



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO**

FACULTAD DE CIENCIAS

**Valoración económica de cuatro servicios ecosistémicos de
la región de Chamela, Jalisco, México.**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

BIÓLOGA

P R E S E N T A:

JULIA DEL CARMEN NAIME SÁNCHEZ HENKEL



**DIRECTORA DE TESIS:
DR. PATRICIA BALVANERA LEVY
2016**

CIUDAD UNIVERSITARIA, CD. MX.



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

Datos del jurado

1. Alumno:

Naime Sánchez Henkel
Julia del Carmen
julia.naimesh@gmail.com
Universidad Nacional Autónoma de México
Facultad de Ciencias
Biología
410081828

2. Tutora:

Dra.
Patricia
Balvanera
Levy

3. Sinodal 1:

Dra.
Lucía
Almeida
Oralia

4. Sinodal 2:

M en C.
Julia
Carabias
Lillo

5. Sinodal 3:

Dra.
Sophie
Avila
Foucat

6. Sinodal 4:

Dr.
Eduardo
García
Frapolli

7. Datos del trabajo escrito

Valoración económica de cuatro servicios ecosistémicos en la región de Chamela,
Jalisco, México
Número de páginas: 109
2016

Agradecimientos

A la Universidad Nacional Autónoma de México, en particular a la Facultad de Ciencias y al Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad (IIES). Esta investigación se realizó gracias al Programa UNAM-DGAPA-PAPIIT IN211114 y al proyecto SEP-CONACyT/2009-129740 Sucesión secundaria en bosques tropicales: recuperando biodiversidad, funcionamiento y servicios del ecosistema

A los ejidatarios y ganaderos del municipio la Huerta, Jalisco, sin los cuales este estudio no habría tenido sentido. Gracias por su tiempo, su cooperación y paciencia, y por las conversaciones enriquecedoras.

A la Dr. Patricia Balvanera, por darme la oportunidad de elaborar esta tesis y de participar en su equipo de trabajo en el Laboratorio de Biodiversidad y Bienestar Humano del IIES.

A la Dra. Lucia Almeida, la Dra. Sophie Avila Foucat, la Dr. Julia Carabias, y el Dr. Eduardo Garcia Frapolli, por sus valiosos comentarios y correcciones, que contribuyeron significativamente a su mejora. Gracias por toda su atención, apoyo y flexibilidad en el proceso de corrección de esta tesis.

Al Dr. Scott Swinton, de la Universidad de Michigan, por toda su atenta ayuda y crítica a lo largo de la elaboración del trabajo.

A Felipe Arreola, por la organización y compañía durante las salidas de campo, así como por su ayuda y consejos durante el trabajo de campo.

A Francisco Mora, por facilitarme sus datos de carbono, por su ayuda en el análisis de los datos de carbono y sus valiosos comentarios y sugerencias a lo largo de este trabajo.

A Mauricio Sánchez, por facilitarme sus datos de la entrega de los servicios de provisión y por sus consejos y apoyo durante el trabajo de campo.

A David Mitre, por su valiosa ayuda en la elaboración de la encuesta de valoración contingente.

A la estación de Biología Chamela del Instituto de Biología, por facilitar el trabajo de campo.

Agradecimientos personales

A la Dra. Patricia Balvanera, por el incomparable apoyo que me tuviste a lo largo del trabajo, y después. Gracias por toda tu ayuda, tu confianza, tu paciencia, y por tus excelentes consejos profesionales, académicos, y personales. Gracias por enseñarme a trabajar de manera interdisciplinaria y mostrarme las ventajas. Gracias por ayudarme a seguir creciendo y aprendiendo. Trabajar en esta tesis fue motivante desde el principio hasta el fin, y me abrió muchas más oportunidades y experiencias de las que esperaba tener. Me siento muy suertuda, me llevo mucho más de lo que este trabajo puede reflejar.

A la Dra. Julia Carabias, por tus útiles y atinados comentarios, por todo tu apoyo y consejos, y por las oportunidades dadas que indudablemente han contribuido mucho a mi formación. Gracias también por la oportunidad de poner un granito de arena en el trabajo de conservación que hay en el país, por darme experiencias que sin lugar a duda han sido fuente de inspiración y motivación.

A la Dra. Lucía Almeida, gracias por señalarme que en cualquier trabajo los detalles son importantes. Gracias por tu apoyo y tus consejos, que van más allá de lo que me ayudaste en la tesis.

A la Dra. Sophie Ávila Foucat y al Dr. Eduardo García Frapolli, gracias por sus comentarios que me permitieron mejorar significativamente el contenido económico de mi trabajo. Sus comentarios me hicieron ser mucho más crítica al trabajo.

A Feli, Mau y Ale, con los que compartí gran parte del trabajo de campo. Gracias por hacer el trabajo de campo tan agradable y liviano, por su buena compañía y su apoyo, por sus comentarios y consejos en momentos de dudas, ¡no hubiera podido estar con un mejor equipo de trabajo!

A Pacho, ¡otra vez, gracias infinitas por todos tus comentarios y sugerencias!

A todos los excelentes profesores de la facultad que tuve y que contribuyeron a mi formación científica.

A mis amigos, porque estoy feliz de conocerlos y porque hicieron que la carrera de biología fuera súper placentera y divertida.

A la UNAM, por darme todo lo que esperaba y más. Gracias a toda la gente que ha trabajado y luchado para nuestra casa de estudios. Gracias a todos los alumnos, profesores y académicos que forman parte de ella, y que hacen que la experiencia sea tan enriquecedora.

A mi familia. A mi mamá por enseñarme a tomar decisiones con el corazón y seguir lo que me gusta, y a mi papá por enseñarme a tomar decisiones con la cabeza y a ponerme siempre nuevos retos. A mis hermanos por ser tan chidos, siempre buenos consejeros y buena compañía. A Galita por ser la más bonita. Los quiero mucho.

“A system of conservation based solely on economic self interest is hopelessly lopsided. It tends to ignore, and thus eventually to eliminate, many elements in the land community that lack commercial value, but that are essential to its healthy functioning.”

Aldo Leopold, *The Land Ethic*, 1949

Índice

Resumen.....	10
Abstract.....	11
1. Introducción	12
1.1. Los sistemas socio-ecológicos y los servicios ecosistémicos.....	12
1.2. La valoración económica de los servicios ecosistémicos	15
1.3. Las disyuntivas entre servicios ecosistémicos.	19
1.4. El flujo de los servicios ecosistémicos de bosques tropicales secos.	21
2. Justificación y objetivos.....	23
3. Antecedentes.....	24
3.1. Estudios socio-ecológicos de la sucesión secundaria del bosque tropical seco en la región de la Reserva de la Biósfera Chamela-Cuixmala.....	24
3.2. El gradiente sucesional del bosque tropical seco de la región de Chamela.....	26
4. Métodos.....	28
4.1. Sitio de estudio	28
4.1.1. Características ecológicas y uso de suelo en el municipio la Huerta.....	28
4.1.2. Características socio-económicas del municipio La Huerta	29
4.1.3. Actividades productivas en el municipio la Huerta	30
4.2. Definición y caracterización de los servicios ecosistémicos considerados para la valoración económica	32
4.2.1. Definición de los servicios ecosistémicos.....	32
4.2.2. Caracterización de los servicios ecosistémicos.....	34
4.3. Obtención de datos y métodos de valoración económica.....	36
4.3.1. Valoración económica de los servicios de provisión	36
4.3.2. Valoración económica de los servicios de regulación	45
4.5. Análisis de datos	49
4.5.1. Análisis del valor económico de los servicios de provisión y regulación a lo largo del gradiente sucesional	50
4.5.2. Análisis del valor económico de los servicios de provisión en función de las características socio-económicas.	51
4.5.3. Implicaciones de la valoración económica para la toma de decisiones.	52
5. Resultados.....	53
5.1. Cambios en el valor económico a lo largo del gradiente sucesional	53
5.1.1. Evaluación del valor económico de los productos múltiples a lo largo del gradiente sucesional	53
5.1.2. Evaluación del valor económico del forraje a lo largo del gradiente sucesional.....	55
5.1.3. Evaluación del valor económico del almacén de CO ₂ a lo largo del gradiente sucesional.....	58
5.1.4. Evaluación del valor económico de la captura de CO ₂ a lo largo del gradiente sucesional.....	60
5.2. Cambios en el valor económico en función de características socio-económicas	62
5.2.1. Caracterización y categorización socio-económica de ejidatarios.....	62

5.2.2 Evaluación del valor económico de los productos múltiples en función de la categoría de ejidatario.....	67
5.2.3 Evaluación del efecto de la categoría de ejidatario en el valor económico del forraje.....	69
5.3. Implicaciones de la valoración económica para la toma de decisiones	72
5.3.1 Identificación de disyuntivas económicas a lo largo del gradiente sucesional.	72
5.3.2 Decisiones de manejo en función del estado sucesional.....	74
5.3.3 Participación en programas de pago por servicios ambientales (PSA) en función del estado sucesional.....	76
6. Discusión	79
6.1. Aprendizajes metodológicos: vinculación de la valoración económica con el manejo de los ecosistemas.....	79
6.2. El valor económico de los servicios a lo largo del gradiente sucesional	81
6.3. El valor económico de los servicios en función de características socio-económicas ..	83
6.4. Implicaciones de la valoración para la conservación y regeneración de bosques tropicales secos.....	84
7. Conclusiones	87
Bibliografía	88
Anexos	101
Anexo 1: Revisión bibliográfica de métodos de valoración económica	101
Anexo 2: Entrevista de valoración contingente	103

Índice de tablas y figuras

Tabla 1. Principales métodos de valoración económica. Elaboración propia basada en De Groot (2002).....	17
Tabla 2. Tipos de bienes en función de los atributos de rivalidad o exclusividad. Basado en Kemkes et al. (2010).	20
Tabla 3. Características socio-económicas de las localidades de estudio. Fuente: Conapo 2010.....	30
Tabla 4. Definición y caracterización de los servicios ecosistémicos considerados	35
Tabla 5. Número de ejidatarios entrevistados por localidad.....	37
Tabla 6. Variables consideradas para la caracterización socio-económica de los ejidatarios.....	43
Tabla 7. Diferencias en el promedio del valor económico del almacén de CO ₂ para cada estado sucesional (prueba post-hoc Tukey).	60
Tabla 8. Diferencias en el valor económico de la captura de CO ₂ en cada estado sucesional (prueba post-hoc de Tukey).....	62
Tabla 9. Características socio-económicas de cada categoría de ejidatarios (prueba ANOVA y tabla de contingencia).....	66
Tabla 10. Valor económico promedio de la disponibilidad a aceptar compensación por perder el acceso a los productos múltiples (DAA 1) por categoría de ejidatario	Error! Bookmark not defined.
Tabla 11. Valor económico promedio, privado y público, de los servicios a lo largo del gradiente sucesional. En verde se señala el valor más alto y en rojo el valor más bajo.....	72
Figura 1. Cobertura del municipio de la Huerta. Fuente: Simbad, Inegi 2005	29
Figura 2. Diagrama metodológico del análisis de datos	49
Figura 3. Valor económico de los productos múltiples por precio de mercado en función del estado sucesional, en las siete localidades de estudio del municipio La Huerta, Jalisco.....	53
Figura 4. Frecuencia de los diferentes valores de la disponibilidad a aceptar compensación por pérdida de los productos múltiples (DAA 1) en función del estado sucesional considerado, en el municipio la Huerta, Jalisco.	55
Figura 5. Valor económico por precio de mercado del forraje en función del estado sucesional considerado, en las siete localidades de estudio del municipio La Huerta, Jalisco.....	56
Figura 6. Frecuencia de los diferentes valores de la disponibilidad a aceptar compensación por pérdida del forraje (DAA 2) en función del estado sucesional considerado, en el municipio la Huerta, Jalisco.....	58
Figura 7. Almacén de CO ₂ en función del área basal y de la edad	59
Figura 8. Captura de CO ₂ en función del área basal y de la edad	61
Figura 9. Análisis de componentes principales de las variables consideradas para la caracterización socio-económica. Los vectores representan la distribución de las variables y su relación con los componentes principales 1 y 2.....	63

Figura 10. Distribución espacial de las categorías de ejidatarios en función de los componentes 1 y 2.	65
Figura 11. Valor económico por precio de mercado de los postes, en función de la categoría de ejidatario y el estado sucesional, en las siete localidades de estudio del municipio la Huerta, Jalisco (prueba Kruskal-Wallis).....	68
Figura 12. Valor económico por precio de mercado de la leña, en función de la categoría de ejidatario y el estado sucesional, en las siete localidades de estudio del municipio la Huerta, Jalisco (prueba Kruskal-Wallis.	64
Figura 13. Frecuencia de los diferentes valores de la disponibilidad a aceptar compensación por pérdida de los productos múltiples (DAA 1) en función de la categoría de ejidatario considerado, en el municipio la Huerta, Jalisco.	65
Figura 14. Valor económico por precio de mercado del forraje, en función de la categoría de ejidatario y el estado sucesional, en las siete localidades de estudio del municipio la Huerta, Jalisco (prueba Kruskal-Wallis.	66
Figura 15. Valor económico de la disponibilidad a aceptar compensación por pérdida del forraje (DAA 2) en función de la categoría de ejidatario.	67
Figura 16. Valor económico promedio del conjunto de los servicios de provisión y de regulación, en función del estado sucesional. en el bosque tropical seco del municipio La Huerta, Jalisco.....	70
Figura 17. Porcentaje de ejidatarios que quieren conservar o convertir a pastizal, por categoría de ejidatarios, en las siete localidades de estudio del municipio La Huerta, Jalisco.	71
Figura 18. Porcentaje de ejidatarios con disponibilidad a participar en programas de pago por servicios ambientales (PSA), en las siete localidades de estudio del municipio La Huerta, Jalisco.	73

Resumen

Los bosques tropicales secos (BTS) proveen múltiples servicios ecosistémicos. Los beneficios de los servicios ecosistémicos que se obtienen de los BTS dependen tanto del estado del ecosistema como de su interacción con la sociedad. En las últimas décadas, debido a la deforestación y al cambio de uso de suelo, los bosques tropicales primarios están siendo reemplazados por bosques secundarios en diferentes etapas de desarrollo. Esto crea nuevos paisajes fragmentados que modifican el flujo de los servicios ecosistémicos. Para entender cómo es que estos cambios afectan el bienestar de la sociedad, es necesario evaluar los beneficios de los servicios ecosistémicos identificando a los actores involucrados en la generación y aprovechamiento de los servicios. La valoración económica es una herramienta útil para entender los cambios en los beneficios que recibe la sociedad de los servicios ecosistémicos, ya que permite asignar un valor monetario a estos beneficios.

En este estudio se valoraron económicamente dos servicios de provisión y dos servicios de regulación de la región de Chamela, Jalisco. Los servicios ecosistémicos que se consideraron fueron: (1) productos múltiples, (2) forraje, (3) almacén de CO₂, y (4) captura de CO₂. Cada servicio ecosistémico se valoró a nivel de parcela, considerando un gradiente sucesional que incluyó cuatro estados sucesionales: el pastizal, el bosque secundario joven, el bosque secundario avanzado, y el bosque maduro. Utilizando diferentes métodos de valoración económica, se evaluaron los cambios en el valor económico a lo largo del gradiente sucesional y en función de las características socio-económicas de los beneficiarios de estos servicios. Los métodos de valoración económica que se utilizaron para valorar los servicios de provisión fueron la valoración por precios de mercado y la valoración contingente. Para valorar económicamente los servicios de regulación, se utilizaron los precios de mercado de CO₂ y el costo social del CO₂.

Los resultados muestran que a lo largo del gradiente, aumenta el valor económico de los servicios de regulación, pero disminuye el valor económico de los servicios de provisión. El beneficio público que se obtiene de la regulación climática es superior al costo privado por la pérdida de los servicios de provisión. La disyuntiva económica entre los servicios de provisión y los de regulación es más importante en las etapas tempranas de la sucesión, cuando el beneficio público de los servicios de captura y almacén de CO₂ es alto pero provoca simultáneamente la mayor pérdida de los servicios de provisión. Actualmente, los precios internacionales de CO₂ no ofrecen una compensación económica suficiente para incentivar un cambio en la toma de decisiones de los propietarios que permita la regeneración de bosques secundarios. Para aumentar los servicios de regulación, un cambio en el sistema productivo hacia sistema agro-silvo-pastoriles es más viable ya que disminuiría las disyuntivas económicas observadas entre servicios de provisión y de regulación.

Abstract

Tropical dry forests (TDF) provide multiple ecosystem services to society. The benefits of these services depend on both the state of the ecosystem, and its interaction with society. In recent decades, due to deforestation and land use change, secondary forests in different successional stages are replacing primary forests and creating a fragmented landscape, which has resulted in a change in the flow of services from these ecosystems. To improve the management of these ecosystems, it is important to assess the benefits that forests at different successional stages provide, and identify stakeholders involved in benefits of these services. Economic valuation is a useful tool to evaluate the benefits that society receives from the services of dry tropical forests, since it assigns a monetary value to these benefits.

In this study, two provisioning services and two regulating services in the region of Chamela, Jalisco. The ecosystem services considered were: (1) multiple products, (2) fodder, (3) CO₂ storage, and (4) CO₂ sequestration. Ecosystem services were valued along a successional gradient comprised of four successional stages: pasture, young secondary forest, advanced secondary forest, and mature forest. Using different methods of economic valuation, changes in the economic value of these services were assessed based on changes in socio-economic and ecological variables. To value provisioning services, market prices were used as well as a contingent valuation survey. To value regulation services, market prices of CO₂ and the social cost of CO₂ were used.

The results show that along the successional gradient, there are increases in the economic value of regulation services, but decreases in the economic value of provisioning services. The economic trade-off between these services is even more important in the early successional stages, when the public benefits of regulating services are high and the private economic costs of losing provisioning services are also high. However, the public benefit of climate regulation is higher than the private cost of losing provisioning services. Currently, the international markets of carbon do not provide sufficient economic compensation to encourage a change in decision-making towards facilitating the regeneration of secondary forest. To increase regulation services, a change in the productive system in to agro-silvopastoral systems is more viable, as it would decrease the observed trade-offs between service provision and regulation.

1. Introducción

1.1. Los sistemas socio-ecológicos y los servicios ecosistémicos

Las sociedades humanas dependen de los bienes y servicios que reciben de los ecosistemas. Los servicios ecosistémicos se definen como los beneficios que las personas obtienen de los ecosistemas (MEA 2003). El concepto de servicios ecosistémicos señala la interdependencia entre el bienestar humano y la naturaleza (Díaz et al. 2015; MEA 2003). Por ecosistema, se entiende tanto ecosistemas no transformados como los transformados por el ser humano (MEA 2003). Existen cuatro principales tipos de servicios ecosistémicos (1) los servicios de provisión, (2) los servicios de regulación, (3) los servicios culturales, y (4) los servicios de soporte. Los servicios de provisión son todos aquellos productos y bienes que se obtienen directamente del ecosistema, es decir bienes tangibles (MEA 2003). Los servicios de regulación son aquellos que se derivan de procesos ecosistémicos, y que regulan las condiciones para la vida y el quehacer humano, como son la regulación de agua, del suelo, del clima, o el control de plagas (Maass et al. 2005). Los servicios culturales son los beneficios no tangibles que surgen como experiencias de las interacciones entre personas y los ecosistemas (Chan et al. 2012), como el placer estético o la inspiración. La cuarta categoría de servicios, los servicios de soporte, son aquellos componentes del ecosistema que permiten la provisión de todos los servicios, como el reciclaje de nutrientes del suelo (MEA 2003).

Los servicios ecosistémicos se proveen en complejos sistemas socio-ecológicos (Ostrom 2009; Reyers et al. 2013; MEA 2003), caracterizados por tener determinantes ecológicos y sociales que interactúan entre sí (Liu et al. 2007). El flujo de servicios ecosistémicos es el resultado de factores sociales, como el cambio de uso de suelo (Foley et al. 2005) y/o ecológicos, como los cambios en las condiciones climáticas (Olesen & Bindi 2002; Mooney et al. 2009). El estudio de sistemas socio-ecológicos integra el conocimiento de diferentes disciplinas y es útil para evaluar los cambios de las sociedades y de los ecosistemas (Fischer et al. 2015). En el estudio socio-ecológico de los servicios

ecosistémicos es fundamental considerar las interacciones entre factores sociales y ecológicos o biofísicos (Folke 2006).

El Millenium Ecosystem Assesment (MEA) sentó las bases conceptuales y teóricas para desarrollar estudios de tipo socio-ecológico que permitieran entender cómo es que los bienes de la naturaleza se distribuyen en la sociedad y afectan al bienestar humano (MEA 2003). Sin embargo, el marco conceptual y la clasificación de los servicios ecosistémicos establecida por el MEA no dejó claro cómo estudiar o implementar el concepto en la toma de decisiones (Daily et al. 2009; Wallace 2008; Martinez-Harms et al. 2015). Para la toma de decisiones es prioritario evaluar: (1) cuáles son los cambios en el flujo de la producción de servicios ecosistémicos, y (2) cómo es que cambios en el conjunto de los servicios ecosistémicos afecta el bienestar humano (Reyers et al. 2013; Bennett et al. 2009). Esto requiere considerar la multiplicidad de factores que determinan los servicios ecosistémicos y sus interacciones, para entender su distribución espacial, los diferentes actores sociales involucrados, y los beneficios que dan a la sociedad (Reyers et al. 2013; Tallis et al. 2012; Hein et al. 2006).

Dada la complejidad de los sistemas socio-ecológicos y para facilitar el estudio de los servicios ecosistémicos, se puede desintegrar cada servicio ecosistémico en diferentes componentes. Esto permite identificar todos los procesos y factores del sistema socio-ecológico que afectan el flujo de un servicio ecosistémico a la sociedad. Algunos estudios separan los componentes ecológicos (i.e biofísicos) de los componentes sociales de un servicio ecosistémico, siendo los primeros los que determinan la oferta de un servicio y los segundos los que determinan la entrega del servicio (Mouchet et al. 2014; De Groot et al. 2010; Yahdjian, Sala, and Havstad 2015). Otros estudios han determinado los componentes de los servicios considerando las interacciones que existen entre los factores sociales y los ecológicos en la provisión de los servicios (Villamagna et al. 2013; Reyers et al. 2013; Tallis et al. 2012). Si bien en los primeros el flujo de servicios ecosistémicos se concibe de manera lineal, en los segundos el flujo de los servicios ecosistémicos es circular y dependiente del sistema ecológico y social.

Tallis et al. (2012) desintegran los servicios ecosistémicos en tres componentes principales. El primer componente es la oferta, que es la capacidad que tiene un ecosistema de proveer un servicio dadas sus características biofísicas e independientemente del uso humano. El segundo componente es la entrega del servicio, que se refiere al punto en donde la oferta (con determinantes biofísicos) y la demanda (con determinantes sociales) de un bien se encuentran. Finalmente, el tercer y último componente es el beneficio o valor, que indica los cambios en el bienestar material o inmaterial que recibe el individuo o la sociedad de la entrega del servicio. Con estos tres componentes se reconoce que, si bien la oferta de un servicio depende fundamentalmente de factores biofísicos, los beneficios de un servicio dependen más bien de factores sociales. A su vez, la entrega de un servicio ecosistémico (o su flujo a la sociedad) se compone de factores sociales y biofísicos, lo que coincide con otros marcos conceptuales (Villamagna et al. 2013; Burkhard et al. 2012)

Para cada uno de estos componentes son necesarios indicadores diferentes (Tallis et al. 2012; Villamagna et al. 2013). Las métricas que se utilizan para evaluar cada componente son diferentes y dependen del servicio considerado. A la fecha, no ha quedado claro que indicadores se deben considerar y con qué métricas se deben utilizar (Naidoo et al. 2007; Reyers et al. 2013; Naeem et al. 2015), lo que ha sido un principal impedimento para integrar los servicios ecosistémicos en la toma de decisiones (Tallis et al. 2008; Carpenter et al. 2009).

Un componente que ha recibido mucha atención en términos de desarrollo de indicadores es el del valor. El concepto de “valor” tiene múltiples significados en función del contexto y del propósito de su uso, y por lo tanto el valor que se le atribuye a un ecosistema varía en función del enfoque que se toma (Díaz et al. 2015). El valor de un servicio ecosistémico se puede analizar en múltiples dimensiones, enfatizando sus diferentes aspectos, como el económico o el cultural, y se puede referir tanto a bienes tangibles como intangibles (IPBES 2014). Para la toma de decisiones, el valor económico de los servicios ecosistémicos ha tomado mayor relevancia en las últimas décadas (Costanza et al. 2014; Farber et al. 2006), ya que se considera que la falta de valor

económico de los servicios ecosistémicos es una causa subyacente de la degradación de los mismos (TEEB 2010; Costanza et al. 1997). Por lo tanto, la valoración económica es una herramienta que puede ser útil para la conservación y el adecuado manejo de los ecosistemas.

1.2. La valoración económica de los servicios ecosistémicos

La valoración económica asigna un valor monetario a bienes y servicios ecosistémicos que no se encuentran explícitamente en el mercado. Estos bienes y servicios pueden incluir los beneficios ecosistémicos que se obtienen de la conservación (Balmford et al. 2002), de un paisaje agrícola (Polasky et al. 2011) o bien los beneficios de los servicios de regulación, como la polinización (Gallai et al. 2009; Losey & Vaughan 2006). Los beneficios se pueden expresar con el valor económico total (VET) de un servicio ecosistémico. El VET es el conjunto de los valores monetarios de uso y de los valores de no uso o “uso pasivo” (Turner et al. 2003, TEEB 2010, IPBES 2014), todos valores antropogénicos e instrumentales (Díaz et al. 2015). Por valores de uso, se entiende todo lo que se puede aprovechar y utilizar por los seres humanos en el presente y/o en el futuro. Los valores económicos de no-uso son todos aquellos que se generan por el beneficio de saber que existen, sin tener que aprovecharlos. Un valor de uso es el “valor de opción”, que es el valor que se obtiene por no usar un bien o servicio en el presente, pero por mantenerlo para que se pueda usar en el futuro. Un valor de no-uso es la satisfacción de saber sobre la existencia de una especie sin tener que verla (Turner et al. 2003; TEEB 2010; IPBES 2014).

La valoración económica es una herramienta para guiar decisiones, ya que permite identificar los costos o beneficios económicos generados por los cambios en la provisión de un conjunto de servicios ecosistémicos. La utilidad de la valoración económica para la toma de decisiones no está en obtener un valor monetario agregado de los servicios ecosistémicos (Costanza et al. 1997; de Groot et al. 2012a; Costanza et al. 2014), por que conlleva problemas de naturaleza ecológica, económica y ética al descontextualizar (espacial, temporal, socialmente) la producción y entrega de los servicios ecosistémicos

(Turner et al. 1998; Toman 1998). Los costos o beneficios de un ecosistema dependen del contexto en el que se desarrollan. Es decir, dependen de las preferencias sociales, de los actores considerados, de sus características socio-económicas, y de mercados espacialmente y temporalmente definidos (Hein et al. 2006; Turner et al. 1998). Por lo tanto, transferir el valor económico de un contexto espacial o temporal a otro puede conllevar diferencias significativas (Spash & Vatn 2006; Brouwer 2000).

La utilidad de la valoración económica reside en entender los cambios marginales en el valor económico de uno o varios servicios conforme se generan cambios en el ecosistema (Turner et al. 2003; Fisher et al. 2014) o en la sociedad. Evaluar los cambios marginales en el valor económico de los servicios ecosistémicos permite entender los costos y beneficios que diferentes actores reciben al haber cambios en un ecosistema, y por lo tanto puede contribuir a la toma de decisiones. La evaluación de los costos y beneficios parte de los supuestos de comparabilidad y conmensurabilidad, supuestos que no necesariamente se cumplen con el natural capital y los servicios ecosistémicos (Martinez-Alier et al. 1998; Spash & Aslaksen 2015). De esto se deriva que la valoración económica de los servicios no es la solución para las problemáticas ambientales (Norgaard 2010), pero es útil para la toma de decisiones, siempre cuando se defina como y por qué utilizarla (Kallis et al. 2013; Daily et al. 2000).

Se distinguen tres grandes categorías en la clasificación de los métodos de valoración económica de los servicios ecosistémicos (IPBES 2014; TEEB 2010; De Groot et al. 2002): (1) valoración con mercado, (2) preferencia relevada, y (3) preferencia declarada (tabla 1). El primero de estos, la valoración con mercado, se basa en obtener el valor económico de los servicios a partir de su sustituto en mercados existentes. Lo fundamental de este método es que utiliza los mercados existentes para valorar los beneficios de los servicios ecosistémicos, sin importar que sean comercializados (Grimes et al. 1994; Narendan et al. 2001) o no (Loomis et al. 1989). La valoración con mercado se puede realizar con diferentes métodos, que incluyen los costos evitados, costos de reemplazo, costos de restauración/mitigación, o bien el valor con precios de mercado (tabla 1). El valor económico que se obtiene depende de las características socio-

económicas de los actores y del sitio involucrado. Por ejemplo, las actividades productivas y la vivienda afecta la extracción que se hace de productos no forestales (Schaafsma et al. 2014). De igual manera, el valor económico de los costos evitados gracias a la vegetación costera por daños ocasionados por huracanes dependen del sitio considerado (Costanza et al. 2008).

Tabla 1. Principales métodos de valoración económica de los servicios ecosistémicos. Elaboración propia basada en De Groot (2002)

Tipo de valoración	Método de valoración	Descripción
Valoración con mercado	Precios de mercado	Valor económico del servicio en el mercado
	Costos evitados	Cantidad de dinero que se necesita para reparar los daños provocados por un pérdida en un servicio ecosistémico, o que se gana por conservar el servicio ecosistémicos y evitar los daños.
	Costos de reemplazo	Cantidad de dinero necesario para obtener un bien o servicio que sustituya los beneficios de los servicios ecosistémicos
	Costos de restauración/mitigación	Cantidad de dinero necesario para restablecer un ecosistema
	Factor ingreso	Aumento en el ingreso o producción de un bien que se debe al servicio ecosistémico
Preferencia relevada	Costos de viaje	Costos de transporte y/o entrada para visitar un área natural o recreativa
	Precios hedónicos	Proporción del precio total de un bien que se debe al beneficio relacionado con la naturaleza.
Preferencia declarada	Valoración contingente	Valor monetario de la disponibilidad a aceptar (DAA) o de la disponibilidad a pagar (DAP) de un servicio
	Experimentos de elección	Valor monetario de la disponibilidad a aceptar (DAA) o de la disponibilidad a pagar (DAP), en función de los atributos de un servicio

Los métodos de preferencia relevada se utilizan para obtener el valor económico de bienes y servicios que no están en el mercado. Los valores se obtienen a partir de las preferencias hechas por los consumidores hacia bienes que si están en el mercado (IPBES

2014). En esta categoría, se distinguen el método de valoración por costos de viaje y el de precios hedónicos (tabla 1), que son frecuentemente utilizados para evaluar servicios culturales o recreativos. Estos métodos utilizan las preferencias hechas por los consumidores para extrapolar un valor económico de manera indirecta. El método de costos de viaje utiliza los costos de realizar un viaje a un parque natural para obtener el valor económico del parque. El método de precios hedónicos comúnmente se utiliza para evaluar el valor de un parque urbano, al comparar los costos de viviendas similares en función de su proximidad a un espacio natural. Para estos métodos, variables como el ingreso o el nivel educativo de la población de estudio afecta el valor económico obtenido (Gürlük & Rehber 2008; Tyrväinen 1997; Tourkolias et al. 2014; Zhang et al. 2015).

La valoración económica por preferencia declarada se utiliza para obtener el valor económico de servicios ecosistémicos que están o no en el mercado. Estos métodos buscan que las personas declaren sus preferencias hacia cambios en la provisión de un bien o servicio ecosistémico (IPBES 2014). De esta manera se obtiene la disponibilidad a pagar (DAP) o disponibilidad a aceptar (DAA) por un cambio en el bienestar, o utilidad, de los usuarios de un servicio al haber un cambio hipotético en la provisión de este servicio (IPBES 2014). La valoración se realiza con encuestas de valoración contingente, o bien a partir de experimentos de elección (*choice experiments*). El método de valoración contingente consiste en crear un mercado hipotético del servicio para obtener el valor de la disponibilidad a pagar (DAP) por obtener un servicio ecosistémico, o bien el valor de la disponibilidad a aceptar (DAA) por perder el acceso a un servicio ecosistémico. El método de experimentos de elección es similar al de valoración contingente con la excepción de que se enfoca en valorar atributos específicos del servicio y por lo tanto incluye más escenarios hipotéticos para establecer el DAP o DAA. Los escenarios varían en función de los atributos del servicio en cuestión (Bennett 1999; Bateman et al. 2002).

El método de valoración económica más adecuado depende del tipo de servicio ecosistémico considerado y del objetivo de la valoración (De Groot et al. 2002). En el

anexo se presenta una revisión bibliográfica de los métodos que se han utilizado para valorar diferentes servicios. Un mismo servicio ecosistémico puede ser valorado por diferentes métodos, sin embargo los valores económicos obtenidos no son directamente comparables (de Groot et al. 2012b). Además, la valoración económica no se puede realizar con todos los servicios ecosistémicos. La valoración se puede realizar en cualquier bien o servicio de la naturaleza que se consume o se aprovecha (Boyd & Banzhaf 2007; Wallace 2008) o bien sobre cualquier bien o servicio que afecta el bienestar humano de manera indirecta, como es el caso de la regulación climática (Fisher & Turner 2008). De lo contrario, se pueden mezclar procesos ecosistémicos (medios para llegar a un servicio) con los servicios, lo que provoca un doble conteo - *double counting*. Por ejemplo, el servicio de regulación climática o de suelo no se puede valorar directamente. Se valora económicamente a través de los beneficios que se les atribuye, como los cambios en la producción agrícola o en la productividad primaria neta.

1.3. Las disyuntivas entre servicios ecosistémicos.

En las últimas décadas, se han observado importantes disyuntivas (*trade-offs*) entre servicios ecosistémicos a diferentes escalas (MEA 2003; Carpenter et al. 2012). En general, la creciente demanda de servicios de provisión (bienes agropecuarios, energía, agua) se ha dado a expensas de los servicios de regulación o culturales (Rodríguez et al. 2006; Raudsepp-Hearne et al. 2010). El flujo de un servicio afecta la producción de otro en igual o diferente magnitud, ya que las relaciones entre los servicios no son lineales (Rodríguez et al. 2006; Chan et al. 2006). Por lo tanto, estas disyuntivas entre servicios generan tanto cambios en el bienestar humano en el corto plazo (Goldstein et al. 2012; Naidoo et al. 2006; Polasky et al. 2011), como en el largo plazo, ya que afectan la provisión de servicios ecosistémicos, incluidos los de provisión, para las generaciones presentes y futuras (Bennett & Balvanera 2007; Rockströmm 2009; Gerten et al. 2011). Las disyuntivas que se crean entre servicios ecosistémicos han sido poco estudiadas en América Latina (Balvanera et al. 2012).

Las disyuntivas entre servicios ecosistémicos no se dan de manera homogénea en la sociedad. Las disyuntivas dependen de las condiciones ecosistémicas y de las preferencias de los actores involucrados (Cavender-Bares et al. 2015). Además, el efecto de un cambio de un servicio en el bienestar es diferente en función del actor y del espacio considerado (Daw et al. 2011; Hein et al. 2006). Por lo tanto, en un estudio de valoración económica es importante definir los actores involucrados y la escala de los servicios ecosistémicos. En particular, para entender la distribución de los beneficios de los servicios ecosistémicos en la sociedad, es útil caracterizarlos según sus atributos de rivalidad o exclusividad (Kemkes et al. 2010).

Un bien es exclusivo cuando se puede excluir a una persona o grupo de personas de su aprovechamiento. Este atributo tiene que ver con la asignación de los recursos y los derechos de propiedad. Un bien es rival cuando su consumo por una persona reduce la disponibilidad de ese bien para otra persona. Si bien estos atributos no se definen de manera discreta (Kemkes et al. 2010), la combinación de estas dos características genera cuatro tipos de bienes: bien privado, recursos de uso común, bien público con exclusión y bien público sin exclusión (tabla 2). Se distingue en particular al bien privado, que por ser rival y exclusivo, responde a mecanismos de mercado. En cambio, el recurso común y los bienes públicos benefician a diferentes actores o no son excluibles, por lo que estos bienes no responden a los mecanismos de mercado y por lo tanto su manejo requiere de intervención y/o cooperación (Ostrom 1999).

Tabla 2. Tipos de bienes en función de los atributos de rivalidad o exclusividad. Basado en Kemkes et al. (2010).

	Exclusivo	No exclusivo
Rival	Bien privado: computadora, comida, lápiz.	Recursos de uso común: parque público, playa, banco de pesca
No rival	Bien público con exclusión: radio, televisión, internet	Bien público: aire limpio, clima.

Utilizando estos atributos, se han identificado tres características que aumentan la probabilidad de que ocurra una disyuntiva entre servicios ecosistémicos (Howe et al.

2014): (1) hay un actor con un interés privado en los recursos naturales disponibles, (2) está involucrado algún servicio de provisión, y (3) mínimo un actor involucrado tiene un impacto a escala local. Estas características se observan cuando se involucran servicios ecosistémicos de provisión de bienes agrícolas (Zhang et al. 2007), y por lo tanto explican la tendencia mundial de un cambio hacia servicios de provisión agrícola a expensas de los demás servicios, de regulación o culturales. Cuando suceden disyuntivas entre servicios, es más probable que el beneficiado en el *status quo* tenga un interés privado y que los actores que pierden tengan un interés en un bien público (Howe et al. 2014).

1.4. El flujo de los servicios ecosistémicos de bosques tropicales secos.

En los bosques tropicales se han observado las mismas disyuntivas en la producción de servicios ecosistémicos que se observan a nivel mundial: el aumento de los servicios ecosistémicos de provisión ha generado un cambio de uso de suelo y deforestación, disminuyendo los servicios de regulación. Los bosques tropicales del mundo están siendo modificados por causas antropogénicas (Wright 2005), y están constantemente amenazados por la actividad ganadera (Coomes et al. 2008) y agrícola en general (DeFries et al. 2010; Laurance et al. 2014). Esto, a pesar de la importancia de los bosques tropicales para la provisión de otros servicios, como la reducción de emisiones de carbono o los servicios de soporte. Por ejemplo, al aumentar la producción pecuaria se observan disminuciones en la calidad del forraje y los servicios de soporte que sustentan esta producción (Triller et al. 2015).

En México, los bosques tropicales secos (BTS) han sido reconocidos por proveer múltiples servicios ecosistémicos en diferentes escalas (Balvanera 2012; Maass et al. 2005; Martínez-Ramos et al. 2012). Entre estos, destacan los de regulación climática, como la captura y el almacén de carbono (Mora et al. 2015; de Jong et al. 2010), de regulación de agua, y los servicios de provisión como el forraje, las plantas útiles y los combustibles (Maass et al. 2005; Godínez 2011), además de servicios culturales

(Balvanera et al. 2011). A pesar de esto, los bosques tropicales secos están amenazados por altas tasas de deforestación y degradación (Portillo-Quintero & Sánchez-Azofeifa 2010). En México, se ha calculado que aproximadamente el 73% de los BTS han sido modificados o degradados debido a una transformación de tierras forestales a tierras agrícolas o ganaderas (Trejo & Dirzo 2000). Si bien en los años 70 la tasa de deforestación de los BT en general y BTS en particular fue muy elevada, estas tasas han disminuido y se ha observado un aumento en la generación de bosques secundarios en el país (Bonilla-Moheno et al. 2013). Estos cambios están generando un paisaje fragmentado compuesto por espacios agropecuarios, como el pastizal o la milpa, y estados de sucesión secundaria en diferentes etapas de desarrollo (Quesada et al. 2009).

Este paisaje fragmentado modifica la oferta de servicios ecosistémicos en función del desarrollo sucesional de los bosques secundarios. Las características ecológicas de los bosques secundarios de BTS varían a lo largo de la sucesión. A lo largo del gradiente sucesional, aumenta la biomasa aérea (Mora 2015; Becknell et al. 2012; Vargas et al. 2008), y como consecuencia las características microclimáticas cambian, aumentando la humedad, disminuyendo la temperatura y la radiación (Lebrija-Trejos et al. 2011). A lo largo del gradiente sucesional, también cambia la composición de especies, tanto de flora (Lebrija-Trejos et al. 2010; Mora 2015) como de fauna (Quesada et al. 2009). Si bien la biomasa aérea se recupera a niveles similares del bosque maduro, se han observado que disminuyen los servicios de soporte en los bosque secundarios, ya que permanecen diferencias calidad del suelo (Trilleras et al. 2015), o en términos de biodiversidad (Mora et al. 2015; Quesada et al. 2009).

2. Justificación y objetivos

El estudio de los servicios ecosistémicos es importante para poder mejorar el entendimiento de las implicaciones ecológicas y sociales de la transformación de los paisajes tropicales, y así poder tomar decisiones informadas sobre el manejo de los recursos. En este estudio, se abordan las disyuntivas que se generan entre servicios de regulación y provisión a lo largo de un gradiente sucesional de bosque tropical seco (BTS), utilizando la valoración económica como herramienta de análisis. Se utilizan diferentes métodos de valoración económica para valorar la entrega de cuatro servicios ecosistémicos: dos servicios de provisión y dos servicios de regulación. Las preguntas de investigación fueron: ¿qué implicaciones tienen diferentes métodos de valoración económica para la toma de decisiones? ¿Cómo es que cambia el valor económico de los servicios ecosistémicos a lo largo de un gradiente sucesional de BTS? ¿Cómo es que cambia el valor económico de servicios ecosistémicos en función de características socio-económicas de los usuarios?

El objetivo central fue valorar económicamente estos cuatro servicios, buscando en particular evaluar:

1. los cambios en el valor económico de la entrega de los servicios ecosistémicos a lo largo de un gradiente sucesional;
2. los cambios en el valor económico de los servicios de provisión en función de características socio-económicas;
3. identificar las implicaciones de diferentes métodos de la valoración económica para la toma de decisiones.

Las hipótesis de este trabajo son:

1. que a lo largo del gradiente sucesional, el valor económico de los servicios de regulación aumenta mientras que se reduce el de los servicios de provisión;
2. que las características socio-económicas de los ejidatarios modifican el valor económico que se obtiene de los servicios de provisión.

3. Antecedentes

3.1. Estudios socio-ecológicos de la sucesión secundaria del bosque tropical seco en la región de la Reserva de la Biósfera Chamela-Cuixmala

El flujo de servicios ecosistémicos en la región de la Reserva de la Biósfera Chamela-Cuixmala (RBCC) es proporcionado por diferentes ecosistemas e involucra a diferentes actores sociales (ganaderos, agricultores, turistas, entre otros) (Maass et al. 2005). Entre los servicios ecosistémicos principales de la región de la RBCC se incluyen: (1) el agua, (2) los bienes agrícolas y pastoriles, (3) los diversos bienes de provisión, como medicinas, alimento, plantas de ornato o animales de cacería, (4) la regulación climática, con la captura y almacén de carbono, (5) la regulación de la fertilidad del suelo, y (6) servicios culturales como la belleza escénica (Balvanera et al. 2011; Maass et al. 2005). En esta región se han estudiado los factores sociales y ecológicos que determinan el flujo de estos servicios ecosistémicos, principalmente a lo largo de la sucesión secundaria de los bosques tropicales secos (Martínez-Ramos et al. 2012).

En el aspecto ecológico, se investigan los procesos de recuperación y regeneración natural del BTS, y los servicios ecosistémicos asociados a los bosques secundarios (Balvanera 2009; Martínez-Ramos et al. 2012). Como parte del proyecto de investigación “Manejo de Bosques Tropicales” (MaBoTro) en 2004 se establecieron 12 parcelas experimentales para generar una cronosecuencia sucesional de bosques secundarios de BTS (Martínez-Ramos et al. 2012). Desde 2004, se han evaluado los cambios que existen en diferentes variables ecológicas, como la diversidad de especies (plantas leñosas, anfibios y reptiles, artrópodos), y las variables micro-climáticas de las parcelas.

En el aspecto social, se ha estudiado la percepción de los servicios ecosistémicos que tienen diferentes actores de la región. La percepción de un servicio ecosistémico depende del actor considerado (Castillo et al. 2005). Los servicios que más se reconocen son los de producción agropecuaria, como el forraje u otros cultivos (Castillo et al. 2009;

Martínez 2003). En menor medida, se reconocen los servicios de regulación, como el mantenimiento de la fertilidad del suelo, la purificación del aire y la regulación del clima (Castillo et al. 2005; Cordero 2005). Asimismo, se ha registrado que el servicio cultural más importante es el recreativo, tanto para los pobladores locales (Sánchez-Matías 2010) como para el sector turístico (Godínez 2003), si bien no toda la población de la región tiene acceso a las mismas playas para fines recreativos (Riensch et al. 2015). También existen percepciones sobre los dis-servicios causados por la pérdida del bosque, principalmente asociados a la regulación climática (Sánchez-Matías 2010; Cordero 2005). Por otro lado, conservar el bosque tropical genera un dis-servicio para los ganaderos por que genera una disminución en servicios de provisión como el forraje (Sánchez-Matías 2010).

Si bien en la región se ha identificado la existencia de disyuntivas en la provisión de diferentes servicios ecosistémicos en función de cambios en el paisaje y de los actores involucrados (Balvanera 2011; Maass et al. 2005), no se ha estudiado cómo es que interaccionan cada componente de un servicio ecosistémico a lo largo del gradiente sucesional del BTS. El proyecto “Sucesión secundaria en bosques tropicales: recuperando biodiversidad, funciones y servicios del ecosistema” (ReSerBos), tiene por objetivo entender los procesos y factores ecológicos y sociales que determinan la recuperación de servicios ecosistémicos de bosques secundarios en campos agropecuarios abandonados (Balvanera 2009). Como parte de este proyecto se ha determinado la oferta potencial de plantas útiles a lo largo del gradiente sucesional (Godínez 2011), así como los mecanismos de recuperación de almacén y captura de carbono (Mora 2015).

Actualmente, en la región de la RBCC se están evaluando los cambios en los cuatro componentes de los servicios ecosistémicos a lo largo del gradiente sucesional. Los componentes de los servicios ecosistémicos que se están estudiando son: la entrega de los servicios ecosistémicos (Sánchez, en proceso), y el valor cultural de los servicios (Ramírez, en proceso). El presente trabajo contribuye a este esfuerzo evaluando el componente del valor económico de los servicios en función de cambios en factores ecológicos y socio-económicos.

3.2. El gradiente sucesional del bosque tropical seco de la región de Chamela

Los estudios previos en la región han permitido identificar cuatro principales estados sucesionales que se desarrollan a lo largo del gradiente sucesional: el pastizal, el bosque secundario joven, el bosque secundario avanzado, y el bosque maduro (Mora 2015). Cada estado sucesional contrasta en su ecología así como en el manejo y aprovechamiento que se le da. Además, se ha documentado que en la región existe un manejo diferencial en función del estado sucesional considerado (Castillo et al. 2009; Cohen 2014).

El pastizal es tipo de vegetación transformado, es aquel donde la vegetación está dominada por pastos y su principal uso es de producción de forraje para el ganado. Los pastos cultivados son el buffer (*Cenchrus ciliaris*), el guinea (*Panicum maximum*), y agropón (*Andropogon gayanus*) (Maass et al. 2005; Cohen 2014). Este ecosistema se caracteriza por tener la menor biodiversidad y cobertura arbórea, consecuencia de la tala de árboles (Trilleras et al. 2015; Burgos & Maass 2004).

Los bosques secundarios son el resultado de la tumba del bosque maduro (o monte alto) y su subsecuente regeneración. En función de sus atributos estructurales se pueden distinguir dos etapas: joven y avanzado (Mora 2015), que se denominan localmente “barbecho joven” o “barbecho viejo”. Los bosques secundarios son una fuente de alimento y de sombra para el ganado, y forman parte de la rotación de las tierras en la actividad ganadera, ya que por algunos periodos los ejidatarios mantienen su ganado en bosques secundarios (Trilleras et al. 2015; Cohen 2014; Sánchez, en proceso)

Los bosques secundarios jóvenes son aquellos que tienen menos de 15 años, caracterizados por una vegetación arbustiva generalmente espinosa y de difícil acceso, con especies dominantes como *Acacia farnersiana*, *Mimosa arenosa*, y *M. acantholoba* (Burgos & Maass 2004). A estas especies comúnmente se les domina “huizache”, o

arbusto espinoso. Los bosques secundarios jóvenes presentan altas tasas de crecimiento y captura de CO₂ (Mora et al. 2015).

El bosque secundario avanzado, se refiere a bosques secundarios de más de 15 años, con vegetación arbórea, cuyo dosel alcanza más de 5 metros. Presenta una riqueza de especies ligeramente menor o comparable con la del bosque maduro pero una composición distinta (Mora et al. 2015). Este tipo de bosque tiene bajas tasas de crecimiento respecto a la del bosque secundario joven (Mora et al. 2015).

El bosque maduro, o “monte alto” se refiere a aquellos bosques que no han sido talados (desmontados). Estos pueden encontrarse dentro de la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala, o fuera de esta. Los que están fuera de la reserva son utilizados para extracción de madera u otros productos forestales como la caza o recolección de plantas (Godínez 2011; Cohen 2014, Sánchez, en proceso). El bosque maduro tiene la mayor biodiversidad y el mayor almacén de carbono comparado a las otras coberturas (Mora et al. 2015)

4. Métodos

4.1. Sitio de estudio

El estudio se llevó a cabo en seis localidades aledañas a la Reserva de la Biósfera Chamela-Cuixmala (RBCC), ubicadas en el municipio de la Huerta, Jalisco. Las seis localidades son: San Mateo, Ranchitos, Nacastillo, Santa Cruz de Otates, Juan Gil, Emiliano Zapata y Miguel Hidalgo. A continuación se presentan las características ecológicas y socio-económicas del sitio de estudio.

4.1.1. Características ecológicas y uso de suelo en el municipio la Huerta

El municipio de La Huerta se ubica en una región con un clima cálido sub-húmedo; con temperatura media anual de 24.6°C y precipitación media anual de 788 mm. La región se caracteriza por una marcada estacionalidad y disponibilidad de agua ya que el 80% de la precipitación ocurre entre los meses de junio hasta octubre (García-Oliva et al. 2002). Esto es un factor limitante para la productividad, ya que la mitad del año no se puede cultivar si no se cuenta con un sistema de riego, el cual sólo está disponible para el 7% del total de las tierras de cultivo (INEGI 2007).

La vegetación dominante es el BTS. El BTS de la región es el más biodiverso de los Neotrópicos, siendo endémicas 40% de sus plantas y 10% de las aves y mamíferos (Noguera et al. 2002). Existe también selva tropical subcaducifolia y subperennifolia, cerca de ríos y arroyos, y vegetación riparia en las orillas de los cauces. Estos mosaicos de vegetación generan una gran diversidad de especies de flora y fauna. Se reconocen 1,149 especies de plantas vasculares y 95 especies de mamíferos. Esto coloca a la RBCC como un centro importante de conservación de la biodiversidad del país (Ceballos & Garcia 1995).

El municipio de La Huerta tiene una superficie de 2,013 km² y presenta diferentes coberturas vegetales, la más abundante es la vegetación secundaria, que cubre 953.28 km² o sea 47.34% del municipio. Le sigue el pastizal con 372.15 km² y la vegetación agrícola,

con 163 km². El área conservada de bosques y selvas es de aproximadamente 500.68 km² que equivale al 24% del territorio del municipio. Este es un porcentaje alto comparada con otros municipios de la región (INEGI 2005). Únicamente se reconocen 3.1 km² de zonas urbanas. Esta diversidad en usos de suelo y su paisaje fragmentado hace de la zona un sistema apropiado para evaluar los cambios en la provisión de servicios ecosistémicos a lo largo del gradiente sucesional (Fig. 1).



Figura 2. Cobertura del municipio de la Huerta, Jalisco. Fuente: Simbad, INEGI 2005

4.1.2. Características socio-económicas del municipio La Huerta

La Huerta es un municipio con una población total de 23,428 habitantes (INEGI 2010), de los cuales 3,153 son económicamente activos. El municipio tiene un grado de marginación medio, ocupando el lugar número 46 a nivel estatal (de un total de 125 municipios) y 1,734 a nivel nacional (INEGI 2010). La población de estudio está asentada en las localidades de San Mateo, Ranchitos, Nacastillo, Santa Cruz de Otates, Juan Gil, Emiliano Zapata y Miguel Hidalgo. Estas seis localidades forman parte de ejidos que colindan con la Reserva de la Biósfera Chamela-Cuixmala. Cada localidad presenta características socio-económicas diferentes. Las localidades que tienen mayor población son Emiliano Zapata y Nuevo Miguel Hidalgo y las de menor población son Nacastillo y Santa Cruz de Otates (tabla 3). Las localidades estudiadas que presentan el

mayor grado de marginación son las que menor población tienen: Los Ranchitos, Nacastillo y Santa Cruz de Otates (tabla 3).

Tabla 3. Características socio-económicas de las localidades de estudio. Fuente: Conapo 2010

	Población 2010	Población económica mente activa	Sin energía eléctrica (%)	Analfabetas 15 años o mas (%)	Sin primaria 15 años o mas (%)	Grado de marginación
Emiliano Zapata	1339	567	0.86	6.29	30.85	Medio
Nuevo Miguel Hidalgo	989	371	0	7.95	29.60	Medio
San Mateo	647	225	1.76	9.43	29.18	Medio
Juan Gil Preciado	406	149	3.48	12.94	44.93	Alto
Los Ranchitos	112	43	4.00	14.81	44.74	Alto
Nacastillo	158	55	2.44	14.91	53.64	Alto
Santa Cruz de Otates	27	13	11.11	28.57	73.68	Alto

Santa Cruz de Otates cuenta con un 74% de los habitantes sin educación primaria y aproximadamente 29% de las personas son analfabetas, mientras que Nuevo Miguel Hidalgo y San Mateo presentan los mejores índices educativos con aproximadamente 92% de su población que sabe leer y escribir, y menos de un tercio sin educación primaria. En cuanto a la vivienda, la cobertura eléctrica es buena excepto en la localidad de Santa Cruz de Otates, y en términos de servicios de agua Los Ranchitos y Nuevo Miguel Hidalgo son los más deficientes. El conjunto de localidades representa la diversidad de los niveles de marginación que existen en el municipio.

4.1.3. Actividades productivas en el municipio la Huerta

La actividad más importante del municipio es el sector terciario, principalmente el turismo, que ocupa al 43% de la población (INEGI 2010). La mayoría de los hoteles se concentran en las poblaciones de La Manzanilla y punta Pérula (Castillo et al. 2009).

El segundo sector más importante es el agrícola, que ocupa al 31% de la población. La actividad ganadera es la de mayor frecuencia. Esta se practica de manera extensiva, donde el 93% de los ganaderos producen ganado en pastoreo libre o pastoreo controlado (INEGI 2007). La mayor parte del ganado se produce para el mercado nacional (INEGI 2007), que se vende a intermediarios que después lo comercializan a cadenas agropecuarias. Además de ser la principal fuente de ingreso para muchas familias, la actividad ganadera es también muy importante porque se considera un método de ahorro, que permite obtener liquidez ante cualquier emergencia (Ugartechea 2015; Cohen 2014). La principal unidad de producción y venta de la actividad ganadera es el becerro, y la venta de vacas o toros es más ocasional y responde a necesidades y condiciones particulares (Cohen 2014). El mantenimiento del pastizal y del ganado requiere de tres actividades principales: (1) el desbrote y chapeo que evita el crecimiento de bosque secundario, (2) el mantenimiento de la infraestructura, que requiere de mano de obra y materia prima como postes y (3) los cuidados a la salud del ganado que requiere de vacunas, desparasitantes y otros medicamentos veterinarios (Ugartechea 2015). Otra actividad primaria importante en la región es la agricultura, donde principalmente se cultiva el maíz y sorgo (para autoconsumo y forraje), o bien el tamarindo, caña de azúcar, mango, limón o papaya (SAGARPA 2014).

Una actividad adicional es la explotación forestal. El principal aprovechamiento que se da es de la producción de madera en rollo (73%), seguido de la producción de madera para postería (22%) y para leña (3%) que se comercializan la mayoría en el mercado regional o local (INEGI 2007). Cada año se extrae madera de áreas diferentes, beneficiando a ejidatarios diferentes. La demanda de madera ha ido disminuyendo en la región, lo que ha limitado significativamente la extracción y tala de árboles para madera (Cohen 2014; Cordero 2005). Fuera de la explotación forestal, cabe mencionar que La Huerta cuenta con superficie de vegetación primaria inscrita en el programa de pago por servicios ambientales de CONAFOR, ya sea como parte de Pronafor o bien como parte de las acciones tempranas de REDD+, en el Programa Especial Cuencas Costeras de Jalisco. Hasta el año 2014, de las localidades de estudio, únicamente el ejido de Nacastillo estaba registrado en uno de estos programas (CONAFOR 2014).

4.2. Definición y caracterización de los servicios ecosistémicos considerados para la valoración económica

Los servicios ecosistémicos que se consideraron en este estudio fueron: (1) productos múltiples, (2) forraje, (3) almacén de CO₂, y (4) captura de CO₂. Los servicios ecosistémicos se valoraron a lo largo de un gradiente sucesional que incluyó los cuatro estados sucesionales identificados en la región: el pastizal, el bosque secundario joven, el bosque secundario avanzado, y el bosque maduro. A continuación se presenta una definición y caracterización de cada servicio para los propósitos de valoración económica.

4.2.1. Definición de los servicios ecosistémicos.

Productos múltiples. Se definen como todas las especies vegetales y animales que se extraen de cualquier estado sucesional, ya sea para autoconsumo o comercialización. Los productos más comunes en la región y presentes en el mercado local son la extracción de leña para autoconsumo (Cohen 2014), de vara (Rendón-Carmona et al. 2009), de madera como el barcino (*Cordia eleagnoides*) y de postes para construcción de cercas (Ugartechea 2015; Cohen 2014; Godínez 2011). Si bien existe una diversidad de plantas útiles en la región de Chamela, los conocimientos sobre el funcionamiento y uso del ecosistema no son tan profundos debido a la corta residencia de los ejidatarios en la región (Castillo et al. 2009). De las 161 especies de flora útil, sólo el 14% es utilizado por la población local, en muy pocas cantidades (Godínez 2011). Por lo tanto, en este estudio se consideró únicamente a la leña y a los postes, ya que son los únicos productos que fue posible valorar económicamente.

Forraje. Se define como todos los tejidos vegetales de la biomasa aérea que son comestibles para el ganado (Trilleras et al. 2015), ya sea hoja, semilla, o tallo. Incluye a las especies vegetales cultivadas. Las especies comúnmente sembradas son los pastos buffer (*Cenchrus ciliaris*), guinea (*Panicum maximum*), y agropón (*Andropogon gayanus*) (Cohen 2014; Ugartechea 2015; Maass et al. 2005). Algunos ejidatarios también recurren a una siembra de maíz (*Zea mays*) o sorgo (*Sorghum bicolor*) para

complementar la dieta de su ganado (Cohen 2014; Ugartechea 2015). Los bosques secundarios proveen de forraje al ganado, ya que estos a menudo ramonean libremente en potreros con vegetación secundaria. El forraje proveniente de los bosques secundarios es particularmente importante durante la época de lluvias para evitar el sobrepastoreo, ya que es necesario dejar reposar el pastizal para permitir el rebrote de los pastos (Cohen 2014). Algunas de las especies de bosque secundario que consume el ganado son *Hura poliandra*, *Uazuma ulmifolia*, *Acacia macrocantha*, *Leucaena lanceolata*, *Brosimum alicastrum*, *Caesalpinia sclerocarpa* (Bardini 2014, datos no publicados, Sánchez, comu. pers.).

Almacén de CO₂. Se define como la cantidad de CO₂ almacenad por un ecosistema en un espacio y tiempo determinado. El almacén de CO₂ contribuye al servicio de regulación climática debido a que el mantenimiento del almacén evita su liberación en forma de CO₂ a la atmósfera, el cual es un gas efecto invernadero. En el contexto de cambio climático este servicio es particularmente importante ya que un aumento en el flujo del CO₂ debido a la liberación del almacén (i.e conversión del bosque que almacena carbono a usos agropecuarios a través dela roza, tumba y quema) afecta el la magnitud y el impacto de del cambio climático. El almacén de CO₂ de un ecosistema varía en función de las características ecológicas del ecosistema (Mora 2015; Becknell et al. 2012; Sierra et al. 2012).

Captura de CO₂. Se define como el cambio en la cantidad de CO₂ almacenado por un ecosistema en un espacio y en un intervalo de tiempo determinado. La captura de carbono está vinculado con el servicio de regulación climática puesto que la incorporación de CO₂ a los tejidos vegetales contribuye a reducir la concentración de gases de efecto invernadero, y por contribuye a mitigar los efectos del cambio climático. Como el almacén de carbono, eEste servicio depende de las características biofísicas (tipo de vegetación, clima y suelo) así como del manejo previo que se da a un ecosistema (Mora 2015; Silver et al. 2000).

La elección de estos cuatro servicios se hizo en primer lugar con base en consideraciones metodológicas. Si bien existe una diversidad de servicios ecosistémicos en la región (Maass et al. 2005; Balvanera 2012; Castillo et al. 2005), no todos se pueden valorar económicamente. En este trabajo se abordó la valoración económica de los servicios que se consumen o se aprovechan (Boyd & Banzhaf 2007; Wallace 2008), como es el caso del forraje y de los productos múltiples, así como de los servicios que afectan el bienestar humano de manera indirecta, como es el caso de la regulación climática (Fisher & Turner 2008). No se consideraron servicios culturales ya que se considera que la valoración económica no es un método adecuado para estos servicios, debido a que su valor es inconmensurable en términos económicos (Martinez-Alier et al. 1998)

Un segundo criterio que definió la elección de estos cuatro servicios fue la revisión de los antecedentes de la región de estudio. En la región se han estudiado ampliamente los procesos de regeneración de bosques secundarios, en particular de la biomasa y el reciclaje de nutrientes (Mora et al. 2015; Jaramillo et al. 2003). Esto permite valorar económicamente el servicio de regulación de carbono. Se ha estudiado también el manejo y aprovechamiento de bosques secundarios (Cohen 2014; Castillo et al. 2009; Burgos & Maass 2004), y cómo es que el manejo previo afecta la sucesión secundaria y la recuperación de servicios ecosistémicos (Trilleras et al. 2015; Balvanera 2009). Esto sentó las bases para identificar los servicios de provisión más importantes en la región para los ganaderos, que son el forraje y los productos múltiples.

4.2.2 Caracterización de los servicios ecosistémicos

Para identificar a los actores involucrados en el flujo y aprovechamiento de los servicios ecosistémicos, se caracterizaron a los servicios de acuerdo a sus propiedades de rivalidad o exclusividad. Se caracterizó cada servicio de acuerdo a su escala espacial y en función de los beneficiarios involucrados, ya que las interacciones entre servicios dependen de estos factores (Hein et al. 2006; Howe et al. 2014).

Los servicios de provisión, tanto el forraje como los productos múltiples, son bienes privados ya que son bienes escasos y disponibles únicamente al propietario, por lo tanto son excluibles y rivales. Ambos servicios se analizaron a la escala de parcela manejada.

En general, los servicios de regulación climática se pueden considerar bienes públicos (Engel et al. 2008; Corbera et al. 2009) ya que sus beneficios se generan en una escala global (por lo tanto no son excluibles), y el beneficio que la regulación climática le genera a un individuo no afecta el beneficio que genera para otro (por lo tanto no es un bien rival). Sin embargo, la creación de mercados de compensación de emisiones de CO₂ le ha dado al servicio de captura de CO₂ la característica de un bien rival y exclusivo, ya que el CO₂ capturado para compensar una emisión de una actividad no compensa la emisión de una actividad diferente (Farley & Costanza 2010; Kemkes et al. 2010; Farley et al. 2010). De esta manera, la captura de CO₂ adquiere las características de un bien privado que se puede comercializar e intercambiar en mercados. Como consecuencia del Protocolo de Kioto, los países pueden compensar sus emisiones comprando certificados de reducción de emisiones de carbono (CER), o bien empresas con responsabilidad ambiental pueden comprar certificados de compensación en el mercado voluntario (*Voluntary Emission Reduction-VER*).

Tabla 4. Definición y caracterización de los cuatro servicios ecosistémicos valorados económicamente en este estudio.

Servicios	Tipo de servicio	Definición	Beneficiarios
Almacén de CO ₂	Regulación	Cantidad de CO ₂ almacenado en un espacio determinado y edad determinada	Público: nivel global
Captura de CO ₂	Regulación	Cantidad de CO ₂ capturado en un espacio y tiempo determinado	Público: nivel global
Productos múltiples	Provisión	Todos las especies vegetales y/o animales consumidas o comercializadas que se extraen de las parcelas	Privado: ejidatario y su hogar
Forraje	Provisión	Todos los tejidos vegetales que son comestibles para el ganado	Privado: ejidatario y su hogar

4.3. Obtención de datos y métodos de valoración económica

Los métodos de valoración económica variaron en función del servicio considerado. Para los servicios de provisión, se utilizaron dos métodos de valoración: por precio de mercado y por valoración contingente. Para los servicios de regulación, se utilizaron dos métodos: precios de mercado y costos evitados. A continuación se presenta la descripción de los métodos utilizados.

4.3.1 Valoración económica de los servicios de provisión

Para valorar económicamente los servicios de provisión se optó por considerar directamente al beneficiario de los servicios ecosistémicos, es decir al ejidatario. Esto implicó que el ejidatario fuera el determinante de la entrega del servicio ecosistémico (Sánchez, com. pers). Considerar directamente al beneficiario del servicio ecosistémico es ventajoso y necesario para estudios socio-ecológicos, ya que permiten incorporar la percepción que tienen los actores involucrados y está menos sujeto a supuestos académicos (Klain et al. 2014). Además, la investigación participativa es preferible cuando se estudian ecosistemas manejados, y es más relevante para la conservación de la biodiversidad (Chazdon et al. 2009). La fuente de los datos varió en función del método de valoración considerado, y se explican a continuación.

4.3.1.1 Valoración económica de servicios de provisión por precios de mercado

Para la valoración con precios de mercado, se utilizaron los datos provenientes del estudio de la entrega de los servicios (Sánchez, com. pers), que se obtuvieron a partir de encuestas realizadas a 30 ejidatarios de las seis localidades de estudio (tabla 5). Estas encuestas se llevaron a cabo en junio del 2015. Las encuestas se dirigieron a ganaderos de las localidades de estudio, en estas siete localidades se tenían uno o dos informantes clave con los que previamente se habían definido parcelas de estudio de los servicios de regulación (Mora 2015). A partir de estos informantes se entrevistaron más ejidatarios siguiendo un método de bola de nieve, procurando tener la misma cantidad de

informantes en cada localidad. Se tuvo como únicos criterios que los ejidatarios tuvieran actividad ganadera y que tuvieran diferentes estados sucesionales en sus parcelas (pastizal, bosque secundario joven, bosque secundario avanzado, o bosque maduro).

Tabla 5. Número de ejidatarios entrevistados, por localidad, en el municipio La Huerta, Jalisco.

Localidad	Número de ejidatarios entrevistados
Emiliano Zapata	5
Nuevo Miguel Hidalgo	5
San Mateo	3
Juan Gil Preciado	4
Los Ranchitos	5
Nacastillo	4
Santa Cruz de Otates	3
Total	30

Productos múltiples

La valoración por precio de mercado es la más común para el servicio de los productos múltiples (de Groot et al. 2012a), valorándose sobretodo en mercados de escala local y regional (Balick & Mendelsohn 1992; Grimes et al. 1994; Narendan et al. 2001; Gram 2001). Si bien se reconoce la existencia del aprovechamiento de especies medicinales, de ornato y comestibles, este es muy limitado y se comercializa poco (Castillo et al. 2009; Godínez 2011; Sánchez, com. pers), por lo que no se valoró económicamente. Se valoró económicamente únicamente a la leña y a los postes, ya que estos dos productos son los que se extraen continuamente por la mayor parte de los ejidatarios, y que tienen un valor monetario en los mercados locales (Sánchez, com. pers; INEGI 2007).

El valor económico de los productos múltiples se obtuvo considerando tres variables: la cantidad extraída de los productos en cada estado sucesional, su precio en el mercado local, y su costo de extracción. Se utilizaron los datos de la cantidad de leña o postes extraídos en cada estado sucesional provenientes del estudio de la entrega de los servicios (Sánchez, com. pers). Los datos de la cantidad extraída de cada estado sucesional se generaron con métodos de preferencias jerarquizadas, que requiere que los entrevistados

señalen el orden relativo de aprovechamiento en cada estado sucesional (Chambers 1985). Con este método, en primer lugar se le preguntó al encuestado cuál es la cantidad total que extrae de su parcela (Q_j). Posteriormente, para determinar de qué estado sucesional extrae más, se le pidió que en un mapa esquemático de su parcela, distribuyera 50 frijoles en el mapa en función de cuanto extrae (Sánchez, com. pers). La proporción de frijoles colocados en cada estado sucesional determinó el coeficiente $q_{i,j}$, que indica la cantidad relativa extraída de cada estado sucesional y por el ejidatario j.

Para obtener el precio, se realizaron preguntas sobre el precio de los postes y la leña y el costo de recolección. El precio de la leña se estimó por “camionetada”, que se refiere a llenar una camioneta con aproximadamente 500 kg de leña. El precio de una camionetada registrada en el mercado local fue de 300 pesos. Para los postes, el precio promedio registrado fue de 50 pesos. La variación en el precio del poste depende de sus características biológicas. Por ejemplo, el valor mínimo de venta fue de 35 pesos, sin embargo un poste de buena calidad (madera densa y forma recta) podría costar hasta 70 pesos. El costo de recolección correspondió al número de días al año que se invierten en cada una de estas actividades, considerando el jornal de 250 pesos por día. De esta manera, el valor económico total obtenido se obtuvo multiplicando la cantidad extraída por su valor en el mercado local. Así, se calculó el valor económico de los postes y el valor económico de la leña con la ecuación:

$$VE_{i,j} = (Q_j \times P \times q_{i,j} - C_i) / Ha_{i,j}$$

Donde:

$VE_{i,j}$ es el valor económico del servicio extraído para el ejidatario j en la vegetación i.

Q_j es la cantidad extraída por el ejidatario j.

$q_{i,j}$ la proporción relativa extraída del estado sucesional i por el ejidatario j.

C_i es el costo de extracción de leña o postes (jornales/año).

$Ha_{i,j}$ se refiere al número de hectáreas que posee el ejidatario j del estado sucesional i.

P el precio de venta por unidad (kg para la leña y unidad para los postes).

Forraje

Este servicio se valoró con precios del mercado, considerando que para este servicio es el método de valoración más utilizado (Loomis et al. 1989; Bartlett et al. 2002, agregar de groot). De manera similar a los productos múltiples, para valorar económicamente el servicio, se utilizaron los métodos de preferencia jerarquizada. Se generaron dos variables: la cantidad relativa extraída de forraje en cada estado sucesional, y el precio del ganado en el mercado regional. La cantidad extraída se obtuvo de los datos del estudio de la entrega del servicio del forraje (Sánchez, com. pers.), donde a cada ejidatario se le pidió que en un mapa esquemático de su parcela señalara con 50 frijoles un valor relativo de cuánto consume el ganado en cada estado sucesional, en un periodo de un año (Sánchez, com. pers.). De esta manera, se generó un “coeficiente de consumo de forraje”, $f_{i,j}$, para cada estado sucesional y para cada ejidatario, que correspondió a la proporción de frijoles colocados en cada estado sucesional.

Para obtener el valor económico del forraje que recibe cada ejidatario, durante la entrevista a cada ejidatario se le preguntó el peso promedio al que vende los becerros y la cantidad de becerros que vende al año (Q_j). Dado que el forraje es un insumo de la producción ganadera, no se puede valorar directamente (Boyd & Banzhaf 2007), por lo que su valor económico se determinó a partir del valor económico del producto final (Yahdjian et al. 2015), que es el precio de un kg de becerro. Se consideró únicamente al beneficio obtenido del becerro porque es el tipo de ganado que más se comercializa en la región (Cohen 2014; Ugartechea 2015). El precio regional es de 53 pesos por kg de becerro para los becerros que pesan menos de 250 kg y de 52 pesos para los que pesan más de 250 kg¹. Así, el valor económico del servicio del forraje para cada estado sucesional se obtuvo con la ecuación:

$$VE_{i,j} = (Q_j \times P \times f_{i,j}) / Ha_{i,j}$$

Donde

$VE_{i,j}$ es el valor económico del forraje para el estado sucesional i y el ejidatario j ,

Q_j es el promedio de becerros vendidos (su peso total, en kg) por el ejidatario j ,

¹ Precio obtenido de la organización regional ganadera del Estado de Jalisco, consultado en Junio 2015.

P es el precio regional de un kg de becerro

$H_{i,j}$ se refiere al número de hectáreas que posee el ejidatario j del estado sucesional i

$f_{i,j}$ se refiere al forraje relativo extraído del estado sucesional i por el ejidatario j .

El método de valoración económica del forraje presentado puede tener dos fuentes de error, que sobrevaloren el valor económico obtenido. En primer lugar, no se consideraron los costos de mantenimiento del forraje del pastizal (herbicida, jornales de trabajo), por lo tanto el valor económico del forraje del pastizal puede estar sobrevalorado, sin embargo se estimó que estos costos son marginales para los entrevistados. En segundo lugar, se asumió que la totalidad del peso de un becerro proviene del forraje, y que no se consume grano adicional o suplementos alimenticios.

4.3.1.2 Valoración económica de servicios de provisión por valoración contingente

Para la valoración contingente, se realizaron encuestas estructuradas a los ejidatarios de las seis localidades que se entrevistaron para la valoración con precio de mercado (tabla 5). Las encuestas de valoración contingente se realizaron del 25 de mayo al 8 de junio 2015, posterior a un pilotaje que se realizó en enero 2015. La encuesta de valoración contingente consistió en que los propietarios de las parcelas escogieran el valor económico mínimo que están dispuestos a aceptar (DAA) por perder el derecho de obtener servicios ecosistémicos de provisión, ya sea de los productos múltiples o del forraje para ganado. Para esto, se propuso a los ejidatarios un cambio de uso de suelo, con un esquema similar al de un programa de pago por servicios ambientales (PSA), donde perdieran el derecho de acceso a los servicios de provisión (forraje y productos múltiples).

La encuesta de valoración contingente se compuso de tres secciones (ver Anexo 2), como sugerido en Bateman et al. (2002). En la primera, se realizaron preguntas introductorias sobre el uso y manejo de cada estado sucesional, para contextualizar a los bienes y servicios que se van a valorar. En la segunda, se realizó el ejercicio de valoración, donde

se plantea el mercado hipotético. En la tercera sección se incluyeron preguntas de seguimiento y socio-económicas que contribuyeron a entender las decisiones de manejo de los ejidatarios.

Preguntas introductorias. Para definir cada estado sucesional y evaluar el aprovechamiento que se tiene de cada uno, se mostraron cuatro fotografías de cada estado sucesional (ver Anexo 2): una para pastizal, otra para bosque secundario joven, otra para bosque secundario avanzado y otra para bosque maduro. A cada ejidatario, se le pidió que acomodara las cuatro fotografías en orden de importancia y preferencia, y que explicara por qué le importaba más una vegetación sobre otra, orientándolo a que pensara en qué estado sucesional aprovecha más los servicios de provisión.

Preguntas de valoración económica. En la segunda sección se hizo el ejercicio de valoración económica. Se le planteó al ejidatario que una organización estaría interesada en darle una compensación económica por aceptar unas condiciones de manejo específicas que permitieran la regeneración y/o preservación de sus bosques y árboles. Se les especificó que durante cinco años esta organización le entregaría un pago en efectivo y de manera anual, por cada hectárea que decidiera incluir en el programa. Para cada servicio se planteó una condición diferente. La primera condición sirvió para valorar los productos múltiples, y la segunda condición se propuso para valorar el forraje. Para cada condición, el ejidatario estableció el valor mínimo que estaría dispuesto a aceptar (DAA).

1. Condición 1 (DAA 1): que en las hectáreas participantes, pudiera introducir a su ganado para el forraje pero que *no* pudiera extraer ningún otro producto, ya sea leña, madera, postes, varas, mascotas, animales de casería, plantas de ornato o chapear (talar).
2. Condición 2 (DAA 2): que en las hectáreas participantes, además de *no* poder extraer nada mencionado en la primera condición, ya *no* pudiera introducir el ganado para el forraje.

Se enfatizó a los entrevistados que no tendrían que incurrir ningún costo adicional por monitoreo de conservación o infraestructura (*cercas*) para llevar a cabo estas condiciones.

Para cada condición se le pidió que ordenara las fotografías de cada estado sucesional en el orden de la cuál pediría más dinero y para cuál pediría menos dinero. Una vez ordenadas, se procedió a preguntar por el valor mínimo de su disponibilidad a aceptar (DAA) para los cuatro estados sucesionales, en la condición 1 (DAA 1), o en la condición 2 (DAA 2).

Para cada condición, el ejidatario respondió preguntas dicotómicas (si/no) donde señaló si aceptaría o no la compensación económica sugerida. Los precios (en pesos/ha/año) que se presentaron fueron: \$250, \$500, \$800, \$1000, \$1500, \$2000, \$2500, \$3000. El valor mínimo se escogió con base en el monto mínimo del programa nacional de Pagos por Servicios Ambientales, que es de 280 pesos (PRONAFOR 2013). Se empezó siempre por el precio de 250 pesos para evitar el sesgo de inicio o *starting point bias* (Bateman et al., 2002). Este sesgo sucede cuando al presentar un valor inicial más alto los entrevistados responden valores más altos que su disponibilidad a aceptar mínima.

Se reconoce que la valoración económica de los servicios ecosistémicos por métodos de valoración contingente está sujeta a dos importantes fuentes de variación. En primer lugar, es frecuente que el valor económico de la disponibilidad a aceptar (DAA) tenga un “efecto de dotación” (Tunçel & Hammitt 2014). Este efecto consiste en asignar un mayor valor a un servicio o un bien por el simple hecho de ser propietario de ese bien, si no se fuera propietario tendría un menor valor. En segundo lugar, al preguntar a los ejidatarios por su DAA, los ejidatarios tienen un incentivo para responder estratégicamente y dar una DAA mayor que el mínimo (Carson & Groves 2007). Para evitar este tipo de error se precisó a los entrevistados que la organización sólo estaría dispuesta a pagarles únicamente a aquellos ejidatarios que ofrecieran el menor precio, ya que tenía recursos limitados, con la siguiente proposición (ver encuesta en anexo):

“Por favor, tenga en consideración que la organización sólo podría pagarle a los que ofrezcan el menor precio, ya que tiene un presupuesto limitado. Por lo tanto es importante señale el precio mínimo que está dispuesto a recibir.”

En la tercera sección se hicieron preguntas de seguimiento que contribuyeron a entender por qué se establecieron los valores de la disponibilidad a aceptar (DAA). Estas incluyeron preguntas socio-económicas, así como preguntas sobre cuál es el plan a futuro de manejo de sus parcelas (si querían desmontar o dejar que se enmontara), y con qué estado sucesional estarían más interesados o no en participar en un programa de pago por servicios ambientales (PSA) que le propusiera la segunda condición establecida en el escenario de valoración económica.

4.3.1.3 Caracterización socio-económica de ejidatarios

Para poder evaluar cómo cambia el valor económico de los servicios de provisión en función de las características de los ejidatarios, durante la entrevista se realizaron preguntas socio-económicas. Estudios muestran que las preferencias hacia diferentes servicios ecosistémicos dependen de las características de los encuestados, como su educación, ingreso, y edad (Martín-López et al. 2012; Yahdjian et al. 2015). Por lo tanto, se obtuvieron datos del ingreso, del nivel de educación, de la edad de los ejidatarios. Asimismo se tomó en consideración el estado de salud ya que durante las encuestas piloto se identificó que aquellos con menor salud utilizaban con mayor frecuencia al ganado como una fuente de ahorros. Adicionalmente, se tomó en consideración el combustible utilizado (leña o gas), para poder evaluar el consumo de productos múltiples. A cada variable categórica se le asignó un valor numérico (tabla 6).

Tabla 6. Indicadores y variables consideradas para la caracterización socio-económica de los ejidatarios encuestados en las seis localidades del municipio la Huerta, Jalisco.

Indicador	VARIABLES	Descripción
Características generales	Edad	Edad que tiene el entrevistado al momento de la entrevista.
	Hijos	Número de hijos
	Tamaño del hogar (TH)	Número de familiares o no que dependen directamente del ingreso del entrevistado.
Vivienda	Electricidad	0=sin electricidad, 1=con electricidad
	Agua entubada	0=sin agua entubada, 1=con agua entubada

	Combustible (C)	0= utiliza leña y gas o sólo leña, 1=utiliza únicamente gas
Capital e ingresos	Número de hectáreas (NH)	Número de hectáreas en donde maneja su ganado
	Número de cabezas de ganado (NCG)	Número aproximado de la cantidad de cabezas de ganado que tiene al momento de la entrevista
	Número de becerros vendidos (NBV)	Número aproximado de la cantidad de becerros que vende en un año.
	Mano de obra (MO)	0=trabaja solo o con familiares, 1=contrata mano de obra
Salud	Salud (S)	Percepción personal sobre la salud (0= malo o regular, 1=bueno)
	Gastos en salud (GS)	Gastos que tiene que incurrir en caso de enfermedad (0=sin gasto, acude a servicio público o 1=con gastos, privado)
Educación	Alfabetismo (Alf)	Analfabeta=0, Alfabetado= 1
	Educación (Edu)	0= sin educación, 1=asistió a primaria, 2= finalizó primaria y/o con estudios superiores.
Otras Fuentes de Ingreso	Otras actividades productivas (AP)	Número de fuentes de ingreso otra que la ganadería que tiene el ejidatario, incluyendo remesas o apoyos familiares y excluyendo apoyos de gobierno para actividades productivas.
	Remesas (R)	0= no recibe, 1=si recibe
	Número de programas de apoyo (NAG)	Número de apoyos que recibe del gobierno

Para evaluar el efecto de las características socio-económicas de los ejidatarios en el valor económico de los servicios de provisión, en primer lugar se hicieron análisis multivariados para poder caracterizar y categorizar a los ejidatarios. Posteriormente, se evaluó si el valor económico varió en función del tipo de ejidatario considerado.

Análisis de componentes principales. Se realizó un análisis de componentes principales (ACP) de las variables socio-económicas consideradas para hacer un estudio exploratorio de las variables que caracterizan a los ejidatarios, entender la correlación entre las variables y determinar cuáles eran las principales variables que explican las diferencias entre los ejidatarios. Se excluyeron del análisis la electricidad y el agua entubada, ya que

la totalidad de los entrevistados tiene electricidad y sólo uno no disponía de agua entubada. Las variables que explican más la variación entre ejidatarios se seleccionaron determinando cuáles eran los eigenvectores más altos de cada componente que tuvieran un eigenvalor superior a 1.

Generación de categorías. Para poder identificar el grado de relación entre ejidatarios y categorizarlos de acuerdo a sus características socio-económicas, se hizo un análisis de conglomerados jerárquicos de Ward para agrupar a los ejidatarios que tuvieran las características socio-económicas más similares, y facilitar el análisis multivariado. Para esto, se consideraron las 14 variables socio-económicas presentadas en la tabla 6. Las variables continuas (edad, hijos, número de hectáreas (NH), número de becerros vendidos (NBV), número de cabezas de ganado (NCG) y tamaño del hogar) se estandarizaron para tener una media de 0 y desviación estándar 1. A todas las variables se les asignó un valor entre 0 y 1, asignándoles la misma ponderación. Las categorías que se generaron se compararon con el ACP de las variables socioeconómicas para corroborar que los ejidatarios que están distribuidos en la misma categoría son aquellos que tienen las características socioeconómicas más similares.

Caracterización de categorías. Para evaluar las diferencias entre las categoría obtenidas para cada variable, se realizaron pruebas de ANOVA para las variables continuas. Para las variables discretas, se utilizaron tablas de contingencia para evaluar los cambios entre categoría de ejidatario. De este manera, se pudo caracterizar a cada categoría en función de sus diferencias más importantes.

4.3.2 Valoración económica de los servicios de regulación

Para obtener el valor económico del almacén y de la captura de CO₂ se requirió calcular el CO₂ almacenado y capturado en cada estado sucesional. Esto se obtuvo transformando la biomasa aérea a CO₂. Posteriormente, se asignó un valor económico al CO₂ utilizando dos precios diferentes de CO₂: 1) el precio del CO₂ de los mercados

internacionales de carbono y 2) el costo social del CO₂. A continuación se describen cada uno de estos pasos.

4.3.2.1 Cálculo del almacén de CO₂ y captura de CO₂

El CO₂ capturado y almacenado se estimó a partir de la biomasa aérea medida en un total de 50 parcelas provenientes de dos bases de datos diferentes. La primera base de datos proviene de doce parcelas experimentales, en las cuáles desde el 2004 están excluidas de cualquier uso o manejo por parte de sus propietarios, como parte del proyecto ReSerBos (Balvanera 2009). En 2013, la edad de las parcelas estaba entre 5 años y 21 años, tres de las parcelas son bosques maduros de más de 100 años. Para obtener la biomasa, se utilizaron los datos del censo del año 2013. Las medidas del DAP se realizaron en un área de 20 m × 50 m en todos los árboles vivos y no vivos que tuvieran un DAP mayor a 5 cm (Mora et al. 2015).

La segunda base de datos contiene información de 38 parcelas que se conservan manejadas, es decir que los propietarios pueden manejar y usar según sus necesidades. Las parcelas manejadas se establecieron en el año 2012 como parte de un proyecto de investigación de recuperación de almacenes de carbono en bosques secundarios secos (Mora 2015). La edad de las parcelas manejadas varió de 5 años en la más joven hasta 42 la más vieja. En las 38 parcelas manejadas se utilizaron los datos de un censo del 2013, para el cuál las mediciones tuvieron un diseño anidado donde en un área de 1250 m² se midieron todos los árboles con un DAP mayor a 10 cm, y en un área de 500 m² se midieron los árboles con un DAP mayor a 5 cm.

A partir de los datos de DAP, la biomasa seca de cada parcela se calculó con el modelo alométrico de la región de Chamela (Bojórquez 2014). Este modelo se seleccionó con base en que es el modelo interespecífico que presenta un mejor ajuste (Bojórquez 2014). La ecuación de biomasa utilizada es:

$$Bs \text{ (kg/ha)} = 0.919 \times \text{DAP(cm)}^{1.646}$$

Una vez obtenida la biomasa seca de la parcela, se calculó la proporción de carbono (C) contenida, multiplicando la biomasa por el coeficiente de proporción de C de la región, que equivale a 0.4809 (Jaramillo et al. 2003). Posteriormente, para obtener el equivalente de C en CO₂, se multiplicó el carbono contenido en la parcela por el coeficiente 44/12, que corresponde al coeficiente estequiométrico de CO₂ y C establecidos por el IPCC (IPCC 2006). Así, la ecuación del CO₂ almacenado para cada parcela es:

$$\text{Almacén CO}_2 \text{ (ton/ha)} = \text{Bs (ton/ha)} \times 0.4809 \times (44/12)$$

Para calcular la captura de CO₂, se optó por dividir el almacén de CO₂ de una parcela entre su respectiva edad (Vargas et al. 2008; Yang et al. 2011). Para los bosques maduros, la edad que se estableció fue de 50 años², De esta manera se estimó la captura de CO₂ promedio anual de cada parcela considerada.

$$\text{Captura de CO}_2 \text{ (ton/ha/año)} = \text{Almacén de CO}_2 \text{ (ton/ha)} / \text{edad}$$

4.3.2.2. Valoración económica del almacén y la captura de CO₂

Una vez obtenida la cantidad de CO₂ almacenado y capturado, se calculó el valor económico utilizando dos precios diferentes de una tonelada de CO₂. Para obtener el valor económico del almacén, se multiplicó la cantidad de CO₂ por el costo social del CO₂ en el año 2015, que es de \$40 USD (EPA 2010). Para obtener el valor económico de la captura, se calculó utilizando dos valores diferentes de CO₂. El primero fue el costo social del CO₂, y el segundo fue el precio de una tonelada de CO₂ en los mercados internacionales de CO₂, que es de \$5.8 USD/ton (Hamrick et al. 2015). A continuación se explica por qué se utilizó cada uno de estos precios.

Precio del CO₂ en los mercados internacionales.

El CO₂ capturado o almacenado por un ecosistema se puede realizar utilizando el valor económico de una tonelada de CO₂ en los mercados internacionales de carbono. El CO₂ capturado por un ecosistema se puede vender en los mercados voluntarios de

² Se reconoce que los bosques maduros tiene una edad superior a 50 años, sin embargo se estima que los bosques secundarios alcanzan una biomasa más o menos constante a los 50 años² (Becknell et al. 2012)

carbono a través de organizaciones certificadoras como el Gold Standard, VCS, entre otros (Kollmuss et al. 2008), o bien en algún mercado obligatorio establecidos en el protocolo de Kioto, como los Mecanismos de Desarrollo Limpio (CDM). El precio del CO₂ depende del estándar considerado, pero ha tenido un promedio histórico de \$5.8 USD/ton (Hamrick et al. 2015), que es el valor que se consideró en este estudio. El valor económico del CO₂ se construye a partir de mercados artificiales, creados por decisiones y acuerdos políticos y no por una demanda y oferta real basada en las externalidades (Farley & Costanza 2010). Por lo tanto, no reflejan el costo real que incurre la sociedad por las emisiones de carbono. Sin embargo, es útil ya que refleja los ingresos económicos que puede obtener el propietario de los terrenos forestales por la captura de CO₂ en su parcela. A nivel nacional, este método ha sido utilizado para valorar económicamente el carbono presente en los diferentes tipos de vegetación, tanto de la captura como del almacén de carbono (Torres & Guevara 2002). En este trabajo, únicamente la captura de CO₂ se valoró con este precio. Para el almacén de CO₂ no se utilizó el precio del mercado, ya que no representa un flujo de CO₂ a la atmósfera.

Costo social del CO₂.

Un segundo valor económico del carbono es el costo social del CO₂. El costo social del CO₂ se genera a partir de modelos de cambio climático que evalúan el costo que tiene emitir una tonelada más de CO₂ (o el beneficio de emitir una tonelada menos), considerando los daños futuros en la infraestructura, la salud, la producción agrícola, como consecuencia del cambio climático (EPA 2010). La incertidumbre y las limitantes de los modelos climáticos utilizados, así como las diferentes posiciones éticas respecto a la tasa de descuento, generan una gran variación en las estimaciones del costo social de CO₂ (Van den Bergh & Botzen 2015). En este estudio se optó por utilizar el costo social de CO₂ generado por la Environmental Protection Agency (EPA), ya que obtienen el costo social de CO₂ considerando tres modelos climáticos diferentes. Se utilizó el valor que tiene una tasa de descuento intermedia, del 3%. La EPA estima que el costo social de una emisión de una tonelada más de CO₂ es, en promedio, de \$40 USD/ton en el 2015 (EPA 2010). Es importante señalar que si bien el promedio es de 40 dólares/ton, el precio puede alcanzar más de 112 dólares/ton. Esta variación depende sobretodo de la región

considerada, ya que las características del área considerada afecta el costo de los daños por el cambio climático (Tol 2011). El costo social del CO₂ ha sido utilizado para valorar económicamente el valor del almacén de CO₂ (Adger et al. 1995). En este estudio, el costo social del CO₂ se utilizó para calcular el valor económico de la captura de CO₂ así como del almacén de CO₂.

4.5. Análisis de datos

Los resultados de la valoración económica se analizaron considerando dos factores: los cambios a lo largo del gradiente sucesional y los cambios en las características socio-económicas. Para evaluar las hipótesis, los métodos de análisis utilizados variaron en función del servicio considerado y del método de valoración utilizado (Fig. 2), y se describen a continuación.

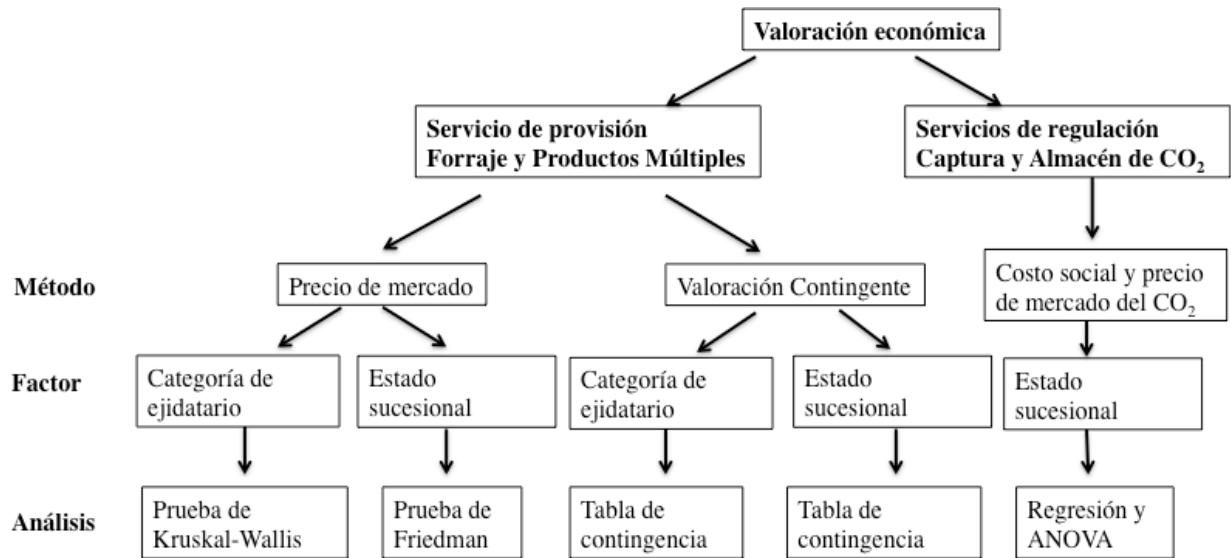


Figura 3. Diagrama metodológico del análisis de los datos del valor económico de los cuatro servicios considerados en las seis localidades de estudio del municipio la Huerta, Jalisco.

4.5.1 Análisis del valor económico de los servicios de provisión y regulación a lo largo del gradiente sucesional

a) Análisis del valor económico de los servicios de provisión.

Para evaluar los cambios en el valor económico que se obtuvo con los precios de mercado de los servicios de provisión, se efectuó una prueba de Friedman de medidas repetidas con datos no paramétricos, seguido de un prueba post hoc de Wilcoxon (Zar 2010), en el programa SPSS. Este método se eligió considerando las características de los datos es una prueba apropiada para datos obtenidos por preferencias jerarquizadas (Chambers 1985).

Para evaluar los cambios en los resultados de la valoración contingente se realizaron análisis de tabla de contingencia . Esto permitió determinar si la frecuencia de los valores de la disponibilidad a aceptar (DAA) compensación por perder un servicio ecosistémico de provisión varió en función del estado sucesional considerado. El análisis de tablas de contingencia se realizó utilizando el programa JMP 8. Para facilitar los análisis, las respuestas de DAA se agruparon en tres categorías: 1) aquellos que establecieron un valor de DAA de 250 pesos, 2) aquellos que establecieron un valor de DAA entre 500 pesos y menos de 1000 pesos, y 3) aquellos que establecieron un valor de DAA igual o superior a 1000 pesos. Además de la prueba de la tabla de contingencia, se realizó la prueba de Cochran-Mantel-Haenzel para evaluar si el efecto permanecía independientemente del tipo de ejidatario considerado.

b) Análisis del valor económico de los servicios de regulación

Para evaluar el cambio en los servicios de captura y almacén de CO₂ a lo largo del gradiente sucesional, se realizaron regresiones en el programa JMP 8. Las variables dependientes fueron la captura o el almacén de CO₂, y para cada una se utilizaron dos variables independientes. La primera variable independiente utilizada fue la edad de abandono de la parcela. Considerando que la edad de abandono no es el mejor predictor de los cambios sucesionales (Mora et al. 2015), se utilizó una segunda variable independiente, el área basal de la biomasa presente en la parcela. Se seleccionó al modelo

con un R^2 más alto, y se verificó gráficamente que no hubiera heteroscedasticidad en los residuos.

Para las regresiones realizadas con el área basal como variable independiente se consideraron los datos de las 50 parcelas estudiadas (N=50). Para las regresiones realizadas con la edad se optó por no considerar los datos provenientes de los bosques maduros, ya que no se tiene información sobre la edad exacta de las parcelas de bosque maduro (N=38).

Adicionalmente, se realizaron análisis de varianza para evaluar el efecto del estado sucesional en la captura y el almacén de CO_2 . Para esto, se categorizaron los datos de almacén y captura de CO_2 en tres categorías diferentes en función de la edad: bosque secundario joven (entre 0 y 10 años), bosque secundario avanzado (más de 10 años), y bosque maduro. Se realizaron pruebas ANOVA para evaluar si las diferencias observadas en los promedios de cada categoría eran significativas.

4.5.2 Análisis del valor económico de los servicios de provisión en función de las características socio-económicas.

Para evaluar si el valor económico de los servicios de provisión que se obtuvieron por métodos de precio de mercado varia en función del tipo de ejidatario, se realizaron pruebas no paramétricas de Kruskal-Wallis para cada estado sucesional, con el programa JMP 8. Se escogió este método dada la naturaleza no paramétrica de los datos y considerando que es una prueba apropiada para datos obtenidos por preferencias jerarquizadas (Chambers 1985), al considerar únicamente la jerarquía de cada dato.

Para evaluar el efecto del tipo de ejidatarios en los resultados de la valoración contingente, se evaluó si la frecuencia en la DAA 1 y DAA 2 variaba en función del tipo de ejidatario. Se utilizaron tablas de contingencia en el programa JMP 8. Como en el análisis del estado sucesional, se utilizaron las mismas categorías de DAA: 1) aquellos que establecieron un DAA de 250 pesos, 2) aquellos que establecieron su DAA entre 500 pesos y menos de 1000 pesos, y 3) aquellos que establecieron un DAA igual o superior a

1000 pesos. Asimismo se realizó la prueba de Cochran-Mantel-Haenzel para evaluar si el efecto permanecía independientemente del estado sucesional considerado.

4.5.3 Implicaciones de la valoración económica para la toma de decisiones.

Para poder evaluar las implicaciones de los cambios en el valor económico para la toma de decisiones, se identificaron las ganancias o pérdidas económicas marginales, es decir las que se generan al cambiar de un estado sucesional al siguiente. Se distinguió entre las ganancias o pérdidas públicas de las privadas. Los beneficios o costos privados incluyeron los servicios de provisión, mientras que los beneficios o costos públicos incluyeron los servicios de regulación.

Para evaluar la relación del valor económico de cada estado sucesional con el manejo que recibe de los ejidatarios, se hizo una evaluación de preguntas realizadas sobre el manejo del bosque tropical seco por parte de los ejidatarios. La primera pregunta fue relacionada con las decisiones de manejo de cada estado sucesional. Se evaluó la pregunta: “¿En los próximos cinco años, como planea estar usando el pastizal/bosque secundario joven/bosque secundario avanzado/bosque maduro?”. La segunda pregunta que se evaluó fue sobre el deseo o no de participar en un programa de conservación tipo PSA (ver anexo). Esto permitió determinar el estado sucesional más amenazado por la deforestación, así como la disposición de los ejidatarios a conservar y permitir la regeneración de bosques secundarios.

5. Resultados

5.1. Cambios en el valor económico a lo largo del gradiente sucesional

5.1.1. Evaluación del valor económico de los productos múltiples a lo largo del gradiente sucesional

a) Valor económico de los productos múltiples por precio de mercado

Los resultados de la valoración económica indican que tanto para postes como para leña, el mayor valor económico promedio proviene del bosque maduro (769 pesos/ha para postes y 35 pesos/ha para leña) seguido del bosque secundario avanzado (83 pesos/ha para postes y 45 pesos/ha para leña) (Fig. 3). Sin embargo, las diferencias observadas son significativas únicamente para los postes, debido al papel dominante del bosque maduro en la provisión de postes. Durante las entrevistas, todos los ejidatarios reconocieron la mayor importancia que tiene el bosque secundario avanzado y el bosque maduro para proveer postes. Un ejemplo de esto es la siguiente cita “*el monte alto lo estoy dejando para sacar postes de ahí, eso nunca lo voy a cambiar, es el más importante, le podemos sacar una maderita, y ahí esta virgen*” (Eji. Miguel Hidalgo), o bien “*es que tiene que tener uno monte alto para lo que se ofrezca, que ocupas un poste o un mojoncito para hacer una casa*” (Eji. Emiliano Zapata).

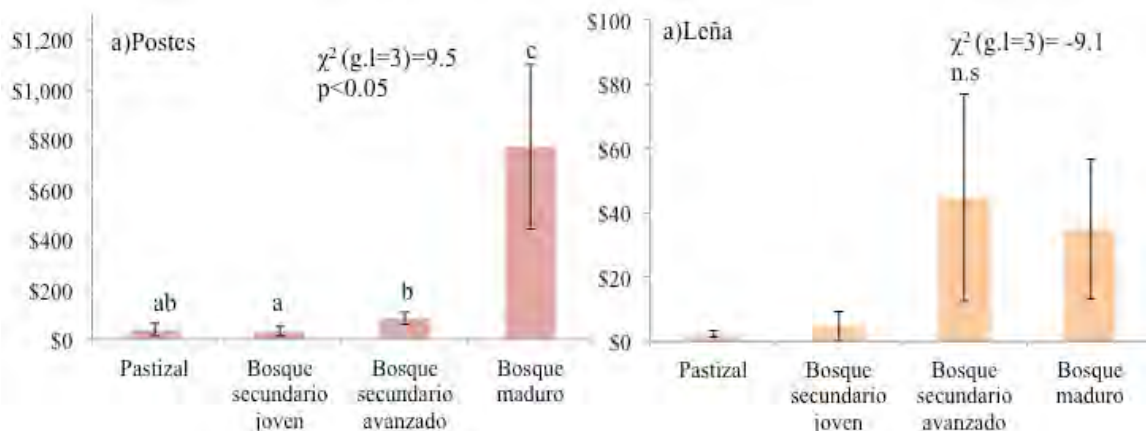


Figura 4. Valor económico de los productos múltiples por precio de mercado en función del estado sucesional, en las siete localidades de estudio del municipio La Huerta, Jalisco.

El pastizal tiene una posición interesante ya que no se distingue significativamente del bosque secundario joven (Friedman $\chi^2 = 2.04$, g.l=1, n.s) ni del bosque secundario avanzado (Friedman $\chi^2 = 2.17$, g.l=1, n.s). Esto es un reflejo de la importancia que tiene el manejo del pastizal en la provisión de postes, ya que la cantidad de árboles que el ejidatario decide dejar afecta la cantidad de postes que se pueden extraer. Como indicó un ejidatario sobre el pastizal *“uno siempre tiene que dejar un árbol u otro, para que el ganado sieste y para no tener que acarrear tanto poste”* (ejidatario de Ranchitos).

b) Valor económico de los productos múltiples por valoración contingente

Un total de 25 de los 30 ejidatarios estuvieron dispuestos a recibir una compensación económica por perder el derecho a los productos múltiples. Los que no aceptaron indicaron que no sacan ni postes ni leña de sus parcelas, es decir que los compran. Otros indicaron que si no pudieran sacar productos múltiples, ya no se dedicarían a la ganadería, ya que la extracción de postes es una actividad ganadera: *“...van juntas las dos cosas, si dejara de dedicarme a la ganadería dejaría de extraer postes”* (ejidatarios de Sta. Cruz), o bien *“pero si yo no puedo sacar postes, de donde sacaría los que necesito? Se desequilibra la cosa no?”* (ejidatario de Emiliano Zapata).

Los valores máximos de la disponibilidad a aceptar compensación por pérdida de productos múltiples (DAA 1) que se reportaron fueron de 1000 pesos/ha/año. En general, la mayor parte de los ejidatarios estuvieron dispuestos a aceptar 250 pesos por hectárea por no tener acceso a los productos múltiples (Fig. 4). En el caso del pastizal, más del 80% de los ejidatarios aceptaron el valor mínimo de 250 pesos/ha/año. Para el bosque maduro, aproximadamente el 50% de los ejidatarios que establecieron un DAA superior o igual a 500 pesos/ha/año. Si bien las diferencias observadas no son significativas, se observa la tendencia de aumento en la frecuencia de los valores económicos más altos a lo largo del gradiente sucesional. Estos resultados concuerdan con los resultados obtenidos con el precio del mercado, donde el valor de los productos múltiples aumenta a lo largo del gradiente sucesional.

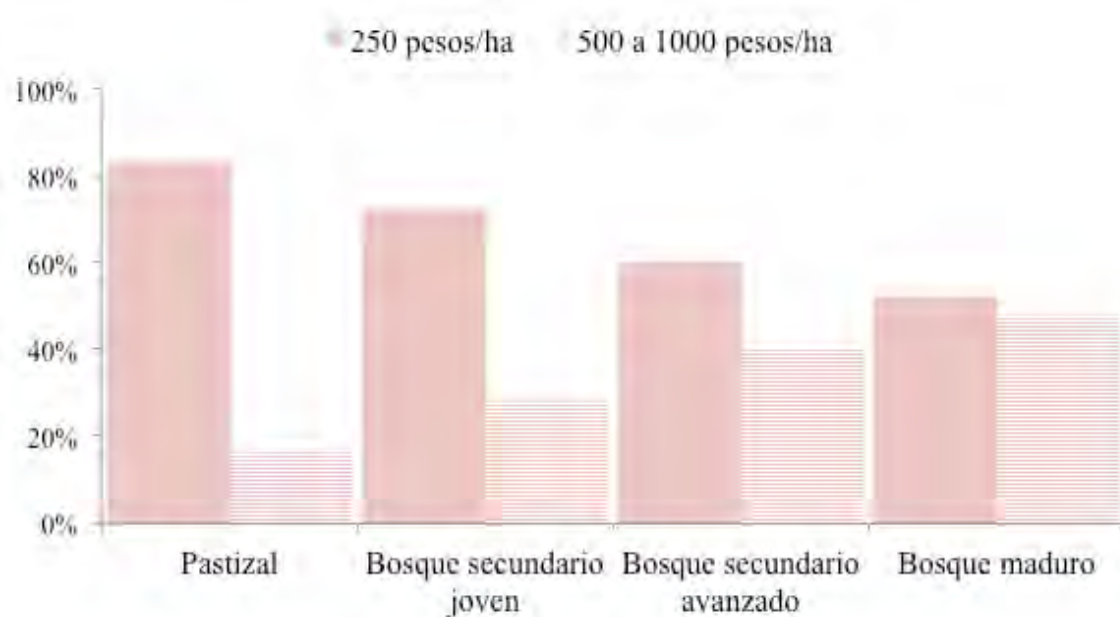


Figura 5. Frecuencia de los diferentes valores de la disponibilidad a aceptar compensación por pérdida de los productos múltiples (DAA 1) en función del estado sucesional considerado, en el municipio la Huerta, Jalisco.

5.1.2. Evaluación del valor económico del forraje a lo largo del gradiente sucesional

a) Valor económico del forraje por precio de mercado

El valor económico del forraje varía en función del estado sucesional que se considera (Fig. 5). El valor económico más alto se obtiene en el pastizal, con un promedio de 2 689 pesos por hectárea, seguido del bosque maduro (486 pesos/ha) y del bosque secundario avanzado (415 pesos/ha). El bosque secundario joven queda en último lugar (231 pesos/ha).

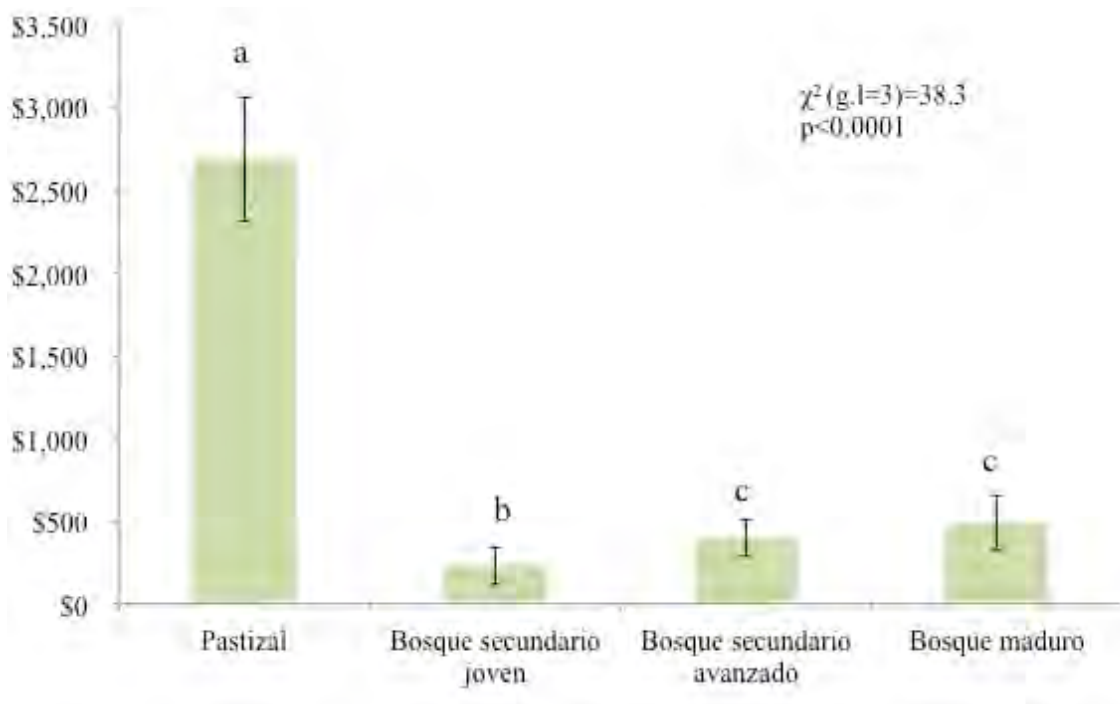


Figura 6. Valor económico por precio de mercado del forraje en función del estado sucesional considerado, en las siete localidades de estudio del municipio La Huerta, Jalisco.

Los resultados de la prueba de Friedman indican que las diferencias observadas entre cada estado sucesional son significativas ($\chi^2=38.3$, g.d=3, $p<0.0001$). El pastizal y el bosque secundario joven son significativamente diferentes a los demás estados sucesionales. Sin embargo, no se distinguen diferencias significativas entre el bosque secundario avanzado y el bosque maduro (Fig. 5). Para el servicio del forraje, así como en los productos múltiples nuevamente el menor valor económico se encuentra en el bosque secundario joven, y hay una mayor provisión en los estados sucesionales subsecuentes.

Estos resultados señalan la predominancia que tiene el pastizal en la actividad ganadera. Como indicó un ejidatario al preguntarle cuál es el más importante: “*el que tiene las vacas, ahí es donde saco dinero*” (ejidatarios de Nacastillo). Respecto al bosque secundario avanzado y al bosque maduro, las respuestas fueron ambiguas. Algunos ejidatarios señalaron que el ganado se puede alimentar de algunos frutos y semillas

presentes en bosques secundarios “*Hay vainitas que se come el ganado, si entran y dicen que son buenas para las proteínas*” (ejidatario de Ranchitos), mientras que otros señalaron que se aprovecha poco para el forraje “*donde hay monte alto casi no entra el ganado, ahí hay pura breña, casi no entra*”, u otro que comento “*el barbecho viejo no sirve para ramoneo, los árboles ya están muy altos*”. Sin embargo, para el bosque secundario joven la mayor parte de los comentarios fueron desfavorables: “*aquí ni entran los animales, es pura sierrilla*” (ejidatario de Emiliano Zapata).

b) Valor económico del forraje por valoración contingente

La mayoría de los entrevistados (28 de 30) estuvieron dispuestos a aceptar una compensación económica por perder el derecho de aprovechar el conjunto de los dos servicios de provisión (DAA 2). Los resultados de la valoración contingente indican que el valor económico de la DAA 2 disminuye a lo largo del gradiente sucesional (Fig. 6). Para el pastizal, el 95% de los ejidatarios estableció un valor mayor a 1000 pesos/ha, el valor más frecuente fue de 3000 pesos/ha. El pastizal es el único estado sucesional que se distingue significativamente del resto de los estados sucesionales. Este estado sucesional es el que más alto se valora por su importancia en la actividad ganadera, como indicó un ejidatario: “*Este (el pastizal) es importante para el ganado, las vacas son mi ilusión, me hacen valer, si necesito \$5,000 pesos los consigo rápido*” (ejidatario de Sta. Cruz) .

Para el bosque secundario joven, la mayor parte de los ejidatarios (54.2%) piden un valor igual o inferior a 800 pesos/ha. El bosque maduro y el bosque secundario avanzado tienen una distribución similar, donde menos del 30% de los ejidatarios establecieron un valor de DAA 2 igual o mayor a 1000 pesos/ha. Una conclusión importante de estos resultados es que para todos los estados sucesionales excepto el pastizal, se puede incentivar un cambio de uso de suelo de más del 50% de los ejidatarios, por un precio menor o igual a 800 pesos/ha/año .

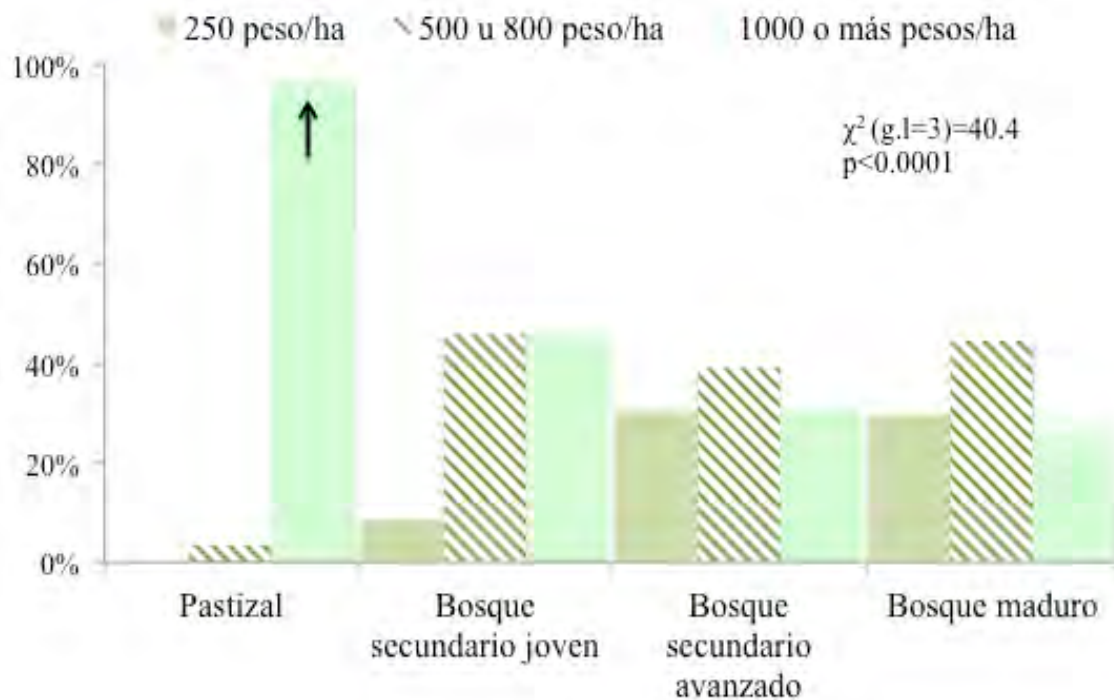


Figura 7. Frecuencia de los diferentes valores de la disponibilidad a aceptar compensación por pérdida del forraje (DAA 2) en función del estado sucesional considerado, en el municipio la Huerta, Jalisco

5.1.3. Evaluación del valor económico del almacén de CO₂ a lo largo del gradiente sucesional

El área basal y la edad se relacionaron positivamente con el almacén de CO₂. Al evaluar los cambios en el almacén de CO₂ a lo largo del gradiente sucesional, se encontró que las dos variables independientes consideradas, el área basal y la edad, afectan positivamente el almacén de CO₂. El área basal resultó ser el mejor predictor del almacén ($R^2= 0.98$), lo que es un resultado esperado ya que son dos variables correlacionadas por el DAP. La edad de la parcela es también un predictor del almacén, sin embargo explica un menor porcentaje de la variación ($R^2=0.6$). En ambos casos, todos los coeficientes fueron significativos (Fig. 7).

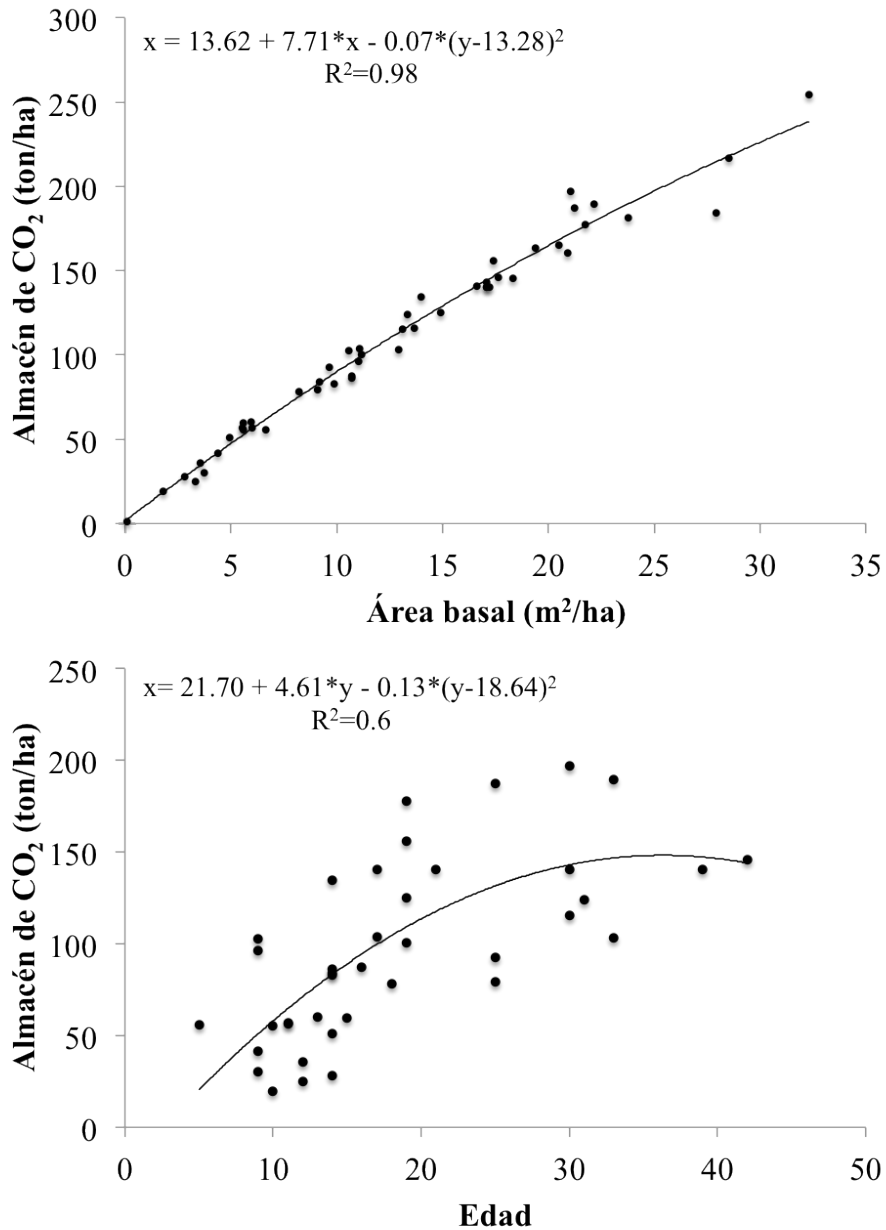


Figura 8. Almacén de CO₂ en función del área basal y de la edad del bosque tropical seco de La Huerta, Jalisco

Conforme aumenta el área basal y la edad de la parcela aumenta el almacén, pero la tasa de crecimiento disminuye conforme aumenta la edad (Fig. 7). Los resultados del análisis de varianza indican que se encuentran diferencias significativas en el promedio del almacén de estado sucesional (tabla 7). Los tres estados sucesionales presentan un promedio de valor económico significativamente diferente del otro (ANOVA, F=38.4,

p<0.0001). El mayor valor económico lo presenta el bosque maduro, con un promedio de \$ 112 853 pesos por hectárea, y el menor almacén lo presenta el bosque secundario joven, con un valor económico de \$ 36 928 pesos por hectárea.

Tabla 7. Diferencias en el promedio del valor económico del almacén de CO₂ para cada estado sucesional (prueba post-hoc Tukey) del bosque tropical seco de La Huerta, Jalisco

VE de almacén de CO₂	Promedio (USD/ha)	Intervalo de confianza 95% inf.	Intervalo de confianza 95% sup.	Valor en MXN³
Bosque secundario joven	2 325 ± 318 ^a	1 685	2 966	37 928
Bosque secundario avanzado	5 250 ± 318 ^b	4 610	5 891	85 635
Bosque maduro	6 919 ± 450 ^c	6 013	7 825	112 853

5.1.4. Evaluación del valor económico de la captura de CO₂ a lo largo del gradiente sucesional

Ni la edad ni el área basal explicaron significativamente la varianza en captura de CO₂ (Fig. 8). Por el contrario, los resultados del análisis de varianza indican diferencias significativas del bosque maduro respecto a los bosques secundarios, pero no se distinguen diferencias entre las dos categorías de bosque secundario (tabla 8). Los bosques secundarios presentan un mayor valor económico de la captura de CO₂ respecto al bosque maduro (F=9.54, p=0.0005) quiere decir que los bosques de más de 15 años tiene la misma capacidad de captura de CO₂ que los bosques de menos de 15 años, sin embargo a partir de los 50 años (edad mínima que se estableció del bosque maduro), el promedio de captura disminuye.

³ Se utilizó una tasa de cambio de 1 USD=16.31 MXN de acuerdo a tasa de oanda.com visitada el 13 de agosto de 2015

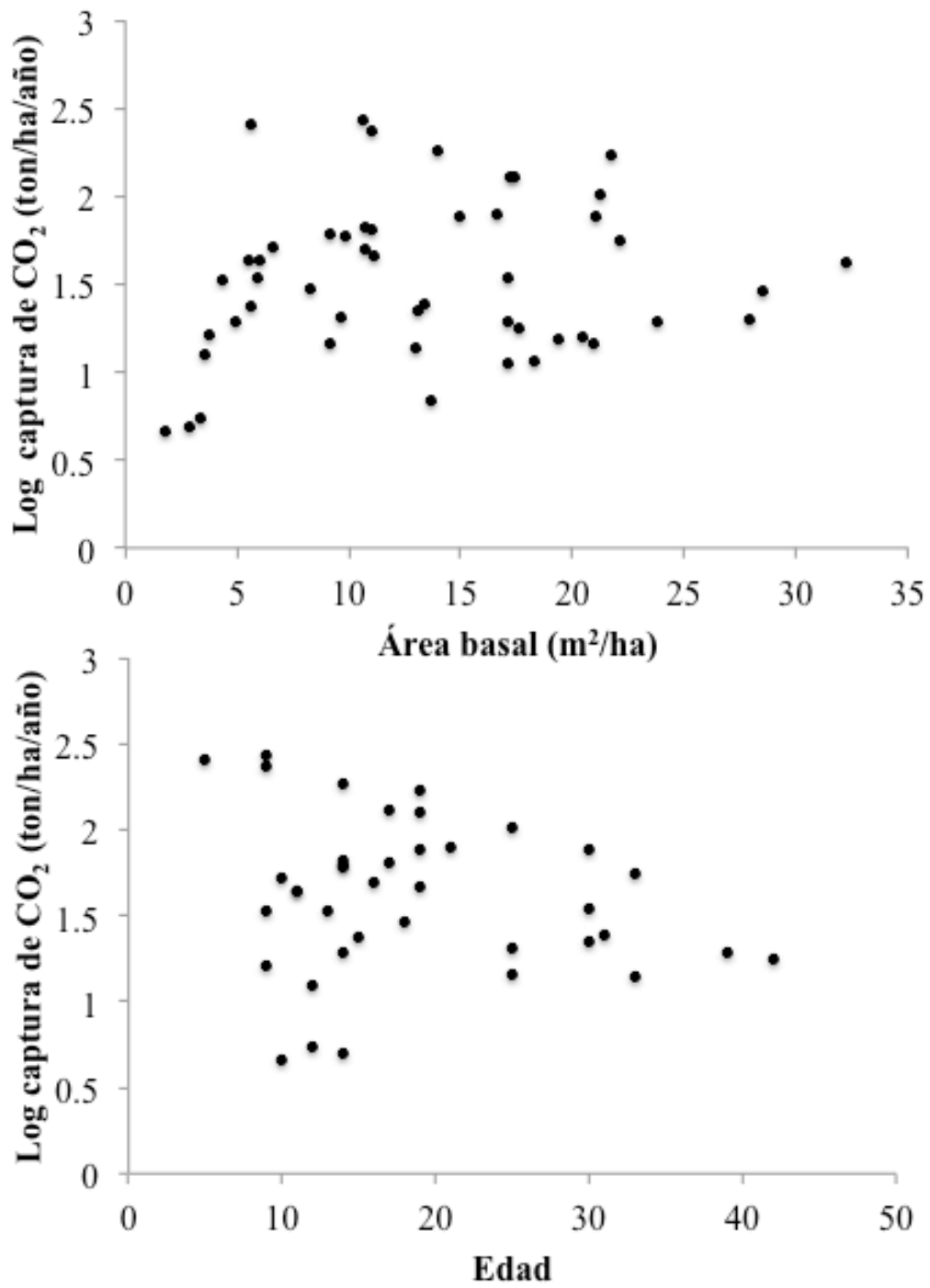


Figura 9. Captura de CO₂ en función del área basal y de la edad del bosque tropical seco de La Huerta, Jalisco

Tabla 8. Diferencias en el valor económico de la captura de CO₂ en cada estado sucesional (prueba post-hoc de Tukey) del bosque tropical seco en La Huerta, Jalisco.

VE de captura de CO₂	Promedio del costos social (USD/ha/año)	Valor en MXN costo social	Promedio de mercado de CO₂ (USD/ha/año)	Valor en MXN⁴ precio de mercado
Bosque secundario joven	223 ± 21 ^a	3 639	32 ± 3	528
Bosque secundario avanzado	219 ± 21 ^a	3 579	32±3.9	519
Bosque Maduro (BM)	138 ± 30 ^b	2 257	20 ± 4	327

5.2. Cambios en el valor económico en función de características socio-económicas

5.2.1 Caracterización y categorización socio-económica de ejidatarios

El análisis de los componentes principales agrupo las variables en cuatro componentes con un eigenvalor superior a 1. Los primeros dos componentes explicaron el 46.22% de la varianza, con los eigenvalores más altos de 4.29 y 2.61 respectivamente. Con los componentes 3 y 4 la varianza explicada acumulada se incrementó a 69.88%. Las variables de ingreso, educación y salud explican el primer componente. En el segundo componente, las variables más importantes fueron la edad (Edad) y la existencia de otras actividades productivas (AP). En el tercer y cuarto componente las variables número de hijos (Hijos), número de programas de apoyo (NPA) y mano de obra (MO) fueron las variables más importantes, seguidas de tamaño del hogar (TH), remesas (R), y gastos en salud (GS). A partir de este análisis se observa como es que variables se correlacionan entre sí, destaca que las personas con mayor educación son también las que tiene más actividades productivas, y aquellos con mayores recursos requieren de más mano de obra.

⁴ Se utilizó una tasa de cambio de 1 USD=16.31 MXN de acuerdo la tasa de oanda.com visitada el 13 de agosto de 2015

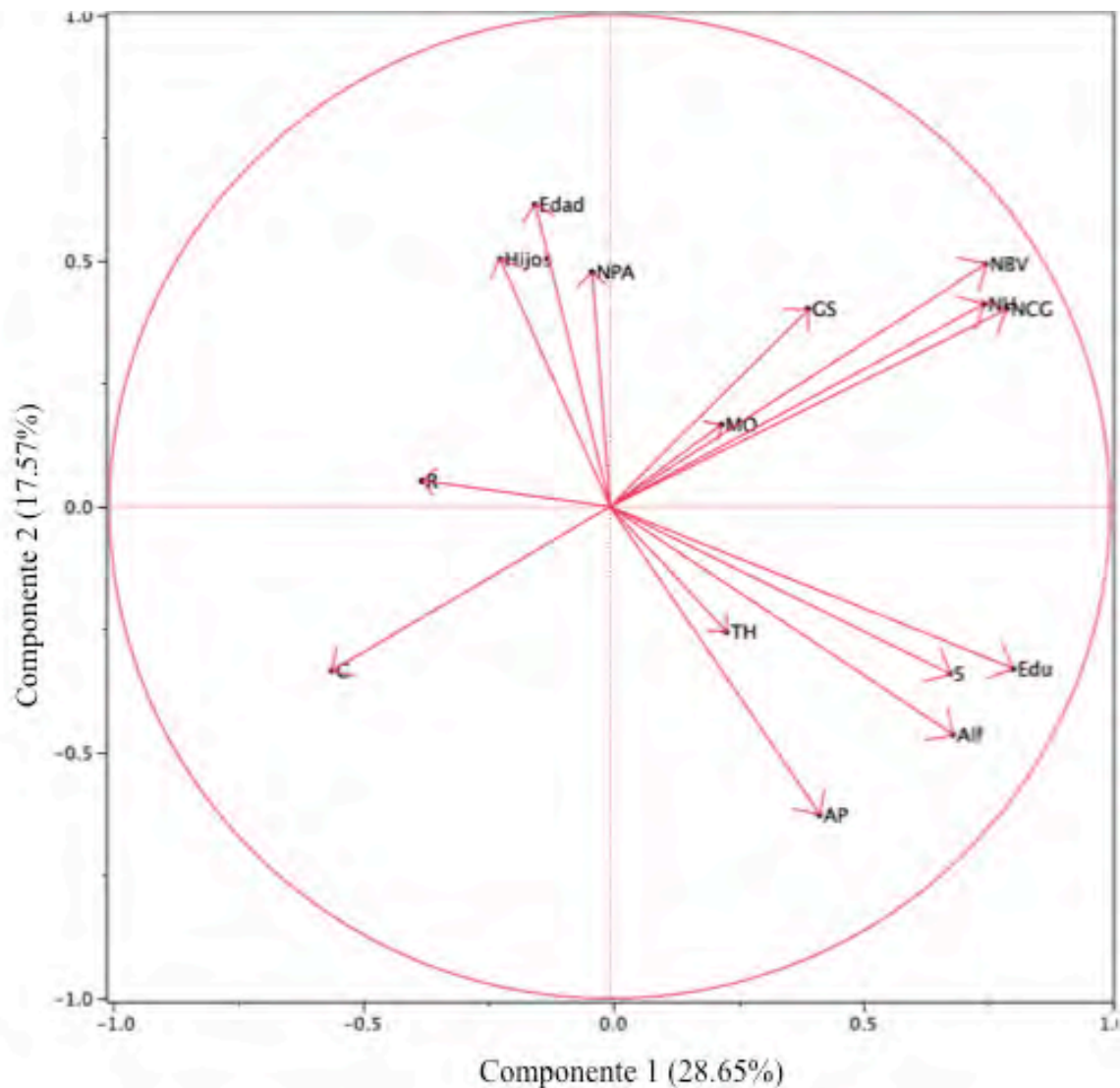


Figura 10. Análisis de componentes principales de las variables consideradas para la caracterización socio-económica. Los vectores representan la distribución de las variables de los ejidatarios y su relación con los componentes principales 1 y 2. Las variables son: “Edad”=edad del ejidatario, “Hijos”= número de hijos, “TH”=tamaño del hogar, “C”=combustible utilizado, “NH”=número de hectáreas en que maneja ganado, “NCG”=número de cabezas de ganado, “NBV”=número de becerros vendidos en un año, “MO”=contrata mano de obra, “S”=percepción personal de salud, “GS”=gastos en salud, “Alf”= alfabeta, “Edu”= grado de educación, “AP”=número de actividades productivas, “R”=remesas, “NPA”=número de programas de apoyo.

Al graficar todas las variables respecto al primer y segundo componente (Fig. 9), se observa que las variables relacionadas con la actividad ganadera (NBV, NCG, NH) están altamente correlacionadas. Asimismo, la necesidad de contratar mano de obra (MO) y los

gastos en salud (GS) se correlacionan positivamente con estas variables, y la utilización de leña (C) se correlaciona negativamente. Esto indica que los que tienen un mayor ingreso son los que contratan más peones y hacen mayores gastos en salud y en combustible (gas). Las variables de educación (Edu y Alf) y salud se relacionan negativamente con la edad y el número de programas de apoyo (NPA), lo que señala que los de mayor edad son los que tienen una menor educación y peor salud. A su vez, la edad se correlaciona positivamente con las remesas y el número de hijos, indicando que a mayor edad se tiene más hijos y es más probable que se reciban remesas (Fig. 9).

El análisis de conglomerados generó tres categorías diferentes de ejidatarios. Se graficó las categorías de ejidatarios respecto al primer y segundo componente, cada categoría se agrupó en diferentes espacios. Prácticamente toda la categoría 1 se distribuye en el lado positivo del primer componente, es decir aquellos con mayor actividad ganadera y educación. La categoría 2, se distribuye en el cuadrante superior izquierdo, tiene una menor actividad ganadera, menor educación, mayor edad y mayor número de hijos. Finalmente, la categoría 3 está en el intermedio en cuanto a la actividad ganadera, sin embargo, se caracteriza por tener otras actividades productivas (Fig. 10).

Los análisis de varianza y tabla de contingencia de cada variable en función de la categoría (tabla 9) indican que la categoría 1 se diferencia de la categoría 2 y 3 por tener el mayor número de cabezas de ganado (NCB), el mayor número de becerros vendidos (NBV), el mayor número de hectáreas (NH) (tabla 9). No hay diferencias significativas entre las categorías en términos de edad, mano de obra, número de hijos o tamaño del hogar.

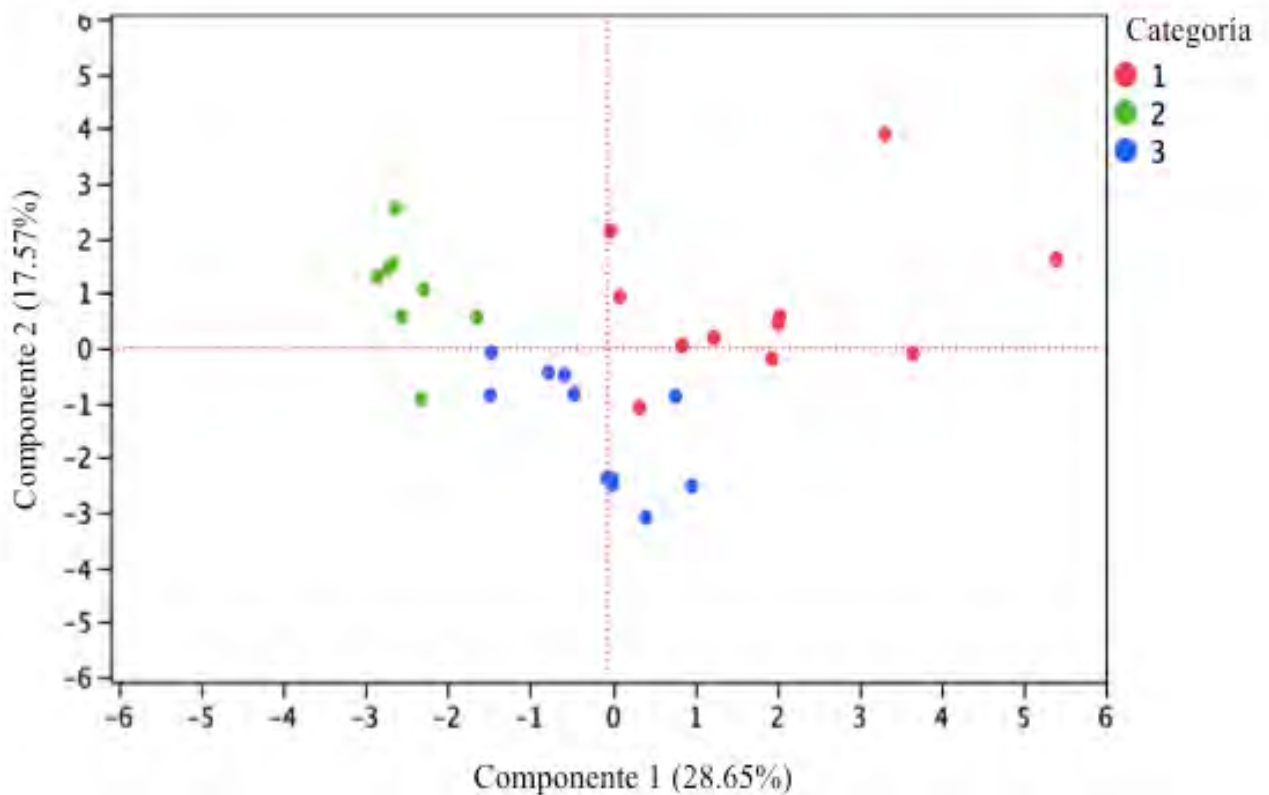


Figura 11. Distribución espacial de las categorías de ejidatarios en función de los componentes 1 y 2.

En términos de educación, la categoría 2 se distingue significativamente de las categorías 1 y 3 por tener a la totalidad de sus encuestados sin educación y analfabetas. Aquellos ejidatarios que tuvieron la menor educación, la categoría 2, fueron también los que tuvieron la menor proporción con otras actividades productivas (tabla 9). Aquellos ejidatarios con otra actividad que la ganadera (categorías 1 y 3) tienen un mayor nivel de educación y han desarrollado otro negocio (tienda de abarrotes, carnicería, ladrillera), son empleados, o bien reciben ingresos de cultivos agrícolas.

Al comparar las diferencias en la proporción de cobertura que poseen los ejidatarios de cada categoría, se observan diferencias significativas en la proporción de bosque secundario avanzado. La categoría 3 presenta una proporción de bosque secundario joven mayor a la esperada. Para las coberturas de pastizal, bosque secundario joven y bosque maduro, no se observan diferencias significativas entre categorías (tabla 9).

Tabla 9. Diferencias en las características socio-económicas de cada categoría de ejidatarios (prueba ANOVA para variables continuas y tabla de contingencia para porcentajes)

Variable	Categoría 1	Categoría 2	Categoría 3	Estadístico
Edad	59.2 ± 4	62 ± 5.3	53.8± 4.5	n.s
Número de cabezas de ganado (NCG)	152.7 ± 19.2 ^a	44.7 ± 22.5 ^b	36.1 ± 19.2 ^b	0.009*
Número de hectáreas (NH)	203.4 ± 27.1 ^a	72.1 ± 31.7 ^b	84.5 ± 27.1 ^b	0.0152*
Hijos	4.8 ± 0.9	7.2± 1	3.8 ± 0.9	n.s
Tamaño del hogar (TH)	2.3 ± 0.5	2.2 ± 0.5	2.8 ± 0.5	n.s
Número de becerros vendidos (NBV)	27.3 ± 2.8 ^a	6.8 ± 3.1 ^b	6.7 ± 2.8 ^b	0.014*
Pastizal (%)	60.7	64.7	42.7	n.s
Bosque secundario joven (%)	5.10	5.30	7.6	n.s
Bosque secundario avanzado (%)	8.6 ^a	14.3 ^a	27.8 ^b	9.01*
Bosque maduro (%)	20.9	13.8	21.15	1.71
Sin educación (%)	9.09 ^a	100 ^b	16.7 ^a	22.29***
Analfabetas (%)	9.09 ^a	100 ^b	0 ^a	29.95***
Sin otra actividad productiva (AP) (%)	54.5 ^a	100 ^b	33.3 ^a	10.80*
Reciben remesas (R) (%)	36.6	75	27.3	n.s
Reciben programas de apoyo (NPA) (%)	100 ^a	100 ^a	63.3 ^b	12.70*
Gastos en salud con médicos privados (%)	63.6 ^a	25 ^b	8.3 ^b	8.07*
Con un problema de salud (S) (%)	18.2 ^a	87.5 ^b	41.7 ^a	9.83**
Usan leña como combustible (C) (%)	9.09 ^a	87.5 ^b	83.3 ^b	17.89***
Pagan mano de obra (MO) (%)	72.7	50	50	n.s
Resumen	> ingreso y capital < uso de leña > gasto en salud	< salud < educación < otras actividad productiva	> cobertura de bosque secundario avanzado < participación en otros programas de	

			apoyo	
--	--	--	-------	--

En resumen, se puede decir que

- La categoría 1 se caracteriza por tener a los ejidatarios con un mayor ingreso de las actividades ganaderas ya que cuentan con el mayor número de hectáreas, número de becerros vendidos y número de cabezas de ganado. Por lo tanto, son los ejidatarios que tienen un mayor poder de compra, ya que gastan en los servicios de salud y de energía básica (pagan médicos privados y no consumen leña).
- La categoría 2 se caracteriza por tener a los ejidatarios sin educación y con mayores problemas de salud. Estos ejidatarios son los más vulnerables y dependientes de la actividad ganadera, ya que tampoco tienen otra actividad productiva.
- La categoría 3 los ejidatarios están en una posición intermedia, en donde no tienen una actividad ganadera tan importante pero presentan los mayores niveles de educación, que se correlaciona con un mayor número de actividades productivas, otra que la ganadería. Además, estos ejidatarios presentan una mayor proporción de bosque secundario avanzado.

5.2.2 Evaluación del valor económico de los productos múltiples en función de la categoría de ejidatario.

a) Valor económico de los productos múltiples con precio de mercado.

Las diferencias observadas en el valor económico de los postes y de la leña entre las tres categorías de ejidatarios no son significativas en ningún caso (Fig. 11 y 12). Esto se puede deber a que en todos los estados sucesionales, muchos ejidatarios señalaron que no extraen ni postes ni leña, y por lo tanto el promedio de rangos, utilizado para la prueba de Kruskal-Wallis, es similar. Esto quiere decir que el tipo de ejidatario no se relaciona con la cantidad extraída de postes y de leña que se hace en cada estado sucesional.

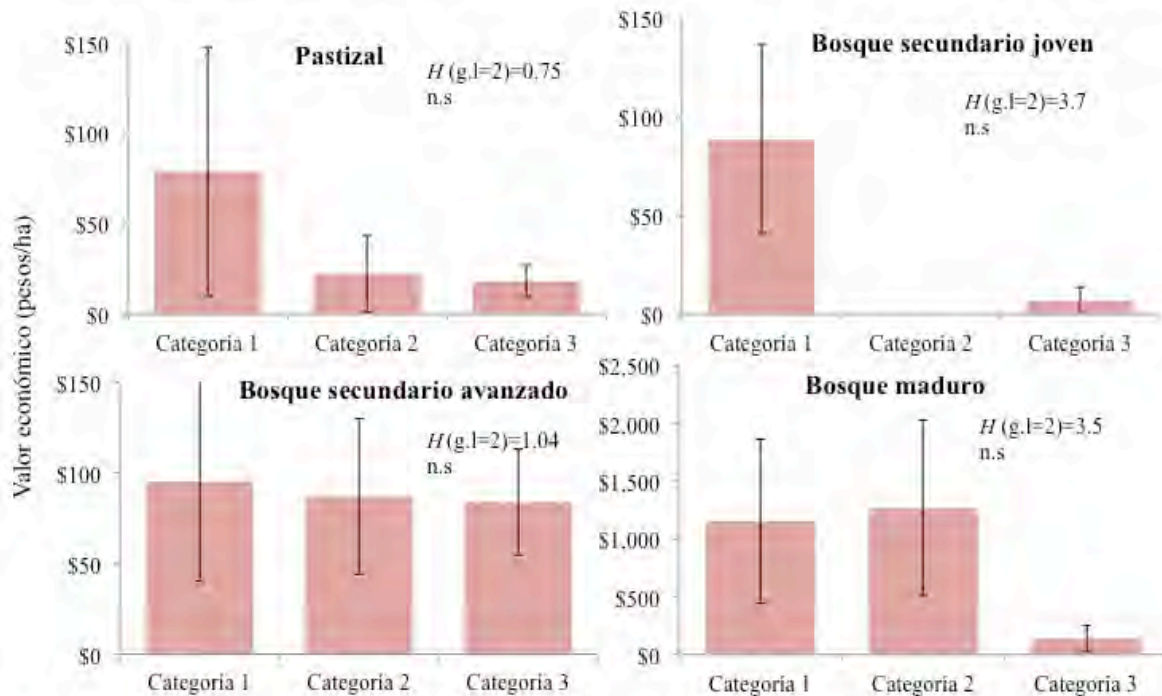


Figura 12. Valor económico por precio de mercado de los postes, en función de la categoría de ejidatario y el estado sucesional, en las siete localidades de estudio del municipio la Huerta, Jalisco (prueba Kruskal-Wallis).

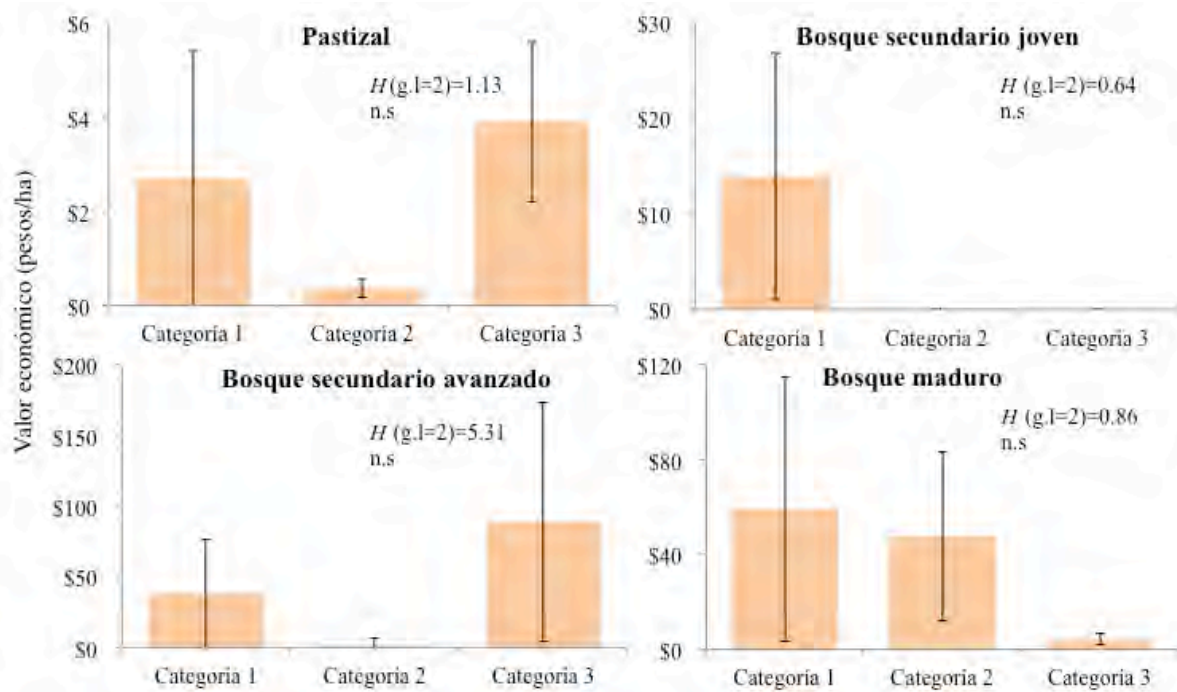


Figura 13. Valor económico por precio de mercado de la leña, en función de la categoría de ejidatario y el estado sucesional, en las siete localidades de estudio del municipio la Huerta, Jalisco (prueba Kruskal-Wallis).

b) Valor económico de los productos múltiples con valoración contingente

Los resultados del valor económico de los productos múltiples por valoración contingente indican que si existen diferencias significativas entre categorías de ejidatarios (Fig. 13). La mayor diferencia observada está en la categoría de ejidatarios 3, que tienen un valor de DAA 1 mucho mayor que la categoría 1 y 2, en todos los estados sucesionales. Sin embargo, la mayor parte de los ejidatarios establecieron una disponibilidad a aceptar compensación por pérdida de productos múltiples (DAA 1) de 250 pesos, para todos los estados sucesionales.

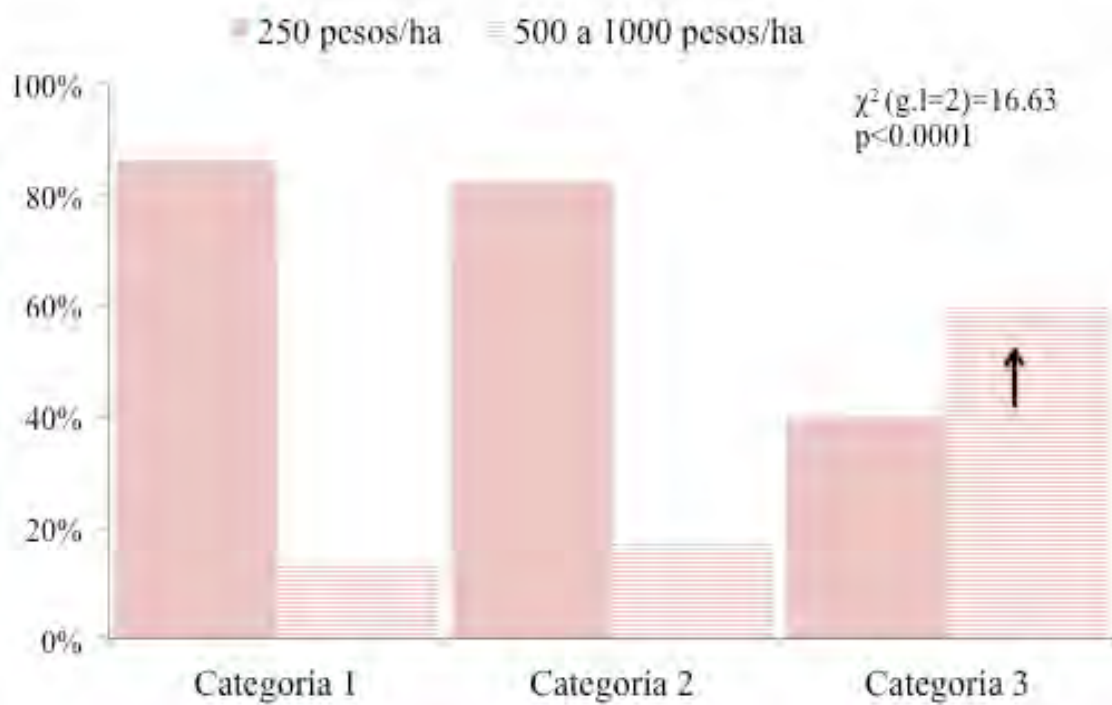


Figura 14. Frecuencia de los diferentes valores de la disponibilidad a aceptar compensación por pérdida de los productos múltiples (DAA 1) en función de la categoría de ejidatario considerado, en el municipio la Huerta, Jalisco.

5.2.3 Evaluación del efecto de la categoría de ejidatario en el valor económico del forraje

a) Valor económico del forraje con precio de mercado

Los resultados de la valoración económica del forraje con precio de mercado indica que el aprovechamiento del forraje en el pastizal y para el bosque secundario joven

no cambia en función de la categoría de ejidatario (Fig. 14). En todas las categorías de ejidatarios, el mayor valor económico proviene del pastizal. Para el bosque secundario avanzado y el bosque maduro, el valor económico del forraje si varía en función de la categoría de ejidatario considerado. Si bien en la categoría 1 y en la categoría 3 el segundo valor económico más importante es el bosque maduro (457 pesos/ha y 891 pesos/ha respectivamente), para la categoría 2 este es el estado sucesional que ofrece el menor valor económico (10 pesos/ha en promedio). Además, se observa que los ejidatarios de la categoría 3 obtienen un mayor valor económico en el bosque secundario avanzado y en el bosque maduro. Este resultado puede ser la consecuencia de que los ejidatarios de la categoría 3 tienden a tender un mayor porcentaje de sus parcelas con bosque secundario avanzado. Por otro lado, los ejidatarios de la categoría 2 aprovechan en menor medida el bosque maduro. Los ejidatarios de tipo 2 tienen el menor porcentaje de bosque maduro en sus parcelas.

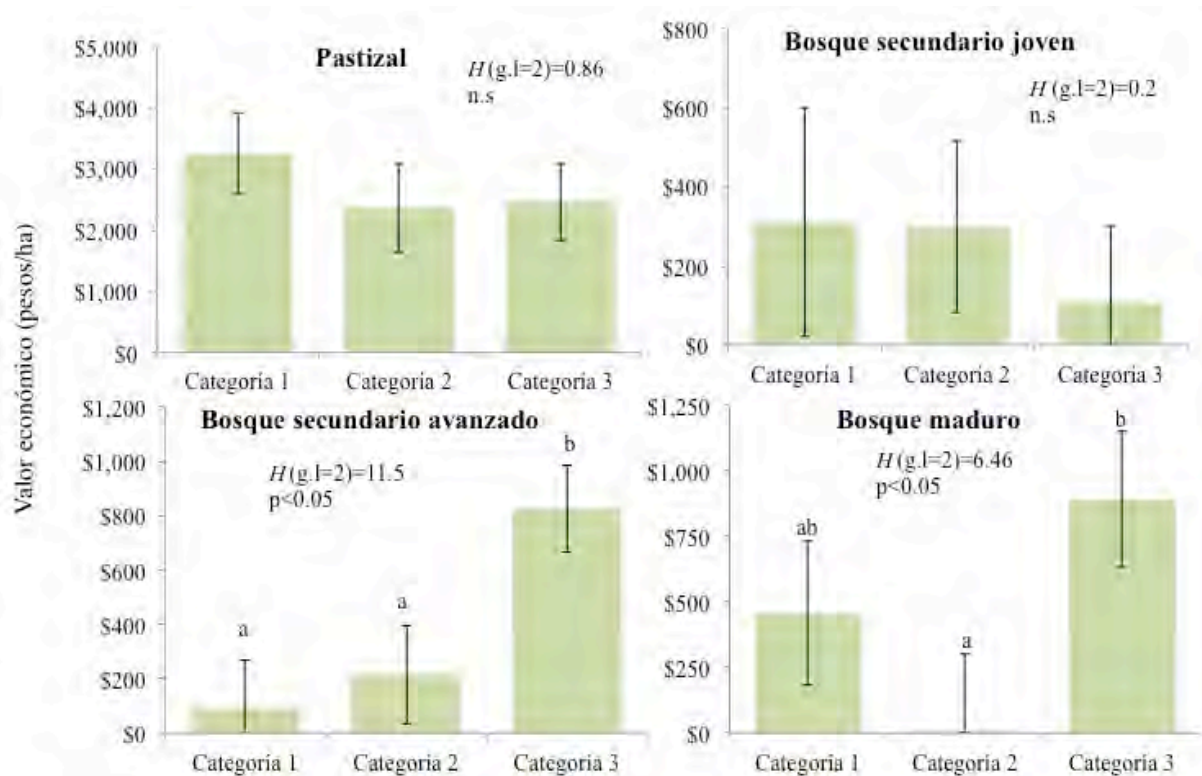


Figura 15. Valor económico por precio de mercado del forraje, en función de la categoría de ejidatario y el estado sucesional, en las siete localidades de estudio del municipio la Huerta, Jalisco (prueba Kruskal-Wallis).

b) Valor económico del forraje con valoración contingente

Así como con los resultados del valor económico por precio de mercado, los resultados de la valoración contingente indican que hay diferencias importantes de la categoría 3 de ejidatarios respecto a las otras dos. Estos ejidatarios establecieron una disponibilidad a aceptar compensación por pérdida del forraje (DAA 2) consistentemente superior a la categoría de ejidatarios 1 y 2. Los análisis de tabla de contingencia indican que hay un efecto de la categoría de ejidatario en el valor de su disposición a aceptar compensación por pérdida del forraje (DAA 2) (Fig. 15). Los ejidatarios de la categoría 3 eligen con menor frecuencia un DAA 2 entre 250 y 500 pesos.

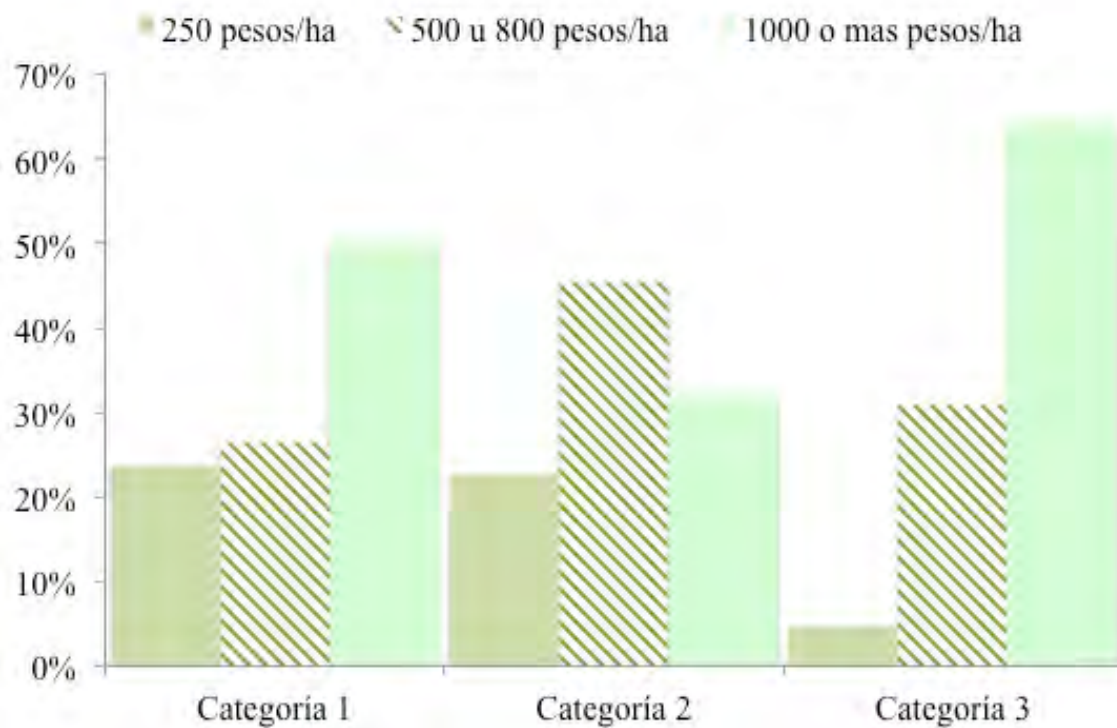


Figura 16. Frecuencia de los diferentes valores de la disponibilidad a aceptar compensación por pérdida del forraje (DAA 2) en función de la categoría de ejidatario considerado, en el municipio la Huerta, Jalisco

5.3. Implicaciones de la valoración económica para la toma de decisiones

5.3.1 Identificación de disyuntivas económicas a lo largo del gradiente sucesional.

En general, los resultados del valor económico del conjunto de los servicios indica que a lo largo del gradiente sucesional, el valor económico público aumenta y disminuye el privado, es decir, aumenta el valor económico de los servicios de regulación pero disminuye el de los de provisión (tabla 11). Al considerar el valor económico del conjunto de los servicios, separándolos en servicios de regulación o de provisión, se observa que el valor económico de los servicios de regulación es superior al valor económico de los servicios de provisión, en todos los casos menos el del pastizal (figura 16). Esto indica que los beneficios públicos de los servicios de regulación climática de los bosques secundarios y bosques maduros compensan los costos privados. Sin embargo, se observa que los beneficios que ofrecen mercados de captura de CO₂ son inferiores a la disponibilidad a aceptar compensación para cambiar el uso de suelo e impedir el pastoreo o extracción de productos múltiples (figura 16 y tabla 11).

Tabla 10. Valor económico promedio de los servicios valorados en las localidades de estudio, a lo largo del gradiente sucesional, en pesos. En verde se señala el valor más alto y en rojo el valor más bajo.

	Pastizal	Bosque secundario joven	Bosque secundario avanzado	Bosque maduro
Costo social almacén de CO ₂ (\$/ha)	-	37 928 ^a	85 635 ^b	112 853 ^c
Costo social de la captura de CO ₂ (\$/ha/año)	-	3 639 ^a	3 579 ^a	2 257 ^b
Valor del mercado de captura de CO ₂ (\$/ha/año)	-	528 ^a	519 ^a	327 ^b
Forraje (\$/ha/año)	2 690 ^a	231 ^b	400 ^c	486 ^c
Productos múltiples (\$/ha/año)	41 ^{ab}	36 ^a	127 ^b	804 ^c
DAA 1 (\$/ha/año)	375 ^a	408 ^a	436 ^a	535 ^a
DAA 2 (\$/ha/año)	1 921 ^a	1 267 ^b	1 018 ^b	892 ^b

Del valor económico de los servicios de regulación y provisión de cada estado sucesional se obtienen tres observaciones importantes. La primera es que el valor económico de los servicios de regulación es mayor al valor económico de los servicios de provisión, en todos los casos excepto el pastizal. La segunda, el valor económico de la captura de CO₂ obtenido con el precio de los mercados internacional de carbono es insuficiente para compensar a los ejidatarios por una pérdida de los servicios de provisión. Por último, se observan diferencias importantes en función del método de valoración de los servicios de provisión: si bien el bosque secundario es el segundo en importancia después del pastizal con el método de valoración contingente, con el método de precios de mercado se obtienen un valor diferente y se observa que el bosque maduro es el segundo en importancia.

La transición de pastizal a bosque secundario es la que genera la mayor pérdida a nivel privado para los ejidatarios (Fig. 16). En efecto, se observa que la mayor disminución en el VE de los servicios de provisión por precio de mercado. De manera inversa, la transición de bosque secundario joven a pastizal es la que genera el mayor beneficio económico, lo que explica que la disponibilidad a aceptar compensación económica por pérdida del bosque secundario joven sea tan alta. Al considerar los servicios de regulación, el mayor beneficio se genera al pasar de bosque secundario joven al bosque secundario avanzado, ya que este último es el que tiene mayor capacidad de captura de CO₂. Por lo tanto, el bosque secundario joven es el estado sucesional que presenta las disyuntivas más grandes, ya que su transformación a pastizal representa el mayor beneficio privado, pero su conservación y transformación a bosque secundario avanzado presenta el mayor beneficio público. Esto tiene implicaciones importantes para el manejo de los recursos y las decisiones de manejo de los ejidatarios.

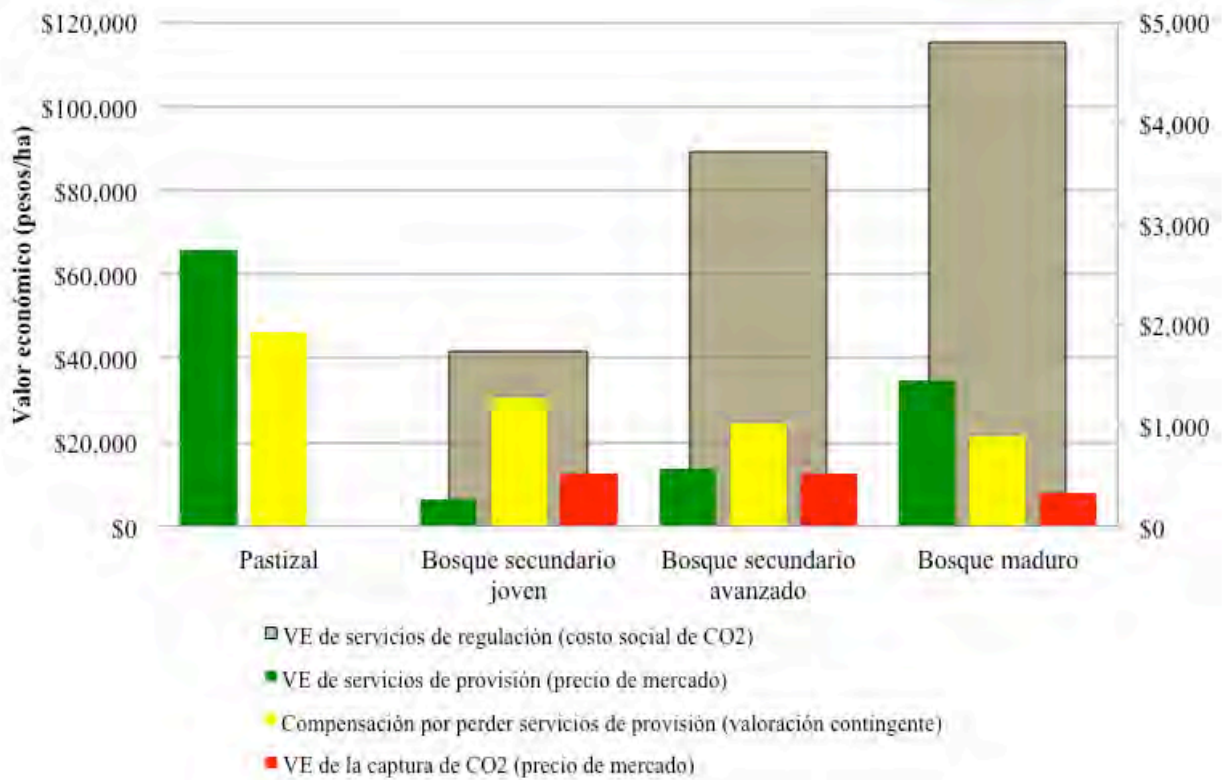


Figura 17. Valor económico promedio del conjunto de los servicios de provisión y de regulación, en función del estado sucesional, en el bosque tropical seco del municipio La Huerta, Jalisco

5.3.2 Decisiones de manejo en función del estado sucesional.

La decisión de conservar o deforestar varía en función del estado sucesional y de los ejidatarios considerados. Ningún ejidatario considera dejar que se enmonte el pastizal que mantienen (tabla 13), ya que se reconoce la necesidad del pastizal para la actividad productiva y el ingreso, que ha aumentado *“Tiene que destrozarse uno el monte para meter el ganado, si no uno muere de hambre. Ahorita el ganado esta caro, saca uno dinero”* (ejidatario de San Mateo).

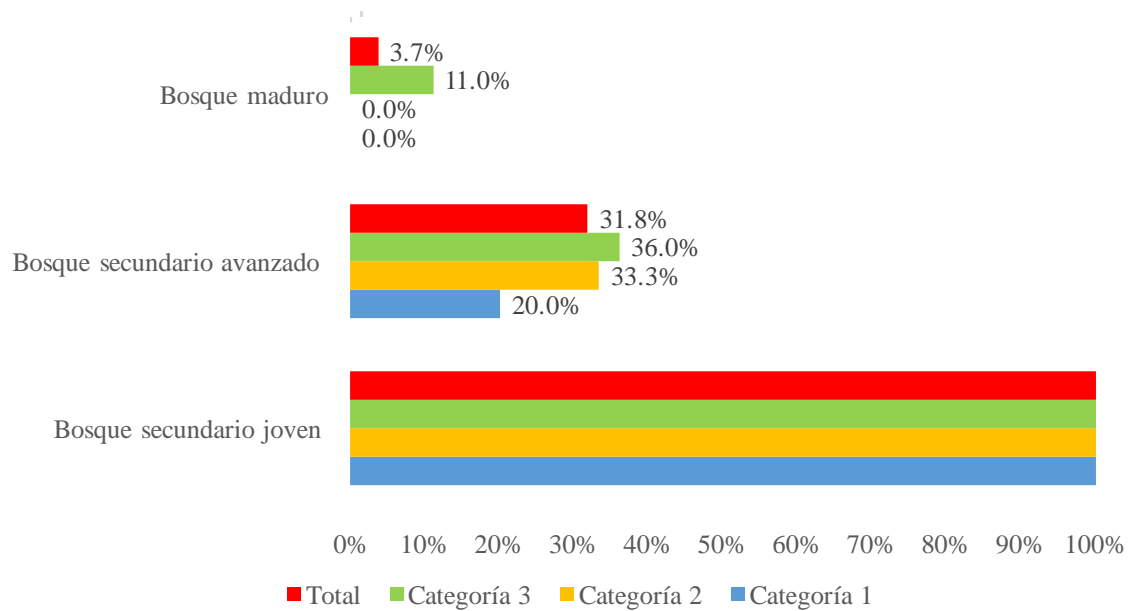


Figura 18. Porcentaje de ejidatarios que quieren conservar o convertir a pastizal, por categoría de ejidatarios, en las siete localidades de estudio del municipio La Huerta, Jalisco.

Todos los ejidatarios que tienen bosque secundario joven planean desmontarlo en los próximos cinco años sin importar la categoría considerada (Fig. 17). La formación del bosque secundario joven es para ellos una pérdida económica, ya que disminuye el servicio del forraje, como mostraron los resultados de la valoración económica. La razón principal por la que se genera bosque secundario joven es por una falta de recursos o tiempo, que han dejado que se enmonten ciertas porciones de terreno (“*No me importa, no dejo que se enmonte. No he tumbado por falta de tiempo y recursos*”).

Para el bosque secundario avanzado encontramos una menor cantidad de personas que desean desmontarlo (31.8%). La principal razón para desmontar el bosque secundario avanzado es porque desean aumentar la cantidad de cabezas de ganado que poseen, y para esto se necesita aumentar la cobertura de pastizal para poder que empastar más. Otra posible razón es que los costos de deforestar son mayores a medida que el bosque se recupera. El bosque maduro no se desea desmontar ya que muchos reconocen que ya no está permitido, o bien porque esperan ver que este estado sucesional les genere un ingreso

en el futuro, tiene un valor de opción futuro. Únicamente una persona de 27 que tienen bosque maduro desea desmontarlo (un ejidatario de la categoría 3 que no posee ni bosque secundario joven ni bosque secundario avanzado).

Estos resultados concuerdan con los resultados observados en los cambios en el valor económico a lo largo del gradiente sucesional. La transición de bosque secundario joven a pastizal representa la mayor ganancia económica para los ejidatarios, por lo que la totalidad de estos desean desmontarla. Los bosques secundarios avanzados y los bosques maduros proveen mayores beneficios económicos en el forraje y los productos múltiples, y por lo tanto hay un menor costo de oportunidad y menor incentivo para deforestar.

5.3.3 Participación en programas de pago por servicios ambientales (PSA) en función del estado sucesional

Hubo una gran proporción de interesados en participar en un programa de compensación económica de tipo Pago por Servicios Ambientales (PSA) de cinco años, aún cuando se le exigiera como condición no aprovechar el terreno para productos múltiples ni para forraje. Las preferencias variaron en función del estado sucesional considerado y de la categoría de ejidatario (Fig. 18).

Del total de 30 entrevistados, 22 entrevistados estarían dispuestos a entrar en un programa de PSA, mientras que seis establecieron que no meterían nada y dos personas mencionaron que no sabían y que lo tendrían que pensar más (*“son cosas que hay que pensarle, porque uno vive de eso”* ejidatario Sta. Cruz).

La mayoría de los ejidatarios que están dispuestos a participar en PSA con el pastizal pertenecen a la categoría uno (Fig. 18). Estos ejidatarios también estarían dispuestos a meter bosque secundario joven, bosque secundario avanzado y bosque maduro a programas de PSA. Esto indica que son los ejidatarios que tienen mayor capital y recursos que están dispuestos a perder la vegetación más productiva, el pastizal.

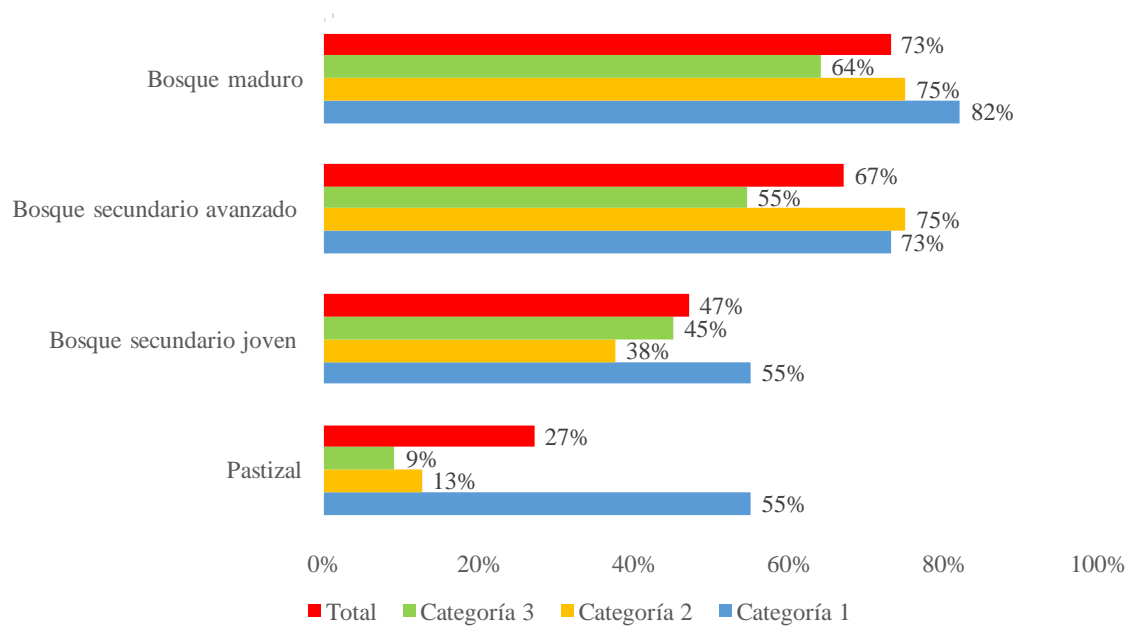


Figura 19. Porcentaje de ejidatarios con disponibilidad a participar en programas de pago por servicios ambientales (PSA), en las siete localidades de estudio del municipio La Huerta, Jalisco.

Los que no están dispuestos a dedicar ninguna hectárea de pastizal a un programa de PSA indican que es porque no quieren dejar de dedicarse a la ganadería. La razón por la que no quieren dejar de dedicarse a la ganadería puede ser por gusto: *“eso es para la gente que no tiene ganado o no se quiere dedicar a la ganadería, muchos si lo hacen aquí, pero solo los huevones, dejan a la vacas y entran en los programitas, yo no voy a dejar mis vacas hasta que muera”* (ejidatario de Miguel Hidalgo); o bien por necesidad: *“Estamos totalmente de acuerdo que nosotros tenemos la culpa de lo que esta pasando con la tierra, pero como aquí nosotros no tenemos ni una profesión nosotros estamos obligados para sobrevivir, de hacer esto”* (ejidatario de Sta. Cruz).

Algunos ejidatarios consideran que el programa de PSA es una alternativa para obtener un ingreso de áreas no tan productivas, y por lo tanto estarían dispuestos a participar con hectáreas de bosque secundario joven, bosque secundario avanzado y bosque maduro *“metería casi todo los terrenos porque ahorita tengo poco ganado, solo necesito 10 hectáreas de pastizal”* (ejidatario de Ranchitos). Si bien la mayoría de los ejidatarios

aceptaron meter terrenos de bosque secundario avanzado y bosque maduro, algunos prefirieron no meter hectáreas de bosque secundario avanzado al programa, para reservarlo como fuente de provisión de productos forestales “*no rentaría porque de ahí saco postes*”. Los que no estuvieron dispuestos a meter las áreas de bosque secundario joven establecieron que era porque están planeando desmontar “*No metería nada, estoy planeando desmontar cuanto tenga tiempo y recursos*” (ejidatario de Nacastillo).

6. Discusión

6.1. Aprendizajes metodológicos: vinculación de la valoración económica con el manejo de los ecosistemas

En este trabajo, se observaron diferencias en el valor económico de los servicios de provisión en función del método de valoración utilizado. Ambos métodos presentaron desventajas y ventajas. En general, se considera que los precios de mercado son un mejor indicador del valor económico de los productos forestales (Godoy & Lubowski 1992). La utilización de ambos métodos mostró que el valor económico obtenido con cada uno son diferentes y no se pueden comparar, ya que incluyen diferentes elementos, y que por lo tanto la elección del mejor método depende del objetivo de la valoración (De Groot et al. 2002). El método de precio de mercado permitió valorar únicamente los productos extraídos de los bosques que son comercializados. Sin embargo, con este método no es posible incluir especies que no tienen un valor de intercambio o que no tienen un bien sustituto, como las plantas medicinales u ornamentales que se utilizan en la región (Godínez 2011; Sánchez, com.pers).

Para entender las decisiones de manejo la valoración contingente fue un mejor método ya que permitió vincular el valor económico con los planes presentes y futuros de aprovechamiento. Esto explica los mayores valores económicos obtenidos con este método. El método de valoración contingente incluye implícitamente todos los bienes que no están en el mercado y los que si están en el mercado, así como el “efecto de dotación” de un bien (Smith et al. 1997; Franco et al. 2001; Sun et al. 2009). Además, en el trabajo se encontró evidencia de valores de no-uso. Un ejemplo claro de valores de no-uso que se identificaron está en los resultados del bosque secundario joven. En este tipo de vegetación, se aprovechan poco los servicios de provisión, y por lo tanto se obtuvo el menor valor económico por precio de mercado. Sin embargo, los bosques secundarios jóvenes tienen un valor de uso futuro, ya que la totalidad de los ejidatarios planea deforestar y convertirlo a pastizal, por lo tanto lo valoran más. Esto puede explicar la

diferencia observada en el valor económico por los dos métodos. Otra diferencia importante observada entre los dos métodos es la observada en el bosque maduro. Los bosques maduros son los que proveen más productos múltiples (como indican resultado por precio de mercado), pero los ejidatarios son indiferentes entre estados sucesionales, como mostró la valoración contingente. Esto se puede explicar porque, en la región, muchas porciones de bosque maduro están muy lejos de caminos o brechas, lo que aumenta los costos de extracción (Burgos & Maass 2004; Cohen 2014). Se ha visto que la decisión de donde extraer productos múltiples no se hace considerando la vegetación si no sobre todo criterios de accesibilidad y cercanía, para evitar los costos de transporte (López-Feldman & Wilen 2008).

La valoración de los servicios de regulación mostró diferencias en la captura y el almacén de carbono en función del estado sucesional considerado. Para el almacén de CO₂, se encontró que el área basal es un muy buen indicador del almacén de CO₂. Para la captura de CO₂, el área basal tiene una baja capacidad predictiva, y no se observan diferencias entre los bosques secundarios de diferente edad. Por lo tanto, establecer el pago fijo por captura de CO₂ en función del área basal o la edad genera un error de contabilidad en los mercados de captura de CO₂ y compensación de emisiones. Actualmente, en los pagos por servicios ambientales hay una falta de monitoreo y contabilidad en la provisión de servicios ecosistémicos relacionados con la complejidad biofísica de los sistemas (Naeem et al. 2015) o bien por una falta de monitoreo de la provisión del servicio (Wunder & Albán 2008).

El mejoramiento de los sistemas de medición de la captura de CO₂ es importante para las acciones de mitigación del cambio climático y el mecanismo REDD+. El monitoreo de la captura de CO₂ provee una oportunidad de aumentar la participación de las comunidades en el manejo forestal y volverse también una fuente de empleo (Skutsch et al. 2011). Las ecuaciones que asocian el DAP con el CO₂ almacenado, como las generadas en este trabajo, servirían para calcular el CO₂ con una alta confiabilidad y facilitar el monitoreo participativo. Un monitoreo permitiría obtener la captura anual para calcular la compensación de emisiones, y potencialmente recompensar a las comunidades por el

aumento en el almacén de CO₂ (Skutsch et al. 2013). Esto se podría realizar creando un monitoreo participativo del carbono, que permita reducir los costos de transacción del monitoreo (Larrazábal et al. 2012).

6.2. El valor económico de los servicios a lo largo del gradiente sucesional

A lo largo del gradiente sucesional, el valor de los beneficios públicos (servicios de regulación) aumentó pero disminuyó el valor de los beneficios privados (servicios de provisión). El pastizal fue el estado sucesional que generó el mayor beneficio privado y el menor beneficio público, siendo el bosque maduro genera el mayor beneficio público. Esto señala la importancia de definir a los actores involucrados a momento de definir los costos y beneficios de las disyuntivas entre servicios ecosistémicos (Hein et al. 2006). Los resultados concuerdan con estudios previos que muestran que los escenarios donde hay un mayor valor económico en los servicios de provisión, en particular bienes agrícolas, es en donde se generan las mayores pérdidas de los servicios de regulación (Bateman et al. 2013; Polasky et al. 2011; Nelson et al. 2009).

A su vez, el bosque secundario joven es el estado sucesional que brindó los menores beneficios privados, tanto para el forraje como para los productos múltiples. Las características ecológicas de este estado sucesional influyen en este bajo valor económico en los servicios de provisión. Los bosques secundarios jóvenes se caracterizan por tener arbustos espinosos y de poca altura (Burgos & Maass 2004), que dificultan el manejo. Esto explica que la totalidad de los ejidatarios deseen desmontar este estado sucesional en los próximos cinco años, ya que es una vegetación poco productiva, que se origina por una falta de manejo y recursos. Sin embargo, para los servicios de regulación, se ha registrado que los bosques secundarios jóvenes son los más importantes para el servicio de captura de CO₂ (Mora 2015). Por lo tanto, impedir su desarrollo representa un alto costo de oportunidad en términos de captura de CO₂ (Mora 2015), como se encontró en este caso.

Si bien se observan grandes diferencias entre el valor económico del pastizal y del bosque secundario joven, las diferencias entre el bosque secundario avanzado y el bosque maduro son menores. En efecto, estos bosques se caracterizan por tener una mayor biomasa aérea, y árboles más gruesos (Mora et al. 2015; Becknell et al. 2012; Vargas et al. 2008), lo que también explica que estos bosques son los más importantes para el almacén de CO₂. Sin embargo, el bosque maduro tiene una mayor biodiversidad respecto al bosque secundario avanzado (Mora et al. 2015). La mayor biodiversidad se puede relacionar con el mayor valor económico que tienen los bosques maduros en los productos múltiples, ya que se ha visto que la composición de especies afecta la cantidad de especies útiles (Godínez 2011), así como el mayor valor económico del almacén de CO₂, ya que la biodiversidad de los bosques afecta positivamente el almacén de CO₂ (Poorter et al. 2015). Para el servicio del forraje, los bosques secundarios avanzados y los bosques maduros fueron los segundos en importancia después del pastizal. En efecto, estos son importantes durante la época de lluvias, donde hay un movimiento del ganado a las áreas con mayor remanente de selva, para dejar que las áreas más productivas, como el pastizal, se regeneren (Cohen 2014, Ugartechea 2015). Los resultados del valor económico concuerdan con estudios previos en la región que muestran que los ejidatarios reconocen beneficios económicos del bosque maduro, si bien esta percepción no es generalizada (Castillo et al. 2005).

En resumen, si bien el pastizal es el más importante para el forraje, los bosques avanzados y maduros son los más importantes para la provisión de productos múltiples y para los servicios de almacén de CO₂. Estas disyuntivas a lo largo del gradiente sucesional provocan que para que haya un flujo de todos los servicios ecosistémicos a diferentes actores (ganaderos y sociedad en general) se requiera de un paisaje fragmentado compuesto de diferentes tipos de vegetación (Mora et al, en prensa). Para mantener el flujo del conjunto de los servicios ecosistémicos y la conservación de los ecosistemas, se requiere de un manejo a nivel de paisaje que asegure la conectividad entre los diferentes fragmentos.

6.3. El valor económico de los servicios en función de características socio-económicas

Se esperaba que la extracción de los recursos varíe en función de las características socioeconómicas, y por lo tanto el valor económico de los servicios (López-Feldman & Wilen 2008; Heubach et al. 2011; Babigumira et al. 2014). Sin embargo, los resultados de la valoración de los productos múltiples con precios de mercado indican que no existen diferencias en el aprovechamiento de postes y leña entre ejidatarios. Esto se puede explicar por la poca contribución que tiene la extracción forestal en los ingresos de las familias y a la poca demanda de estos productos que hay en la región (Cohen 2014). Por otro lado, el valor económico por precio de mercado del forraje en el bosque secundario avanzado y bosque maduro si es mayor en los ejidatarios que tienen más actividades productivas (categoría 3), lo que sugiere una diferencia en el manejo y un mayor aprovechamiento por parte de estos ejidatarios.

En general, el método de valoración contingente fue más sensible a cambios en el valor económico en función del tipo de ejidatario considerado, ya que se encontraron diferencias significativas para los dos servicios de provisión. Los resultados con el método valoración contingente indican que los ejidatarios que tienen otras actividades productivas y mayor educación (categoría 3) fueron también los que establecieron un mayor valor económico en ambos servicios ecosistémicos de provisión. Se ha visto previamente que las diferencias en el manejo de los ecosistemas explican diferencias en la disponibilidad a aceptar compensación (Vedel et al. 2015). Otra posible explicación es que son estos ejidatarios los que tienen un mayor costo de oportunidad de su tiempo, ya que tienen mayores ingresos y otras actividades productivas, y por lo tanto establecieron una compensación más alta (López-Feldman & Wilen 2008). Finalmente, se ha visto que en ejercicios de los valoración contingente intervienen factores psicológicos y culturales también (Spash et al. 2009; Martín-López et al. 2007). El hecho de que sean estos ejidatarios los que tienen una mayor educación puede afectar el valor económico de la

compensación que requieren para compensarlos por una pérdida de sus servicios de provisión.

6.4. Implicaciones de la valoración para la conservación y regeneración de bosques tropicales secos

Los resultados de la valoración contingente indican que la conservación de bosques secundarios avanzados y maduros se puede obtener con menores costos, ya que la disponibilidad a aceptar compensación por estos bosques fue menor. Además, la mayor parte de los ejidatarios están dispuestos a incorporar en un programa de PSA bosques secundarios avanzados y bosques maduros. En efecto, es más probable que parcelas forestadas entren a programas tipo PSA que las tierras agrícolas, ya que tienen el menor costo de oportunidad (Balderas Torres et al. 2013). Sin embargo, pocos ejidatarios planean deforestar bosques secundarios avanzados o bosques maduros en los próximos cinco años, lo que sugiere que tienen poco riesgo de deforestación. En efecto, estudios previos señalan que la tasa de deforestación en los ejidos aledaños a la reserva es baja (Sánchez-Azofeifa et al. 2009). Por lo tanto, incorporar bosques maduros o secundarios avanzados en programas de PSA tendría una baja adicionalidad. Aun más, si se genera un incentivo económico para este tipo de bosque, la motivación para conservar si se elimina el incentivo económico podría disminuir en el mediano plazo, aumentando la deforestación (Rode et al. 2014; Gómez-Baggethun & Muradian 2015; Vatn 2010).

Para facilitar la conservación y regeneración de la cobertura forestal y por lo tanto de los servicios de regulación, es prioritario fomentar la conservación de los bosques secundarios jóvenes, ya que son los que tuvieron un mayor riesgo de deforestación y proveen un mayor servicio de captura. En estos casos, se observó que la compensación económica potencial que se podría recibir de mercados voluntarios por la captura de CO₂ no sería suficiente para incentivar el cambio en el manejo. Esto muestra que con el precio actual internacional del CO₂, la captura de carbono no es competitiva con la actividad ganadera, como se ha mostrado en otros estudios (Borrego & Skutsch 2014). La actual tendencia en los precios del ganado y del CO₂ sugiere que esta situación se mantendrá. El

precio del ganado en la región no ha dejado de subir desde el 2009, pasando de \$18.50 pesos/kg hasta 52.50 pesos/kg en 2015, mientras que la tendencia del precio del CO₂ ha sido a la baja (Hamrick et al. 2015). Cabe mencionar que si bien el precio de los mercados internacionales no muestra ser una opción viable, hay una potencial de crear mercados nacionales que ofrezcan un mayor valor económico por tonelada de CO₂ para compensación de emisiones, de aproximadamente \$9 USD/ton (Balderas et al. 2015).

La utilización de mercados internacionales para compensar la captura de CO₂ se dificulta porque algunos estándares internacionales de certificación de CO₂ requieren que el área forestada tenga un mínimo de 10 años para poder recibir compensación por captura y/o almacén de carbono (VCS 2015). Por lo tanto, los propietarios de bosques secundarios jóvenes no tienen ningún incentivo para permitir la regeneración del bosque los primeros 10 años e integrarse a los mercados de CO₂. Además, el proceso de certificación implica altos costos de transacción. Sin embargo, proporcionar dinero adicional podría tener efectos adversos y aumentar la deforestación, ya que muchos ejidatarios señalaron que la razón por la que se desarrolla bosque secundario joven es por una falta de recursos para mantener el pastizal, como muestran otros estudios de la región (Castillo et al. 2005).

Un aspecto importante que este estudio señala es que los únicos ejidatarios que estuvieron dispuestos a abandonar sus tierras más productivas, el pastizal, fueron los ejidatarios con el mayor ingreso (categoría 1). Se ha visto que los propietarios con mayor proporción de tierras son los que estarían dispuestos a asignar otras parcelas para reforestación o regeneración (Corbera et al. 2007) y por lo tanto diversificar sus fuentes de ingreso. Por lo tanto, para disminuir la frontera agrícola y permitir la regeneración de bosques secundarios, un programa de PSA que considerara lo ejidatarios de mayor ingreso sería el más efectivo en términos de conservación, pero no generaría beneficios distributivos, y podría aumentar las desigualdades de ingreso en la región.

Una mejor alternativa para disminuir las disyuntivas entre los servicios de regulación y provisión sería incorporar sistemas agrícolas que minimizaran los costos privados, pero permitieran la provisión de servicios públicos. Las prácticas agro-silvo-pastoriles

muestran brindar múltiples servicios ecosistémicos, entre ellos la captura de CO₂ (Goldstein et al. 2012; Soto-Pinto et al. 2009). Estudios en la región muestran que para optimizar el flujo de servicios ecosistémicos estos sistemas serían favorables y permitirían disminuir la disyuntiva económica entre servicios de provisión y regulación a nivel de parcela (Murgueitio et al. 2011; Steffan-Dewenter et al. 2007, Mora et al. en prensa). En Nicaragua, programas de PSA específicamente diseñados para incentivar los sistemas silvo-pastoriles han sido eficaces para aumentar la cobertura forestal y por lo tanto los servicios de regulación de agua y carbono (Pagiola et al. 2007), pero en el país actualmente son deficientes. Además, fomentar prácticas silvo-pastoriles tendría un menor costo ya que se encontró que el valor económico de la disponibilidad a aceptar compensación por pérdida de productos múltiples (DAA 1) fue menor a la compensación por pérdida del forraje (DAA 2). Previamente, se han podido incentivar cambios a prácticas agroforestales con un precio de 3.3 dólares por CO₂, que es inferior al precio internacional de carbono (Tipper 2002). Otra ventaja de este tipo de prácticas sería la diversificación de ingreso en las comunidades rurales, generando ventajas económicas y ambientales y aumentando la resiliencia de los productores (Ávila-Foucat 2012; Daily et al. 2000). Este estudio sugiere los potenciales beneficios económicos que existen en la provisión de los servicios ecosistémicos en la región. Es necesario ampliar las evaluaciones de la viabilidad económica, social y ecológica de este tipo de prácticas para poder disminuir las disyuntivas entre servicios de provisión y de regulación.

7. Conclusiones

Los diferentes métodos de valoración económica generan información útil para diferentes propósitos. Para tener un valor económico de los beneficios económicos que los ejidatarios obtienen de los bosques tropicales secundarios, el precio del mercado es un método apropiado, pero para entender las decisiones de manejo, la valoración contingente resultó ser un mejor método.

El valor económico de los servicios de provisión varía más en función del estado sucesional considerado que de las características socioeconómicas de los ejidatarios. A nivel privado, el pastizal es el que brinda los mayores beneficios económicos y el bosque secundario joven es el que brinda el menor beneficio. En los servicios de regulación, el bosque maduro es el más importante para el almacén, mientras que el bosque secundario joven es el más importante para la captura de CO₂.

A lo largo del gradiente sucesional, se generan disyuntivas entre el valor económico de los servicios privados de provisión y el valor económico de los servicios públicos de regulación. El bosque secundario joven es el estado sucesional que presenta las mayores disyuntivas económicas, ya que su conservación genera las mayores pérdidas privadas pero los mayores beneficios públicos, en captura y almacén de CO₂. Por otro lado, la pérdida de bosques secundarios avanzados y bosques maduros genera las mayores pérdidas públicas por su alto valor económico en el almacén de CO₂.

El beneficio público de regulación climática es superior al costo privado ocasionado por la pérdida de servicios de provisión. Sin embargo, los mercados de compensación de emisiones no son suficientes para compensar el costo privado. Para disminuir las disyuntivas entre servicios ecosistémicos en la región, una política orientada a transformar el sistema productivo, hacia sistemas agro-silvopastoriles, sería más provechosa que implementar mercados de compensación o programas de pago por servicios ambientales, debido al bajo precio que se mantiene en los mercados de carbono.

Bibliografía

- Adger, W.N. et al., 1995. Total Economic Value of Forests in Mexico. *Ambio*, 24(5), pp.286–296.
- Ávila-Foucat, V.S., 2012. Diversificación productiva en el suelo de conservación de la ciudad de México . Caso San Nicolás Totolapan Productive diversification. *Estudios sociales*, 20(40), pp.353–376.
- Babigumira, R. et al., 2014. Forest Clearing in Rural Livelihoods: Household-Level Global-Comparative Evidence. *World Development*, 64, pp.S67–S79. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.worlddev.2014.03.002>.
- Balderas, A. et al., 2015. Reprint of “ Yes-in-my-backyard ” : Spatial differences in the valuation of forest services and local co-benefits for carbon markets in México ☆.
- Balderas Torres, A. et al., 2013. Payments for ecosystem services and rural development: Landowners’ preferences and potential participation in western Mexico. *Ecosystem Services*, 6, pp.72–81. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.03.002>.
- Balick, M.J. & Mendelsohn, R., 1992. Assessing the Economic Value of Traditional Rain Forests Medicines from Tropical. *Conservation Biology*, 6(1), pp.128–130.
- Balmford, A. et al., 2002. Economic reasons for conserving wild nature. *Science (New York, N.Y.)*, 297(5583), pp.950–953.
- Balvanera, P. et al., 2012. Ecosystem services research in Latin America: The state of the art. *Ecosystem Services*, 2, pp.56–70.
- Balvanera, P., 2012. Los servicios ecosistémicos que ofrecen los bosques tropicales. *Revista Ecosistemas*, 21(Mea 2005), pp.136–147. Available at: <http://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/33>.
- Balvanera, P., 2009. *Sucesión secundaria en bosques tropicales: recuperando biodiversidad, funciones y servicios del ecosistema*, Morelia, México.
- Bartlett, E.T. et al., 2002. Valuing Grazing Use on Public Land. *Journal of Range Management*, 55(5), pp.426–438.
- Bateman, I.J. et al., 2013. Bringing Ecosystem Services into Economic Decision-Making: Land Use in the United Kingdom. *Science*, 341(6141), pp.45–50. Available at: <http://www.sciencemag.org/cgi/doi/10.1126/science.1234379>.
- Becknell, J.M., Kissing, L. & Powers, J.S., 2012. Forest Ecology and Management Aboveground biomass in mature and secondary seasonally dry tropical forests : A literature review and global synthesis. *Forest Ecology and Management*, 276, pp.88–95. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2012.03.033>.
- Bennett, E.M. & Balvanera, P., 2007. The future of production systems in a globalized world. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5(4), pp.191–198.
- Bennett, E.M., Peterson, G.D. & Gordon, L.J., 2009. Understanding relationships among multiple ecosystem services. *Ecology Letters*, 12(12), pp.1394–1404.

- van den Bergh, J.C.J.M. & Botzen, W.J.W., 2015. Monetary valuation of the social cost of CO2 emissions: A critical survey. *Ecological Economics*, 114, pp.33–46. Available at: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0921800915001007>.
- Biénabe, E. E. & Hearne, R.R., 2006. Public preferences for biodiversity conservation and scenic beauty within a framework of environmental services payments. *Forest Policy and Economics*, 9(4), pp.335–348.
- Birol, E., Karousakis, K. & Koundouri, P., 2006. Using a choice experiment to account for preference heterogeneity in wetland attributes: The case of Cheimaditida wetland in Greece. *Ecological Economics*, 60(1), pp.145–156.
- Bojórquez, A., 2014. *Generación de modelos alométricos para cuantificar la biomasa en pie de bosques tropicales secundarios en la región de Chamela, Jalisco, México*. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Bonilla-moheno, M. et al., 2013. Land Use Policy Vegetation change and land tenure in Mexico : A country-wide analysis. *Land Use Policy*, 30(1), pp.355–364. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.04.002>.
- Borrego, A. & Skutsch, M., 2014. Estimating the opportunity costs of activities that cause degradation in tropical dry forest: Implications for REDD+. *Ecological Economics*, 101, pp.1–9.
- Boyd, J. & Banzhaf, S., 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics*, 63(2-3), pp.616–626.
- Brouwer, R., 2000. Environmental Value Transfer: State of the Art and Future Prospects. *Ecological Economics*, 32, pp.137–152.
- Burgos, A. & Maass, M., 2004. Vegetation change associated with land-use in tropical dry forest areas of Western Mexico. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 104(3), pp.475–481.
- Burkhard, B. et al., 2012. Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. *Ecological Indicators*, 21, pp.17–29. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.06.019>.
- Carlsson, F., Frykblom, P. & Liljenstolpe, C., 2003. Valuing wetland attributes: An application of choice experiments. *Ecological Economics*, 47(1), pp.95–103.
- Carpenter, S.R. et al., 2012. Program on ecosystem change and society: An international research strategy for integrated social-ecological systems. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 4(1), pp.134–138.
- Carpenter, S.R. et al., 2009. Science for managing ecosystem services: Beyond the Millennium Ecosystem Assessment. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 106(5), pp.1305–1312.
- Carson, R.T. & Groves, T., 2007. Incentive and informational properties of preference questions. *Environmental and Resource Economics*, 37(1), pp.181–210.
- Castillo, A. et al., 2009. El Bosques tropical seco en riesgo: conflictos entre uso

- agropecuario, desarrollo turístico y provisión de servicios ecosistémicos en la costa de Jalisco, México. *Interciencia*, 34(1), pp.844–850. Available at: <http://ci.nii.ac.jp/naid/110000315047/>.
- Castillo, A. et al., 2005. Understanding the interaction of rural people with ecosystems: A case study in a tropical dry forest of Mexico. *Ecosystems*, 8(6), pp.630–643.
- Cavender-Bares, J. et al., 2015. A sustainability framework for assessing trade-offs in ecosystem services. *Ecology and Society*, 20(1), p.17.
- Ceballos, G. & Garcia, A., 1995. Conservation neotropical biodiversity: the role of dry forests in Western Mexico. *Conservation Biology*, 9(6), pp.1349–1353.
- Chan, K.M. a et al., 2006. Conservation planning for ecosystem services. *PLoS Biology*, 4(11), pp.2138–2152.
- Chan, K.M. a, Satterfield, T. & Goldstein, J., 2012. Rethinking ecosystem services to better address and navigate cultural values. *Ecological Economics*, 74, pp.8–18.
- Chazdon, R. et al., 2009. Beyond Reserves: A Research Agenda for Conserving Biodiversity in Human-modified Tropical Landscapes. *Biotropica*, 41(2), pp.142–153.
- Cleveland, C.J. et al., 2006. Economic value by of Brazilian the pest control bats service in provided south-central Texas. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 4(5), pp.238–243.
- Cohen, D., 2014. *Estrategias de manejo del bosque tropical seco: un estudio de caso en Jalisco*. Universidad Nacional Autónoma de México. Tesis de licenciatura.
- Coomes, O.T. et al., 2008. The fate of the tropical forest: Carbon or cattle? *Ecological Economics*, 65(2), pp.207–212.
- Corbera, E., Kosoy, N. & Martínez Tuna, M., 2007. Equity implications of marketing ecosystem services in protected areas and rural communities: Case studies from Meso-America. *Global Environmental Change*, 17(3-4), pp.365–380.
- Corbera, E., Soberanis, C.G. & Brown, K., 2009. Institutional dimensions of Payments for Ecosystem Services: An analysis of Mexico's carbon forestry programme. *Ecological Economics*, 68(3), pp.743–761. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.06.008>.
- Cordero, P., 2005. *Percepciones sociales sobre el deterioro ambiental y la restauración ecológica: un estudio de caso en la región de Chamela-Cuixmala Jalisco*. Universidad Nacional Autónoma de México. Tesis de Maestría.
- Costanza, R. et al., 2014. Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change - Human and Policy Dimensions*, 26, pp.152–158.
- Costanza, R. et al., 2008. The value of coastal wetlands for hurricane protection. *Ambio*, 37(4), pp.241–248.
- Costanza, R. et al., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(May), pp.253–260.

- Czajkowski, M. et al., 2014. The economic recreational value of a white stork nesting colony: A case of “stork village” in Poland. *Tourism Management*, 40, pp.352–360.
- Daily, G.C. et al., 2009. Ecosystem services in decision making: Time to deliver. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(1), pp.21–28.
- Daily, G.C. et al., 2000. The Value of Nature and the Nature of Value. *Science*, 289(5478), pp.395–396.
- Daw, T. et al., 2011. Applying the ecosystem services concept to poverty alleviation: the need to disaggregate human well-being. *Environmental Conservation*, 38(04), pp.370–379.
- DeFries, R.S. et al., 2010. Deforestation driven by urban population growth and agricultural trade in the twenty-first century. *Nature Geoscience*, 3(3), pp.178–181.
- Díaz, S. et al., 2015. The IPBES Conceptual Framework — connecting nature and people. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 14, pp.1–16.
- Engel, S., Pagiola, S. & Wunder, S., 2008. Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues. *Ecological Economics*, 65(4), pp.663–674.
- EPA, 2010. *Social Cost of Carbon for Regulatory Impact Analysis* - , Available at: <http://www.whitehouse.gov/sites/default/files/omb/inforeg/for-agencies/Social-Cost-of-Carbon-for-RIA.pdf>.
- Farber, S. et al., 2006. Linking Ecology and Economics for Ecosystem Management. *BioScience*, 56(2), p.121.
- Farley, J. et al., 2010. Global mechanisms for sustaining and enhancing PES schemes. *Ecological Economics*, 69(11), pp.2075–2084. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.02.016>.
- Farley, J. & Costanza, R., 2010. Payments for ecosystem services: From local to global. *Ecological Economics*, 69(11), pp.2060–2068. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.06.010>.
- Fischer, J. et al., 2015. Advancing sustainability through mainstreaming a social–ecological systems perspective. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 14, pp.144–149. Available at: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1877343515000548>.
- Fisher, B. et al., 2008. Ecosystem Services and Economic Theory: Integration for Policy-Relevant Research. *Ecological Applications*, 18(8), pp.2050–2067.
- Fisher, B. & Turner, R.K., 2008. Ecosystem services: Classification for valuation. *Biological Conservation*, 1(2007), pp.8–10.
- Foley, J.A. et al., 2005. Global Consequences of Land Use. *Science*, 309(5734), pp.570–574.
- Folke, C., 2006. Resilience: The emergence of a perspective for social-ecological systems analyses. *Global Environmental Change*, 16(3), pp.253–267.

- Franco, D. et al., 2001. The role of agroforestry networks in landscape socioeconomic processes: The potential and limits of the contingent valuation method. *Landscape and Urban Planning*, 55(4), pp.239–256.
- Gallai, N. et al., 2009. Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. *Ecological Economics*, 68(3), pp.810–821.
- Gerten, D. et al., 2011. Global Water Availability and Requirements for Future Food Production. *Journal of Hydrometeorology*, 12(5), pp.885–899.
- Gibbons, S., Mourato, S. & Resende, G.M., 2014. The Amenity Value of English Nature: A Hedonic Price Approach. *Environmental and Resource Economics*, 57(2), pp.175–196.
- Godínez, C., 2003. *Percepciones del sector turismo sobre el ambiente, los servicios ecosistémicos y las instituciones relacionadas con la conservación del ecosistema de selva baja caducifolia en la costa sur de Jalisco*. Universidad Nacional Autónoma de México. Tesis de licenciatura.
- Godínez, C., 2011. *Plantas útiles y potencialmente útiles del bosque tropical seco presentes en Chamela, Jalisco, México*. Universidad Nacional Autónoma de México. Tesis de Maestría.
- Godoy, R. & Lubowski, R., 1992. Guidelines for the Economic Valuation of Nontimber Tropical-Forest Products. *Current Anthropology*, 33(4), p.423.
- Goldstein, J.H. et al., 2012. Integrating ecosystem-service tradeoffs into land-use decisions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(19), pp.7565–7570.
- Gómez-Baggethun, E. & Muradian, R., 2015. In markets we trust? Setting the boundaries of Market-Based Instruments in ecosystem services governance. *Ecological Economics*. Available at: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0921800915001019>.
- Gram, S., 2001. Economic valuation of special forest products: An assessment of methodological shortcomings. *Ecological Economics*, 36(1), pp.109–117.
- Grimes, a et al., 1994. Valuing the Rain-Forest - the Economic Value of Nontimber Forest Products in Ecuador. *Ambio*, 23(7), pp.405–410. Available at: <Go to ISI>://A1994PY69800004.
- de Groot, R. et al., 2012a. Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem Services*, 1(1), pp.50–61.
- de Groot, R. et al., 2012b. Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem Services*, 1(1), pp.50–61. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.07.005>.
- De Groot, R., Wilson, M. a. & Boumans, R.M.J., 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41(3), pp.393–408.

- de Groot, R.S. et al., 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity*, 7(3), pp.260–272. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecocom.2009.10.006>.
- Gürlük, S. & Rehber, E., 2008. A travel cost study to estimate recreational value for a bird refuge at Lake Manyas, Turkey. *Journal of Environmental Management*, 88(4), pp.1350–1360.
- Hamrick, K., Peters-Stanley, M. & Goldstein, A., 2015. *State of the Voluntary Carbon Markets 2015*, Washington DC.
- Hanley, N.D., Wright, R.E. & Alvarez-Farizo, B., 2006. Estimating the economic value of improvements in river ecology using choice experiments: An application to the water framework directive. *Journal of Environmental Management*, 78(2), pp.183–193.
- Hein, L. et al., 2006. Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. *Ecological Economics*, 57(2), pp.209–228.
- Heubach, K. et al., 2011. The economic importance of non-timber forest products (NTFPs) for livelihood maintenance of rural west African communities: A case study from northern Benin. *Ecological Economics*, 70(11), pp.1991–2001. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.05.015>.
- Howe, C. et al., 2014. Creating win-wins from trade-offs? Ecosystem services for human well-being: A meta-analysis of ecosystem service trade-offs and synergies in the real world. *Global Environmental Change*, ?, pp.263–275. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.07.005>.
- IPBES, 2014. *Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*, Available at: <http://www.ipbes.net/about-ipbes/frequently-asked-questions.html>.
- Jaramillo, V. et al., 2003. Biomass, Carbon, and Nitrogen Pools in Mexican Tropical Dry Forest Landscapes. *Ecosystems*, 6(7), pp.609–629.
- de Jong, B. et al., 2010. Greenhouse gas emissions between 1993 and 2002 from land-use change and forestry in Mexico. *Forest Ecology and Management*, 260(10), pp.1689–1701.
- Kallis, G., Gómez-Baggethun, E. & Zografos, C., 2013. To value or not to value? That is not the question. *Ecological Economics*, 94, pp.97–105. Available at: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0921800913002218>.
- Kemkes, R.J., Farley, J. & Koliba, C.J., 2010. Determining when payments are an effective policy approach to ecosystem service provision. *Ecological Economics*, 69(11), pp.2069–2074. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.032>.
- Klain, S.C., Satter, T. a & Chan, K.M. a, 2014. What matters and why? Ecosystem services and their bundled qualities. *Ecological Economics*, 107, pp.310–320.
- Kollmuss, A., Zink, H. & Polycarp, C., 2008. *Making Sense of the Voluntary Carbon*

Market: A Comparison of Carbon Offset Standards, Stockholm.

- Larrazábal, A. et al., 2012. The role of community carbon monitoring for REDD+: A review of experiences. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 4(6), pp.707–716.
- Laurance, W.F., Sayer, J. & Cassman, K.G., 2014. Agricultural expansion and its impacts on tropical nature. *Trends in Ecology and Evolution*, 29(2), pp.107–116.
- Lebrija-Trejos, E. et al., 2011. Environmental changes during secondary succession in a tropical dry forest in Mexico. *Journal of Tropical Ecology*, 27(05), pp.477–489.
- Lebrija-Trejos, E. et al., 2010. Pathways, mechanisms and predictability of vegetation change during tropical dry forest succession. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 12(4), pp.267–275.
- Lienhoop, N. & MacMillan, D., 2007. Valuing wilderness in Iceland: Estimation of WTA and WTP using the market stall approach to contingent valuation. *Land Use Policy*, 24(1), pp.289–295.
- Lindhjem, H. & Mitani, Y., 2012. Forest owners' willingness to accept compensation for voluntary conservation: A contingent valuation approach. *Journal of Forest Economics*, 18(4), pp.290–302. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jfe.2012.06.004>.
- Liu, J. et al., 2007. Complexity of coupled human and natural systems. *Science*, 317(5844), pp.1513–1516.
- Loomis, J., Donnelly, D. & Sorg-swanson, C., 1989. Comparing the economic value of forage on public lands for wildlife and livestock. *Journal of Range Management*, 42(2), pp.134–138.
- López-Feldman, A. & Wilen, J.E., 2008. Poverty and spatial dimensions of non-timber forest extraction. *Environment and Development Economics*, 13(05), pp.1–43.
- Losey, J.E. & Vaughan, M., 2006. The Economic Value of Ecological Services Provided by Insects. *BioScience*, 56(4), p.311.
- MA, 2003a. *Ecosystems and Their Services*,
- MA, 2003b. *Introduction and conceptual framework*,
- Maass, M. et al., 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(1), p.17.
- Martín-López, B. et al., 2012. Uncovering ecosystem service bundles through social preferences. *PLoS ONE*, 7(6).
- Martín-López, B., Montes, C. & Benayas, J., 2007. The non-economic motives behind the willingness to pay for biodiversity conservation. *Biological Conservation*, 139(1-2), pp.67–82. Available at: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0006320707002455>.

- Martínez, L., 2003. *Percepciones sociales sobre los servicios ecosistémicos en dos comunidades aledañas a la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuizmal, Jalisco*. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.
- Martinez-Alier, J., Munda, G. & O'Neill, J., 1998. Weak comparability of values as a foundation for ecological economics. *Ecological Economics*, 26(3), pp.277–286.
- Martinez-Harms, M.J. et al., 2015. Making decisions for managing ecosystem services. *Biological Conservation*, 184, pp.229–238. Available at: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0006320715000452>.
- Martínez-Ramos, M. et al., 2012. Manejo de bosques tropicales: bases científicas para la conservación, restauración y aprovechamiento de ecosistemas en paisajes rurales. *Investigación Ambiental, Ciencia y política pública*, 4(2), pp.111–129.
- Mooney, H. et al., 2009. Biodiversity, climate change, and ecosystem services. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 1(1), pp.46–54.
- Mora, F., 2015. *Cambios temporales y espaciales en la estructura y diversidad de la vegetación y en los almacenes de carbono de bosques tropicales secos secundarios en la región de Chamela, Jalisco*. Universidad Nacional Autónoma de México. Tesis de doctorado.
- Mora, F. et al., 2015. Testing Chronosequences through Dynamic Approaches: Time and Site Effects on Tropical Dry Forest Succession. *Biotropica*, 47(1), pp.38–48.
- Mouchet, M.A. et al., 2014. An interdisciplinary methodological guide for quantifying associations between ecosystem services. *Global Environmental Change*, 28, pp.298–308.
- Murgueitio, E. et al., 2011. Native trees and shrubs for the productive rehabilitation of tropical cattle ranching lands. *Forest Ecology and Management*, 261(10), pp.1654–1663. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2010.09.027>.
- Naeem, B.S. et al., 2015. Get the science right when paying for nature's services. *Science*, 347(6227), pp.1206–1207.
- Naidoo, R. et al., 2007. Global mapping of ecosystem services and conservation priorities. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(28), pp.9495–9500. Available at: <http://www.pnas.org/content/105/28/9495.abstract>.
- Naidoo, R. et al., 2006. Integrating economic costs into conservation planning. *Trends in Ecology and Evolution*, 21(12), pp.681–687.
- Narendan et al., 2001. Nontimber Forest Product Extraction , Utilization and Valuation: A Case Study from the Nilgiri Biosphere Reserve, Southern India N. *Economic Botany*, 55(4), pp.528–538.
- Nelson, E. et al., 2009. Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(1), pp.4–11.
- Norgaard, R.B., 2010. Ecosystem services: From eye-opening metaphor to complexity

- blinder. *Ecological Economics*, 69(6), pp.1219–1227.
- Olesen, J.E. & Bindi, M., 2002. Consequences of climate change for European agricultural productivity, land use and policy. *European Journal of Agronomy*, 16(4), pp.239–262.
- Ostrom, E., 2009. A general framework for analyzing sustainability of social-ecological systems. *Science (New York, N.Y.)*, 325(5939), pp.419–422.
- Ostrom, E., 1999. Self-Governance and Forest Resources. *Occasional Paper No.20*, 62(20), p.15. Available at: http://www.cifor.cgiar.org/publications/pdf_files/OccPapers/OP-20.pdf.
- Pagiola, S. et al., 2007. Paying for the environmental services of silvopastoral practices in Nicaragua. *Ecological Economics*, 64(2), pp.374–385.
- Petrolia, D.R. & Kim, T.G., 2011. Preventing land loss in coastal Louisiana: Estimates of WTP and WTA. *Journal of Environmental Management*, 92(3), pp.859–865. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.10.040>.
- Polasky, S. et al., 2011. The impact of land-use change on ecosystem services, biodiversity and returns to landowners: A case study in the state of Minnesota. *Environmental and Resource Economics*, 48(2), pp.219–242.
- Poorter, L. et al., 2015. Diversity enhances carbon storage in tropical forests. *Global Ecology and Biogeography*, (September). Available at: <http://doi.wiley.com/10.1111/geb.12364>.
- Portillo-Quintero, C. a. & Sánchez-Azofeifa, G. a., 2010. Extent and conservation of tropical dry forests in the Americas. *Biological Conservation*, 143(1), pp.144–155.
- Postel, S.L. & Thompson, B.H., 2005. Watershed protection: Capturing the benefits of nature's water supply services. *Natural Resources Forum*, 29(2), pp.98–108. Available at: <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1477-8947.2005.00119.x>.
- Quesada, M. et al., 2009. Succession and management of tropical dry forests in the Americas: Review and new perspectives. *Forest Ecology and Management*, 258(6), pp.1014–1024.
- Raudsepp-Hearne, C., Peterson, G.D. & Bennett, E.M., 2010. Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 107(11), pp.5242–5247.
- Rendón-Carmona, H. et al., 2009. Selective cutting of woody species in a Mexican tropical dry forest: Incompatibility between use and conservation. *Forest Ecology and Management*, 257(2), pp.567–579.
- Reyers, B. et al., 2013. Getting the measure of ecosystem services: A social-ecological approach. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 11(5), pp.268–273.
- Riensch, M. et al., 2015. Tourism at Costalegre, Mexico: An ecosystem services-based exploration of current challenges and alternative futures. *Futures*, 66, pp.70–84.
- Rockström, J., 2009. A safe operating space for humanity. *Nature*, 461(September).

- Rode, J., Gómez-Baggethun, E. & Krause, T., 2014. Motivation crowding by economic incentives in conservation policy: A review of the empirical evidence. *Ecological Economics*, 109. Available at: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0921800914003668>.
- Rodríguez, J.P. et al., 2006. Trade-offs across Space, Time, and Ecosystem Services. *Ecology and Society*, 11(1), p.28.
- Sánchez-Azofeifa, G.A. et al., 2009. Land cover and conservation in the area of influence of the Chamela-Cuixmala Biosphere Reserve, Mexico. *Forest Ecology and Management*, 258(6), pp.907–912.
- Sánchez-Matías, M., 2010. *Los beneficios del monte: Percepción social y consumo de los servicios ecosistémicos derivados de la biodiversidad vegetal en la cuenca del Río Cuitzmala, Jalisco*. Universidad Nacional Autónoma de México. Tesis de Maestría.
- Schaafsma, M. et al., 2014. The importance of local forest benefits: Economic valuation of non-timber forest products in the eastern Arc mountains in Tanzania. *Global Environmental Change*, 24(1), pp.295–305.
- Scholes, R.J. et al., 2008. Ecology. Toward a global biodiversity observing system. *Science (New York, N.Y.)*, 321(5892), pp.1044–1045.
- Shyamsundar, P. & Kramer, R., 1996. Tropical Forest Protection : An Empirical Analysis of the Costs Borne by Local People. *Journal of Environmental Economics and Management*, 31, pp.129–144.
- Sierra, C. a, Del Valle, J.I. & Restrepo, H.I., 2012. Total carbon accumulation in a tropical forest landscape. *Carbon balance and management*, 7(1), p.12. Available at: <http://www.pubmedcentral.nih.gov/articlerender.fcgi?artid=3732086&tool=pmcentrez&rendertype=abstract>.
- Silver, W.L., Ostertag, R. & Lugo, a. E., 2000. The potential for carbon sequestration through reforestation of abandoned tropical agricultural and pasture lands. *Restoration Ecology*, 8(4), pp.394–407.
- Skutsch, M. et al., 2011. Alternative models for carbon payments to communities under REDD+: A comparison using the Polis model of actor inducements. *Environmental Science and Policy*, 14(2), pp.140–151.
- Skutsch, M. et al., 2013. Rights to carbon and payments for services rendered under REDD+: Options for the case of Mexico. *Global Environmental Change*, 23(4), pp.813–825.
- Smith, J. et al., 1997. Willingness to pay for environmental services among slash-and burn farmers in the Peruvian Amazon: Implications for deforestation and global environmental markets. *American Agricultural Economics Association Annual meeting 1998*, pp.1–7. Available at: <http://purl.umn.edu/20805>.
- Soto-Pinto, L. et al., 2009. Carbon sequestration through agroforestry in indigenous communities of Chiapas, Mexico. *Agroforestry Systems*, 78(1), pp.39–51.
- Spash, C.L. et al., 2009. Motives behind willingness to pay for improving biodiversity in

- a water ecosystem: Economics, ethics and social psychology. *Ecological Economics*, 68(4), pp.955–964. Available at: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0921800906004708>.
- Spash, C.L. & Aslaksen, I., 2015. Re-establishing an ecological discourse in the policy debate over how to value ecosystems and biodiversity. *Journal of Environmental Management*, 159, pp.245–253. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.04.049>.
- Spash, C.L. & Vatn, A., 2006. Transferring environmental value estimates: Issues and alternatives. *Ecological Economics*, 60(2), pp.379–388. Available at: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0921800906003065>.
- Steffan-Dewenter, I. et al., 2007. Tradeoffs between income, biodiversity, and ecosystem functioning during tropical rainforest conversion and agroforestry intensification. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 104(12), pp.4973–4978.
- Sun, L., van Kooten, G.C. & Voss, G.M., 2009. What accounts for the divergence between ranchers' WTA and WTP for public forage? *Forest Policy and Economics*, 11(4), pp.271–279.
- Tabi, A. & del Saz-Salazar, S., 2015. Environmental damage evaluation in a willingness-to-accept scenario: A latent-class approach based on familiarity. *Ecological Economics*, 116, pp.280–288. Available at: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0921800915002256>.
- Tallis, H. et al., 2012. A Global System for Monitoring Ecosystem Service Change. *Bioscience*, 62(11), pp.977–986. Available at: <http://bioscience.oxfordjournals.org/cgi/doi/10.1525/bio.2012.62.11.7>.
- Tallis, H. et al., 2008. An ecosystem services framework to support both practical conservation and economic development. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(45), pp.9457–9464.
- TEEB, 2008. *The economics of ecosystems & biodiversity: interim report*,
- Tipper, R., 2002. Scolel Té: A case of indigenous farmers participating in the international market for carbon services. In S. Pagiola, J. Bishop, & N. Landell-Mills, eds. *Selling Forest Environmental Services: Market-based Mechanisms for Conservation*. pp. 1–9.
- Tol, R.S.J., 2011. The social cost of carbon.
- Toman, M., 1998. Why not to calculate the value of the world's ecosystem services and natural capital. *Ecological Economics*, 25(1), pp.57–60.
- Torres, J.M. & Guevara, A., 2002. El potencial de México para la producción de servicios ambientales: captura de carbono y desempeño hidráulico. *Gaceta Ecológica*, 63, pp.40–59.
- Tourkolias, C. et al., 2014. Application of the travel cost method for the valuation of the Poseidon temple in Sounio, Greece. *Journal of Cultural Heritage*, 16(4), pp.567–

574. Available at: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1296207414001332>.
- Trejo, I. & Dirzo, R., 2000. Deforestation of seasonally dry tropical forest a national and local analysis in Mexico. *Biological Conservation*, 94(2), pp.133–142.
- Trilleras, J.M. et al., 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, pp.133–144.
- Tunçel, T. & Hammitt, J.K., 2014. A new meta-analysis on the WTP/WTA disparity. *Journal of Environmental Economics and Management*, 68(1), pp.175–187. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jeem.2014.06.001>.
- Turner, R., Adger, W. & Brouwer, R., 1998. Ecosystem services value, research needs, and policy relevance: A commentary. *Ecological Economics*, 25(1), pp.61–65.
- Turner, R.K. et al., 2003. Valuing nature: Lessons learned and future research directions. *Ecological Economics*, 46(3), pp.493–510.
- Tyrväinen, L., 2001. Economic valuation of urban forest benefits in Finland. *Journal of environmental management*, 62(1), pp.75–92.
- Tyrväinen, L., 1997. The amenity value of the urban forest: an application of the hedonic pricing method. *Landscape and Urban Planning*, 37(3-4), pp.211–222.
- Ugartechea, O., 2015. *Valor económico y disyuntivas ambientales en el manejo del bosque tropical seco en Chamela, Jalisco*. Universidad Nacional Autónoma de México. Tesis de Maestría.
- Vargas, R., Allen, M.F. & Allen, E.B., 2008. Biomass and carbon accumulation in a fire chronosequence of a seasonally dry tropical forest. *Global Change Biology*, 14, pp.109–124.
- Vatn, A., 2010. An institutional analysis of payments for environmental services. *Ecological Economics*, 69(6), pp.1245–1252. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.018>.
- Vedel, S.E., Jacobsen, J.B. & Thorsen, B.J., 2015. Forest owners' willingness to accept contracts for ecosystem service provision is sensitive to additionality. *Ecological Economics*, 113, pp.15–24. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.02.014>.
- Villamagna, A.M., Angermeier, P.L. & Bennett, E.M., 2013. Capacity, pressure, demand, and flow: A conceptual framework for analyzing ecosystem service provision and delivery. *Ecological Complexity*, 15, pp.114–121. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecocom.2013.07.004>.
- Wallace, K., 2008. Ecosystem services: Multiple classifications or confusion? *Biological Conservation*, 141(2), pp.353–354.
- Wright, S.J., 2005. Tropical forests in a changing environment. *Trends in Ecology and Evolution*, 20(10), pp.553–560.
- Wunder, S. & Albán, M., 2008. Decentralized payments for environmental services: The

cases of Pimampiro and PROFAFOR in Ecuador. *Ecological Economics*, 65(4), pp.685–698.

Yahdjian, L., Sala, O.E. & Havstad, K.M., 2015. Rangeland ecosystem services: shifting focus from supply to reconciling supply and demand. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 13(1). Available at: <http://www.esajournals.org/doi/abs/10.1890/140156>.

Yang, Y., Luo, Y. & Finzi, A.C., 2011. Carbon and nitrogen dynamics during forest stand development: a global synthesis. *The New Phytologist*, 190(4), pp.977–989.

Zhang, F. et al., 2015. The recreational value of gold coast beaches, Australia: An application of the travel cost method. *Ecosystem Services*, 11, pp.106–114. Available at: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2212041614000990>.

Zhang, W. et al., 2007. Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecological Economics*, 64(2), pp.253–260.

Anexos

Anexo 1: Revisión bibliográfica de métodos de valoración económica

Tipo de valoración	Método de valoración	Descripción	Tipos de servicios	Literatura
Valoración con mercado	Precios de mercado	Valor económico del servicio en el mercado	Servicios de provisión , y de regulación	(Grimes et al. 1994; Narendan et al. 2001; Torres & Guevara 2002; Bartlett et al. 2002)
	Costos evitados	Cantidad de dinero que se necesita para reparar los daños provocados por un pérdida en un servicio ecosistémico, o que se gana por conservar el servicio ecosistémicos y evitar los daños.	Servicios de provisión; Servicios de regulación	(Adger et al. 1995; Postel & Thompson 2005; Costanza et al. 2008)
	Costos de reemplazo	Cantidad de dinero necesario para obtener un bien o servicio que sustituya los beneficios de los servicios ecosistémicos	Servicios de provisión; Servicios de regulación	(Loomis et al. 1989)
	Factor ingreso	Aumento en el ingreso o productividad de un bien, que se debe al servicio ecosistémico	Servicios de regulación y de provisión	(Cleveland et al. 2006; Gallai et al. 2009)
Preferencia relevada	Costos de viaje	Costos de transporte y/o entrada para visitar un área natural o recreativa	Servicios culturales, recreativos	(Gürlük & Rehber 2008; Tourkolias et al. 2014; Czajkowski et al. 2014; Zhang et al. 2015)
	Precios hedónicos	Proporción del precio total de un bien que se debe al beneficio	Servicios culturales	(Tyrväinen 2001; Gibbons et al. 2014)

		relacionado con la naturaleza.		
Preferencia declarada	Valoración contingente	Valor monetario de la disponibilidad a aceptar (DAA) o de la disponibilidad a pagar (DAP) de un servicio	Servicios de provisión, Servicios culturales y recreativos	(Shyamsundar & Kramer 1996; Smith et al. 1997; Franco et al. 2001; Lienhoop & MacMillan 2007; Sun et al. 2009; Petroliia & Kim 2011; Lindhjem & Mitani 2012; Tabi & del Saz-Salazar 2015)
	Experimentos de elección	Valor monetario de la disponibilidad a aceptar (DAA) o de la disponibilidad a pagar (DAP), en función de los atributos de un servicio	Servicios culturales	(Carlsson et al. 2003; Hanley et al. 2006; Birol et al. 2006; Biénabe et al. 2006)

Anexo 2: Entrevista de valoración contingente

Número encuesta:

Fecha:

Nombre ejidatario:

Ejido:

Buenas tardes,

Mi nombre es Julia y quisiera hacerle una encuesta sobre los beneficios que usted obtiene de sus parcelas. Soy estudiante y esto formará parte de mi proyecto para poder terminar mis estudios. ¿Esta bien si le tomo unos minutos para que me responda esta encuesta?

I. Sección introductoria: uso de vegetación

1. Cuánto tiempo lleva viviendo en este ejido?
2. ¿De dónde son originarios su familia y usted?

Aquí le presento cuatro fotografías de diferentes tipos de vegetación: pastizal (P), barbecho joven (BJ), barbecho viejo (BV) y monte alto (MA).

Mostrar las cuatro fotografías de los cuatro tipos de vegetación (pastizal, barbecho joven, barbecho viejo, monte alto). Presentar simultáneamente todas las fotos.

¿Usted tiene estos cuatro tipos de vegetación? Si No Cuáles: P BJ BV MA

3. Por favor, acomode las fotografías en orden, en función de la más importante a la menos importante para usted.

Vegetación	Orden	3.1 ¿Por qué?	3.2 ¿Qué uso le da?
Pastizal			
Barbecho joven			
Barbecho Viejo			
Monte alto			

II. Sección de valoración

Ahora le quiero hacer unas preguntas sobre los beneficios económicos que recibe de sus parcelas.

Imagínese que una organización esta dispuesta a pagarle a usted un monto fijo anual durante cinco años por cada hectárea de su potrero para la cual acepte adoptar condiciones que permitan la regeneración y crecimiento de los árboles. El pago se realizaría anualmente, en efectivo, por cada hectárea que usted decida integrar. La cantidad pagada por hectárea dependerá del tipo de vegetación que esté considerando.

Imagínese que la condición que le pone la organización es:

- **No extraer de esa parcela madera, leña, postes, varas, plantas medicinales, plantas comestibles, mascotas, ir a cazar, pero si puede chapear y mantener al ganado.**

4. ¿Para que tipo de vegetación pediría menos dinero?

5. ¿Con esta condición, estaría dispuesto a recibir 250 pesos por hectárea como compensación anual mínima por el _____? *(empezar por vegetación de menor dinero).*

Por favor, tenga en consideración que la organización sólo podría pagarle a los que ofrezcan el menor precio, ya que tiene un presupuesto limitado. Por lo tanto es importante señale el precio mínimo que está dispuesto a recibir.

Mostrar las fichas y empezar con valor más bajo, de 250 pesos, esperar respuesta dicotómica si/no y subir hasta llegar al mínimo para el tipo de cobertura de menos valor para cada estadio. Valor de las fichas: \$250, \$500, \$800, \$1000, \$1500, \$2000, \$2500, \$3000 y \$3500

Orden	Vegetación	Precio (ha/año)
1	P BJ BV MA	
2	P BJ BV MA	
3	P BJ BV MA	
4	P BJ BV	

	MA	
--	----	--

Imagínese ahora, que si además de no poder extraer nada, la organización le pide:

- No meter ningún tipo de ganado.

6. ¿Para qué tipo de vegetación pediría menos dinero? Por favor acomode las fotografías en orden de la cual pediría menos a más dinero.

7. ¿Con esta nueva condición, estaría dispuesto a recibir 250 pesos por hectárea como compensación anual mínima por el _____? (*empezar por vegetación de menor dinero*)

Por favor, tenga en consideración que la organización sólo podría pagarle a los que ofrezcan el menor precio, ya que tiene un presupuesto limitado. Por lo tanto es importante que señale el precio mínimo que está dispuesto a recibir.

Mostrar las fichas y empezar con valor más bajo, de 250 pesos, esperar respuesta dicotómica si/no y subir hasta llegar al mínimo para el tipo de cobertura de menos valor para cada estadio. Valor de las fichas: \$250, \$500, \$800, \$1000, \$1500, \$2000, \$2500, \$3000 y \$3500.

Orden	Vegetación	7.1 Precio (ha/año)	7.2 ¿Cuántas has metería?	7.3 ¿Por qué?
1	P BJ BV MA			
2	P BJ BV MA			
3	P BJ BV MA			
4	P BJ BV MA			

III. Preguntas de seguimiento

8.1 ¿En 5 años, como planea estar usando sus pastizales? (<i>los que apliquen</i>)	8.2 ¿Cuántas hectáreas?	8.3 ¿Por qué?
---	-------------------------	---------------

<p>a. De la misma manera b. Enmontar c. Vender d. Ceder derechos e. Otro</p>		
<p>9.1 ¿En 5 años, como planea estar usando su barbecho joven? <i>(los que apliquen)</i></p> <p>a. De la misma manera b. Desmontar c. Vender d. Ceder derechos e. Otro</p>	9.2.¿Cuántas hectáreas?	9.3. ¿Por qué?
<p>10.1 ¿En 5 años, como planea estar usando su barbecho viejo? <i>(los que apliquen)</i></p> <p>a. De la misma manera b. Desmontar c. Vender d. Ceder derechos e. Otro</p>	10.2 ¿Cuántas hectáreas?	10.3 ¿Por qué?
<p>11.1 ¿En 5 años, como planea estar usando su monte alto? <i>(los que apliquen)</i></p> <p>a. De la misma manera b. Desmontar c. Vender d. Ceder derechos e. Otro</p>	11.2. ¿Cuántas hectáreas?	11.3. ¿Por qué?

IV. Preguntas socio-económicas

12. ¿Cuándo tiene problemas de salud, en dónde se atiende?	<ul style="list-style-type: none"> • Seguro Social • ISSTE • Seguro Popular • Pemex, defensa o marina • Consultorio, clínica, u hospital privado
--	---

	<ul style="list-style-type: none"> • Consultorio de farmacia • Otro
13. ¿En los últimos cinco años usted ha tenido que hacer gastos médicos mayores por su salud o la de algún familiar?	
14. ¿Usted tiene otra actividad productiva u ocupación?	<ul style="list-style-type: none"> • Agricultura • Algún empleo • Renta • Otros
15. ¿Usted recibe apoyos económicos de algún familiar, en el extranjero o nacional?	
16. ¿Cuántas personas dependen de sus actividades productivas?	
17. ¿Usted participa en algún programa de apoyo económico del gobierno?	<ul style="list-style-type: none"> • 70+ • Procampo • Progan • Pago por servicios ambientales • Oportunidades/Progresá
18. ¿En su casa, el combustible que más utilizan para cocinar o calentar agua es? (<i>marcar los que apliquen</i>)	<ul style="list-style-type: none"> • Leña o carbon • Gas • Ambos • Otro
19. ¿Hay agua entubada en su vivienda o debe acarrearla?	
20. ¿Cuenta con electricidad en su vivienda?	
21. Edad	
22. ¿Cuántas cabezas de ganado tiene actualmente?	
23. ¿Cuántas hectáreas y/o derechos ejidales tiene para manejar a su ganado?	
24. ¿Cuántas cabezas de	

ganado vende en un año?	
25. ¿Cuánto pesan cuando las decide vender?	
26. ¿Para realizar las actividades de cuidado del ganado, trabaja	<ul style="list-style-type: none"> • Solo • Con familiares • Con peones. Cuantos y cuantos días?

Fotografías



Fotografía 1. Pastizal



Fotografía 2. Bosque secundario joven



Fotografía 3. Bosque secundario avanzado



Fotografía 4. Bosque maduro.