131	Urticaceae	<i>Urera corallina</i> (Liebm.) Wedd.	

Anexo 3. Distribución del perímetro de las especies leñosas presentes en los 15 sitios censados dentro de Sierra de Vallejo. Detalles sobre los sitios consultar la Tabla 1.



Anexo 4. Contribución de las especies encontradas dentro de los sitios censados en Sierra de Vallejo, Nayarit

Tabla S2. Contribución individual y acumulada de las especies leñosas a la provisión potencial de madera dentro de los sitios de Sierra de Vallejo, Nayarit.

Especie	Madera (m³/ha)	Porcentaje individual por especie	Porcentaje acumulado del servicio
<i>Brosimum alicastrum</i>	221.3	23.6	23.6
<i>Ficus insipida</i>	182.6	19.5	43.1
<i>Gliricidia sepium</i>	93.7	10.0	53.1
<i>Enterolobium cyclocarpum</i>	71.0	7.6	60.7
<i>Morfoespecie 67</i>	57.5	6.1	66.8
<i>Bursera simaruba</i>	41.2	4.4	71.2
<i>Hura polyandra</i>	25.9	2.8	74.0
<i>Carica papaya</i>	24.9	2.7	76.6
<i>Jacaratia mexicana</i>	22.4	2.4	79.0
<i>Attalea cohune</i>	17.5	1.9	80.9
<i>Ficus sp.</i>	15.9	1.7	82.6
<i>Morfoespecie 5</i>	13.1	1.4	84.0
<i>Spondias mombin</i>	12.7	1.4	85.3
<i>Bonellia macrocarpa subsp. pungens</i>	12.2	1.3	86.6
<i>Ardisia revoluta</i>	7.4	0.8	87.4
<i>Ficus petiolaris</i>	6.4	0.7	88.1
<i>Thouinia acuminata</i>	5.7	0.6	88.7
<i>Lysiloma divaricatum</i>	5.5	0.6	89.3
<i>Pseudobombax ellipticum</i>	5.3	0.6	89.9
<i>Vachellia hindsii</i>	4.4	0.5	90.3
<i>Ficus cotinifolia</i>	4.1	0.4	90.8
<i>Morfoespecie 50</i>	4.1	0.4	91.2
<i>Urera corallina</i>	4.0	0.4	91.6
<i>Heliocarpus pallidus</i>	3.8	0.4	92.0
<i>Roseodendron donnell-smithii</i> Rose	3.4	0.4	92.4
<i>Cochlospermum vitifolium</i>	3.3	0.4	92.7
<i>Lysiloma acapulcense</i>	3.3	0.4	93.1
<i>Morfoespecie 40</i>	2.7	0.3	93.4
<i>Heliocarpus occidentalis</i>	2.7	0.3	93.7
<i>Couepia polyandra</i>	2.7	0.3	94.0
<i>Guazuma ulmifolia</i>	2.5	0.3	94.2
<i>Coursetia mollis</i>	2.3	0.2	94.5
<i>Thouinidium decandrum</i>	2.3	0.2	94.7
<i>Morfoespecie 65</i>	2.2	0.2	95.0

<i>Aphananthe monoica</i>	2.1	0.2	95.2
<i>Phoradendron</i> sp.	2.1	0.2	95.4
<i>Morfoespecie 22</i>	2.0	0.2	95.6
<i>Nectandra glabrescens</i>	2.0	0.2	95.9
<i>Eugenia salamensis</i>	2.0	0.2	96.1
<i>Erythrina</i> sp.	1.9	0.2	96.3
<i>Inga andersonii</i>	1.8	0.2	96.5
<i>Morfoespecie 2</i>	1.7	0.2	96.7
<i>Cecropia obtusifolia</i>	1.7	0.2	96.8
<i>Calophyllum brasiliense</i>	1.6	0.2	97.0
<i>Hibiscus tiliaceus</i>	1.6	0.2	97.2
<i>Amphipterygium adstringens</i>	1.5	0.2	97.3
<i>Erythrina lanata</i>	1.5	0.2	97.5
<i>Chiococca</i> sp.	1.4	0.2	97.6
<i>Pseudobombax</i>	1.4	0.1	97.8
<i>Casearia corymbosa</i>	1.3	0.1	97.9
<i>Morfoespecie 8</i>	1.3	0.1	98.1
<i>Morfoespecie 14</i>	1.3	0.1	98.2
<i>Luehea candida</i>	1.2	0.1	98.3
<i>Morfoespecie 17</i>	0.9	0.1	98.4
<i>Dendropanax arboreus</i>	0.9	0.1	98.5
<i>Piper jaliscanum</i>	0.8	0.1	98.6
<i>Sommeria grandis</i>	0.7	0.1	98.7
<i>Spondias purpurea</i>	0.7	0.1	98.7
<i>Karwinskia latifolia</i>	0.6	0.1	98.8
<i>Caesalpinia pulcherrima</i>	0.6	0.1	98.9
<i>Cedrela odorata</i>	0.6	0.1	98.9
<i>Lysiloma</i> sp.	0.6	0.1	99.0
<i>Morfoespecie 51</i>	0.5	0.1	99.1
<i>Bixa orellana</i>	0.5	0.1	99.1
<i>Sideroxylon capiri</i>	0.5	0.1	99.2
<i>Leucaena macrophylla</i>	0.4	0.05	99.2
<i>Astronium graveolens</i>	0.4	0.04	99.3
<i>Manihot</i> sp.	0.4	0.04	99.3
<i>Plumeria rubra</i>	0.4	0.04	99.3
<i>Bursera roseana</i>	0.4	0.04	99.4
<i>Cnidoscopus</i> sp.	0.4	0.04	99.4
<i>Tabebuia rosea</i>	0.3	0.03	99.4
<i>Morfoespecie 47</i>	0.3	0.03	99.5
<i>Morfoespecie 56</i>	0.3	0.03	99.5
<i>Chiococca alba</i>	0.3	0.03	99.5

<i>Curatella americana</i>	0.3	0.03	99.6
<i>Morfoespecie 39</i>	0.2	0.03	99.6
<i>Psidium sartorianum</i>	0.2	0.03	99.6
<i>Morfoespecie 43</i>	0.2	0.02	99.6
<i>Morfoespecie 69</i>	0.2	0.02	99.7
<i>Tabebuia</i> sp.	0.2	0.02	99.7
<i>Morfoespecie 41</i>	0.2	0.02	99.7
<i>Pouteria</i> sp.	0.2	0.02	99.7
<i>Agonandra racemosa</i>	0.2	0.02	99.7
<i>Cymbopetalum hintonii</i>	0.2	0.02	99.8
<i>Randia armata</i>	0.2	0.02	99.8
<i>Stemmadenia grandiflora</i>	0.2	0.02	99.8
<i>Hintonia latiflora</i>	0.2	0.02	99.8
<i>Diospyros</i> sp.	0.1	0.01	99.8
<i>Cryosophila</i> sp.	0.1	0.01	99.8
<i>Morfoespecie 27</i>	0.1	0.01	99.9
<i>Vachellia farnesiana</i>	0.1	0.01	99.9
<i>Morfoespecie 25</i>	0.1	0.01	99.9
<i>Morfoespecie 59</i>	0.1	0.01	99.9
<i>Erythroxylum mexicanum</i>	0.1	0.01	99.9
<i>Sapium macrocarpum</i>	0.1	0.01	99.9
<i>Morfoespecie 26</i>	0.1	0.01	99.9
<i>Morfoespecie 19</i>	0.1	0.01	99.9
<i>Morfoespecie 38</i>	0.1	0.01	99.9
<i>Inga laurina</i>	0.1	0.01	99.9
<i>Morfoespecie 57</i>	0.1	0.01	99.95
<i>Bombax</i> sp.	0.1	0.01	99.96
<i>Morfoespecie 49</i>	0.1	0.01	99.96
<i>Eugenia capuli</i>	0.1	0.01	99.97
<i>Handroanthus chrysanthus</i>	0.04	0.005	99.98
<i>Morfoespecie 24</i>	0.03	0.003	99.98
<i>Cascabela ovata</i>	0.03	0.003	99.99
<i>Bravaisia integerrima</i>	0.03	0.003	99.99
<i>Morfoespecie 52</i>	0.03	0.003	99.99
<i>Casearia</i> sp.	0.02	0.003	99.99
<i>Machaerium</i> sp.	0.02	0.002	100.00
<i>Morfoespecie 35</i>	0.01	0.001	100.00
<i>Faramea occidentalis</i>	0.004	0.0004	100.00

Tabla S3. Contribución individual y acumulada de las especies leñosas a la provisión potencial de leña dentro de los sitios de Sierra de Vallejo, Nayarit.

Especie	Leña (ton/ha)	Porcentaje individual por especie	Porcentaje acumulado del servicio
<i>Morfoespecie 47</i>	0.1	8.3	8.3
<i>Morfoespecie 22</i>	0.1	7.6	16.0
<i>Ardisia revoluta</i>	0.1	7.0	23.0
<i>Hibiscus tiliaceus</i>	0.1	6.8	29.8
<i>Bursera simaruba</i>	0.1	5.9	35.8
<i>Morfoespecie 50</i>	0.1	5.8	41.6
<i>Eugenia salamensis</i>	0.1	4.7	46.3
<i>Urera corallina</i>	0.1	4.1	50.4
<i>Morfoespecie 40</i>	0.1	4.0	54.4
<i>Psidium sartorianum</i>	0.1	3.5	57.9
<i>Morfoespecie 8</i>	0.1	3.0	60.9
<i>Swartzia simplex</i>	0.04	2.5	63.4
<i>Nectandra glabrescens</i>	0.03	2.0	65.4
<i>Randia armata</i>	0.03	1.8	67.2
<i>Morfoespecie 25</i>	0.02	1.5	68.7
<i>Bixa orellana</i>	0.02	1.4	70.1
<i>Thouinia acuminata</i>	0.02	1.3	71.4
<i>Cnidioscolus spinosus</i>	0.02	1.0	72.4
<i>Morfoespecie 26</i>	0.02	1.0	73.4
<i>Casearia sp.</i>	0.01	0.9	74.3
<i>Coffea arabica</i>	0.01	0.8	75.1
<i>Faramea occidentalis</i>	0.01	0.8	75.9
<i>Heliocarpus occidentalis</i>	0.01	0.7	76.7
<i>Morfoespecie 32</i>	0.01	0.7	77.4
<i>Morfoespecie 27</i>	0.01	0.7	78.1
<i>Morfoespecie 44</i>	0.01	0.6	78.7
<i>Morfoespecie 52</i>	0.01	0.6	79.3
<i>Heliocarpus pallidus</i>	0.01	0.6	79.9
<i>Morfoespecie 17</i>	0.01	0.6	80.5
<i>Verbesina fastigiata</i>	0.01	0.6	81.1
<i>Bravaisia integerrima</i>	0.01	0.6	81.7
<i>Curatella americana</i>	0.01	0.6	82.2
<i>Jacaratia mexicana</i>	0.01	0.5	82.8
<i>Attalea cohune</i>	0.01	0.5	83.3
<i>Caesalpinia pulcherrima</i>	0.01	0.5	83.8
<i>Lysiloma divaricatum</i>	0.01	0.5	84.3

<i>Casearia corymbosa</i>	0.01	0.5	84.8
<i>Morfoespecie 42</i>	0.01	0.4	85.3
<i>Morfoespecie 5</i>	0.01	0.4	85.7
<i>Pisonia aculeata</i>	0.01	0.4	86.1
<i>Machaerium</i> sp.	0.01	0.4	86.6
<i>Manihot</i> sp.	0.01	0.4	87.0
<i>Guazuma ulmifolia</i>	0.01	0.4	87.4
<i>Genipa americana</i>	0.01	0.4	87.8
<i>Brosimum alicastrum</i>	0.01	0.4	88.2
<i>Coursetia mollis</i>	0.01	0.4	88.5
<i>Spondias purpurea</i>	0.01	0.4	88.9
<i>Bauhinia divaricata</i>	0.01	0.3	89.2
<i>Comocladia engleriana</i>	0.01	0.3	89.5
<i>Morfoespecie 38</i>	0.01	0.3	89.9
<i>Calophyllum brasiliense</i>	0.01	0.3	90.2
<i>Cryosophila</i> sp.	0.01	0.3	90.5
<i>Cecropia obtusifolia</i>	0.005	0.3	90.8
<i>Roseodendron donnell-smithii</i>	0.005	0.3	91.1
<i>Pseudobombax ellipticum</i>	0.004	0.3	91.3
<i>Pouteria</i> sp.	0.004	0.3	91.6
<i>Vachellia hindsii</i>	0.004	0.3	91.8
<i>Erythroxylum mexicanum</i>	0.004	0.2	92.1
<i>Sapindus saponaria</i>	0.004	0.2	92.3
<i>Morfoespecie 59</i>	0.004	0.2	92.6
<i>Conostegia</i> sp.	0.004	0.2	92.8
<i>Morfoespecie 56</i>	0.004	0.2	93.1
<i>Piper jaliscanum</i>	0.004	0.2	93.3
<i>Annona cherimola</i>	0.003	0.2	93.5
<i>Jatropha platyphylla</i>	0.003	0.2	93.7
<i>Stemmadenia grandiflora</i>	0.003	0.2	93.9
<i>Eugenia capuli</i>	0.003	0.2	94.1
<i>Morfoespecie 24</i>	0.003	0.2	94.3
<i>Castilla elastica</i>	0.003	0.2	94.5
<i>Picramnia antidesma</i>	0.003	0.2	94.7
<i>Caesalpinia</i> sp.	0.003	0.2	94.9
<i>Dendropanax arboreus</i>	0.003	0.2	95.0
<i>Gliricidia sepium</i>	0.003	0.2	95.2
<i>Licaria</i> sp.	0.003	0.2	95.4
<i>Phoradendron</i> sp.	0.003	0.2	95.5
<i>Morfoespecie 14</i>	0.003	0.2	95.7
<i>Tabernaemontana amygdalifolia</i>	0.003	0.2	95.9

<i>Morfoespecie 23</i>	0.002	0.1	96.0
<i>Cedrela odorata</i>	0.002	0.1	96.1
<i>Pisonia</i> sp.	0.002	0.1	96.3
<i>Bursera excelsa</i>	0.002	0.1	96.4
<i>Chiococca alba</i>	0.002	0.1	96.5
<i>Morfoespecie 51</i>	0.002	0.1	96.7
<i>Bursera roseana</i>	0.002	0.1	96.8
<i>Leucaena macrophylla</i>	0.002	0.1	96.9
<i>Pseudobombax palmeri</i>	0.002	0.1	97.0
<i>Hura polyandra</i>	0.002	0.1	97.1
<i>Cnidocolus</i> sp.	0.002	0.1	97.2
<i>Simarouba glauca</i>	0.002	0.1	97.3
<i>Agonandra racemosa</i>	0.002	0.1	97.4
<i>Erythrina lanata</i>	0.002	0.1	97.5
<i>Lysiloma</i> sp.	0.002	0.1	97.6
<i>Morfoespecie 1</i>	0.001	0.1	97.7
<i>Sapium macrocarpum</i>	0.001	0.1	97.8
<i>Couepia polyandra</i>	0.001	0.1	97.9
<i>Hintonia latiflora</i>	0.001	0.1	98.0
<i>Morfoespecie 43</i>	0.001	0.1	98.1
<i>Morfoespecie 65</i>	0.001	0.1	98.2
<i>Karwinskia latifolia</i>	0.001	0.1	98.2
<i>Astronium graveolens</i>	0.001	0.1	98.3
<i>Pouteria campechiana</i>	0.001	0.1	98.4
<i>Morfoespecie 31</i>	0.001	0.1	98.5
<i>Chiococca</i> sp.	0.001	0.1	98.6
<i>Rogiera langlassei</i>	0.001	0.1	98.6
<i>Morfoespecie 7</i>	0.001	0.1	98.7
<i>Lonchocarpus guatemalensis</i>	0.001	0.1	98.8
<i>Morfoespecie 63</i>	0.001	0.1	98.8
<i>Tabebuia rosea</i>	0.001	0.1	98.9
<i>Morfoespecie 66</i>	0.001	0.1	99.0
<i>Bonellia macrocarpa</i> subsp. <i>pungens</i>	0.001	0.1	99.0
<i>Morfoespecie 18</i>	0.001	0.1	99.1
<i>Morfoespecie 41</i>	0.001	0.1	99.2
<i>Ouratea madrensis</i>	0.001	0.1	99.2
<i>Luehea speciosa</i>	0.001	0.1	99.3
<i>Eugenia acapulcensis</i>	0.001	0.1	99.3
<i>Phyllanthus mocinianus</i>	0.001	0.1	99.4
<i>Randia induta</i>	0.001	0.05	99.4
<i>Crateva tapia</i>	0.001	0.05	99.5

<i>Cynophalla flexuosa</i>	0.001	0.05	99.5
<i>Morfoespecie 36</i>	0.001	0.05	99.6
<i>Morfoespecie 3</i>	0.001	0.04	99.6
<i>Ardisia sp.</i>	0.001	0.04	99.7
<i>Xylosma flexuosa</i>	0.001	0.04	99.7
<i>Morfoespecie 68</i>	0.001	0.04	99.7
<i>Ardisia compressa</i>	0.001	0.03	99.8
<i>Citrus limon</i>	0.0004	0.03	99.8
<i>Piper sp.</i>	0.0004	0.02	99.8
<i>Hirtella racemosa</i>	0.0004	0.02	99.8
<i>Morfoespecie 10</i>	0.0003	0.02	99.9
<i>Morfoespecie 39</i>	0.0003	0.02	99.9
<i>Morfoespecie 64</i>	0.0003	0.02	99.9
<i>Morfoespecie 9</i>	0.0003	0.02	99.9
<i>Morfoespecie 69</i>	0.0003	0.02	99.9
<i>Aphananthe monoica</i>	0.0002	0.01	99.95
<i>Morfoespecie 16</i>	0.0002	0.01	99.97
<i>Morfoespecie 45</i>	0.0002	0.01	99.98
<i>Trichilia hirta</i>	0.0002	0.01	99.99
<i>Morfoespecie 20</i>	0.0001	0.004	100.00
<i>Tabebuia sp.</i>	0.00002	0.001	100.00

Tabla S4. Contribución individual y acumulada de las especies leñosas a la provisión potencial de almacenaje aéreo de carbono dentro de los sitios de Sierra de Vallejo, Nayarit.

Espece	Almacenaje aéreo de carbono (ton/ha)	Porcentaje individual por especie	Porcentaje acumulado del servicio
<i>Brosimum alicastrum</i>	32.4	23.0	23.0
<i>Ficus insipida</i>	26.5	18.8	41.7
<i>Gliricidia sepium</i>	13.6	9.6	51.3
<i>Enterolobium cyclocarpum</i>	10.4	7.4	58.7
Morfoespecie 67	8.3	5.9	64.6
<i>Bursera simaruba</i>	6.3	4.4	69.0
<i>Hura polyandra</i>	3.8	2.7	71.7
<i>Carica papaya</i>	3.6	2.6	74.3
<i>Jacaratia mexicana</i>	3.3	2.4	76.7
<i>Attalea cohune</i>	2.6	1.8	78.5
<i>Ficus sp.</i>	2.3	1.6	80.2
Morfoespecie 5	1.9	1.4	81.5
<i>Spondias mombin</i>	1.9	1.3	82.8
<i>Bonellia macrocarpa subsp. pungens</i>	1.8	1.3	84.1
<i>Ardisia revoluta</i>	1.3	0.9	85.0
<i>Ficus petiolaris</i>	0.9	0.7	85.7
Morfoespecie 50	0.9	0.6	86.4
<i>Thouinia acuminata</i>	0.9	0.6	87.0
<i>Urera corallina</i>	0.8	0.6	87.6
<i>Lysiloma divaricatum</i>	0.8	0.6	88.2
<i>Pseudobombax ellipticum</i>	0.8	0.6	88.7
<i>Vachellia hindsii</i>	0.7	0.5	89.2
<i>Ficus cotinifolia</i>	0.6	0.4	89.6
Morfoespecie 22	0.6	0.4	90.1
<i>Heliocarpus pallidus</i>	0.6	0.4	90.5
<i>Aphananthe monoica</i>	0.6	0.4	90.9
<i>Roseodendron donnell-smithii</i>	0.5	0.4	91.2
<i>Hibiscus tiliaceus</i>	0.5	0.4	91.6
Morfoespecie 40	0.5	0.4	91.9
<i>Lysiloma acapulcense</i>	0.5	0.3	92.3
<i>Cochlospermum vitifolium</i>	0.5	0.3	92.6
Morfoespecie 47	0.5	0.3	93.0
<i>Heliocarpus occidentalis</i>	0.5	0.3	93.3
<i>Eugenia salamensis</i>	0.4	0.3	93.6
<i>Couepia polyandra</i>	0.4	0.3	93.9
<i>Guazuma ulmifolia</i>	0.4	0.3	94.2

<i>Coursetia mollis</i>	0.4	0.3	94.4
<i>Thouinidium decandrum</i>	0.3	0.2	94.7
<i>Morfoespecie 8</i>	0.3	0.2	94.9
<i>Morfoespecie 65</i>	0.3	0.2	95.1
<i>Nectandra glabrescens</i>	0.3	0.2	95.4
<i>Phoradendron sp.</i>	0.3	0.2	95.6
<i>Erythrina sp.</i>	0.3	0.2	95.8
<i>Inga andersonii</i>	0.3	0.2	96.0
<i>Cecropia obtusifolia</i>	0.3	0.2	96.2
<i>Calophyllum brasiliense</i>	0.3	0.2	96.4
<i>Morfoespecie 2</i>	0.3	0.2	96.5
<i>Amphipterygium adstringens</i>	0.2	0.2	96.7
<i>Erythrina lanata</i>	0.2	0.2	96.8
<i>Chiococca sp.</i>	0.2	0.2	97.0
<i>Pseudobombax palmeri</i>	0.2	0.2	97.1
<i>Casearia corymbosa</i>	0.2	0.1	97.3
<i>Morfoespecie 14</i>	0.2	0.1	97.4
<i>Luehea candida</i>	0.2	0.1	97.5
<i>Morfoespecie 17</i>	0.2	0.1	97.7
<i>Piper jaliscanum</i>	0.1	0.1	97.7
<i>Caesalpinia pulcherrima</i>	0.1	0.1	97.8
<i>Bixa orellana</i>	0.1	0.1	97.9
<i>Dendropanax arboreus</i>	0.1	0.1	98.0
<i>Psidium sartorianum</i>	0.1	0.1	98.1
<i>Spondias purpurea</i>	0.1	0.1	98.2
<i>Sommeria grandis</i>	0.1	0.1	98.3
<i>Swartzia simplex</i>	0.1	0.1	98.4
<i>Karwinskia latifolia</i>	0.1	0.1	98.4
<i>Cedrela odorata</i>	0.1	0.1	98.5
<i>Lysiloma sp.</i>	0.1	0.1	98.6
<i>Morfoespecie 51</i>	0.1	0.1	98.6
<i>Manihot sp.</i>	0.1	0.1	98.7
<i>Sideroxylon capiri</i>	0.1	0.1	98.7
<i>Randia armata</i>	0.1	0.1	98.8
<i>Leucaena macrophylla</i>	0.1	0.1	98.8
<i>Morfoespecie 25</i>	0.1	0.04	98.9
<i>Morfoespecie 26</i>	0.1	0.04	98.9
<i>Curatella americana</i>	0.1	0.04	99.0
<i>Astronium graveolens</i>	0.1	0.04	99.0
<i>Bursera roseana</i>	0.1	0.04	99.0
<i>Cnidoscolus sp.</i>	0.1	0.04	99.1

<i>Morfoespecie 32</i>	0.1	0.04	99.1
<i>Plumeria rubra</i>	0.1	0.04	99.2
<i>Tabebuia rosea</i>	0.05	0.04	99.2
<i>Morfoespecie 56</i>	0.05	0.03	99.2
<i>Chiococca alba</i>	0.04	0.03	99.3
<i>Pouteria</i> sp.	0.04	0.03	99.3
<i>Morfoespecie 27</i>	0.04	0.03	99.3
<i>Casearia</i> sp.	0.04	0.03	99.3
<i>Morfoespecie 39</i>	0.04	0.03	99.4
<i>Morfoespecie 43</i>	0.03	0.02	99.4
<i>Agonandra racemosa</i>	0.03	0.02	99.4
<i>Morfoespecie 41</i>	0.03	0.02	99.4
<i>Morfoespecie 69</i>	0.03	0.02	99.5
<i>Tabebuia</i> sp.	0.03	0.02	99.5
<i>Stemmadenia grandiflora</i>	0.03	0.02	99.5
<i>Cryosophila</i> sp.	0.03	0.02	99.5
<i>Cymbopetalum hintonii</i>	0.03	0.02	99.5
<i>Morfoespecie 38</i>	0.03	0.02	99.6
<i>Coffea arabica</i>	0.03	0.02	99.6
<i>Verbesina fastigiata</i>	0.03	0.02	99.6
<i>Hintonia latiflora</i>	0.03	0.02	99.6
<i>Bravaisia integerrima</i>	0.02	0.02	99.6
<i>Faramea occidentalis</i>	0.02	0.02	99.7
<i>Machaerium</i> sp.	0.02	0.02	99.7
<i>Erythroxylum mexicanum</i>	0.02	0.02	99.7
<i>Morfoespecie 52</i>	0.02	0.02	99.7
<i>Morfoespecie 59</i>	0.02	0.02	99.7
<i>Diospyros</i> sp.	0.02	0.01	99.7
<i>Sapium macrocarpum</i>	0.02	0.01	99.8
<i>Morfoespecie 44</i>	0.02	0.01	99.8
<i>Eugenia capuli</i>	0.02	0.01	99.8
<i>Vachellia farnesiana</i>	0.02	0.01	99.8
<i>Cnidoscolus spinosus</i>	0.02	0.01	99.8
<i>Jatropha platyphylla</i>	0.02	0.01	99.8
<i>Morfoespecie 42</i>	0.01	0.01	99.8
<i>Morfoespecie 19</i>	0.01	0.01	99.8
<i>Inga laurina</i>	0.01	0.01	99.8
<i>Pisonia aculeata</i>	0.01	0.01	99.9
<i>Comocladia engleriana</i>	0.01	0.01	99.9
<i>Morfoespecie 57</i>	0.01	0.01	99.9
<i>Morfoespecie 24</i>	0.01	0.01	99.9

<i>Bombax</i> sp.	0.01	0.01	99.9
<i>Bauhinia divaricata</i>	0.01	0.01	99.9
<i>Morfoespecie</i> 49	0.01	0.01	99.9
<i>Annona cherimola</i>	0.01	0.01	99.9
<i>Sapindus saponaria</i>	0.01	0.01	99.9
<i>Genipa americana</i>	0.01	0.01	99.9
<i>Conostegia</i> sp.	0.01	0.01	99.9
<i>Pisonia</i> sp.	0.01	0.01	99.9
<i>Castilla elastica</i>	0.01	0.01	99.9
<i>Handroanthus chrysantha</i>	0.01	0.004	99.9
<i>Picramnia antidesma</i>	0.01	0.004	99.9
<i>Tabernaemontana amygdalifolia</i>	0.01	0.004	99.9
<i>Caesalpinia</i> sp.	0.005	0.004	99.9
<i>Morfoespecie</i> 23	0.005	0.003	99.9
<i>Pouteria campechiana</i>	0.005	0.003	99.95
<i>Licaria</i> sp.	0.005	0.003	99.95
<i>Bursera excelsa</i>	0.004	0.003	99.96
<i>Morfoespecie</i> 18	0.004	0.003	99.96
<i>Cascabela ovata</i>	0.003	0.003	99.96
<i>Lonchocarpus guatemalensis</i>	0.003	0.002	99.97
<i>Eugenia acapulcensis</i>	0.003	0.002	99.97
<i>Simarouba glauca</i>	0.003	0.002	99.97
<i>Morfoespecie</i> 63	0.003	0.002	99.97
<i>Morfoespecie</i> 31	0.003	0.002	99.98
<i>Ouratea madrensis</i>	0.003	0.002	99.98
<i>Morfoespecie</i> 1	0.003	0.002	99.98
<i>Rogiera langlassei</i>	0.002	0.002	99.98
<i>Morfoespecie</i> 66	0.002	0.002	99.98
<i>Morfoespecie</i> 65	0.002	0.002	99.98
<i>Morfoespecie</i> 35	0.002	0.001	99.99
<i>Morfoespecie</i> 36	0.002	0.001	99.99
<i>Crateva tapia</i>	0.001	0.001	99.99
<i>Morfoespecie</i> 7	0.001	0.001	99.99
<i>Randia induta</i>	0.001	0.001	99.99
<i>Phyllanthus mocinianus</i>	0.001	0.001	99.99
<i>Xylosma flexuosa</i>	0.001	0.001	99.99
<i>Luehea speciosa</i>	0.001	0.001	99.99
<i>Ardisia</i> sp.	0.001	0.001	99.99
<i>Morfoespecie</i> 3	0.001	0.001	99.995
<i>Ardisia compressa</i>	0.001	0.001	99.996
<i>Hirtella racemosa</i>	0.001	0.0005	99.996

<i>Morfoespecie 45</i>	0.001	0.0004	99.997
<i>Morfoespecie 16</i>	0.001	0.0004	99.997
<i>Morfoespecie 68</i>	0.001	0.0004	99.998
<i>Cynophalla flexuosa</i>	0.001	0.0004	99.998
<i>Morfoespecie 10</i>	0.001	0.0004	99.998
<i>Morfoespecie 64</i>	0.005	0.0004	99.999
<i>Piper sp.</i>	0.0005	0.0003	99.999
<i>Morfoespecie 9</i>	0.0004	0.0003	99.999
<i>Citrus limon</i>	0.0004	0.0003	100.000
<i>Trichilia hirta</i>	0.0003	0.0002	100.000
<i>Morfoespecie 20</i>	0.0001	0.0001	100.000