



UNIVERSIDAD
NACIONAL
DE COLOMBIA

APROXIMACIÓN METODOLÓGICA PARA LA IDENTIFICACIÓN
ESPACIAL DE LOS MODELOS LAND SHARING Y LAND
SPARING EN LA REGIÓN DE LOS ANDES COLOMBIANOS

Maria Alejandra Molina Berbeo

Universidad Nacional de Colombia
Facultad de Ciencias Agrarias
Bogotá, Colombia
2021

APROXIMACIÓN METODOLÓGICA PARA LA IDENTIFICACIÓN
ESPACIAL DE LOS MODELOS LAND SHARING Y LAND
SPARING EN LA REGIÓN DE LOS ANDES COLOMBIANOS

Maria Alejandra Molina Berbeo

Trabajo de investigación presentada como requisito parcial para optar al título de:
Magister en Geomática

Director:

(Ph.D.) Jaime Iván Burbano Girón

Codirector:

(Ph.D.) Iván Alberto Lizarazo Salcedo

Línea de Investigación:

Geoinformación para el uso sostenible de los recursos naturales

Universidad Nacional de Colombia
Facultad de Ciencia Agrarias
Ciudad, Colombia
2021

Declaración de obra original

Yo declaro lo siguiente:

He leído el Acuerdo 035 de 2003 del Consejo Académico de la Universidad Nacional. «Reglamento sobre propiedad intelectual» y la Normatividad Nacional relacionada al respeto de los derechos de autor. Esta disertación representa mi trabajo original, excepto donde he reconocido las ideas, las palabras, o materiales de otros autores.

Cuando se han presentado ideas o palabras de otros autores en esta disertación, he realizado su respectivo reconocimiento aplicando correctamente los esquemas de citas y referencias bibliográficas en el estilo requerido.

He obtenido el permiso del autor o editor para incluir cualquier material con derechos de autor (por ejemplo, tablas, figuras, instrumentos de encuesta o grandes porciones de texto).

Por último, he sometido esta disertación a la herramienta de integridad académica, definida por la universidad.

Maria Alejandra Molina B.

Nombre

Fecha 19/03/2021

Agradecimientos

El proceso y finalización de este trabajo se da gracias a la financiación combinada de la Fundación Juan Pablo Cáceres y la Universidad Nacional, que durante un año me becaron y permitieron seguir mis estudios. A estas dos instituciones mi más profundo agradecimiento y admiración por la labor y la contribución que cada una hace a la sociedad.

Agradezco en primer lugar y con amor a mi hermana Ingrid Johana Molina Berbeo que durante largas noches aceptó ser mi correctora de estilo, me brindó su apoyo incondicional en momentos álgidos de este proceso, y con su sabiduría de hermana mayor ha guiado cada una de mis decisiones a nivel personal y profesional.

Agradezco a mi director Jaime Iván Burbano Girón, quien con su dedicación y generosidad ha hecho contribuciones indispensables para este trabajo. Gratifico también el apoyo que me brindó al sobrellevar grandes retos profesionales y personales a través de mis estudios de maestría y al aceptar ser por segunda vez mi director de tesis.

Finalmente doy gracias a mi codirector Iván Alberto Lizarazo Salcedo quien con su infinita capacidad de transmitir conocimiento, ha guiado satisfactoriamente mi trabajo y me ha enseñado la rigurosidad y disciplina que se requiere para ser un gran investigador.

Resumen

APROXIMACIÓN METODOLÓGICA PARA LA IDENTIFICACIÓN ESPACIAL DE LOS MODELOS LAND SHARING Y LAND SPARING EN LA REGIÓN DE LOS ANDES COLOMBIANOS

Ante el conflicto espacial que ha existido entre el establecimiento de áreas productivas y la creación de áreas para la conservación, se ha generado el debate *land sharing land sparing*, el cual plantea dos estrategias de gestión del paisaje en la que se combinan o se separan estas áreas. Este debate ha sido ampliamente discutido a nivel teórico, pero a nivel práctico y en términos de ordenamiento territorial del paisaje, no ha sido aplicado suficientemente. Ante este panorama, este proyecto tiene como objetivo principal construir una aproximación metodológica espacial que permita identificar las áreas idóneas para el establecimiento de los modelos de manejo del paisaje *land sharing* y *land sparing* en la región Andina de Colombia. Los Andes colombianos son un área idónea para evaluar la aplicabilidad de estrategias de manejo del paisaje enmarcadas en los modelos *land sharing* y *land sparing*, ya que es considerada un hotspot de biodiversidad debido a sus altos niveles de endemismos, además de constituirse como la gran despensa alimentaria del país por su producción agrícola. De esta manera, esta tesis evalúa tres dimensiones asociadas a los modelos de manera paralela: a) biológica y ecológica, b) estructura del paisaje y c) socio-económica a través de diferentes productos espaciales, y determina qué condiciones son propicias para cada uno de los enfoques a través de la aplicación de un modelo supervisado de clasificación aplicando *random forest*. Finalmente, propone estrategias asociadas a cada uno de los modelos construyendo de esta manera una aproximación metodológica que puede ser tomada en cuenta para procesos de ordenamiento territorial de cualquier país.

Palabras clave: Land sharing, land sparing, Andes, Colombia, conservación, transformación del paisaje, random forest, agricultura

Abstract

METHODOLOGICAL APPROACH FOR THE SPATIAL IDENTIFICATION OF THE LAND SHARING AND LAND SPARING MODELS IN ANDEAN REGION OF COLOMBIA

Given the spatial conflict between the establishment of productive areas and the creation of conservation areas, the land sharing land sparing debate has arisen, which proposes two landscape management strategies in which these areas are combined or separated. This debate has been widely discussed at a theoretical level, but at a practical level and in terms of landscape land use planning, it has not been sufficiently applied. In this context, the goal of this project is to build a spatial methodological approach to identify suitable areas for the establishment of landscape management models for land sharing and land sparing in the Andean region of Colombia. The Colombian Andes are an ideal area to evaluate the applicability of landscape management strategies framed in the land sharing and land sparing models, since it is considered a biodiversity hotspot due to its high levels of endemism, besides being the great food pantry of the country due to its agricultural production. Thus, this thesis evaluates three dimensions associated to the models in parallel: a) biological and ecological, b) landscape structure and c) socio-economic through different spatial products, and determines which conditions are suitable to each of the approaches through the application of a supervised classification model using random forest. Finally, it proposes strategies associated with each of the models, thus building a methodological approach that can be considered for land-use planning processes in any country.

Keywords: Land sharing, land sparing, Andes, Colombia, conservation, landscape transformation, random forest, agriculture

Contenido

1. INTRODUCCIÓN.....	1
1.1 Contexto.....	1
1.2 Planteamiento del problema.....	3
1.3 Aproximación conceptual.....	4
1.4 Pregunta general de investigación	5
Preguntas específicas.....	5
1.5 Objetivo general de investigación.....	5
Objetivos específicos	5
1.6 Justificación	5
2. MARCO TEÓRICO Y ESTADO DEL ARTE	6
2.1 El debate land sharing y land sparing.....	7
2.1.1 Land Sharing	7
2.1.2 Land Sparing	9
2.2 Estrategias para la conservación y el manejo del paisaje desde los modelos <i>land sharing</i> y <i>land sparing</i>	9
2.2.1 Estrategias desde la agricultura para complementar la conservación enmarcadas en el modelo <i>land sharing</i>	10
2.2.2 Estrategias desde la agricultura y la conservación enmarcadas en el modelo <i>land sparing</i>	11
2.3 Variables relevantes en el debate <i>land sharing</i> / <i>land sparing</i>	12
2.4.1 Variables ecológicas y biológicas.....	13
2.4.2 Variables de estructura del paisaje	14
2.4.3 Variables socioeconómicas.....	16
2.4 Aplicaciones al estudio del debate <i>land sharing</i> / <i>land sparing</i>	17
2.4.1 Aplicaciones con enfoque ecológico, biológico y de conservación.....	17
2.4.2 Aplicaciones con enfoque de paisaje.....	18
2.4.3 Aplicaciones con enfoque social y económico	21
2.4.4. Contribuciones desde la priorización espacial para la conservación a la aplicación de los modelos <i>land sharing</i> y <i>land sparing</i>	23
2.5 Críticas a los modelos <i>land-sharing</i> y <i>land-sparing</i>	24
2.5.1 Críticas del modelo <i>land sharing</i>	25
2.5.2 Críticas del modelo <i>land sparing</i>	25
2.5.1 Complementariedad de los dos modelos	25

3. METODOLOGÍA.....	26
3.1 Área de estudio	28
3.2. Definición de las características espaciales de los modelos <i>land-sharing</i> y <i>land-sparing</i>	30
3.2.1 Dimensión ecológica biológica.....	31
3.2.1 Dimensión de estructura del paisaje	34
3.2.3 Dimensión socio económica.....	37
3.3 Identificación de las variables más importantes y las áreas idóneas para el establecimiento de los modelos de <i>land sharing</i> y <i>land sparing</i>	38
3.4 Estrategias de manejo asociadas a los modelos <i>land sharing</i> <i>land sparing</i>	41
4. RESULTADOS.....	43
4.1 Modelo para la identificación de las variables más importantes y las áreas idóneas para el establecimiento de los modelos de <i>land sharing</i> y <i>land sparing</i>	43
4.2 Variables más importantes dentro del modelo seleccionado.....	43
4.3 Áreas idóneas para establecer los modelos de <i>land sharing</i> <i>land sparing</i>	46
4.3 Estrategias de manejo de conservación asociadas a las áreas de establecimiento de <i>land sharing</i> y <i>land sparing</i>	51
5. DISCUSIÓN	57
5.1 Identificación de variables y áreas idóneas para el establecimiento de estrategias de los modelos <i>land sharing</i> y <i>land sparing</i>	57
5.2 Estrategias de manejo del paisaje en la región Andina bajo los modelos <i>land sharing</i> y <i>land sparing</i>	59
6. CONCLUSIONES	64
7. RECOMENDACIONES.....	66
8. REFERENCIAS	66

Lista de figuras

- Figura 1: Modelos a) *land sparing* b) *land sharing*, cada color de celda representa una cobertura. El color verde hace referencia a coberturas naturales, y los colores marrones y amarillos hacen referencia a áreas productivas. El paisaje en a) muestra cómo las coberturas son restrictivas mientras que en b), las coberturas pueden combinarse entre ellas y coexistir generando un paisaje heterogéneo. 8
- Figura 2: Diferencia entre los índices de Shannon H' y Rao Q. $E=Equidad$, $D=Distancia$. Se reflejan diferentes gradientes de heterogeneidad, el caso el primer ejemplo (1a) indica un paisaje con baja equidad, que se traduce en una baja diversidad de píxeles y una baja distancia entre los valores de reflectancia. Por el contrario en la imagen 1d tiene una equidad mayor, es decir una mayor diversidad de píxeles y la distancia de reflectancia entre píxeles es mayor. Modificado de, Las imágenes 1b e 1c hacen referencia a situaciones intermedias en donde el índice de Shannon no es capaz de distinguir sus diferencias mientras que el índice de Rao si lo hace, esto se debe a que a diferencia del primero, el índice de Rao tienen en cuenta las distancias de reflectancia entre los píxeles y sus abundancias (Rocchini et al., 2019). 19
- Figura 3: Diagrama de flujo metodológico 27
- Figura 4: Área de estudio 28
- Figura 5: Productos espaciales definidos para la identificación de los modelos *land sharing* *land sparing*. Los productos fueron escalados entre 0 y 100 con el objetivo de que tuvieran el mismo peso en los análisis posteriores. La construcción de cada una de ellas puede detallarse en Tabla 2. 32
- Figura 6: Metodología aplicada para obtener los puntos de entrenamiento al modelo de *random forest*. a) Coberturas de la Tierra seleccionadas para cada uno de los modelos A: 2.1.1. Otros cultivos transitorios, 2.1.2. Cereales, 2.1.4. Hortalizas, 2.2.1. Cultivos permanentes herbáceos, 2.2.2. Cultivos permanentes arbustivos, 2.2.3. Cultivos permanentes arbóreos, 2.2.5. Cultivos confinados. B: 2.3.1. Pastos limpios, 2.3.3. Pastos enmalezados. C: 3.1.5. Plantación forestal. D: 3.3.1. Zonas arenosas naturales, 3.3.3. Tierras desnudas y degradadas. E: 2.2.4. Cultivos agroforestales. F: 2.3.2. Pastos arbolados. G: 2.4.1. Mosaico de cultivos, 2.4.2. Mosaico de pastos y cultivos, 2.4.3. Mosaico de cultivos, pastos y espacios naturales, 2.4.4. Mosaico de pastos con espacios naturales, 2.4.5. Mosaico de cultivos con espacios naturales. H: 3.1.3. Bosque fragmentado, 3.2.3. Vegetación secundaria o en transición. b) Categorización para los modelos *land sharing* y *land sparing* sobre cada coberturas. b1, b2, b3) Observaciones de entrenamiento aleatorios para generar los modelos con 1000, 10000 y 100000 observaciones respectivamente. 40
- Figura 7: Modelo conceptual para la selección de estrategias. 42
- Figura 8: Distribución de profundidad mínima de los 500 árboles generados en el modelo. En los recuadros blancos se indica la profundidad media para cada variable en la construcción de los árboles. Una menor profundidad media indica una mayor importancia. El color de las barras indica la profundidad mínima a la que aparece la variable. En la parte inferior se indica el número de árboles en los que aparece cada variable a determinada profundidad. 44
- Figura 9: Profundidad mínima media para las 30 interacciones más frecuentes. La barra roja indica la profundidad mínima a la que aparece una combinación, los círculos negros indican la profundidad en la cual aparece la segunda variable de la

	combinación. El color azul claro indica una interacción más frecuente, un color azul más oscuro indica una interacción menos frecuente.	45
Figura 10:	Correlación de Pearson entre las variables seleccionadas para ejecutar el modelo. Altur_b: altura de bosque, ap: áreas protegidas, beta: beta diversidad, cob_ntrl: cobertura natural, corrdrs: corredores, e_mnzds: ecosistemas amenazados, e_strtg: ecosistemas estratégicos, htrgndd: heterogeneidad, huella; huella humana, pendint: pendiente, renta: renta. El símbolo de color rojo representan las correlaciones que NO fueron significativas ($p < 0.05$).	46
Figura 11:	Áreas idóneas para el establecimiento de los modelos land sharing y land sparing a través de los Andes. Para acceder a los nombres que corresponden a los números del mapa de las Corporaciones Autónomas Regionales remitirse a la Tabla 10.	47
Figura 12:	Proporción de área de los modelos land sharing y land sparing a través de las Corporaciones Autónomas Regional que existen dentro del área de estudio.	50
Figura 13:	Proporción de estrategias identificadas bajo los modelos de a) land sharing y b) land sparing. AC: Acuerdos de conservación, RC: Rotación de Cultivos, CC: Cultivo de Cobertura, P: Arreglo en Policultivo, SA: Sistema Agroecológico, PA: Prácticas agroecológicas, AC: Acuerdos de conservación, CONEC: Si es una zona importante para conectividad debería proceder con otra estrategia, RP: Restauración Pasiva, UA: Uso actual, IP: Intensificación de producción, RA: Restauración Activa, CT: Compra de Tierras.	51
Figura 14:	Distribución de estrategias a través del área de estudio para los modelos de land sharing y land sparing. AC: Acuerdos de conservación, RC: Rotación de Cultivos, CC: Cultivo de Cobertura, P: Arreglo en Policultivo, SA: Sistema Agroecológico, PA: Prácticas agroecológicas, AC: Acuerdos de conservación, CONEC: Si es una zona importante para conectividad debería proceder con otra estrategia, RP: Restauración Pasiva, UA: Uso actual, IP: Intensificación de producción, RA: Restauración Activa, CT: Compra de Tierras. Para acceder a los nombres que corresponden a los números del mapa de las Corporaciones Autónomas Regionales remitirse a la Tabla 10.	53
Figura 15:	Proporciones de estrategias dentro de las Corporaciones Autónomas Regionales existentes dentro del área de estudio para cada uno de los modelos land sharing y land sparing.	54
Figura 16:	Distribución de estrategias a través del área de estudio para los modelos de land sharing (LSH) y land sparing (LSP). AC: Acuerdos de conservación, RC: Rotación de Cultivos, CC: Cultivo de Cobertura, P: Arreglo en Policultivo, SA: Sistema Agroecológico, PA: Prácticas agroecológicas, AC: Acuerdos de conservación, CONEC: Si es una zona importante para conectividad debería proceder con otra estrategia, RP: Restauración Pasiva, UA: Uso actual, IP: Intensificación de producción, RA: Restauración Activa, CT: Compra de Tierras. Para acceder a los nombres que corresponden a los números del mapa de las Corporaciones Autónomas Regionales remitirse a la Tabla 10.	56
Figura 17:	Ejemplo de estrategia a) Compra de Tierras (CP) y combinación Rotación de Cultivos/Cultivo de Cobertura/ Policultivo/Sistemas Agroecológicos (RC/CC/P/SA) sobre el área de estudio teniendo en cuenta la existencia de áreas protegidas. c) y d) Intensificación de producción y Rotación de Cultivos/Cultivo de Cobertura/ Policultivo/Sistemas Agroecológicos (RC/CC/P/SA) teniendo en cuenta bosque seco tropical (BS) existente sobre el área de estudio.	62

Lista de tablas

<i>Tabla 1: Variables discutidas dentro del debate land sharing land sparing.....</i>	<i>12</i>
<i>Tabla 2: Variables discutidas dentro del debate y señaladas en el capítulo anterior, y productos espaciales aproximados a la variable discutida, insumo espacial utilizado para esta variable, entidad o fuente del insumo y resolución espacial a la que se encuentra disponible. IAvH: Instituto de Investigaciones Alexander von Humboldt, IDEAM: Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales, FAO: Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, CNA: Censo Nacional A.....</i>	<i>33</i>
<i>Tabla 3: Coberturas de la tierra corine land cover 201-2012 tenidas en cuenta como áreas naturales dentro de la dimensión biológica y ecológica.....</i>	<i>34</i>
<i>Tabla 4: Insumos empleados para la generación de la superficie de resistencia utilizada en la generación de la variable de conectividad del paisaje.....</i>	<i>35</i>
<i>Tabla 5: Valoración de coberturas de tierra según su resistencia para paso de especies. Basado en (Ayram et al., 2020).....</i>	<i>35</i>
<i>Tabla 6: Insumos empleados para la elaboración de la huella humana a partir de la aproximación conceptual y metodológica propuesta por Ayram y colaboradores (2020).....</i>	<i>37</i>
<i>Tabla 7: Coberturas seleccionadas que pertenecen estrictamente al modelo de land sharing y a los modelos de land sparing.....</i>	<i>40</i>
<i>Tabla 8: Exactitud de los modelos con diferentes observaciones de entrenamiento y con diferente número de variables a la hora de construir los árboles.....</i>	<i>43</i>
<i>Tabla 9: Valor de exactitud para cada uno de los modelos para puntos de validación.....</i>	<i>43</i>
<i>Tabla 10: Convención figura 11, nombres de las corporaciones autónomas regionales de la región Andina.....</i>	<i>48</i>

1. INTRODUCCIÓN

1.1 Contexto

La constante pérdida de cobertura de vegetación natural a causa de la expansión de la frontera agropecuaria, ha dominado los procesos de transformación del paisaje a nivel mundial (Grau & Aide, 2008; Lambin et al., 2001; Laurance et al., 2014). Se estima que, a partir del 2002 el área destinada a la agricultura ha venido aumentando 10 millones de hectáreas por año, representado principalmente en la producción de cereales ubicados en zonas tropicales de África y Suramérica (Grassini et al., 2013; Wright, 2010).

A partir de los años 50, el crecimiento poblacional, el modelo económico predominante orientado hacia el consumo y los cambios en la dieta de las personas, han sido identificados como los tres principales factores socioeconómicos que interactúan en el proceso de la transformación de los paisajes y deterioro de los ecosistemas en el mundo (Grau & Aide, 2008; Lambin & Meyfroidt, 2011; Laurance et al., 2014). Los factores señalados han generado un desbalance entre las áreas naturales que preservan la biodiversidad y las áreas agropecuarias que soportan las necesidades de alimentación, nutrición y de consumo energético de la sociedad (Fischer et al., 2008, 2014).

Los impactos de la conversión de vegetación natural a regiones agropecuarias en la región tropical en las dos últimas décadas, se han evidenciado principalmente en dos ecosistemas, el bosque seco y el bosque húmedo (Grau & Aide, 2008; Wassenaar et al., 2007). Por ejemplo, para 2016, la selva húmeda tropical de la Amazonía había perdido cerca del 20% de su cobertura original (Butler, 2018; Decaëns et al., 2018). Por su parte, el bosque seco tropical que representa el 42% de todos los bosques tropicales del mundo, está representado en la actualidad por tan solo 1.000.000 km² de los cuales casi la mitad se distribuye en zonas de América Latina (González-M, 2018).

Los efectos de la degradación y la pérdida de hábitat de los ecosistemas naturales ha impactado aspectos ecológicos de las especies como la reproducción, la dispersión y el forrajeo (Fahrig, 2003), y disminuido los tamaños poblacionales de diferentes grupos de organismos como aves, anfibios y mamíferos (Boyle et al., 2012; Cushman, 2006; Jetz et al., 2007). Sin embargo, recientemente se ha discutido que el impacto de la fragmentación puede ser positivo en el número de especies que habitan en paisajes fragmentados, soportando la importancia del efecto de la heterogeneidad espacial sobre la biodiversidad (Fahrig, 2017; Fletcher et al., 2018; Watling et al., 2020).

La región de los Andes colombianos, es uno de los puntos calientes de biodiversidad más importantes del mundo (Myers et al., 2000). La diversidad de sus biomas y la heterogeneidad paisajística favorece el recambio de especies y los altos niveles de endemismo en esta región (González-M, 2018; Hazzi et al., 2018). Dentro de los ecosistemas más importantes se encuentran los bosques andinos y el bosque seco tropical, considerado uno de los ecosistemas más amenazados globalmente por sus altas tasas de transformación (Balthazar et al., 2015; Blackie et al., 2014; González-M, 2018). Los principales factores que han contribuido a la transformación de esta región han sido la expansión de la frontera agropecuaria, el crecimiento de la densidad de población, y la construcción de infraestructura asociada a diferentes actividades humanas (Armenteras et al., 2011; Etter et al., 2008).

En este contexto, la priorización de áreas y esfuerzos para la conservación en paisajes fragmentados y no fragmentados se han centrado en la creación de numerosos sistemas nacionales de áreas protegidas (Jenkins & Joppa, 2009; Watson et al., 2014). Sin embargo, en regiones tropicales como la zona Andina, donde el paisaje se encuentra dominado por mosaicos de actividades humanas (Balthazar et al., 2015; Etter et al., 2008; Sánchez-Cuervo et al., 2012), el alto costo de la tierra, la fragmentación y la extensión reducida de las áreas de vegetación natural remanentes, imponen retos críticos para el establecimiento de áreas que favorezcan el mantenimiento de la biodiversidad (Foley et al., 2005). Debido a lo anterior, los paisajes altamente heterogéneos dominados por coberturas asociadas a actividades humanas, generan un conflicto espacial entre dos perspectivas opuestas: (i) maximizar el rendimiento económico de las prácticas agropecuarias, y (ii) proteger la biodiversidad a través de la definición de áreas exclusivas para la conservación (Balmford et al., 2012; Phalan et al., 2011).

Por lo tanto, en paisajes heterogéneos, la conservación ha tenido el reto de diseñar una estrategia que incluya la adaptación de las áreas protegidas a las configuraciones espaciales existentes en ese tipo de paisajes. El constante impacto que la agricultura tiene sobre la biodiversidad (Haines-Young, 2009), ha llevado a que la ecología de la conservación se haya dedicado gran parte de las dos últimas décadas a discutir la mejor manera en que se pueden integrar la agricultura y la conservación en un mismo espacio (Grau et al., 2013; Green et al., 2005). Las preguntas permanentes se refieren a cómo se deben organizar en un paisaje específico los usos del suelo que impactan de manera negativa los ecosistemas, y cómo asegurar que dicho ordenamiento del espacio permita alcanzar objetivos de seguridad alimentaria y producción agrícola, y al mismo tiempo, garantizar el cumplimiento de metas de biodiversidad a nivel mundial (Grau et al., 2013; Lin & Fuller, 2013).

Así, se han conformado dos perspectivas diferentes de manejo del paisaje que apuntan a maximizar la producción de las zonas agropecuarias y al mismo tiempo minimizar las presiones que estas causan a las zonas de importancia biológica. Estas perspectivas se conocen respectivamente como *land sharing* y *land sparing*

(Fischer et al., 2014; Green et al., 2005; Phalan et al., 2011), y corresponden a dos tipos de manejo del paisaje que pueden ser desarrolladas espacialmente dependiendo de ciertas características paisajísticas, sociales y ecológicas (Fischer et al., 2014; Grau et al., 2013).

Por un lado, *land sharing* pretende integrar en un mismo espacio zonas de producción agropecuaria y áreas protegidas resaltando las relaciones ecológicas de mutuo beneficio dentro de un sistema donde coexisten (Green et al., 2005). Por su parte, *land sparing* sitúa las zonas productivas y áreas protegidas en áreas aparte, de manera que no hayan relaciones de ningún tipo (Fischer et al., 2008).

1.2 Planteamiento del problema

A pesar de que el debate entre los modelos de *land sharing* y *land sparing* ha existido y discutido ampliamente, éste se ha centrado en definir conceptualmente las características de estos dos modelos (Fischer et al., 2008; Green et al., 2005), así como en discutir su pertinencia para la conservación de la biodiversidad, la producción agropecuaria, y la seguridad alimentaria (Grau et al., 2013; Wehrden et al., 2014). Sin embargo, a nivel global y nacional, pocos trabajos han aplicado estos modelos en el ordenamiento territorial y la planificación para la conservación. La aplicación de estos conceptos a través de técnicas espaciales contribuiría a precisar criterios de identificación de áreas idóneas para el desarrollo y adaptación de cada uno de estos dos modelos en el paisaje (Burbano-Girón et al., 2019; Zuluaga, 2019).

En general, el debate intelectual todavía no contribuye a la toma de decisiones sobre el territorio (Fischer et al., 2014; Grau et al., 2013), y no se ha definido espacialmente qué y cómo se pueden implementar en la práctica cada uno de los modelos del debate. Adicionalmente, no se cuenta aún con una metodología generalizada que utilice técnicas y herramientas espaciales para identificar zonas exclusivas o compartidas para la conservación. Esta metodología, debería responder también a las diferentes características del paisaje de diversas regiones, y además evaluar la efectividad de cada modelo para garantizar la conservación de la biodiversidad y la productividad de las zonas agropecuarias (Grau et al., 2013). Así, el debate de *land sharing/land sparing* se expresa en esta investigación como un problema de tipo espacialmente explícito donde se busca identificar y priorizar de manera paralela: i) áreas donde se debe conservar, ii) áreas donde se debe mantener las áreas agrícolas actuales aplicando o no prácticas agroecológicas, y iii) áreas donde se deberían mantener y tal vez intensificar las prácticas agrícolas actuales.

En particular, los vacíos de investigación respecto a las técnicas y herramientas espaciales que se deberían utilizar para identificar cada uno de los modelos dirigen este trabajo hacia el objetivo de definir y espacializar los elementos conceptuales que determinan los modelos de *land sharing* y *land sparing* ya debatidos por otros

autores, evaluando la idoneidad de cada uno de éstos en la región de los Andes colombianos, así como el establecimiento de posibles estrategias de manejo del paisaje asociadas.

Finalmente, se evaluarán los efectos de las estrategias asociadas a los modelos de *land sharing* y *land sparing* sobre la estructura del paisaje en la región Andina de Colombia. De esta manera, se espera aportar en el marco del ordenamiento territorial y de la planeación para la conservación de una de las regiones más biodiversas, pero también más amenazadas a nivel global, mediante una guía mapeada de las oportunidades donde la agricultura y la conservación deben ser complementarias o apartadas.

1.3 Aproximación conceptual

En esta investigación, se utilizan técnicas geomáticas para la definición de áreas que caracterizan los modelos de *land sharing* y *land sparing* a partir de productos derivados de análisis espaciales y sensores remotos. Se utilizarán tres ejes principales para esta caracterización. (i) La identificación de áreas prioritarias para la conservación mediante la cuantificación del recambio de especies (diversidad beta). Se utilizarán índices espectrales derivados de imágenes satelitales. (ii) La estimación del costo de la tierra a partir de la información disponible en el Censo Nacional Agropecuario (CNA) (Departamento Administrativo Nacional de Estadística - DANE, 2014) y la Organización de la Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) y del riesgo de cambio de uso del suelo a partir de la huella humana (Venter et al., 2016). (iii) La caracterización del área de estudio en términos de su estructura vegetal, su importancia para la conectividad, existencia de ecosistemas estratégicos entre otros.

Adicionalmente, todos los análisis para la identificación de otras características que se enmarcan en los modelos de *land sharing* y *land sparing* (p.ej. el nivel de fragmentación del paisaje, el costo de la tierra, y la probabilidad de cambio de la cobertura y uso del suelo, entre otros) utilizan diversos métodos de análisis y modelamiento espacial tales como la evaluación multicriterio (Sarkar et al., 2006), el análisis de vacíos (Davis et al., 1994), productos obtenidos a partir de la aplicación de algoritmos de clasificación de coberturas y en general de productos de sensores remotos (Turner et al., 2003), la interpolación geoestadística (Hijmans et al., 2005), y la aplicación de modelos de cambio de cobertura y uso del suelo (Grau & Aide, 2008), entre otros.

1.4 Pregunta general de investigación

¿Cómo identificar áreas idóneas para el establecimiento de los modelos de manejo del paisaje *land sharing* y *land sparing* en la región Andina de Colombia?

Preguntas específicas

1. ¿Cuáles son las variables espaciales que definen los modelos de *land sharing* y *land sparing* en el paisaje?
2. ¿Cuáles son las áreas más idóneas para el establecimiento de los modelos de *land sharing* y *land sparing* en la región Andina de Colombia?
3. ¿Qué estrategias de manejo de conservación están asociadas a las áreas idóneas para el establecimiento de los modelos de *land sharing* y *land sparing* en la región Andina de Colombia?

1.5 Objetivo general de investigación

Construir una aproximación metodológica espacial que permita identificar las áreas idóneas para el establecimiento de los modelos de manejo del paisaje *land sharing* y *land sparing* en la región Andina de Colombia.

Objetivos específicos

1. Definir las variables espaciales para la implementación de los modelos de *land sharing* y *land sparing* en el paisaje.
2. Identificar las áreas idóneas para el establecimiento de los modelos de *land sharing* y *land sparing* en la región Andina de Colombia.
3. Definir las estrategias de manejo de conservación asociadas a las áreas idóneas para el establecimiento de los modelos de *land sharing* y *land sparing* en la región Andina de Colombia.

1.6 Justificación

El debate en torno a *land sharing* y *land sparing* se ha centrado en el antagonismo o complementariedad que tienen estos modelos (Fischer et al. 2014), las escalas a las que cada una debería ser estudiada (von Wehrden et al. 2014), el papel de la heterogeneidad espacial del paisaje, y algunos factores económicos que deberían tenerse en cuenta para su identificación (Grau et al., 2013). Las constantes discusiones, hacen de este un problema interdisciplinario relevante en la academia, el cual reúne diferentes áreas como la ecología del paisaje, la economía, la conservación, además de problemáticas sociales como la seguridad alimentaria, la pobreza, entre otros (Fischer et al., 2014). Este contexto hace del debate *land*

sharing y *land sparing* una ventana de estudio de interés académico con múltiples interrogantes metodológicos y prácticos por resolver, donde las ciencias de la información como la Geomática pueden aportar aún a su discusión y práctica desde las herramientas y productos espaciales ya existentes para aplicar lo que en la teoría se ha discutido ampliamente.

Por un lado, la espacialización de los conceptos de *land sharing* y *land sparing* dará lugar a la identificación de estas áreas, lo que permitirá la selección de distintas estrategias de manejo del paisaje, maximizando la relación entre la conservación y la producción agropecuaria en la región económicamente más productiva del país, pero a la vez una de las más amenazadas y biodiversas del mundo. Algunas de estas estrategias pueden incluir acuerdos de conservación enmarcados en iniciativas como sellos verdes, agricultura amigable y agro-ecología, las cuales brindan una alternativa ante el esfuerzo económico que la conservación implica (Balmford et al., 2012).

En segundo lugar, este estudio aplica información y métodos espaciales para apoyar la toma de decisiones en torno a la protección de la biodiversidad y el manejo del paisaje, además de contribuir de manera positiva a problemáticas mundiales como la seguridad alimentaria. Los productos finales de este trabajo pretenden guiar y soportar las decisiones espaciales sobre el territorio para resolver el conflicto entre la biodiversidad y las zonas agropecuarias que satisfacen diversas necesidades de las poblaciones urbanas y rurales, dando una solución costo-eficiente a través de los modelos *land sharing* y *land sparing*.

Finalmente, el desarrollo y los productos derivados de este trabajo contribuyen principalmente al ordenamiento territorial, enfocándose en la identificación de áreas clave para la planeación de la conservación, pero también en áreas para el mantenimiento de zonas productivas en regiones altamente transformadas y fragmentadas como los Andes colombianos. Por lo tanto, este trabajo se enmarca en la línea de investigación de *geoinformación para el uso sostenible de los recursos naturales* poniendo en práctica metodologías y tecnologías modernas que promueven el conocimiento del deterioro de los recursos naturales y las posibles soluciones a una problemática global como lo es la conservación de la biodiversidad.

2. MARCO TEÓRICO Y ESTADO DEL ARTE

El siguiente capítulo hace una revisión a través de los conceptos de *land sharing* y *land sparing* respecto a su definición, las estrategias que dentro de la conservación los define, y las variables espaciales que los caracteriza, y que en la literatura han sido destacadas por varios autores. Adicionalmente, se hace una recopilación de los trabajos y aplicaciones más relevantes, así como algunos de sus resultados, con el fin de resaltar los vacíos de información y metodologías aplicadas. En último

lugar, se hace un resumen de las principales críticas y puntos de encuentro de los dos modelos, y algunas repercusiones ecológicas y sociales de estas críticas.

2.1 El debate *land sharing* y *land sparing*

El desbalance entre la conservación de la biodiversidad y las actividades productivas ha llevado a una necesidad urgente desde la planeación para la conservación, de proponer estrategias que contribuyan a diseñar arreglos del paisaje que alcancen paralelamente dos objetivos: i) maximizar la conservación de la biodiversidad existente, y ii) maximizar la productividad agropecuaria (Balmford et al., 2012; Fischer et al., 2008; Lin & Fuller, 2013; Phalan et al., 2011). En este marco, y a partir de la definición formal del debate en 2005 (Green et al., 2005), la comunidad científica ha discutido entre dos modelos que buscan contribuir de manera positiva tanto a la biodiversidad como a la productividad agropecuaria: el debate *land sharing* / *land sparing* (Fischer et al., 2008; Green et al., 2005; Phalan et al., 2011).

2.1.1 Land Sharing

El concepto de *land sharing* tiene origen en nociones como la agricultura amigable, la agricultura sostenible, y la agroecología (Altieri, 2002; Phalan, 2018). Bajo este modelo, las zonas productivas se instauran con arreglos y estrategias que potencialmente pueden contribuir a la conservación de la biodiversidad existente en las zonas circundantes a los cultivos (Figura 1). Algunas de las características de estructura del paisaje del modelo de *land sharing* se relacionan con el establecimiento de parches de cobertura natural dentro de los cultivos, o especies vegetales que tengan una estructura similar a la vegetación nativa, y que puedan constituir un hábitat de paso para las especies (Fischer et al., 2008).

Se sabe que los sistemas agropecuarios de baja intensidad con una mayor representación de los componentes de los ecosistemas nativos, como los sistemas agroforestales dominados por árboles, respaldan más diversidad biológica que los sistemas agrícolas de cultivo intensivo (Balmford et al., 2012). El modelo de paisaje de *land sharing*, se caracteriza por ser útil en áreas heterogéneas inmersas en una matriz agropecuaria, donde la intensidad de las zonas agropecuarias se hace menor, soportando la conectividad entre las áreas naturales remanentes, además de convertirse en hábitat para muchas especies tolerantes a la fragmentación, ya que disponen de los recursos que facilitan las zonas agropecuarias (Lin & Fuller, 2013).

A nivel ecológico y biológico, se ha generado la idea de que aquellos cultivos con arreglos más amigables con la biodiversidad, pueden soportar en mayor medida

servicios ecosistémicos como el almacenamiento de carbono, polinización, y dispersión de semillas (Balmford et al., 2012; Grau et al., 2013). Adicionalmente, las zonas agropecuarias contribuyen como zonas de amortiguamiento para la biodiversidad. Al tener estructuras similares a las de los bosques, las especies hacen uso de las zonas agropecuarias como zonas de paso y de forrajeo, convirtiéndose en puntos clave para la conectividad de las especies dentro de un paisaje (Quinn et al., 2012).

Finalmente, a nivel económico, las estrategias enmarcadas en este modelo como el cultivo con sombrío, favorecen aspectos como la disminución de insumos en la producción, gracias a que, al presentar estructuras más naturales y complejas, los cultivos contribuyen a la nutrición del suelo. La sombra proporcionada por los árboles aumenta la fertilidad del suelo y la humedad, incrementando las poblaciones de microorganismos que nutren la tierra (Moguel & Toledo, 1999). Los primates que visitan áreas agrícolas por ejemplo, al ser especies dispersoras, contribuyen a la regeneración del sombrío de los cultivos reduciendo costos de siembra y acelerando la descomposición de materia orgánica y abono en los suelos donde forrajean (Estrada et al., 2012). A nivel comercial, las estrategias asociadas al modelo *land sharing* pueden resultar en certificaciones verdes y/o mercados orgánicos que benefician a los agricultores a través de valores agregados en sus productos (Troupin & Carmel, 2014).

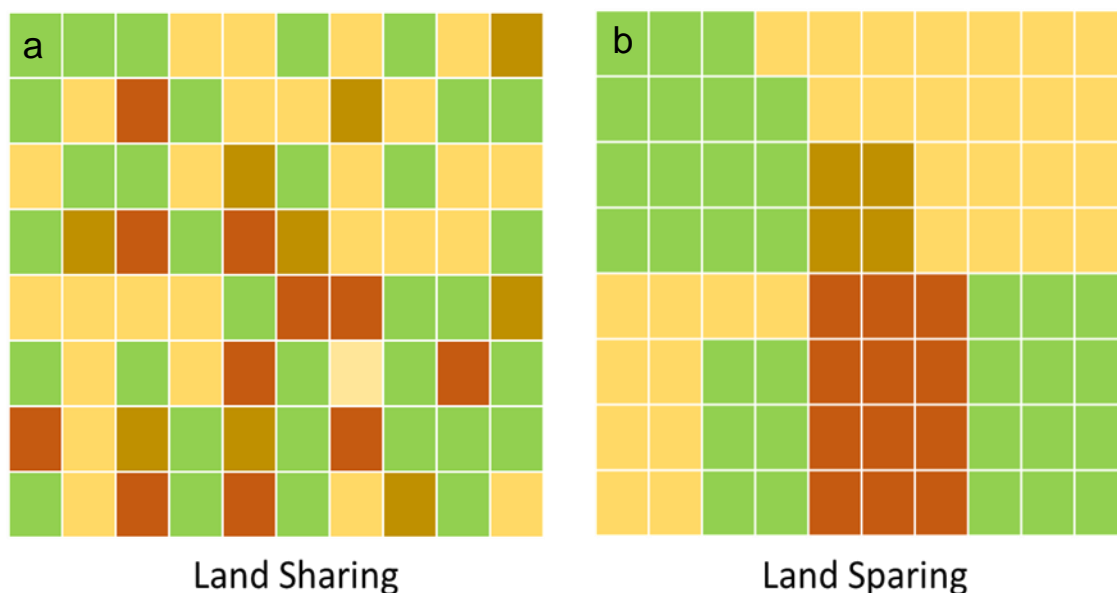


Figura 1: Modelos a) *land sparing* b) *land sharing*, cada color de celda representa una cobertura. El color verde hace referencia a coberturas naturales, y los colores marrones y amarillos hacen referencia a áreas productivas. El paisaje en a) muestra cómo las coberturas son restrictivas mientras que en b), las coberturas pueden combinarse entre ellas y coexistir generando un paisaje heterogéneo.

2.1.2 Land Sparing

El concepto de *land sparing*, se relaciona con el establecimiento de agricultura y ganadería extensiva e intensiva a gran escala, en donde el objetivo principal es maximizar la producción en zonas separadas de áreas biodiversas destinadas para la conservación (Green et al., 2005). Este tipo de enfoque resulta en cultivos industrializados y económicamente muy rentables (Phalan et al., 2011), los cuales se valen de estrategias como la mecanización, fertilizantes agroquímicos, y el uso concentrado del agua que resulta en el aumento de los rendimientos de los cultivos. Estas estrategias a su vez conllevan comúnmente a externalidades negativas con el ambiente (Lin & Fuller, 2013).

A nivel de estructura del paisaje, este enfoque divide y ubica a la agricultura y a la conservación en un escenario separado, donde el establecimiento de un uso de la tierra limita el establecimiento de otros. Así mismo, las áreas de conservación dentro de un paisaje desarrollado bajo este enfoque estarían representadas por islas o parches separados y bien definidos que no están conectados o continuos a las áreas agropecuarias, por lo que las relaciones ecológicas entre estos dos sistemas son limitadas o casi nulas (Durán et al., 2014) (Figura 1).

Algunos autores soportan la idea de que los monocultivos que dependen de fertilizantes generalmente alcanzan su máximo rendimiento por lo que en teoría no necesitan transformar más paisajes naturales para establecerse (Grau et al., 2013). Este aspecto se ha definido como la hipótesis de *Borlaug* (Borlaug et al., 2007). Una vez los rendimientos de los cultivos aumenten, los productores tendrán una menor necesidad de expandir en área sus cultivos porque la modalidad extensiva contribuye a cumplir fácilmente sus objetivos de producción (Phalan, 2018).

A nivel ecológico y biológico, el enfoque de *land sparing* busca aislar las áreas de conservación de la biodiversidad de amenazas como fertilizantes, maquinaria, y uso amplio de recursos como el agua, que pueden perjudicar severamente la biodiversidad y los recursos que las soportan (Lin & Fuller, 2013). A nivel socio-económico, el modelo de *land sparing* estimula la mecanización de las labores agropecuarias, aumentando el rendimiento y minimizando la mano de obra, lo que regularmente repercute en mayores ingresos económicos para los agricultores (Fischer et al., 2014; Phalan et al., 2011), pero desincentiva las dinámicas de empleo de las economías campesinas.

2.2 Estrategias para la conservación y el manejo del paisaje desde los modelos *land sharing* y *land sparing*

La eficiencia en el manejo y la gestión del paisaje para la conservación de la biodiversidad es altamente relevante, debido a que los recursos para invertir en estrategias de conservación son escasos, y el éxito de las acciones depende no solo de adecuada ubicación espacial de éstas, sino también de su correcta escogencia, teniendo en cuenta las características del paisaje donde éstas van a ser aplicadas y los conflictos generados por los múltiples usos del suelo en una región determinada (Margules & Sarkar, 2007). Debido a esto, se resaltan una serie de iniciativas y opciones de manejo para las zonas agropecuarias enmarcadas en los modelos *land sharing* y *land sparing* en las que se minimiza el conflicto entre agricultura y conservación.

2.2.1 Estrategias desde la agricultura para complementar la conservación enmarcadas en el modelo *land sharing*

La mayoría de las estrategias de la agricultura que favorecen la conservación desde el modelo de *land sharing* se han constituido bajo los conceptos de la agricultura sostenible y la agroecología. Con esto, se pretende analizar las zona productivas como sistemas agroecológicos que al igual que un ecosistema, tienen entradas, procesos y salidas, y un flujo de energía constante, constituyendo una sinergia entre todos los elementos del sistema (Altieri, 2002; Gliessman, 2002; Nicholls et al., 2017).

Los principales objetivos que se tienen dentro de un sistema agroecológico son: i) minimizar al máximo la pérdida de energía del sistema a través del reciclaje de nutrientes y biomasa, ii) garantizar un suelo fértil a través del reciclaje de energía para mantener a los productores primarios del sistema, iii) diversificar al máximo las especies del sistema, y iv) aumentar las relaciones ecológicas dentro del sistema generando sinergias que soporten servicios ecosistémicos claves (Altieri, 2001; Gliessman, 2002).

Uno de los aspectos más importantes de estas estrategias es el aumento de diversidad de especies, teniendo como objetivo que el sistema agroecológico pueda parecerse al máximo en estructura y dinámica interna a un sistema natural (Altieri, 2001). De esta manera se pueden resumir en cuatro las estrategias más sobresalientes enmarcadas en el enfoque de *land sharing*.

La estrategia 1 es la rotación de cultivos, en la que se garantiza que el suelo tenga diferentes nutrientes en diferentes momentos, contribuyendo al control de plagas (Ball et al., 2005). La estrategia 2 son los arreglos en policultivos, que se refiere a aquellos sistemas que poseen dos o más especies productivas cultivadas. La siembra de los individuos bajo este arreglo se debe hacer muy cercana para que se den relaciones típicas de un ecosistema como competencia por ejemplo, contribuyendo así al aumento de los rendimientos (Altieri, 2001; Perfecto & Vandermeer, 2010).

La estrategia 3 son los sistemas agroforestales basados en la inclusión de árboles de gran porte, los cuales cumplen funciones como sombra y protección a estratos más bajos del sistema, y pueden estar acompañados de cultivos anuales o animales (Nair, 1994). Ejemplo de este tipo de estrategias son los sistemas silvopastoriles para ganadería (Murgueitio et al., 2014), y los cultivos con sombrío (Botero-Echeverri, 2007). Es importante resaltar que, los arreglos dentro de las zonas agropecuarias constituyen no solo un elemento que favorece la estructura y algunas funciones claves como la polinización en el paisaje, sino que además puede repercutir positivamente en los gastos de mantenimiento de los sistemas agropecuarias, mediante la disminución de insumos como fertilizantes, controladores de malezas, gastos de siembra y mantenimiento, abonos, entre otros (Phalan et al., 2011).

La estrategia 4 la constituyen los cultivos de cobertura, en donde se complementan aquellos cultivos de bajo estrato como son las leguminosas o huertos, con cultivos también productivos de mayor porte como frutales. Esto contribuye a la diversificación de microclimas a través de todos los estratos del sistema (Nicholls et al., 2017).

Estas estrategias implican cambios directos sobre los sistemas productivos; sin embargo, entre los impactos y acciones socio-económicas que se generan a partir de estos sistemas se destacan la utilización de bajos insumos, el establecimiento de bancos de semillas, la creación de mercados más amigables y con menos intermediarios, la implementación de actividades de ecoturismo, y el fortalecimiento de la gobernanza y redes locales (Nicholls et al., 2017).

2.2.2 Estrategias desde la agricultura y la conservación enmarcadas en el modelo *land sparing*

Como se ha señalado, el modelo de *land sparing* posee unas características de paisaje y de manejo a fines a la agricultura industrial, por esta razón las estrategias en las que se basan son principalmente a gran escala, donde se intervienen los cultivos de manera intensiva y extensiva, mejorando sustancialmente sus rendimientos y evitando que se expandan a lugares más conservados (Romano et al., 2014).

Por esta razón, la estrategia principal del modelo de *land sparing* es la creación de áreas protegidas para garantizar la separación entre áreas productivas y conservadas. Sin embargo, se requieren otro tipo de esfuerzos paralelos destinados a la recuperación ecológica de otras claves para la biodiversidad. Estas estrategias se relacionan principalmente con procesos de restauración (Palmer et al., 1997).

La restauración consiente en reparar un ecosistema que fue fuertemente intervenido para devolverlo a una condición inicial, ideal, o estable, con el fin de que pueda brindar las mismas funciones y servicios ecosistémicos que prestaba antes de la

intervención (Wortley et al., 2013). Puede ser activa o no activa (Sabogal et al., 2015). La primera incluye necesariamente la plantación de individuos vegetales que tienen un mantenimiento, control y monitoreo constante, mientras la segunda se relaciona con la regeneración natural de los ecosistemas, sin una intervención asistida (Wortley et al., 2013)

La restauración no asistida se relaciona con el proceso de sucesión natural (Rudel et al., 2010). Se ha identificado en varios países, que la disminución en la tasa de deforestación puede relacionarse con la mejora en los rendimientos de los cultivos, es decir que, mientras la producción aumenta, la cobertura de bosque también lo hace. Estos procesos van ligados comúnmente a dinámicas sociales como la migración de personas de zonas rurales a urbanas (Grau et al., 2013; Perfecto & Vandermeer, 2010). De esta manera, se produce abandono de tierras que desencadena un proceso de regeneración natural (Sánchez-Cuervo et al., 2012). Posteriormente, estos predios pueden ser adquiridos e intervenidos a través estrategias de restauración, y convertirse eventualmente en zonas complementarias a las áreas protegidas bajo alguna figura de protección. Sin embargo, hay que tener en cuenta que estas nuevas áreas naturales no son iguales a los ecosistemas originales, y que pueden diferir ampliamente en su composición (Phalan, 2018).

2.3 Variables relevantes en el debate *land sharing* / *land sparing*

Entre los temas actuales de discusión de los modelos *land sharing* y *land sparing* se encuentran la heterogeneidad del paisaje (Grau et al., 2013; Perfecto & Vandermeer, 2010), la escala, y la hipótesis de Borlaug, además de la reciente inclusión del impacto político que pueden tener las estrategias asociadas a cada modelo (Phalan, 2018). No obstante, a lo largo de los casi 15 años de debate, los autores han coincidido en algunas variables relevantes para la identificación y evaluación de las estrategias de conservación y el manejo del paisaje desde cada uno de los modelos (Tabla 1). De acuerdo a Phalan (2018), uno de los objetivos del debate ha sido estandarizar conceptos y metodologías que le den más relevancia en la práctica a cada modelo, para que finalmente tengan un impacto en la gestión y en la definición de políticas de los paisajes en los que se desarrollan. A continuación, se desarrollan las variables más relevantes identificadas en la revisión del debate agrupadas en tres categorías: i) variables ecológicas y biológicas, ii) de estructura del paisaje, y iii) socioeconómicas (Tabla 1).

Tabla 1: Variables discutidas dentro del debate *land sharing* *land sparing*

Tipo de variable	Variable discutida	Cita
Ecológicas y biológicas	Zonas naturales adyacentes	(Chandler et al. 2013)
	Disponibilidad de agua	(Zuluaga 2019)
	Fertilidad del suelo	(Zuluaga 2019; Fischer et al. 2014)

	Distancia a áreas naturales	(Zuluaga 2019; Grau et al. 2013)
	Especies endémicas	(Zuluaga 2019)
	Diversidad beta	(Wehrden et al. 2014; Phalan 2018)
Paisaje	Escala	(Chandler et al. 2013; Phalan 2018; Fischer et al. 2014)
	Conectividad	(Phalan 2018; Zuluaga 2019; Fischer et al. 2014)
	Heterogeneidad del paisaje	(Phalan 2018; Fischer et al. 2008; Grau et al. 2013)
	Estructura vegetal	(Estrada et al. 2005; Balmford et al. 2005; Moguel & Toledo 1999)
	Historia del uso del suelo	(Wehrden et al. 2014)
	Deforestación	(Grau et al. 2013)
Socioeconómicas	Producción del sector agropecuario	(Chandler et al. 2013; Grau et al. 2013)
	Rendimiento del sector agropecuario	(Chandler et al. 2013; Phalan et al. 2011; Grau et al. 2013)
	Mercados globales	(Fischer et al. 2014)
	Externalidades	(Fischer et al. 2008)
	Insumos (maquinaria, fertilizantes)	(Fischer et al. 2008)
	Costos de oportunidad	(Salles et al. 2017)
	Seguridad alimentaria	(Fischer et al. 2008)

2.4.1 Variables ecológicas y biológicas

Uno de los interrogantes más grandes a este nivel es la identificación de un indicador para la medición de la biodiversidad (Tabla 1). Si bien, se ha evaluado tanto el recambio de especies como los estados poblacionales de grupos particulares (Phalan et al., 2011), no es claro qué aspectos de la biodiversidad deberían optimizarse a la hora de aplicar cada uno de los modelos (Fischer et al., 2014). Se ha planteado la importancia de monitorear a la biodiversidad bajo ambos modelos a partir del estudio de la estructura poblacional, y estimar por ejemplo el efecto que tiene un determinado nivel de intervención agropecuaria sobre los rangos de hogar de las especies y su influencia en el tamaño de las poblaciones (Phalan et al., 2011).

Otros autores han planteado la importancia de la medición de la diversidad beta. La diversidad beta se define como el recambio en la composición de especies de acuerdo a un gradiente ambiental (Whittaker, 1960), y es clave en la identificación de cada modelo, ya que se ve favorecida en paisajes heterogéneos. Así esta variable puede ser una aproximación tanto del recambio de especies, como de la heterogeneidad del paisaje (Fischer et al., 2008; Grau et al., 2013; Kremen, 2015).

Otros trabajos han incluido la biodiversidad como característica de cada enfoque a partir de la presencia de especies endémicas (Zuluaga, 2019), o desde la irremplazabilidad y complementariedad de áreas prioritarias para la conservación (Burbano-Girón et al., 2019).

2.4.2 Variables de estructura del paisaje

La deforestación (Tabla 1), es sin duda uno de los aspectos que más afecta la pérdida de biodiversidad (Fahrig, 2003), por lo que algunos autores han destacado que esta variable debería ser incluida en la identificación de cada modelo. A medida de que los rendimientos de los cultivos aumentan, la deforestación debería disminuir al cumplirse los objetivos de producción en un espacio ya delimitado (Grau et al., 2013). Como consecuencia de la deforestación se generan fragmentación y pérdida de hábitat, por lo que la historia del uso del suelo (Tabla 1) debería ser considerada también como una variable. Aquellos lugares que históricamente han sido transformados, lo seguirán siendo con mayor probabilidad, a diferencia de aquellos que han sido conservados la mayor parte del tiempo (Chandler et al., 2013). Por esta misma razón, es relevante evaluar si las zonas agropecuarias tienen áreas de vegetación natural adyacentes, ya que éstas pueden generar una matriz más o menos permeable, o constituirse en hábitats para el paso de las especies (Chandler et al., 2013; Gilroy et al., 2014). En este mismo sentido, se ha incluido variables como cercanía a fuentes de agua, fertilidad del suelo, o distancia a áreas naturales como una aproximación de la cercanía a áreas conservadas (Zuluaga, 2019).

La escala es una variable determinante en el debate, ya que se ha discutido cuál debería ser la escala idónea a la que opera cada modelo (Phalan, 2018) (Tabla 1). En un contexto ecológico, se define como el resultado de la relación entre el tamaño de grano y la extensión relevantes a una pregunta de investigación determinada (Wiens, 1989). En general, varios autores coinciden con la idea de que *land sparing* debería estudiarse en grandes extensiones y a escalas amplias, mientras que *land sharing* a escalas más locales y resoluciones más detalladas (Fischer et al., 2008). Recientemente, Phalan (2018) ha concluido que la escala a la que se deberían estudiar los dos modelos debe ser aquella que permita captar una parte representativa de la heterogeneidad del paisaje de estudio, pero que a la vez tenga el nivel de detalle adecuado para la toma decisiones.

La heterogeneidad del paisaje es otra variable determinante en el debate para la definición de cada modelo (Phalan, 2018). La heterogeneidad se define como la diversidad de estructuras paisajísticas en una región determinada (Wu, 2004), y está fuertemente influenciada por la escala. La heterogeneidad espacial es mayor cuando disminuye el tamaño de grano y aumenta la extensión, y es menor cuando aumenta el tamaño de grano y disminuye la extensión (Wiens, 1989). La heterogeneidad también tiene una alta influencia sobre la biodiversidad y sobre

aspectos socioeconómicos (Grau et al., 2013), ya que en los paisajes fragmentados favorecen el modelo *land sharing*, y además otras características relevantes como la diversidad beta (Tabla 1) (Wehrden et al., 2014). En paisajes más heterogéneos, el recambio de especies es muy alto, ya que existen los nichos disponibles para que distintas especies puedan adaptarse (Benton et al., 2003; Grau et al., 2013; Phalan, 2018). Las especies presentes en los cultivos a su vez influyen en su establecimiento y en los costos. Aspectos como la sombra, la fertilidad, la polinización o la dispersión de semillas favorecen la reducción de gastos en insumos, generando fuertes relaciones con el rendimiento de cada cultivo. Adicionalmente, se debe tener en cuenta el efecto que la heterogeneidad del paisaje tiene sobre las especies no se da de igual a escalas locales, regionales o nacionales (Fischer et al., 2008). Se ha señalado ampliamente el efecto negativo que la heterogeneidad tiene sobre las especies al estar relacionada con la fragmentación y la existencia de parches aislados en los paisajes (Fahrig, 2003). Igualmente, se ha estudiado que la heterogeneidad podría tener un mayor número de respuesta positivas que negativas por parte de las especies (Fahrig, 2017) aunque lo anterior también ha sido también discutido argumentando que no se tiene en cuenta información crucial que se observa en campo que soporte contundentemente esta afirmación (Fletcher et al., 2018).

Otra variable clave a nivel de paisaje es la conectividad, la cual es determinante en paisajes altamente fragmentados (Tabla 1). La conectividad se define como la capacidad que tienen un paisaje para mantener el movimiento de recursos entre los parches de un paisaje (Taylor et al., 1993). La conectividad juega un papel muy importante a la hora de plantear estrategias de conservación que puedan compensar los efectos negativos del sector agropecuario sobre la biodiversidad (Phalan, 2018). Particularmente, desde el modelo *land sharing*, se ha reportado que cuando las áreas naturales o destinadas para la conservación están próximas a áreas agropecuarias más amigables, la representatividad de la biodiversidad y la proporción de hábitat se favorecen, debido a que aun siendo sistemas agropecuarios, pueden mantener la continuidad en el paisaje, resultando en una estrategia menos fragmentada (Troupin & Carmel, 2014). Para el caso de *land sparing*, la importancia de la conectividad radica en enlazar las áreas destinadas a la conservación. Se espera que éstas tengan una continuidad y extensión suficiente para que las especies no se vean afectadas por amenazas como el cambio climático y el efecto de borde (J. C. Williams et al., 2005).

La estructura vegetal de las áreas agropecuarias que conforman las áreas altamente heterogéneas también conforma un aspecto de gran relevancia (Tabla 1). Algunos sistemas productivos complejos como el café con sombrero pueden soportar una alta diversidad de especies al contar con un dosel de entre 20 y 30 metros que facilita el movimiento de varias especies, en contraste a aquellos con crecimiento en exposición que poseen un dosel de 15 metros compuesto en su mayoría por leguminosas (Moguel & Toledo, 1999). Este tipo de estrategias constituyen

elementos del paisaje esenciales para el paso de algunas especies que son tolerables a ciertos niveles de intervención como los primates y las aves (Bakermans et al., 2012; Estrada et al., 2005), ya que son matrices del paisaje más permeables, convirtiéndose en corredores o hábitats de paso importantes para la conectividad de los parches de hábitat remanentes (Perfecto & Vandermeer, 2010).

2.4.3 Variables socioeconómicas

Dentro de las variables sociales o económicas se han destacado la productividad y el rendimiento de los cultivos (Chandler et al., 2013; Wehrden et al., 2014). Es importante anotar que dentro del debate se ha discutido los efectos que cada modelo tiene sobre la biodiversidad, pero no se ha evaluado suficientemente el efecto que tendría cada modelo sobre la producción de los cultivos y en general, sobre la economía agrícola a distintos niveles (Grau et al., 2013). Así mismo, en los últimos años el debate ha tenido fuertes críticas al tratar únicamente temas de conservación o de producción de alimentos, es por esto que ha dejado de verse como una problemática de índole netamente biológico o paisajístico y ha comenzado a relacionarse con temas de seguridad y soberanía alimentaria al tratarse de la ubicación de los sistemas productivos que soportan el alimento de las personas siendo estos tópicos manejados directamente por ciencias como la agroecología (Altieri, 2002; Fischer et al., 2014)

Enfoques mucho más económicos, han resaltado que las fuerzas globales de los mercados y las externalidades pueden estar influyendo en el tipo de modelos que se da en un paisaje determinado, siendo ajenos a los escenarios netamente locales e incluso regionales (Tabla 1). Ejemplo de estas dinámicas son los cultivos de gran escala, y de muy altos rendimientos y rentabilidades que suelen estar impulsados por fuerzas y mercados internacionales, por lo que acoplarlos a iniciativas de conservación suele ser más complicado que para aquellos cultivos que dependen de dinámicas más locales (Fischer et al., 2014).

Al mismo tiempo, los beneficios de mantener cultivos que contribuyan a la protección de las especies también tienen un efecto económico (Tabla 1). Los recursos que son destinados para los insumos que contribuyen a labores como la fertilización de suelos, pueden ser disminuidos con la siembra de árboles de alto porte, ya que agregan humedad y favorecen la presencia de microorganismos que nutren el suelo a través de la descomposición, lo que se traduce en una menor compra de insumos para la fertilización (Moguel & Toledo, 1999). De igual manera, los beneficios de la biodiversidad para las zonas agropecuarias han sido documentados. Las especies pueden soportar procesos de dispersión, polinización e incluso descomposición, contribuyendo a la regeneración del sombrero de los cultivos, y reduciendo costos de siembra, por la aceleración de la descomposición de materia orgánica y abono en los suelos (Estrada et al. 2012b).

2.4 Aplicaciones al estudio del debate *land sharing / land sparing*

La mayoría de las aplicaciones que se han realizado en torno al debate de *land sharing/land sparing* se relacionan con los efectos que cada uno de los modelos tiene sobre las especies. Los estudios evalúan mayormente aspectos de la biodiversidad como el número de especies para determinar la riqueza y composición; sin embargo, los trabajos que abordan la identificación espacial de cada uno de los modelos son limitados. Pocos autores han abordado el problema desde un punto de vista de planeación de la conservación y ordenamiento del paisaje, integrando factores ecológicos, biológicos, de paisaje y socioeconómicos al mismo tiempo. A continuación, se identifican algunos trabajos dentro del debate, y otros que, aunque no abordan ninguno de los modelos directamente, constituyen aproximaciones que relacionan los efectos de la agricultura sobre la biodiversidad.

2.4.1 Aplicaciones con enfoque ecológico, biológico y de conservación

La mayoría de los estudios relacionados con el debate se han realizado usando las aves y plantas vasculares como aproximaciones a la biodiversidad, mientras que en una menor proporción se ha trabajado poblaciones de primates e insectos. Los estudios se han realizado en diferentes paisajes tropicales como el bosque húmedo amazónico y el bosque seco, y por su puesto en paisajes en mayor medida agrícolas (Wehrden et al., 2014).

Dentro de las aplicaciones y estudios que se han realizado en torno al debate en temas de conservación, se destacan aquellos que han medido el efecto que tienen cada modelo sobre las especies. Por ejemplo, Phalan et al. (2011), intentó identificar cómo se comportaban las densidades poblacionales de especies de aves y árboles en Ghana bajo diferentes niveles de rendimiento de los cultivos, concluyendo que más de la mayoría de las especies son negativamente afectadas por los cultivos, y aquellas con un rango de hogar más reducido son más impactadas (Phalan et al., 2011).

Los estudios de aves se han aplicado para conocer los cambios en la composición de las especies con la inclusión de cultivos. Son muy comunes en la literatura las comparaciones de cultivos con arreglos amigables como el café con sombrero, versus el café cultivado de manera tradicional, dando una aproximación desde el recambio de especies entre paisajes. Chandler et al. (2013) por ejemplo, encontró que la riqueza de aves era mayor en cultivos sin sombra y que su composición puede llegar a ser muy similar a bosques primarios. Sin embargo, y contrario a esto, un estudio en Venezuela explica que las especies de aves migratorias tienen una densidad alta significativa en cafetales con sombrero, reflejando la estrecha relación ecológica que tienen con este paisaje agrícola (Bakermans et al., 2012). Igualmente, otro estudio refleja que el uso que las aves le dan a los sistemas agrícolas como el

café, es diferencial entre grupos tróficos. Aunque la riqueza de especies es mayor en sistemas agroforestales de café, las especies de los grupo tróficos omnívoros e insectívoros fueron vistas con mayor frecuencia en el bosque secundario que en cafetales con sombrío (Hernandez et al., 2013).

A través del uso de primates neotropicales, por ejemplo, se resalta la importancia de configuración de matrices menos agresivas para el movimiento de las especies, puesto que muchas especies del neotrópico hacen uso activo de los sistemas agrícolas, las cuales constituyen zonas de forrajeo, refugio y paso para ellas. Algunas especies de primates incluso hacen uso de plantaciones de palma y algunas plantaciones forestales (Estrada, 2013; Estrada et al., 2012; Estrada & Coates-Estrada, 1996). La importancia biológica de la permeabilidad de la matriz del paisaje se ha evidenciado también desde la inclusión de las áreas agropecuarias para ejercicios de priorización, donde se ha evidenciado que se favorece la representatividad de las especies (Durán et al., 2014). Además, se ha destacado la importancia de configurar matrices menos agrestes con las áreas productivas dentro de paisajes intervenidos (Perfecto & Vandermeer, 2008, 2010).

2.4.2 Aplicaciones con enfoque de paisaje

Como ya se señaló, la heterogeneidad del paisaje es una de las variables más importantes dentro del debate. Particularmente, se ha señalado la relación que existe entre la heterogeneidad captada por sensores remotos, la diversidad taxonómica, la diversidad funcional, y la diversidad beta encontrada en campo (Rocchini et al., 2018, 2019). En la estimación de la diversidad beta a partir de imágenes satelitales, se ha encontrado que la variabilidad a nivel de pixel en la reflectancia calculada a través del índice Rao's Q (Rocchini et al., 2017) (Ecuación 2), es una buena aproximación al recambio de especies vegetales.

El cálculo del índice Rao's Q se basa en el índice de Shannon de entropía H , que se utiliza para medir la diversidad de especies. Este índice pondera la equitatividad en la diversidad de las especies en una comunidad, ya que considera sus abundancias relativas (Ecuación 2). Así, el índice de Rao's Q tiene en cuenta tanto la abundancia de las reflectancias de cada pixel, como la distancia en las abundancias de la reflectancias entre los pixeles para varias bandas (Rocchini et al., 2017, 2019). Los valores más bajos del índice reflejan una baja heterogeneidad, lo cual significa que: i) los valores de los pixeles son similares entre sí y son cercanos en sus valores de reflectancia, y ii) que existe una alta dominancia en el paisaje de unos pocos valores de reflectancia, es decir, que el paisaje es poco heterogéneo (Figura 2). Por el contrario, el índice refleja una alta heterogeneidad cuando estas condiciones son inversas (Figura 2) (Rocchini et al., 2019).

Ecuación 2: Índice de Rao's (Rocchini et al. 2017)

$$Q = \sum \sum dij * pi * pj$$

Ecuación 2: Índice de Shannon (Shannon, 1948)

$$H = \sum pi * \log_2 * pi$$

Donde dij es la distancia entre pares de píxeles respecto a su reflectancia i y j , pj es la abundancia relativa del píxel j y pi es la abundancia relativa del píxel i . El índice se aplica a una ventana o kernel que dependerá del investigador (Rocchini et al., 2019).

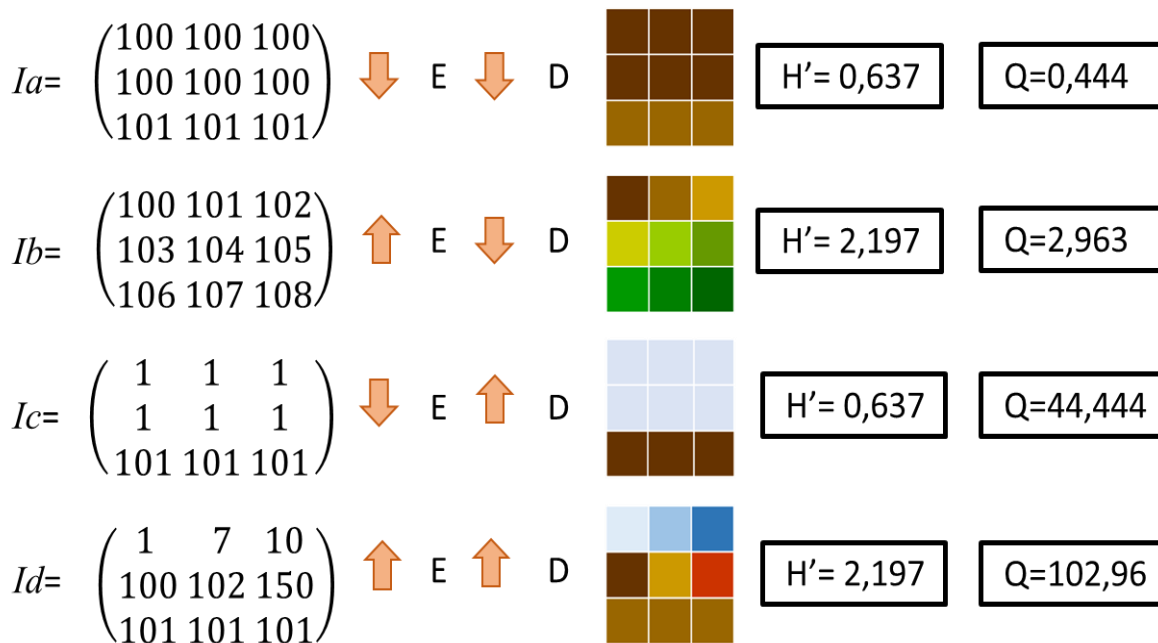


Figura 2: Diferencia entre los índices de Shannon H' y Rao Q . E=Equidad, D=Distancia. Se reflejan diferentes gradientes de heterogeneidad, el caso el primer ejemplo (Ia) indica un paisaje con baja equidad, que se traduce en una baja diversidad de píxeles y una baja distancia entre los valores de reflectancia. Por el contrario en la imagen Id tiene una equidad mayor, es decir una mayor diversidad de píxeles y la distancia de reflectancia entre píxeles es mayor. Modificado de, Las imágenes Ib e Ic hacen referencia a situaciones intermedias en donde el índice de Shannon no es capaz de distinguir sus diferencias mientras que el índice de Rao si lo hace, esto se debe a que a diferencia del primero, el índice de Rao tienen en cuenta las distancias de reflectancia entre los píxeles y sus abundancias (Rocchini et al., 2019).

También se ha llevado a cabo comparaciones entre el índice Rao's y el índice de Shannon como aproximaciones a la heterogeneidad del paisaje. Khare et al. (2019), aplicaron los dos índices en tres diferentes zonas de estudio, tres diferentes resoluciones, y dos tipos de kernel (3x3 y 9x9). Este trabajo concluye que el índice Rao's tiene una mejor aproximación de la heterogeneidad y diversidad beta de los paisajes, ya que el índice de Shannon tiende a sobreestimar los resultados. Estos mismos resultados fueron soportados por Rocchini y Luque (2017). Además, Khare

et al. (2019) hacen un trabajo que pretende saber el efecto que tienen las diferentes escalas de diferentes sensores en el cálculo del índice Rao tomando imágenes de alta (5m Rapideye) muy alta (2m Pléiades 1A) y media resolución (30m Landsat 8) concluyendo que la escala adecuada para identificar este tipo de patrones es a media o alta resolución.

Las aplicaciones de análisis de conectividad, resaltan la importancia de mejorar la calidad de la matriz en paisajes altamente transformados por actividades productivas, ya que éstas proveen diversos servicios ecosistémicos para las especies que se encuentran en lugares más conservados (Perfecto & Vandermeer, 2008). La mayoría de trabajos se han desarrollado con el objetivo de determinar el papel de la estructura del paisaje en la movilidad de especies. Se ha encontrado por ejemplo, que el movimiento de las especies de mariposas en determinados paisajes agrícolas se ve favorecido por límites de hierbas entre ciertos cultivos, mejorando la conectividad para estos insectos (Sutcliffe et al., 2003). En murciélagos por ejemplo, se ha determinado que mejorar la estructura boscosa de los paisajes intervenidos ayuda su ecolocalización (Frey-ehrenbold & Bontadina, 2013).

La conectividad dada por las cercas vivas de los sistemas agrícolas se ha convertido en una estrategia recurrente para mejorar la conectividad en los paisajes agrícolas. Un estudio realizado en un paisaje de pastoreo en Costa Rica cuyo objetivo era contabilizar y espacializar las cercas vivas, concluye que éstas pueden dar continuidad a la cobertura boscosa, y crear redes que atraviesan todos los cultivos hasta parches de cobertura natural, mejorando sustancialmente la conectividad de estos paisajes (Harvey & Chaco, 2006).

Adicionalmente, iniciativas internacionales como los esquemas agro-ambientales, favorecen la aplicación de estrategias de restauración en sistemas agropecuarios para mejorar la conectividad de los paisajes. Se ha identificado aquellas especies no productivas que son necesarias para favorecer la conectividad, pero también cuáles especies productivas la pueden mejorar dentro de los cultivos (Donald & Evans, 2006). Desde la planeación sistemática de la conservación, se han realizado ejercicios de priorización espacial para disminuir la pérdida de calidad de hábitat, maximizar la conectividad, e incorporar elementos de la heterogeneidad del paisaje teniendo en cuenta los esquemas agro-ambientales ya establecidos en el sudoeste de Finlandia. Los resultados de este tipo de ejercicios guían la identificación de lugares potenciales para restauración contribuyendo al mejoramiento de la calidad de los esquemas agro ambientales y desatacan a su vez la importancia de la calidad de la matriz de los paisajes altamente transformados (Harlio et al., 2019).

El impacto que las actividades agropecuarias y la intervención humana tienen sobre la biodiversidad, también ha sido incluido a nivel de paisaje a través de variables como la cercanía a población humana, la conectividad del paisaje (Moffett & Sarkar, 2006), o índices compuestos como la huella humana (Venter et al., 2016). Este índice recopila siete variables que definen el grado de intervención: construcciones,

densidad de población humana, zonas de cultivos y pastos, tipos de vías, e infraestructura eléctrica. En relación al impacto de la transformación del paisaje, otro grupo de estudios se ha centrado en la identificación y modelamiento de la historia del uso del suelo (Etter et al., 2008; Faleiro et al., 2013), evidenciando los conflictos entre la expansión de áreas productivas y escenarios futuros para la planeación sistemática de la conservación (Dobrovolski et al., 2011; Phelps et al., 2013).

En Colombia, la cuantificación de la deforestación y la fragmentación del paisaje, y la historia de uso del suelo han sido evaluadas principalmente para encontrar los factores direccionadores de la transformación del paisaje, y la representatividad de las áreas protegidas de ecosistemas vulnerables como los de la zona Andina en (Armenteras et al., 2003, 2011; Etter et al., 2006). No obstante, recientemente se modelaron las transiciones de cambio entre cobertura natural y ganadería, identificando las zonas donde se debería seguir expandiendo esta actividad, donde debería frenarse, y donde deberían haber restricciones, guiado por el marco del debate y haciendo énfasis en variables como cercanía a cuerpos de agua o zonas naturales, fertilidad del suelo, y pendiente entre otras (Zuluaga, 2019).

Al mismo tiempo se han elaborado investigaciones que pretenden evaluar diferentes escenarios de cambio de uso para determinar el impacto que tienen sobre factores como la biodiversidad, el recurso del agua y el almacenamiento de carbón. Esto con el fin de desarrollar un análisis espacialmente explícito y multi objetivo que pueda apoyar la toma de decisiones acerca de la planificación del uso de la tierra en los llanos de la Orinoquía colombiana (B. Williams & Grantham, 2019).

2.4.3 Aplicaciones con enfoque social y económico

Los aspectos sociales, económicos e inclusive políticos del debate aún son muy poco explorados (Salles et al., 2017). A nivel social y económico, se ha tratado de identificar cómo se podrían relacionar y conectar las políticas actuales de los países en desarrollo con cada uno de los modelos del debate. En una revisión realizada por Mertz y Mertens (Mertz & Mertens, 2017) en la que se buscaba identificar las políticas que los países en desarrollo han explorado para respaldar a cada uno de los modelos del debate, se identificó que la mitad de los estudios revisados hace uso de los dos modelos, siendo *land sharing* menos importante y con menos financiamiento que *land sparing*. Además, concluyen que los contextos de los países en desarrollo son un aspecto importante para guiar ciertas políticas de conservación en torno al debate. En este mismo trabajo se destaca que para Colombia, la estrategia predominante para los dos modelos ha sido los sistemas intensivos silvopastoriles. Llama la atención que solo se resalta este tipo de manejo dejando de lado paisajes cafeteros o cultivos de cacao con sombrero (Guzmán et al., 2016; Hulme et al., 2013; Moguel & Toledo, 1999).

Por otro lado, los actores y los contextos sociales también han sido foco de estudio. Se han construido escenarios con ayuda de herramientas participativas que involucran actores de acuerdo a su experticia en manejo de recursos, agricultura, y de impacto administrativo. En este tipo de metodologías se le pregunta al actor en qué parte del paisaje al que pertenece, podrían ocurrir ciertos cambios de uso de suelo o cambios de cultivos de acuerdo a contextos de mercado y políticas, esto con el fin de establecer en qué lugares puede ocurrir *land sharing* o *land sparing* en cinco paisajes de Europa para definir la gestión del paisaje desde los actores del territorio. En conclusión, los actores optan más por paisajes relacionados con el modelo de *land sharing*, y se destaca la importancia de la participación de actores para tener una aproximación más real de las decisiones que se dan en el territorio (Karner et al., 2019).

El uso de variables económicas se ha incluido en trabajos relacionados con la planeación sistemática para la conservación. Se ha medido el efecto que tiene la inclusión de variables de renta de las actividades agrícolas y ganaderas dentro de la priorización de áreas de conservación, sugiriendo estrategias ligadas a cada uno de los modelos con relación al tipo de cobertura a nivel neotropical (Burbano-Girón et al., 2019). La relación entre las áreas agropecuarias y aspectos socioeconómicos a nivel espacial se ha dado principalmente a través de la inclusión de sus costos para la conservación en ejercicios de priorización espacial, aplicando variables proxy como el costo de oportunidad, de producción, de manejo, o de adquisición de tierras (Naidoo & Ricketts, 2006). El fin de incluir de manera espacial los costos que la conservación puede tener, genera una planificación más costo eficiente, disminuyendo los recursos de manejo de las áreas protegidas (Bode et al., 2008; Carwardine et al., 2008).

La relación entre la demografía y el establecimiento de un modelo u otro se ha evaluado a través del desarrollo de índices que tienen en cuenta la proporción de área natural y cultivada en un píxel determinado. En este estudio llevado a cabo en el Cerrado Brasileño, se comparó la proporción de área natural y cultivada con la demografía en la zona, concluyendo que la disminución de la población rural tiene una relación positiva con el modelo de *land sparing*, mientras que el modelo de *land sharing* se relaciona con densidades poblacionales rurales más altas (Pompeu et al., 2018).

Phalan (2018) resalta *land sparing* como el modelo que ha tenido mayor visibilidad y mayor financiamiento, ya que en términos de acuerdos económicos y sociales no requiere de ningún esfuerzo adicional por parte de los productores, mientras que los acuerdos de conservación en las estrategias relacionadas con *land sharing* pueden verse comprometidos. En este sentido, se proponen las estrategias relacionadas con *land sharing* como complementarias al modelo *land sparing*. Además, se resalta que *land sparing* garantiza en mayor medida áreas naturales que favorecen la biodiversidad, mientras que aquellas áreas agropecuarias que puedan ser

mejoradas respecto a su estructura y ecología las complementan (Salles et al., 2017).

2.4.4. Contribuciones desde la priorización espacial para la conservación a la aplicación de los modelos *land sharing* y *land sparing*

Como ya se ha señalado, el debate de *land sharing* y *land sparing* se define principalmente como una problemática espacial, debido a que la conservación y la producción compiten por establecerse en el paisaje de manera eficiente. Este mismo marco ocurre en la priorización espacial para la conservación. En este proceso, se hace uso de técnicas cuantitativas para generar datos espaciales sobre prioridades de conservación. Bajo este marco, la información se evalúa en función de ciertos objetivos de conservación, y mediante el uso del análisis espaciales, se identifican áreas prioritarias para guiar la toma de decisiones sobre dónde invertir los recursos de manera eficiente, además de otras acciones de conservación (Ferrier & Wintle, 2009; Wilson et al., 2007).

La relevancia de la priorización espacial para la conservación ha sido mayor desde su adopción en el marco de la planeación sistemática de la conservación (PSC) (Kukkala & Moilanen, 2013; Margules & Sarkar, 2007). La PSC es un marco de referencia que integra aspectos socioeconómicos y biológicos que buscan una mejor selección y gestión de las áreas para la conservación de la biodiversidad (Margules & Pressey, 2000). Los proyectos encaminados a la conservación de la biodiversidad se basan en dos conceptos y objetos fundamentales: la efectividad y la eficiencia. La primera se refiere al cumplimiento de los objetivos de conservación planteados, y la segunda a la adecuada gestión de los recursos invertidos en la implementación y mantenimiento de las áreas a proteger (Gaston et al., 2002; Sarkar et al., 2006). El fin último de la PSC es la priorización de acciones sobre el paisaje para garantizar la representatividad y la persistencia de la biodiversidad de una manera costo eficiente (Moilanen, Wilson, et al., 2009).

La priorización debe tener en cuenta unos objetivos de conservación pero también unas restricciones que guíen las soluciones óptimas para llegar a tal objetivo. Las restricciones es un concepto importante dentro de priorización espacial para la conservación, y de gran utilidad dentro del debate *land sharing* / *land sparing* y se definen como aquellas condiciones que pueden restringir la ubicación espacial de las áreas a priorizar y son se fijadas para invalidar o validar lugares con ciertas características espaciales (Moilanen, Possingham, et al., 2009). Las restricciones más usadas dentro del contexto de la planeación sistemática para la conservación son por ejemplo, que las unidades de planeación posean cierta cantidad de vecinos o que constituyan entre ellas un espacio continuo, este tipo de condiciones están guiadas principalmente a conceptos y objetivos de conectividad, hay otro tipo de restricciones que simplemente están enfocadas hacia una solución que garantice la

elección o exclusión de ciertas áreas que establece el investigador al ser convenientes o no dentro de la solución.

Así como el debate tiene el objetivo de maximizar la producción agropecuaria y al mismo tiempo contribuir a la conservación, la priorización espacial para la conservación tiene como objetivo maximizar la conservación de la biodiversidad al mismo tiempo que minimiza sus costos (Ferrier & Wintle, 2009; Moilanen, Possingham, et al., 2009; Wilson et al., 2007).

En este sentido, los costos tanto para la priorización espacial para la conservación, como para el debate, se convierten en la variable más influyente en la priorización de áreas (Bode et al., 2008). En primer lugar, porque los recursos para la conservación son limitados (Kukkala & Moilanen, 2013; Wilson et al., 2007), y en segundo lugar, porque los costos de producción y de oportunidad son determinantes para que los productores opten por mejorar sus cultivos con estrategias de conservación, o por hacerlos cada vez más extensivos e intensivos (Adams et al., 2010).

Tanto el debate *land sharing / land sparing* como la PSC, son marcos que permiten tratar conflictos espaciales donde hay un problema de optimización en el que se busca la mejor ubicación de una acción de conservación al mínimo costo. En la PSC la optimización ha sido realizada a través de la valoración o ponderación variables que caracterizan ambiental y económicamente los lugares a priorizar, y de allí que una de las metodologías más utilizada para este tipo de ejercicios sea el análisis multicriterio (Regan et al., 2007). Dentro de la priorización espacial se integran tanto aspectos de biodiversidad como aspectos sociopolíticos, y está guiada por la cantidad de combinaciones óptimas que se puedan hacer entre estas garantizando que se cumplan las restricciones espaciales definidas (Ferrier & Wintle, 2009; Moilanen, Wilson, et al., 2009; Wilson et al., 2007).

Desde la PSC se han evaluado variables que son relevantes dentro del debate *land-sharing / land-sparing* (Tabla 1). Algunas de estas variables tienen relación con el tamaño, la forma y la proximidad que hay entre las áreas a priorizar (J. C. Williams et al., 2005), y otras como la cercanía a corredores o zonas de conectividad de importancia para las especies, y la cercanía a áreas naturales o áreas protegidas ya existentes (Moilanen, Wilson, et al., 2009; Orsi & Geneletti, 2010).

2.5 Críticas a los modelos *land-sharing* y *land-sparing*

A pesar de que los enfoques de *land sharing* y *land sparing* tienen características propias que los hacen complementarios y pertinentes para resolver problemáticas en conservación y ordenamiento del paisaje, se ha identificado en la literatura algunos aspectos que pueden llegar a ser contradictorios e incluso poco convenientes, tanto para la biodiversidad, como para la economía agrícola.

2.5.1 Críticas del modelo *land sharing*

Se ha argumentado que los diseños amigables de los cultivos bajo el modelo *land sharing*, en algunas ocasiones no tienen los mismos rendimientos, y tampoco la misma rentabilidad que aquellos intensivos (Phalan, 2018). Aunque una manera de enfrentar esta pérdida pueden ser arreglos de conservación en los que se le pague al productor por disminuir su cosecha y contribuir de manera positiva a la conservación, estos acuerdos a menudo no se cumplen, y el productor no es compensado. Estos aspectos hacen que el modelo de *land sharing* en ocasiones sea difícil de implementar, además de ser fuertemente criticado (Grau et al., 2013).

Sin embargo, también se argumenta que los cultivos sostenibles pueden llegar a tener rendimientos altos de la mano de disciplinas como la agroecología, favoreciendo además una relación más equilibrada entre lo productivo y el medio natural, contribuyendo de manera positiva a este desbalance (Phalan, 2018).

2.5.2 Críticas del modelo *land sparing*

Se ha argumentado que al contrario de lo que se espera, la intensificación de algunas áreas productivas, en unos lugares específicos, solo incentivaría cada vez más los cultivos a gran extensión (Chandler et al., 2013). A medida que los cultivos mejoren sus rendimientos los ingresos monetarios también lo harán, lo cual guiaría a la expansión de los cultivos nuevamente, de una manera inclusive más intensiva (Phelps et al., 2013; Salles et al., 2017). Igualmente algunos estudios señalan que la intensificación de los cultivos no siempre garantiza su rentabilidad a largo plazo por lo que tampoco respalda la economía de los productores (Meiado et al., 2020; Primavera, 1991).

En este sentido, se critica la pertinencia del modelo *land sparing* en la medida en que puede desplazar las prácticas agropecuarias sobre áreas claves de biodiversidad por separarlas de producción, afectando también recursos como el agua y los suelos en términos de su calidad y disponibilidad. Adicionalmente, se debe contemplar la tendencia creciente de la población humana, que puede influir de igual manera sobre el crecimiento de los cultivos (Tscharntke et al., 2012). También, se debe tener en cuenta que a extensión de los cultivos y sus altos rendimientos aún no garantizan la seguridad alimentaria del total de la población humana (Fischer et al., 2014; Phalan, 2018).

2.5.1 Complementariedad de los dos modelos

Se ha propuesto que el modelo *land sparing* debería aplicarse en paisajes muy intervenidos con menor cantidad de áreas conservadas, para que las áreas claves de biodiversidad no se vean afectadas por externalidades de los cultivos intensivos. Por otro lado, se propone que el modelo *land sharing* debería aplicarse en paisajes menos intervenidos y enfocarse en hacer esfuerzos para mejorar la conectividad entre lugares conservados (Phalan, 2018). A pesar de las críticas que se hallan en cada uno de los modelos, algunos otros autores han argumentado la importancia de interpretarlos como dos perspectivas complementarias y no divergentes, bajo lo que se ha conocido como “*whole landscape approach*” (Defries & Rosenzweig, 2010; Strassburg et al., 2014).

Si bien el enfoque de *land sparing* confina a las áreas productivas en lugares específicos y no se extiende a lugares más conservados, no es un enfoque suficiente para combatir la pérdida de biodiversidad (Phalan, 2018). Se debe garantizar zonas de amortiguación para el paso de las especies y matrices menos agrestes para satisfacer necesidades como el forrajeo y la dispersión, aspectos que estrategias de agricultura amigable bajo el modelo *land sparing* favorecen (Green et al., 2005). Así, *land sharing* y *land sparing* deben catalogarse como modelos complementarios, y es urgente encontrar las características de cada uno en el paisaje. Para algunos autores, el debate ha sido *antagónico innecesariamente*, al quedarse en la discusión de cuál de los dos modelos es el que se debería implementar, sin contemplar la idea de que deberían ser coexistentes (Phalan, 2018).

3. METODOLOGÍA

Este capítulo se divide en 4 secciones. La primera, contiene la descripción del área de estudio en el que se desarrolla el trabajo. En esta se señalan los aspectos ecológicos y económicos más relevantes de la región de los Andes colombianos. La segunda, tercera y cuarta subsección corresponden a los tres objetivos de esta tesis, señalados en el primer capítulo. Así, la segunda subsección corresponde a la caracterización de cada uno de los modelos a través de una revisión bibliográfica (Figura 3), la tercera subsección hace referencia a la identificación de las áreas donde según sus características pueden establecerse cada uno de los modelos (Figura 3), y la cuarta subsección pretende identificar las estrategias de manejo del paisaje que se pueden aplicar teniendo en cuenta cada uno de los modelos ya establecidos en el área de estudio.

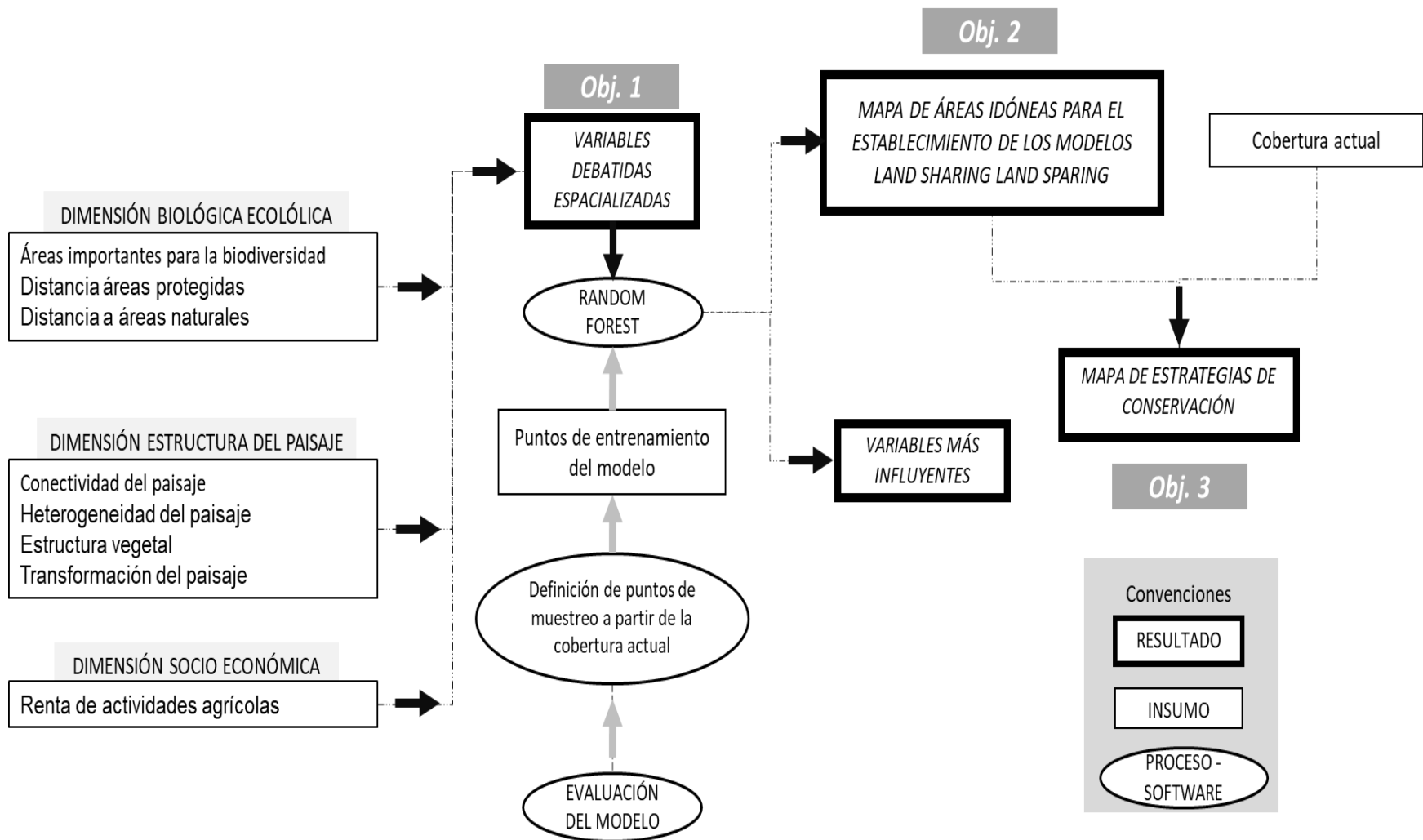


Figura 3: Diagrama de flujo metodológico

3.1 Área de estudio

La región Andina de Colombia comprende el punto norte de la cordillera de los Andes y tiene una extensión aproximada de 280.000 km², que representa el 24.5% del territorio nacional. Su nacimiento se ubica en el límite con Ecuador a los 0° 30' N y 77° 30' W, en el Nudo de los Pastos, donde se encuentra el Macizo Colombiano que da origen a las tres cordilleras (Oriental, Central y Occidental) y los dos valles interandinos (Magdalena y Cauca), los cuales componen la región de los Andes Colombianos. Desde el Nudo de los Pastos recorre unos 2.000 km hasta la Serranía de Perijá a los 11° 10' N y 73° 30' W (Armenteras, 2006; Etter, 2000).

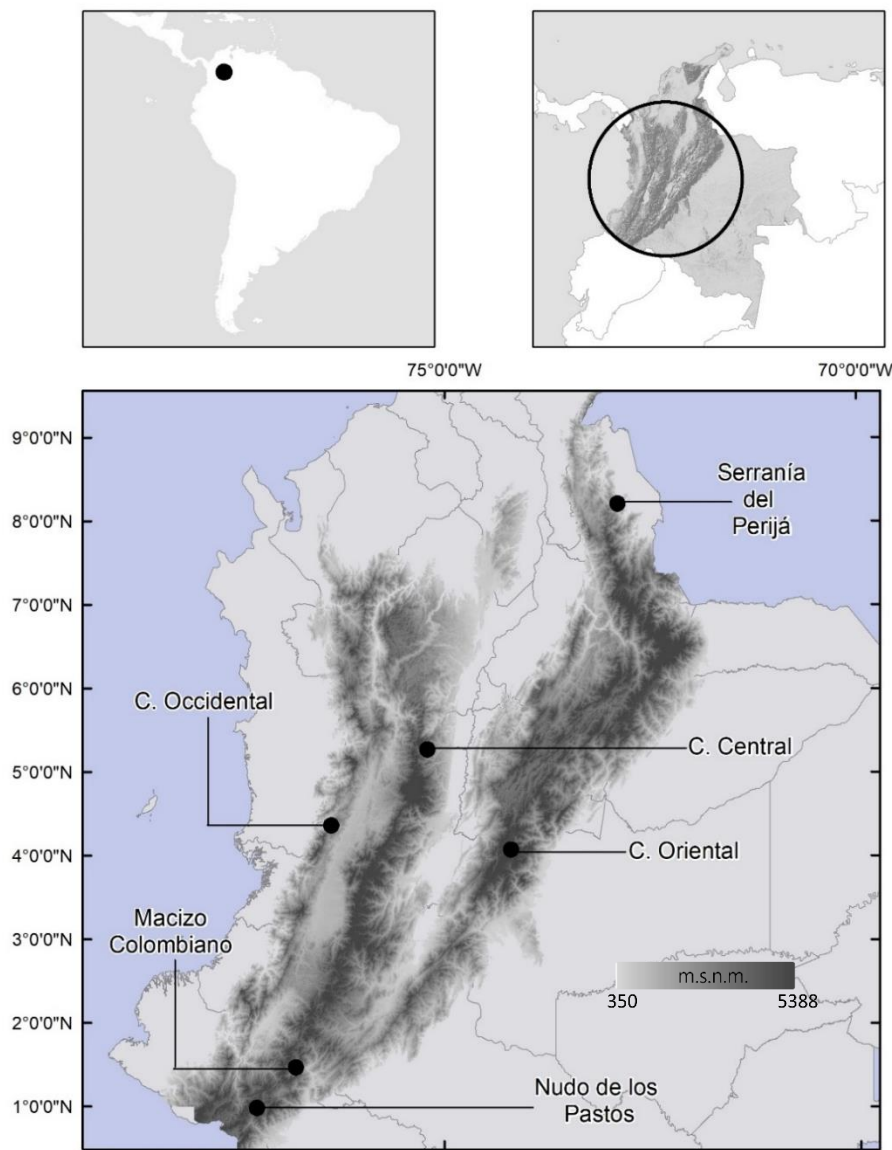


Figura 4: Área de estudio

Los procesos geológicos que llevaron a la formación de la Cordillera de los Andes, además de los cambios climáticos globales, hacen que esta región posea diversos paisajes geomorfológicos. El paisaje predominante es el paisaje montañoso, el cual representa el 85% de la región. También se encuentran el piedemonte y los valles interandinos, el sistema de lomeríos comprendido por las zonas más bajas de las montañas, y las planicies que son asociadas a cuerpos de agua (Armenteras, 2006).

Esta diversidad de paisajes está acompañada de una gran diversidad de materiales litológicos y formaciones superficiales, entre los cuales se encuentran las rocas sedimentarias representadas (33.2%), depósitos de cenizas volcánicas (25.8%), rocas ígneas (25.2%), depósitos superficiales (7.5%), y rocas mixtas (8.4%) (Armenteras, 2006). Los Andes colombianos poseen cuatro pisos térmicos: basal, subandino, andino y páramo (incluye subpáramo y superpáramo). Todos estos comprenden temperaturas entre los -2 y 32 °C, con zonas húmedas que varían entre 14.84% y 43.7%, y zonas secas entre los 0.51 y 14.6% de contenido de humedad (Armenteras, 2006; Etter & Villa, 2000). Las zonas húmedas ubicadas sobre los bosques andinos y los páramos permiten la convergencia de los vientos del sur y del norte, lo cual hace que los Andes colombianos sean una de las regiones más húmedas de todos los Andes, favoreciendo la provisión hídrica a nivel nacional (Etter & Villa, 2000).

Actualmente, los Andes colombianos están conformados por bosques naturales en un 39.5%, y se encuentran principalmente en los pisos basales, subandinos y andinos y altoandino. Los páramos constituyen un 34.1% del área, mientras que el subpáramo y superpáramo un 4.3%. Los bosques secos junto con los arbustales y la vegetación xerofítica representan el 1.1% (Armenteras, 2006). Las coberturas transformadas se ubican en el piso basal, subandino andino, altoandino y páramo, y suman en total 58.9% de área. Finalmente, las coberturas de centros urbanos y plantaciones forestales suman el 0.77% de la región (IDEAM, 2010). Los Andes del norte es considerado uno de los hotspot de biodiversidad más importantes dado sus altos niveles de diversidad y endemismo (Myers et al., 2000; Olson & Dinerstein, 2002). La alta heterogeneidad del paisaje constituye uno de los factores más influyentes sobre sus niveles de biodiversidad debido a la amplia disponibilidad de nichos que ha estado presente desde su levantamiento hace 6 millones de años, donde surgieron múltiples procesos de especiación (Etter & Villa, 2000).

El bosque andino y bosque seco constituyen dos de los ecosistemas claves de la zona. El bosque andino es actualmente uno de los ecosistemas más importantes debido a sus niveles de endemismo y el bajo conocimiento que la ciencia tiene sobre él (Olson & Dinerstein, 2002). Sin embargo, de los bosques andinos y sub-andinos precolombinos quedan tan solo el 4.5% y 6.4% de su extensión original (Armenteras et al., 2003), lo que ha fragmentado altamente su distribución actual. Por su parte, el bosque seco constituye junto con los demás bosques secos del mundo, uno de los ecosistemas más amenazados debido a que son parte importante de la producción de alimentos y es el soporte del sector agrícola en varios puntos

tropicales del planeta (Blackie et al., 2014); no obstante, cuenta con menos del 8% de su distribución original (Blackie et al., 2014; González-M, 2018). En este sentido, la priorización de acciones de manejo del paisaje orientadas al uso sostenible, restauración y preservación para esta región es clave para detener los procesos de pérdida y fragmentación de hábitat; a pesar de que la región Andina cuenta con 30 parques nacionales, éstos sólo significan el 9% del área total de la misma (Rodríguez et al., 2012).

La transformación del paisaje en la región ha sido guiada principalmente sobre el bosque seco tropical que se ubica en los valles interandinos; esta zona constituye una fuente importante para el desarrollo de actividades agropecuarias del país debido a su alta fertilidad, además de ser donde se concentra la mayor proporción de la población colombiana (65%). Debido a esto, históricamente los Andes ha sido un foco importante de conversión de vegetación nativa a cultivos (Etter, 2000).

Los principales agentes de cambio en la región han sido históricamente la agricultura y la ganadería (Etter et al., 2008). El 47% del área de estudio está conformada por territorios agropecuarios, siendo la cobertura de pastos la más amplia. Dentro de esta categoría, la producción de ganado desde los años 80 es hoy uno de los factores más importantes para el establecimiento de pastos en la región. Seguido de los pastos, se encuentra la cobertura de café que es además el principal producto de la región porque constituye el paisaje cultural cafetero, considerado patrimonio cultural de la humanidad en 2011. El café se ha convertido en un factor importante para la deforestación de los bosques subandinos de la región (Armenteras, 2006). Otros cultivos menos representativos respecto a su área son los de arroz, caña y papa (Armenteras, 2006; Rodríguez et al., 2012).

En este marco, la región andina constituye una zona con unas características biológicas y ecológicas de gran importancia, que sumadas a la heterogeneidad paisajística y la relevancia económica, hacen de la región, un área ideal para los estudios relacionados con el conflicto que hay entre maximizar el rendimiento de los cultivos y el establecimiento de áreas protegidas para la biodiversidad a través del enfoque de *land sharing* y *land sparing*. Los Andes colombianos constituyen una región con grandes retos para la conservación y para la producción de alimentos del país, los acelerados procesos de transformación de este paisaje requieren productos que guíen la toma de decisiones en torno al ordenamiento territorial, contribuyendo tanto al aspecto económico como al aspecto biológico, por lo que este trabajo puede contribuir de manera significativa en esta tarea.

3.2. Definición de las características espaciales de los modelos *land-sharing* y *land-sparing*.

Se identificaron los productos espaciales que caracterizan los modelos *land-sharing* y *land-sparing* como respuesta al primer objetivo de este trabajo. Estos productos responden a las variables más relevantes que se han discutido en la literatura científica, las cuales fueron identificadas a través de la revisión de los artículos más destacados desde el 2005, año en el que se presenta explícitamente el debate (Green et al., 2005) (Tabla 1). A partir de esta revisión, los productos se categorizaron en tres dimensiones, a) *biológica y ecológica*, b) *estructura del paisaje* y c) *socio-económica* (Figura 5, Tabla 2).

En general, la elección de los productos espaciales y su resolución se decidió con base en la disponibilidad de las aproximaciones a cada variable identificada a nivel nacional y global. La mayoría de los productos nacionales necesarios para el análisis se encuentran a una escala 1:100.000, o provienen de imágenes satelitales Landsat (Figura 5, Tabla 2). Así, se definió como resolución espacial para este trabajo 30m. Igualmente, debido a que este trabajo está encaminado a construir un resultado que guíe la toma de decisiones en la región Andina, y teniendo en cuenta que a nivel regional las Corporaciones Ambientales Regionales (CAR) son la unidad a la cual se toman la mayoría de estas decisiones, se considera que la resolución de 30m brinda insumos importantes acorde al nivel de manejo de estas unidades administrativas del país. A nivel temporal, el periodo de estudio fue definido como 2012-2015, años para los cuales se encontraron disponibles la mayoría de productos espaciales encontrados, limitados principalmente por el producto de cobertura de la tierra (IDEAM, 2012), disponible para el año 2012.

3.2.1 Dimensión ecológica biológica

Como se señaló en el capítulo anterior, uno de los aspectos más importantes a debatir es la manera cómo se identifica la diversidad, por este motivo se utilizaron productos que caracterizaran la biodiversidad a distintos niveles:

- a) **Áreas importantes para la biodiversidad** (Tabla 2), las cuales buscan identificar zonas dentro de la región Andina que se caracterizan por su importancia biológica, por lo que se seleccionaron los productos (Figura 5):
 - Ecosistemas estratégicos de páramo (Sarmiento Pinzón et al., 2013) y humedales (Jaramillo et al., 2016), ya que por su provisión de servicios ecosistémicos y funcionalidad ecológica han sido catalogados como tal.

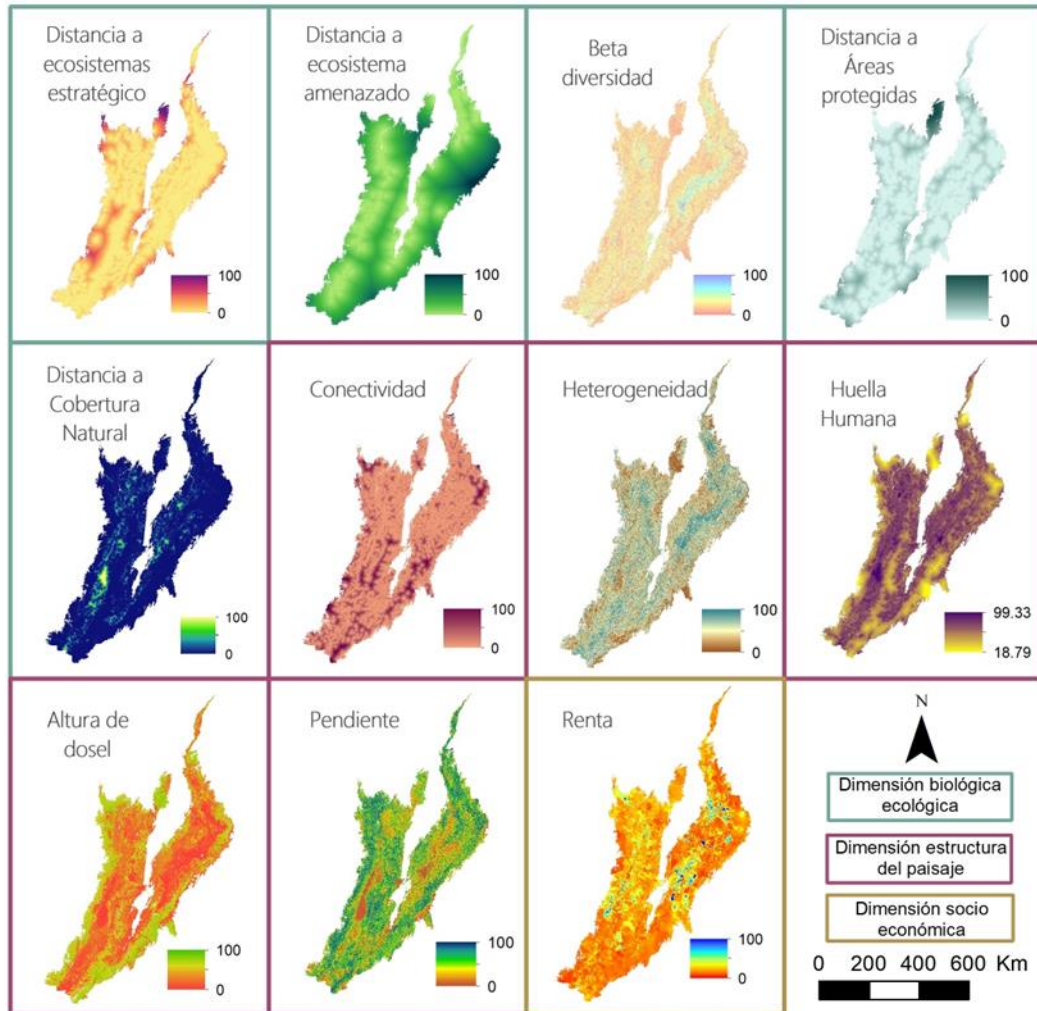


Figura 5: Productos espaciales definidos para la identificación de los modelos land sharing land sparing. Los productos fueron escalados entre 0 y 100 con el objetivo de que tuvieran el mismo peso en los análisis posteriores. La construcción de cada una de ellas puede detallarse en Tabla 2.

- ***Ecosistemas amenazados***, que dentro del área de estudio se identificó como de amenaza crítica el bosque seco (Etter et al., 2017). Este ecosistema debido a sus niveles de endemismo y transformación es considerado prioridad de conservación.
- ***Diversidad beta*** dada por el índice de Rao (Rocchini et al., 2017) construido a partir de los valores máximos del índice NDVI calculado a partir de una colección de imágenes Landsat en el periodo 2013-2015 en Google Earth Engine (GEE). (<https://code.earthengine.google.com/104ce85b7ba74184d9c4a26203ed98ea>). El índice Rao da cuenta del recambio de especies dentro del paisaje andino a partir de la abundancia de los valores de cada píxel y la distancia en sus abundancias (Rocchini et al., 2017, 2019). El índice fue calculado en SAGA-GIS (Conrad et al., 1991) con un buffer de 10km del área de estudio y teniendo en cuenta la variabilidad en los tres píxeles vecinos para cada celda.

Tabla 2: Variables discutidas dentro del debate y señaladas en el capítulo anterior, y productos espaciales aproximados a la variable discutida, insumo espacial utilizado para esta variable, entidad o fuente del insumo y resolución espacial a la que se encuentra disponible. IAvH: Instituto de Investigaciones Alexander von Humboldt, IDEAM: Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales, FAO: Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, CNA: Censo Nacional A

	Variable discutida	Producto espacial	Insumos	Entidad - fuente	Escala / Resolución
Dimensión biológica y ecológica	Medición de la biodiversidad	Distancia a áreas importantes para la biodiversidad	Ecosistemas estratégicos Páramos y Humedales	(IAvH, 2012, 2015)	Páramo 1:100.000, y humedales 30m
			Ecosistemas amenazados – Bosque seco	Etter 2018	1:100.000
		Diversidad beta	Índice de Rao	(Rocchini et al., 2017)NDVI calculado a partir de imágenes Landsat	30m
	Zonas adyacentes naturales	Distancia de áreas protegidas	Sistema nacional de áreas protegidas	Parques Nacionales Naturales	1:100.000
		Distancia a áreas naturales	Mapa de Coberturas de la Tierra 2010-2012	IDEAM (IDEAM, 2010)	1:100.000
Dimensión del paisaje	Conectividad del paisaje	Áreas importantes para la conectividad	Barreras para la conectividad	Análisis de conectividad para coberturas naturales (Mcrae et al., 2016)	30 m
	Heterogeneidad del paisaje	Heterogeneidad del paisaje	Índice de Rao	Imágenes Landsat	30 m
	Estructura del paisaje	Altura de dosel	Global Forest Canopy Height	(Potapov et al., 2019)	30 m
	Relieve	Pendiente	Pendiente	SRTM	30m
	Historia del uso del suelo y deforestación	Transformación del paisaje	Aproximación a Huella Humana	(Etter et al., 2011; Venter et al., 2016), (Tabla 6)	30 m
Dimensión socio económica	Producción	Renta	Renta de actividades agrícolas a nivel predial	FAO CNA	1:2.000 áreas urbanas y 1:25.000 áreas rurales

b) La distancia a áreas protegidas (Tabla 2) señala aquellas zonas que dentro de la región Andina están bajo alguna figura de conservación estricta (categorías I-IV de la UICN) y algunas no estrictas (reservas de la sociedad civil y distritos de manejo integrado).

c) La distancia a áreas naturales (Tabla 2) incluye las coberturas naturales remanentes de acuerdo al mapa de coberturas de la tierra 2010-2012 (IDEAM, 2012), y la leyenda nacional de coberturas de la tierra Corine Land Cover adaptada para Colombia a escala 1:100.000 (IDEAM, 2010) (Tabla 3).

Tabla 3: Coberturas de la tierra corine land cover 201-2012 tenidas en cuenta como áreas naturales dentro de la dimensión biológica y ecológica.

Cobertura general	Código	Nombre específico de cobertura
3. Bosques y áreas seminaturales	3.1.1	Bosque denso
	3.1.2	Bosque abierto
	3.1.3	Bosque fragmentado
	3.1.4	Bosque de galería y ripario
	3.2.1	Herbazal
	3.2.2	Arbustal
	3.3.1	Zonas arenosas naturales
	3.3.2	Afloramientos rocosos
	3.3.5	Zonas glaciares y nivales
	4. Áreas húmedas	4.Todas
5. Superficies de agua	5.1.1	Ríos 50 m
	5.1.2	Lagunas, lagos y ciénagas naturales
	5.1.3	Canales
	5.2.1	Lagunas costeras
	5.2.2	Mares y océanos

3.2.1 Dimensión de estructura del paisaje

Esta dimensión comprende cinco variables discutidas dentro del debate y permiten aproximarse a la configuración del paisaje Andino, que como ya se ha señalado, es un paisaje altamente transformado:

a) La Conectividad del paisaje (Tabla 2), se obtuvo a partir de la distancia a los corredores de mínimo costo que conectan todas las áreas naturales del área de estudio (Tabla 3). Este producto se generó a partir de la herramienta *cost connectivity* de ArcGIS 10.7.1 (ESRI 2019) utilizando los parches de cobertura natural (Tabla 3), y una superficie de costo que da cuenta de la resistencia que ejerce la matriz del paisaje a una especie en general para moverse de un parche a otro (Tabla 4). Esta superficie fue generada a partir del promedio de seis productos previamente estandarizados entre 0 y 100, en donde valores cercanos a 0 reflejan una baja resistencia, siendo 0 sobre las áreas de cobertura natural, y 100 una alta resistencia (Tabla 4).

Tabla 4: Insumos empleados para la generación de la superficie de resistencia utilizada en la generación de la variable de conectividad del paisaje

Variable	Fuente	Relación con la resistencia	Propósito
Distancia a vías	Cartografía base IGAC, vías nivel 1 y 4 (IGAC, 2008)	Indirecta (A menor distancia mayor resistencia)	Busca identificar barreras físicas para el desplazamiento de las especies y presencia de población humana.
Distancia a cobertura natural	Mapa de Coberturas de la Tierra 2010-2012 (IDEAM, 2010)	Directa (A menor distancia menor resistencia)	Busca identificar las coberturas aptas para el hábitat y paso de especies.
Distancia a asentamientos humanos	Cartografía base IGAC (IGAC, 2008)	Indirecta (A menor distancia mayor resistencia)	Busca identificar barreras físicas para el desplazamiento de las especies y presencia de población humana.
Cobertura de tierra	Mapa de Coberturas de la Tierra – IDEAM (IDEAM, 2010)	Directa (A menor grado de transformación menor resistencia). Ver Tabla 5 para la valoración del grado de transformación de cada cobertura	Busca calificar las coberturas de acuerdo a su intervención, las áreas naturales poseen un valor menor al ser menos resistente para las especies.
Altura de dosel	(Potapov et al., 2019)	Indirecta	A mayor altura de dosel menor resistencia

Tabla 5: Valoración de coberturas de tierra según su resistencia para paso de especies. Basado en (Correa Ayram et al., 2020)

Cobertura	Valor de resistencia
Matorral natural, Bosque natural, Pastizales naturales, Cuerpos de agua naturales, Páramo natural	0
Vegetación secundaria, Tierras desnudas y degradadas, áreas con vegetación herbácea y / o arbustiva, vegetación secundaria, tierras desnudas y tierras degradadas	20

Matorral transformado (bosque ribereño, bosque fragmentado, bosque denso), Bosque transformado (bosque ribereño, bosque fragmentado, bosque denso)	40
Cultivos transitorios, pastizales transformados	60
Mosaicos de tierras de cultivo	80
Zonas urbanas, artificiales y cuerpos de agua	100

b) La heterogeneidad del paisaje (Tabla 2), se estimó a partir del índice Rao (Rocchini et al., 2017). Esta dimensión pretende destacar la diferencia de los valores de reflectancia dentro del paisaje, caracterizando la heterogeneidad. El índice se calculó a partir de una composición de imágenes Landsat utilizando GEE (<https://code.earthengine.google.com/80fd8d360378cbc61c4f446220ec0941>). Para el cálculo del índice las imágenes fueron corregidas atmosféricamente utilizando el módulo Quick Atmospheric Correction (QUAC) en ENVI 5.3. Adicionalmente, se enmascaró la presencia de nubes utilizando la función cloudMask de la librería RStoolbox en R (Leutner & Horning, 2016), y la presencia de sombras y cuerpos de agua a partir de la imagen corregida atmosféricamente y sin nubes, usando una clasificación no supervisada para 20 categorías mediante la función ISOCluster en ArcGIS 10.7.1 (ESRI 2019). El enmascaramiento fue necesario, ya que se verificó que los valores del índice Rao eran considerablemente mayores sobre estos píxeles, afectando la estimación de la heterogeneidad del paisaje para los fines de este trabajo. El índice Rao fue calculado en SAGA-GIS 2.1.4 (Conrad et al., 1991).

c) La estructura del paisaje (Tabla 2) fue aproximada a través del producto altura del dosel (Potapov et al., 2019). Esta variable diferencia la estructura de las áreas naturales, y además da cuenta de aquellas zonas agropecuarias con estructuras boscosas, las cuales podrían representar espacios importantes de paso para las especies dentro del paisaje por la altura de los árboles que la componen.

d) La transformación del paisaje (Tabla 2) fue abordada a través de la aproximación conceptual y metodológica del índice de huella humana propuesto por (Correa Ayram et al., 2020), originalmente construido a una resolución de 300m. Esta variable puede ser la aproximación a dos variables discutidas anteriormente, la historia del uso del suelo y la deforestación. La aproximación realizada al índice de huella humana se realizó con base en cinco variables normalizadas entre 0 y 100 (Tabla 6), dependiendo de su relación con el impacto humano (directa o indirecta). La huella humana es baja cuando se acerca a 0, indicando poca intervención, y alta cuando es cercana a 100, indicando una alta intervención. Finalmente, las cinco variables fueron promediadas para obtener la huella humana en el área de estudio.

Tabla 6: Insumos empleados para la elaboración de la huella humana a partir de la aproximación conceptual y metodológica propuesta por Correa Ayram y colaboradores (2020).

Variable	Fuente	Tipo de variable	Explicación	Propósito
Distancia a vías	Cartografía base IGAC 1:100.000, vías nivel 1 y 4	Indirecta	A menor distancia mayor impacto humano	Busca identificar presencia de población humana.
Distancia a cobertura natural	Mapa de Coberturas de la Tierra 2010-2012 (IDEAM, 2012)	Indirecta	A mayor distancia menor impacto humano	Busca identificar las coberturas que no han sido altamente transformadas
Pendiente	DEM 30m - IGAC	Indirecta	A menor pendiente mayor impacto humano	Aproximación a la accesibilidad. Áreas mas accesibles son mayormente transformadas.
Distancia a asentamientos humanos	Cartografía base IGAC	Indirecta	A mayor distancia menor impacto humano	Busca identificar presencia de población humana.
Cobertura de tierra	Mapa de Coberturas de la Tierra 2010-2012 (IDEAM, 2012)	Directa (Tabla 5)	A mayor valor de transformación, mayor impacto humano	Busca calificar las coberturas de acuerdo a su grado de intervención humana. Las áreas transformadas poseen un valor mayor.

e) El relieve (Tabla 2), fue representado por la pendiente del área de estudio, y pretende identificar aquellas zonas que por su grado de inclinación pueden ser más o menos susceptibles al impacto humano.

3.2.3 Dimensión socio económica

Las cuatro variables discutidas en el debate para esta dimensión fueron sintetizadas en la variable renta de actividades productivas. Esta variable da cuenta del contexto socio-económico de las áreas productivas en las que podría ser establecido cada uno de los dos modelos a través de la relación entre la calidad del suelo y la productividad de las áreas agropecuarias. Esta relación asume que áreas con una mayor renta, cuentan con mejores rendimientos productivos y económicos debido a que cuentan con una mayor aptitud del suelo para actividades productivas (Naidoo & Ricketts, 2006).

Así, la renta de actividades productivas describe que tan rentable es un cultivo respecto a sus rendimientos y ganancias como un proxy al costo de oportunidad, ante un eventual cambio del uso de las áreas agrícolas, bien sea hacia la conservación, o hacia estrategias amigables con el medio ambiente. **La renta de las actividades agrícolas** (Tabla 2), fue construida con base en dos componentes: el rendimiento de cada cultivo y la renta de la producción. El primero de ellos fue extraído del Censo Nacional Agropecuario 2014 (CNA: http://microdatos.dane.gov.co/index.php/catalog/513/get_microdata), cuyos datos se representan en puntos georeferenciados correspondientes a cada uno de los predios encuestados. La renta de la producción se estimó a partir del valor neto de producción del año 2013 en dólares internacionales de 2004-2006, y fue extraído para cada cultivo a partir de datos oficiales de la Organización de Alimentos y Agricultura (FAO en inglés: <http://www.fao.org/faostat/en/#data>). La estimación de la renta de las actividades agrícolas se realizó en tres pasos. (1) La homologación de los cultivos de las bases de datos del CNA y la FAO utilizando los nombres comunes y científicos de cada cultivo. (2) El cálculo de la renta para cada cultivo en cada encuesta del CNA, como el producto entre el rendimiento y su renta respectiva (Ecuación 3). (3) El cálculo de la renta para cada uno de los puntos de la encuesta como el promedio de todas las rentas de todos los cultivos en cada predio censado (Ecuación 3).

Ecuación 3: Cálculo de renta para la región de estudio, Rd = Rendimiento, Vpn = Valor producto neto, i = cultivo.

$$Renta = \bar{X} Rd_i * Vpn_i$$

Finalmente, esta variable fue especializada de manera continua mediante la interpolación de los puntos de cada encuesta del CNA utilizando el método de Distancia Inversa Ponderada. Este método se decidió con relación a mejores ajustes respecto a otros métodos utilizados como regresión y polígonos de Thiessen.

3.3 Identificación de las variables más importantes y las áreas idóneas para el establecimiento de los modelos de *land sharing* y *land sparing*

En la identificación de las áreas idóneas para el establecimiento de los modelos de *land sharing* y *land sparing* se aplicó un modelo supervisado de clasificación aplicando *random forest* (Breiman, 2001) en el paquete *caret* (Max et al. 2020), en R. Se aplicó la métrica de profundidad mínima media para encontrar las **variables más influyentes en la definición de cada modelo** (Paluszynska et al., 2020). Esta métrica indica que aquellas variables que aparecen en la raíz de los árboles y determinan la primera ramificación, son más importantes que aquellas que los hacen a profundidades mayores (Paluszynska et al., 2020). De esta manera, se identificó la profundidad mínima de cada variable en cada uno de los 500 árboles construidos y se promedió para obtener su profundidad mínima media.

Adicionalmente, se evaluó la relación entre las variables utilizando la profundidad mínima media de las 30 combinaciones de variables más frecuentes a la hora de construir los árboles, y la correlación lineal de Pearson entre las variables utilizadas (Figura 3). Las 11 variables definidas (Figura 5, Tabla 2) fueron estandarizadas entre 0 y 100 para clarificar la evaluación de su importancia en la creación de los árboles (Strobl et al., 2007).

La parametrización de los árboles se realizó utilizando la función *train* en el paquete *caret* (Max et al., 2020) en R. Se exploró la construcción de los árboles utilizando la totalidad de las variables y 500 árboles. Los puntos de entrenamiento se identificaron a partir de las coberturas que podrían diferenciar de manera clara cada modelo, utilizando el Mapa de Coberturas de la Tierra de Colombia 2010-2012 (IDEAM, 2012) (Figura 6a,6b, Tabla 7). Los modelos se implementaron utilizando 1000, 10000 y 100000 observaciones aleatorias para garantizar el mejor ajuste del modelo, guardando un balance entre la bondad de ajuste y la capacidad computacional (Figura 6b.1, 6b.2, 6b.3). Se realizó una validación en el proceso de entrenamiento utilizando validación cruzada repetida tres veces, y una validación de la predicción de cada uno utilizando las observaciones que no fueron incluidas en la parametrización. El modelo final para identificar las **áreas idóneas para el establecimiento de los modelos land sharing y land sparing** se corrió utilizando 9 variables, 500 árboles y 100000 puntos de muestreo aleatorios.

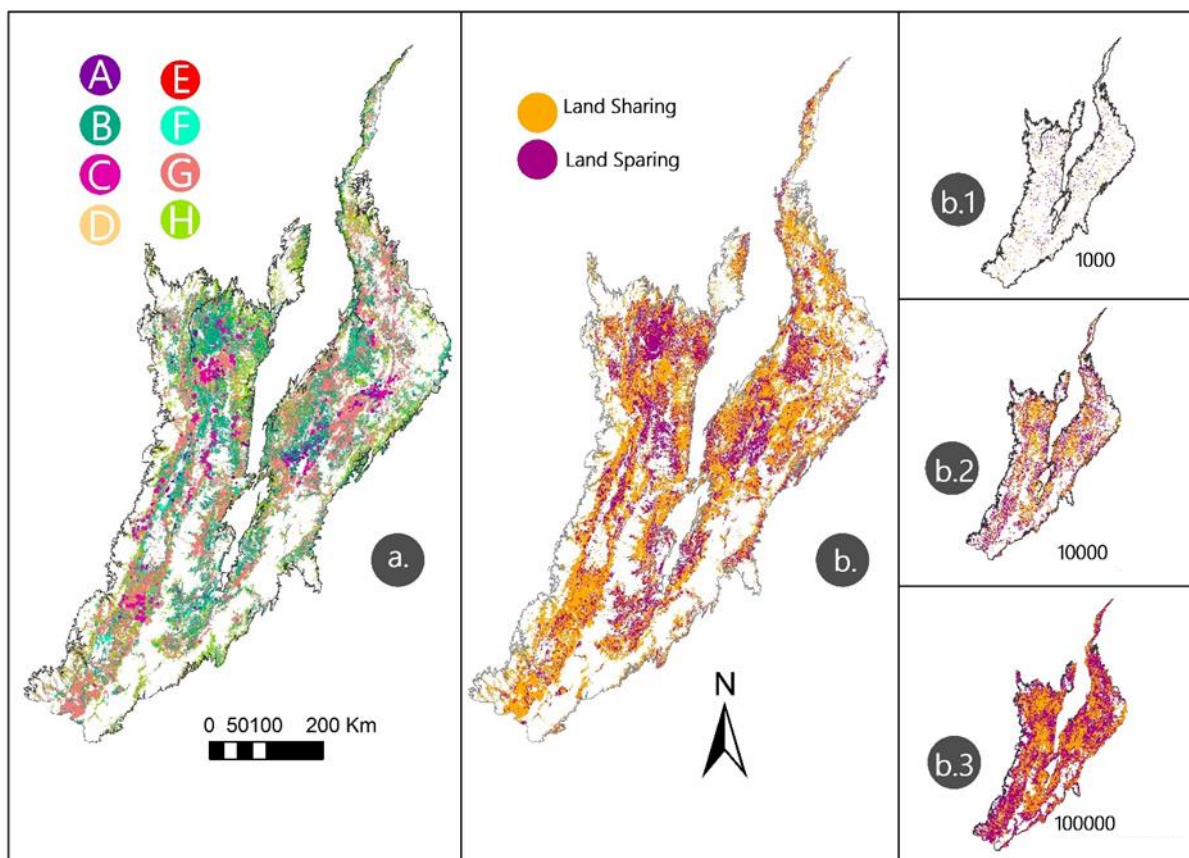


Figura 6: Metodología aplicada para obtener los puntos de entrenamiento al modelo de random forest. a) Coberturas de la Tierra seleccionadas para cada uno de los modelos A: 2.1.1. Otros cultivos transitorios, 2.1.2. Cereales, 2.1.4. Hortalizas, 2.2.1. Cultivos permanentes herbáceos, 2.2.2. Cultivos permanentes arbustivos, 2.2.3. Cultivos permanentes arbóreos, 2.2.5. Cultivos confinados. B: 2.3.1. Pastos limpios, 2.3.3. Pastos enmalezados. C: 3.1.5. Plantación forestal. D: 3.3.1. Zonas arenosas naturales, 3.3.3. Tierras desnudas y degradadas. E: 2.2.4. Cultivos agroforestales. F: 2.3.2. Pastos arbolados. G: 2.4.1. Mosaico de cultivos, 2.4.2. Mosaico de pastos y cultivos, 2.4.3. Mosaico de cultivos, pastos y espacios naturales, 2.4.4. Mosaico de pastos con espacios naturales, 2.4.5. Mosaico de cultivos con espacios naturales. H: 3.1.3. Bosque fragmentado, 3.2.3. Vegetación secundaria o en transición. b) Categorización para los modelos land sharing y land sparing sobre cada coberturas. b1, b2, b3) Observaciones de entrenamiento aleatorias para generar los modelos con 1000,10000 y 100000 observaciones respectivamente.

Tabla 7: Coberturas seleccionadas que pertenecen estrictamente al modelo de land sharing y a los modelos de land sparing

COD	NOMBRE COBERTURA	MODELO
231	Pastos limpios	Land sparing
233	Pastos enmalezados	Land sparing
331	Zonas arenosas naturales	Land sparing
322	Arbustal	Land sparing
321	Herbazal	Land sparing
315	Plantación forestal	Land sparing
221	Cultivos permanentes herbáceos	Land sparing
333	Tierras desnudas y degradadas	Land sparing
222	Cultivos permanentes arbustivos	Land sparing

223	Cultivos permanentes arbóreos	Land sparing
211	Otros cultivos transitorios	Land sparing
212	Cereales	Land sparing
213	Oleaginosas y leguminosas	Land sparing
225	Cultivos confinados	Land sparing
214	Hortalizas	Land sparing
244	Mosaico de pastos con espacios naturales	Land sharing
245	Mosaico de cultivos con espacios naturales	Land sharing
323	Vegetación secundaria o en transición	Land sharing
313	Bosque fragmentado	Land sharing
243	Mosaico de cultivos, pastos y espacios naturales	Land sharing
232	Pastos arbolados	Land sharing
242	Mosaico de pastos y cultivos	Land sharing
241	Mosaico de cultivos	Land sharing
224	Cultivos agroforestales	Land sharing

3.4 Estrategias de manejo asociadas a los modelos land sharing y land sparing

Una vez se obtuvieron las áreas idóneas para el establecimiento de los modelos, se construyó un **modelo conceptual para la selección de estrategias** basado en la cobertura de la tierra. Se analizaron todas las posibles combinaciones que podrían ocurrir entre el Mapa de Coberturas de la Tierra de Colombia 2010-2012 (IDEAM, 2012) y el modelo de las áreas idóneas de los modelos *land sharing* y *land sparing* (sección 3.3). La definición y selección de las estrategias tuvo como fin maximizar los beneficios orientados a la biodiversidad y minimizar la inversión de recursos asociados a estas estrategias (Figura 7).

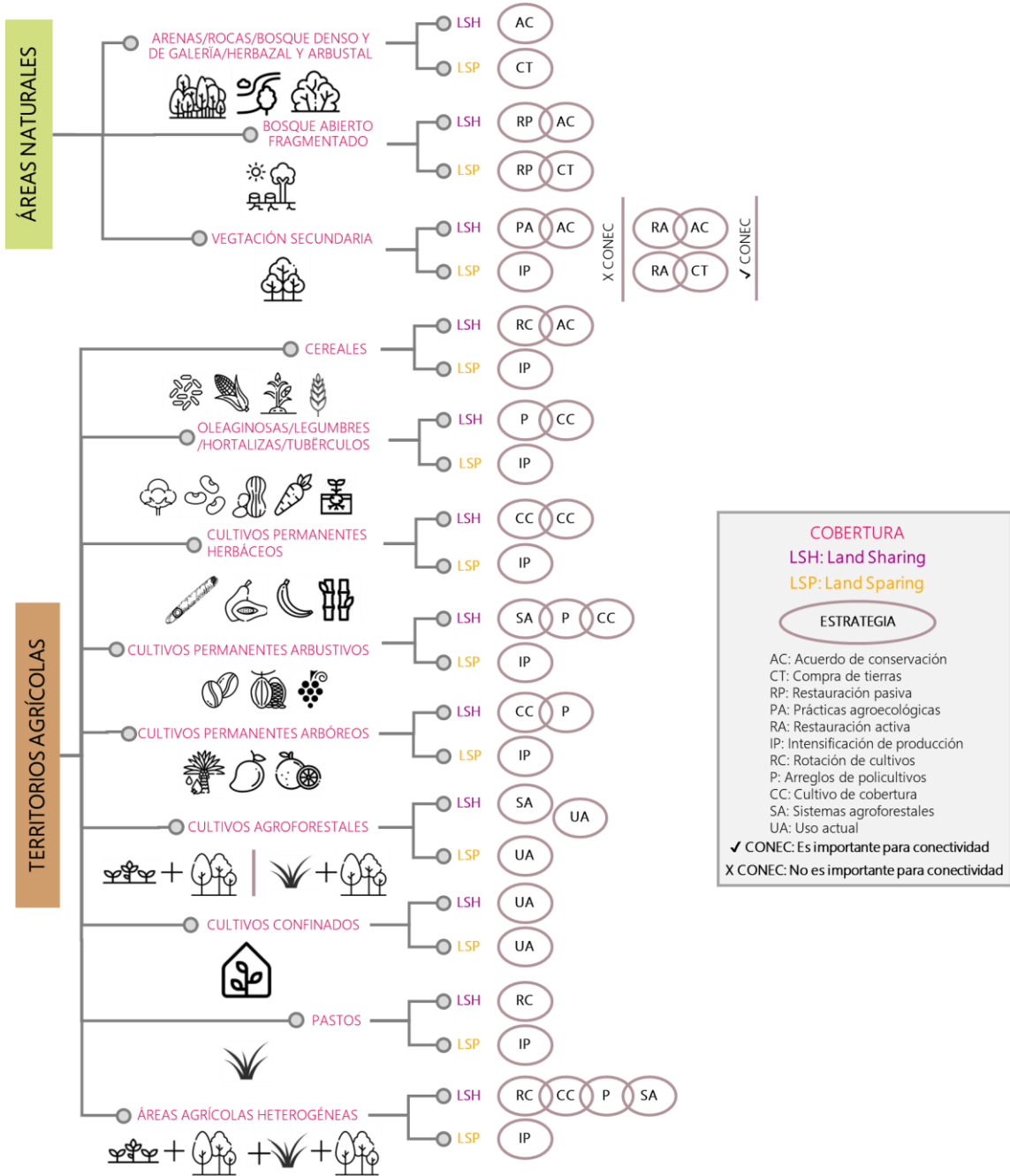


Figura 7: Modelo conceptual para la selección de estrategias.

4. RESULTADOS

4.1 Modelo para la identificación de las variables más importantes y las áreas idóneas para el establecimiento de los modelos de *land sharing* y *land sparing*

Los tres modelos utilizados (con 1000, 10000 y 100000 observaciones) obtuvieron una precisión superior al 80% (Tabla 8). En comparación, la precisión del modelo entrenado con 100000 puntos tuvo una mayor precisión tanto para el entrenamiento (0.89) (Tabla 8), como para la validación (0.90) (Tabla 9), por lo que éste modelo fue elegido para definir las áreas idóneas para el establecimiento de los modelos de *land sharing* y *land sparing* (Tabla 9).

Tabla 8: Exactitud de los modelos con diferentes observaciones de entrenamiento y con diferente número de variables a la hora de construir los árboles.

# variables	Exactitud		
	1000 obs.	10000 obs.	100000 obs.
2	0.828	0.867	0.887
3	0.847	0.870	0.889
4	0.848	0.871	0.890
5	0.850	0.871	0.891
6	0.851	0.870	0.891
7	0.849	0.871	0.891
8	0.850	0.870	0.891
9	0.852	0.870	0.892
10	0.849	0.870	0.891
11	0.847	0.869	0.891

Tabla 9: Valor de exactitud para cada uno de los modelos para puntos de validación.

Modelo	Exactitud validación
1000	0.849
10000	0.875
100000	0.900

4.2 Variables más importantes dentro del modelo seleccionado

La variable más importante a la hora de construir los árboles fue huella humana. Su profundidad mínima media fue de 0.1, siendo la raíz en aproximadamente 450 de los 500 árboles generados (Figura 8). La variable cobertura natural es la que sigue en importancia con una profundidad mínima media de 1.15, apareciendo en más de

400 árboles en la primera ramificación. La tercera variable en orden de importancia es la de altura del bosque, con una profundidad media de 2.35. Esta variable fue la raíz en 50 de los 500 árboles. El resto de las variables aparecen en promedio a una profundidad mínima media entre 3.45 y 4.6 (Figura 8), lo que indica una importancia relativa similar entre estas a la hora de definir las áreas de *land sharing* y *land sparing* (Figura 8).

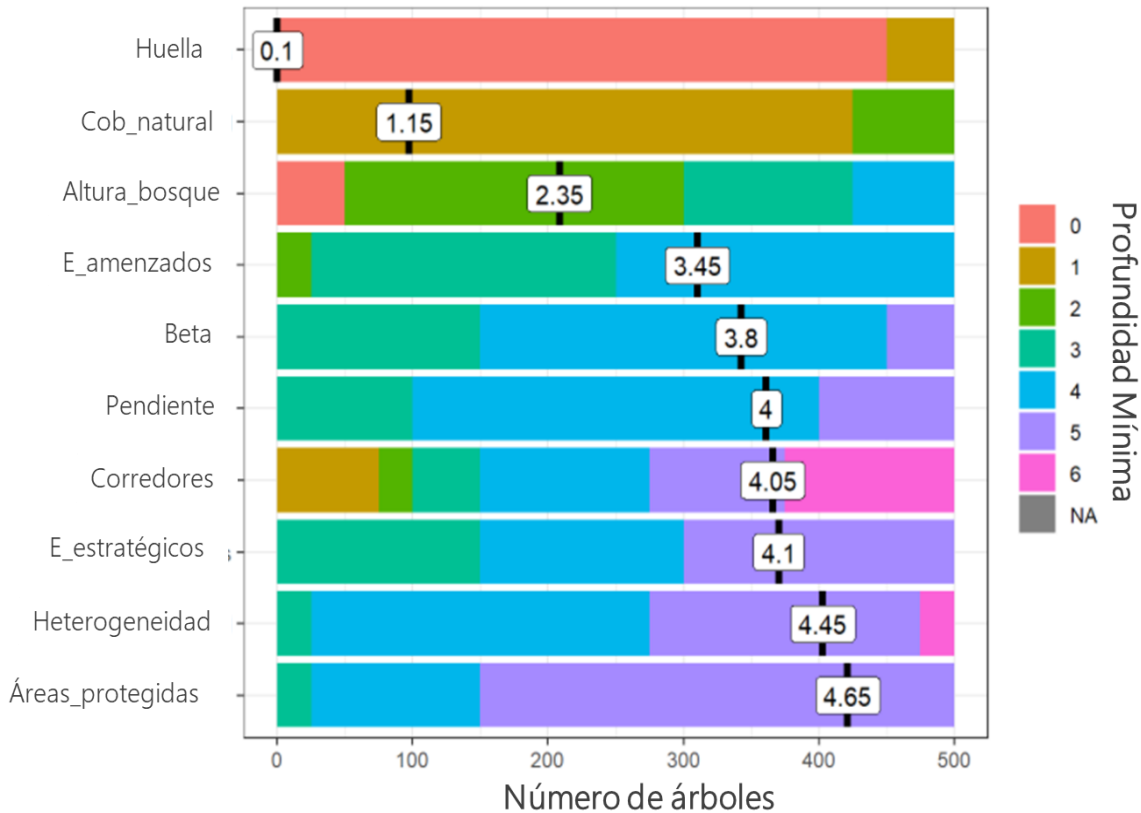


Figura 8: Distribución de profundidad mínima de los 500 árboles generados en el modelo. En los recuadros blancos se indica la profundidad media para cada variable en la construcción de los árboles. Una menor profundidad media indica una mayor importancia. El color de las barras indica la profundidad mínima a la que aparece la variable. En la parte inferior se indica el número de árboles en los que aparece cada variable a determinada profundidad.

En relación a las frecuencias de las combinaciones entre las variables, se identificó que la combinación que aparece con mayor frecuencia es entre las variables huella humana y áreas protegidas. Es decir, que cuando la variable huella humana aparece para hacer una ramificación, inmediatamente después lo hace la variable de áreas protegidas. La combinación de las dos se establece a una profundidad media de 2.7 (Figura 9). La segunda combinación que apareció en un mayor número de árboles es la de huella humana y beta diversidad, esta combinación aparece a una profundidad mínima media de 2.1 (Figura 9). En el tercer puesto se ubica la combinación huella humana y cobertura natural a una profundidad media cercana a 0 (Figura 9). Por otro lado, 11 de las 30 combinaciones más frecuentes están conformadas en primer lugar por la variable de huella humana, y 10 de ellas por la

variable de cobertura natural (Figura 9), lo que reafirma la importancia de estas variables a la hora de definir las áreas de land sharing y land sparing.

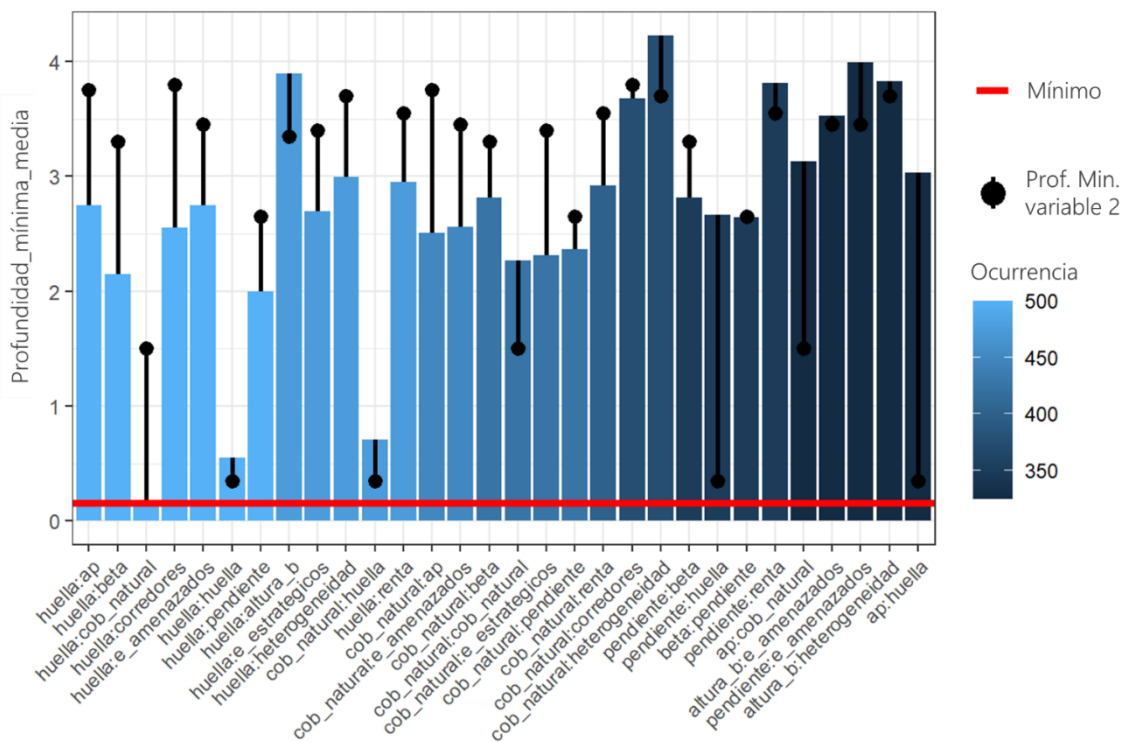


Figura 9: Profundidad mínima media para las 30 interacciones más frecuentes. La barra roja indica la profundidad mínima a la que aparece una combinación, los círculos negros indican la profundidad en la cual aparece la segunda variable de la combinación. El color azul claro indica una interacción más frecuente, un color azul más oscuro indica una interacción menos frecuente.

La correlación lineal entre las dos variables más importantes (huella humana y cobertura natural) fue 0.43 (Figura 10), indicando además que tienen una relación directa. A medida que aumenta la huella humana, la distancia a coberturas natural también lo hace. Por su parte la combinación con mayor frecuencia, que es huella humana y distancia a áreas protegidas, tienen un r de -0.17, indicando una relación lineal débil, pero que además tiene un sentido inverso (Figura 10).

En su mayoría, ninguna de las correlaciones de Pearson entre las variables seleccionadas supera un r de 0.55, y todas fueron significativas (Figura 10). La máxima correlación se da entre las variables heterogeneidad y diversidad beta, seguida de corredores y cobertura natural ($r=0.52$). En tercer lugar, con un $r=0.50$, se encontró la correlación entre áreas protegidas y ecosistemas estratégicos. Todas las relaciones anteriores fueron directas. Finalmente, se deben resaltar las relaciones inversas entre la altura de bosques y la heterogeneidad del paisaje y la huella humana, y entre la huella humana y la pendiente (Figura 10). Lo anterior indica que la transformación del paisaje (mayor huella humana y heterogeneidad del paisaje) ocurre sobre áreas más planas (valles interandinos) y con presencia de vegetación boscosa de menor altura, probablemente relacionada con cultivos y no con áreas boscosas.

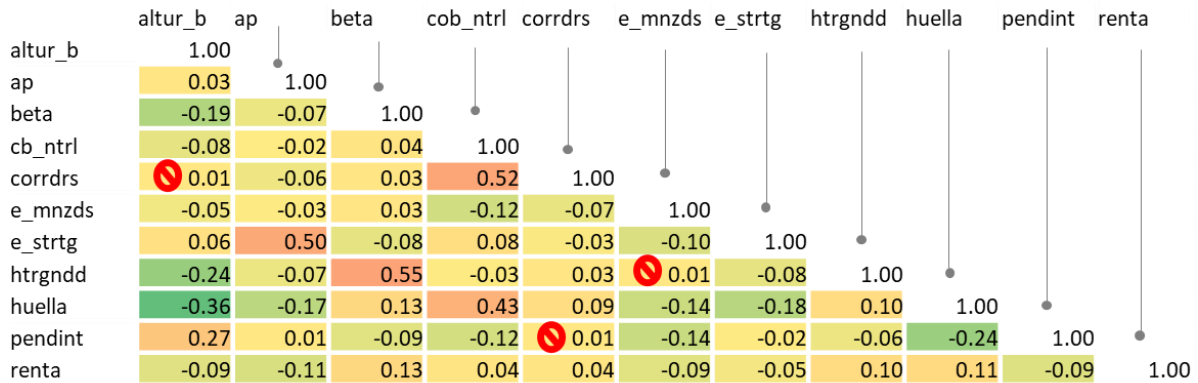


Figura 10: Correlación de Pearson entre las variables seleccionadas para ejecutar el modelo. Altur_b: altura de bosque, ap: áreas protegidas, beta: beta diversidad, cob_ntrl: cobertura natural, corrdrs: corredores, e_mnzds: ecosistemas amenazados, e_strtg: ecosistemas estratégicos, htrgndd: heterogeneidad, huella; huella humana, pendint: pendiente, renta: renta. El símbolo de color rojo representan las correlaciones que NO fueron significativas ($p < 0.05$).

4.3 Áreas idóneas para establecer los modelos de land sharing land sparing

El modelo de *land sharing* conforma el 73% del área de estudio, mientras que el modelo de *land sparing* representa el 27%. La distribución de los modelos indica que *land sparing* tiende a establecerse hacia el centro de la región Andina en límites con la región Caribe, en las áreas de los valles interandinos, y en los piedemontes donde ocurra una mayor transformación, mientras que el modelo de *land sharing* lo hace hacia zonas de mayor altitud sobre las cordilleras (

Figura 11).

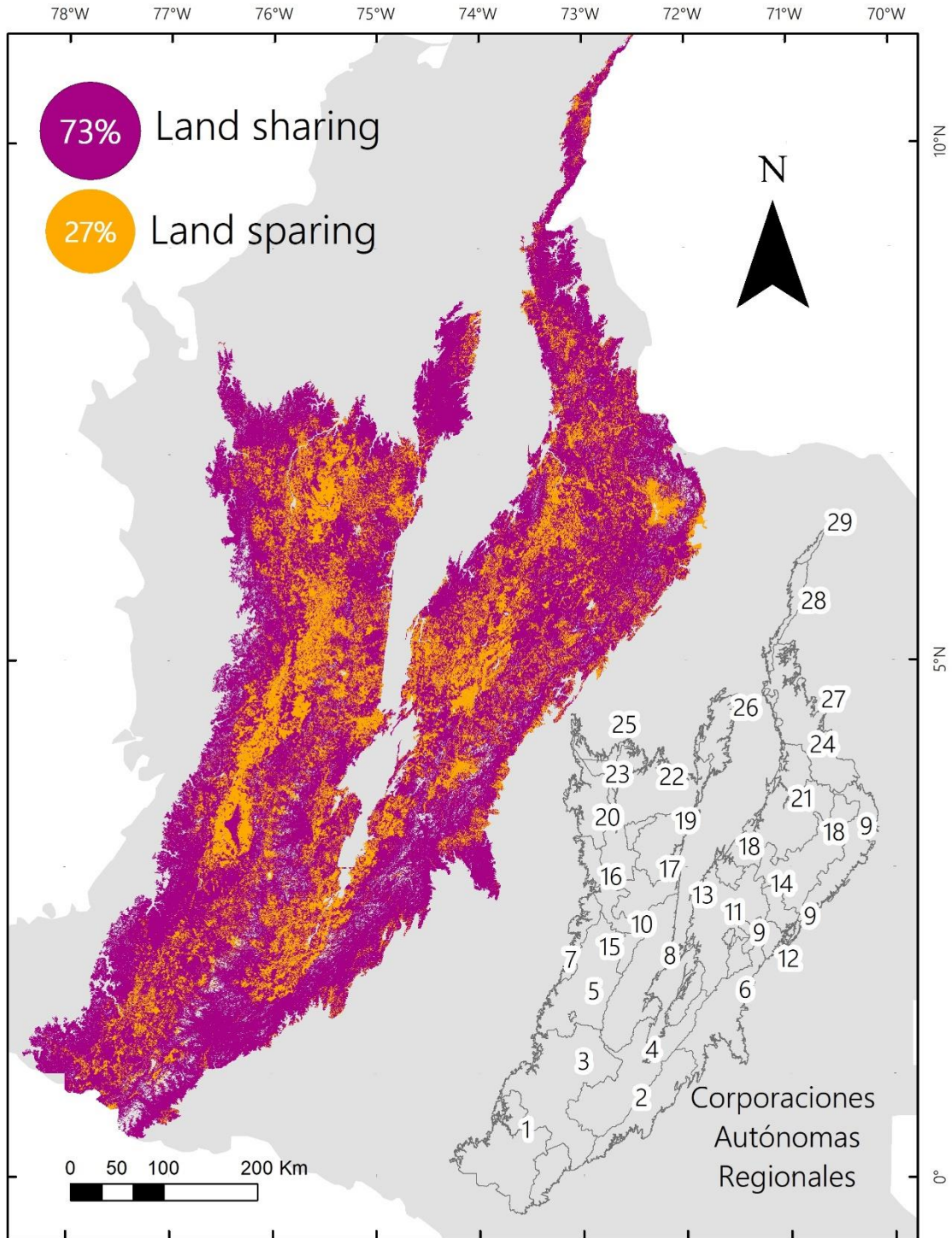


Figura 11: Áreas idóneas para el establecimiento de los modelos land sharing y land sparing a través de los Andes. Para acceder a los nombres que corresponden a los números del mapa de las Corporaciones Autónomas Regionales remitirse a la Tabla 10.

Tabla 10: Convención figura 11, nombres de las corporaciones autónomas regionales de la región Andina.

No. en mapa	Sigla de la corporación	Nombre de la corporación
1	CORPONARIÑO	Corporación Autónoma Regional de Nariño
2	CORPOAMAZONIA	Corporación para el Desarrollo Sostenible del Sur de la Amazonia
3	CRC	Corporación Autónoma Regional del Cauca
4	CAM	Corporación Autónoma Regional del Alto Magdalena
5	DAGMA	Departamento Administrativo de Gestión del Medio Ambiente. (Santiago de Cali)
6	CORMACARENA	Corporación para el Desarrollo Sostenible del Área de Manejo Especial La Macarena
7	CVC	Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca
8	CORTOLIMA	Corporación Autónoma Regional del Tolima
9	CORPORINOQUIA	Corporación Autónoma Regional de la Orinoquía
10	CRQ	Corporación Autónoma Regional del Quindío
11	SDA	Secretaría Distrital de Ambiente
12	CORPOGUAVIO	Corporación Autónoma Regional del Guaviol
13	CAR	Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca
14	CORPOCHIVOR	Corporación Autónoma Regional de Chivor
15	CARDER	Corporación Autónoma Regional de Risaralda
16	CODECHOCO	Corporación Autónoma Regional para el Desarrollo Sostenible del Chocó
17	CORPOCALDAS	Corporación Autónoma Regional de Caldas
18	CORPOBOYACA	Corporación Autónoma Regional de Boyacá
19	CORNARE	Corporación Autónoma Regional de las cuencas de los ríos Rionegro y Nare
20	AMVA	Área Metropolitana del Valle de Aburrá
21	CAS	Corporación Autónoma Regional de Santander
22	CORANTIOQUIA	Corporación Autónoma Regional del Centro de Antioquia
23	CORPOURABA	Corporación para el Desarrollo Sostenible de Urabá
24	CDMB	Corporación Autónoma Regional para la Defensa de la Meseta de Bucaramanga
25	CVS	Corporación Autónoma Regional de los Valles del Sinú y San Jorge
26	CSB	Corporación Autónoma Regional del Sur de Bolívar
27	CORPONOR	Corporación Autónoma Regional de la Frontera Nororiental
28	CORPOCESAR	Corporación Autónoma Regional del Cesar
29	CORPOGUAJIRA	Corporación Autónoma Regional de la Guajira

Se evidencian patrones del establecimiento del *land sparing* continuamente desde los departamentos de Valle del Cauca hasta el departamento de Caldas, en las jurisdicciones de la Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca (CVC) y la Corporación Autónoma Regional de Caldas (CORPOCALDAS), respectivamente (

Figura 11). Este modelo está también fuertemente representado en el departamento del Huila, exactamente en el valle del Magdalena, y en el departamento de Cundinamarca, en jurisdicción de las corporaciones autónomas del Alto Magdalena (CAM) y la Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca (CAR).

La Corporación Autónoma Regional del Centro de Antioquia (CORANTIOQUIA), muestra un patrón relacionado con *land sharing* en los límites con Córdoba y Chocó, y con *land sparing* hacia la parte oriental del departamento. Finalmente, hacia la parte suroriental del área de estudio, en los departamentos de Meta y Caquetá, sobre la jurisdicción de la Corporación para el Desarrollo Sostenible del Área de Manejo Especial La Macarena (CORMACARENA), y la Corporación para el Desarrollo Sostenible del Sur de la Amazonia (COPORAMAZONÍA), respectivamente. El modelo de *land sharing* supera en distribución al modelo de *land sparing*, esto ocurre también en el departamento del Chocó. En la Corporación Autónoma Regional para el Desarrollo Sostenible del Chocó (Codechoco), el 97% del área está destinada a *land sharing*, al igual que en la Corporación para el Desarrollo Sostenible del Sur de la Amazonia (Coporamazonía), donde el área en *land sharing* alcanza un 92% (Figura 12).

La Corporación Autónoma Regional de los Valles del Sinú y San Jorge (CSV) es la que tiene una mayor proporción del modelo *land sharing* dentro de su jurisdicción (98%), mientras el Departamento Administrativo de Gestión del Medio Ambiente (Santiago de Cali) (DAGMA) (96%) y la Secretaría de Ambiente de Bogotá (SDA) (95%), tienen la mayor proporción del modelo *land sparing* dentro de su jurisdicción (Figura 12), como era de esperarse por su carácter urbano. Llama especial atención el caso del el Área Metropolitana del Valle de Aburrá (AMVA) y Corpocaldas, con valores cercanos al 50% de cada modelo (Figura 12), indicando la presencia de territorios altamente transformados con mosaicos de áreas naturales, o con presencia de áreas agropecuarias de estructura boscosa.

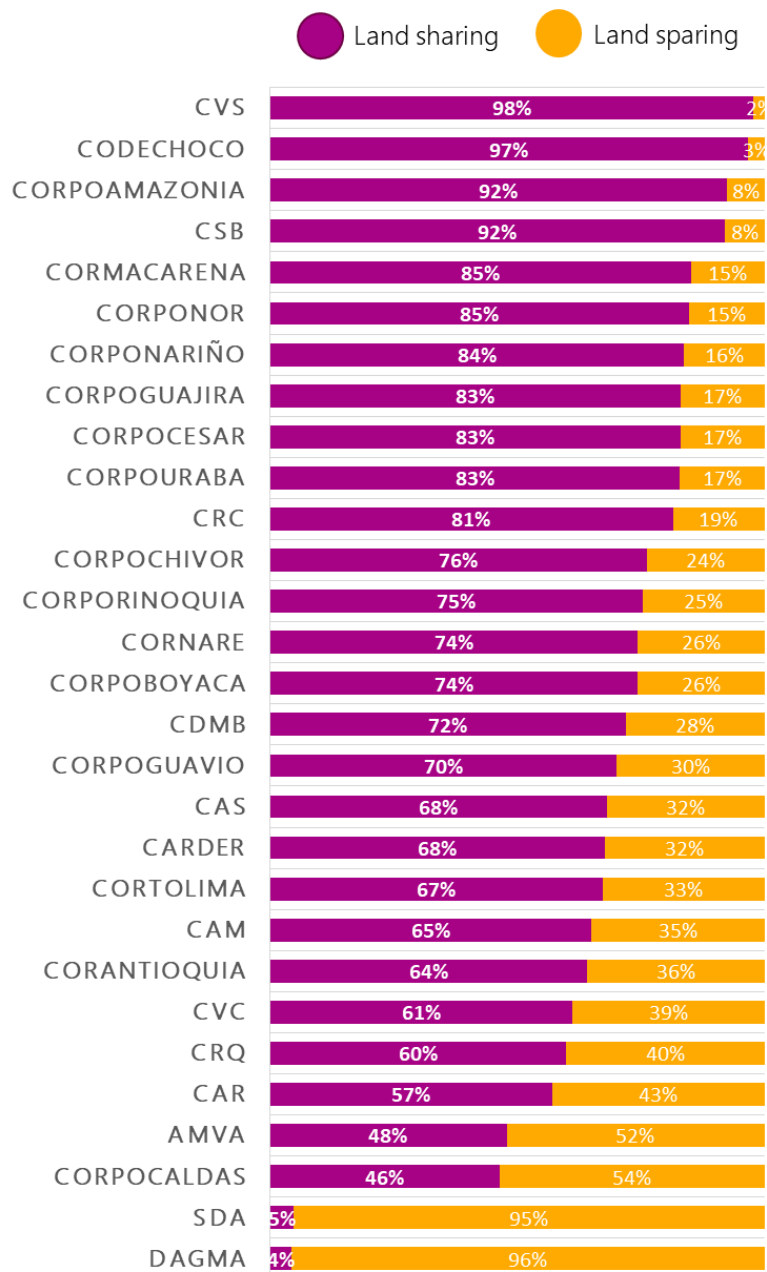


Figura 12: Proporción de área de los modelos land sharing y land sparing a través de las Corporaciones Autónomas Regionales que existen dentro del área de estudio.

4.3 Estrategias de manejo de conservación asociadas a las áreas de establecimiento de land sharing y land sparing

Las estrategias del modelo de *land sharing* que dominan el paisaje Andino son los Acuerdos de Conservación (AC) (47%) (Figura 13), por tratarse de coberturas naturales sobre áreas donde se recomiendan estrategias asociadas a *land sharing*. También es frecuentes la combinación de prácticas agropecuarias amigables con el medio ambiente como la rotación de cultivos, los cultivos de cobertura, los arreglos en policultivo, y los sistemas agroecológicos (RC/CC/P/SA) (34%) (Figura 13). Lo anterior señala que cualquiera de estas cuatro estrategias propuestas podría ser implementadas para mejorar la estructura natural de las áreas agropecuarias heterogéneas de la región cuando aparecen bajo el modelo de *land sharing*.

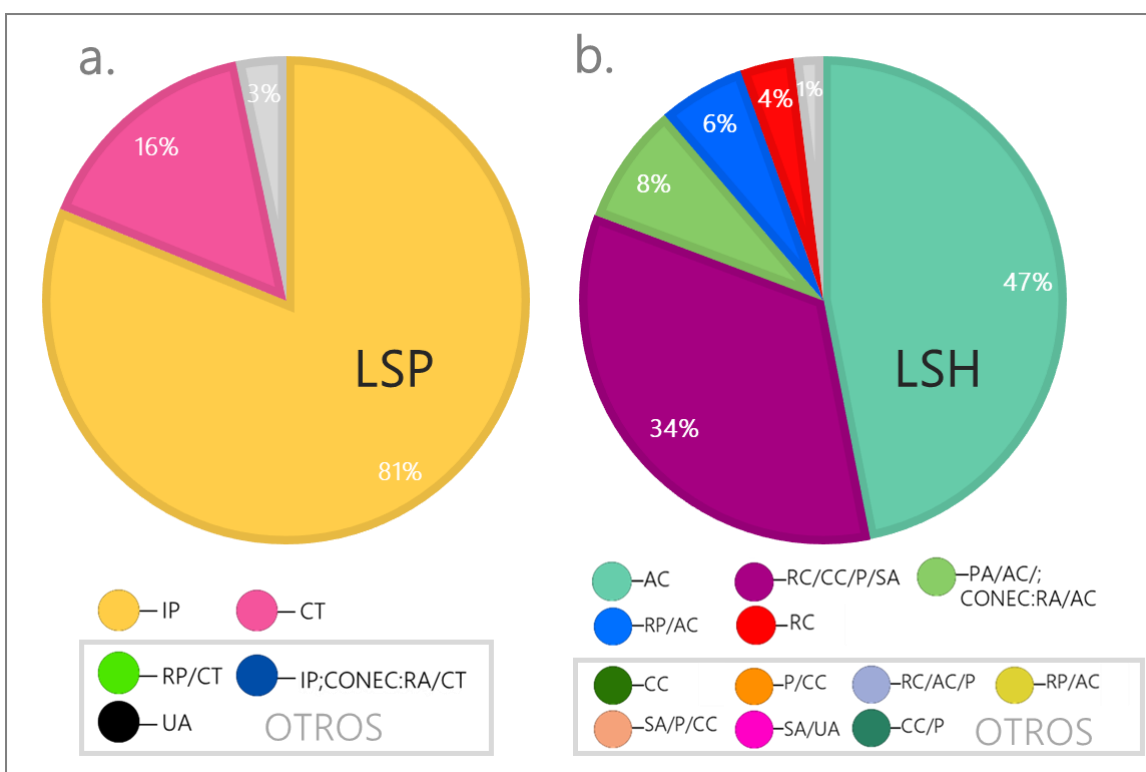


Figura 13: Proporción de estrategias identificadas bajo los modelos de a) *land sharing* y b). *land sparing*. AC: Acuerdos de conservación, RC: Rotación de Cultivos, CC: Cultivo de Cobertura, P: Arreglo en Policultivo, SA: Sistema Agroecológico, PA: Prácticas agroecológicas, AC: Acuerdos de conservación, CONEC: Si es una zona importante para conectividad debería proceder con otra estrategia, RP: Restauración Pasiva, UA: Uso actual, IP: Intensificación de producción, RA: Restauración Activa, CT: Compra de Tierras.

La estrategia combinada de prácticas agroecológicas y acuerdos de conservación (PA/AC) representa el 8% del área bajo el modelo *land sharing* por tratarse de vegetación secundaria; sin embargo, bajo esta estrategia debería evaluarse si el área es importante para la conectividad del paisaje, ya que de ser así, debería optarse por estrategias de restauración activa mediante acuerdos de conservación

(RA/AC). Las demás estrategias representan en total el 11% del área bajo el modelo de *land sharing*.

Por su parte, las estrategias del modelo *land sparing* que dominan el área de estudio son las de intensificación de la producción (IP) (81%), y compra de tierras (CT) (16%) (Figura 13). Esta última estrategia busca la compra de terrenos por tratarse de áreas que deberían ser destinadas exclusivamente para la conservación. Las demás estrategias suman un total del 3% del área total que está bajo el modelo de *land sparing*.

En general, se observa que la estrategia de acuerdos de conservación coincide con las partes altas de las cordilleras en el área de estudio, principalmente en la Cordillera Occidental y en el piedemonte amazónico (Figura 14), mientras que la estrategia de intensificación de producción (IP) se ubica hacia el interior del área de estudio, y es evidente su distribución en algunas zonas del valle del Magdalena y en los departamentos de Valle del Cauca, Quindío, Risaralda y Caldas, los cuales tienen una importante vocación agrícola (Figura 14).

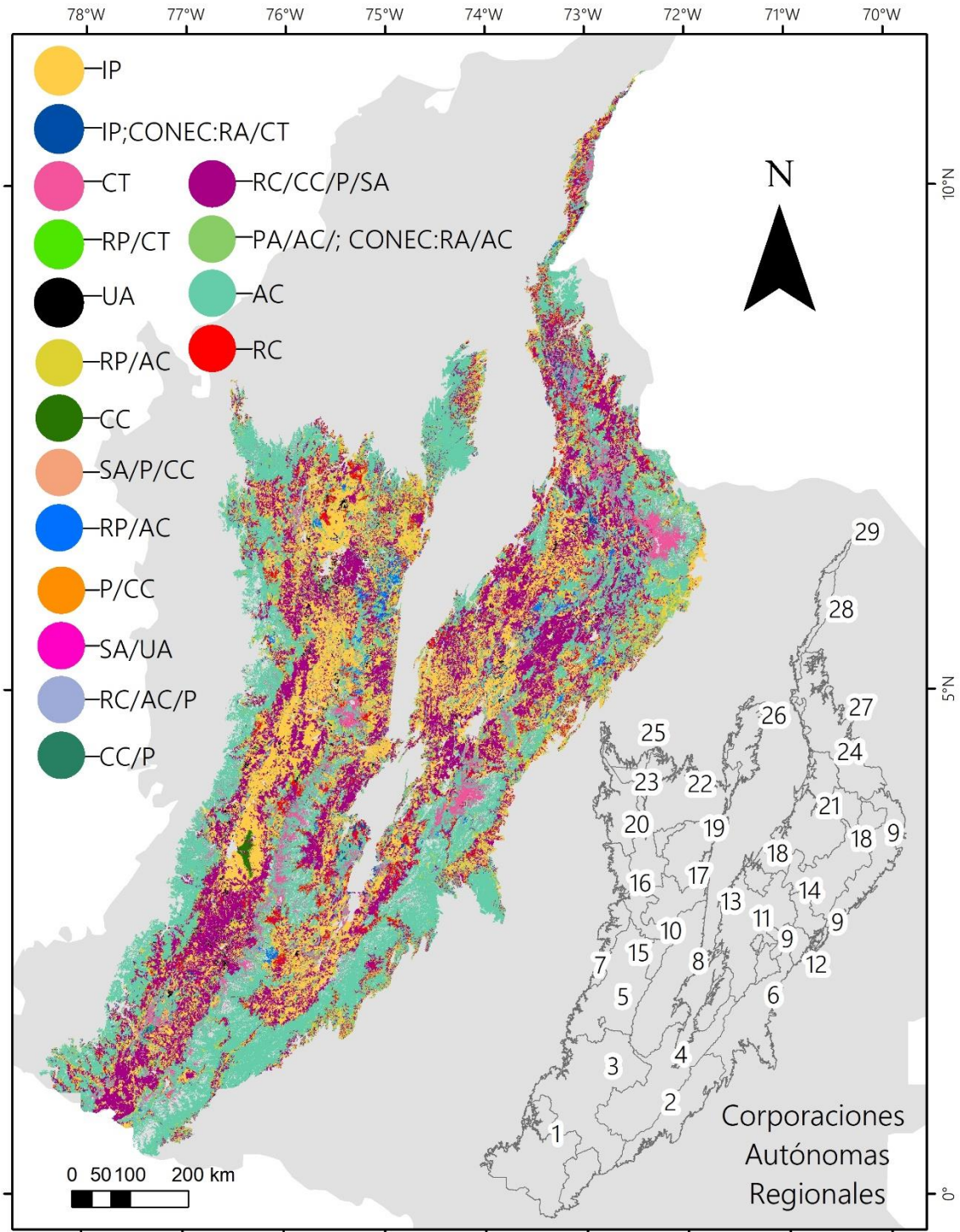


Figura 14: Distribución de estrategias a través del área de estudio para los modelos de land sharing y land sparing. AC: Acuerdos de conservación, RC: Rotación de Cultivos, CC: Cultivo de Cobertura, P: Arreglo en Policultivo, SA: Sistema Agroecológico, PA: Prácticas agroecológicas, AC: Acuerdos de conservación, CONEC: Si es una zona importante para conectividad debería proceder con otra estrategia, RP: Restauración Pasiva, UA: Uso actual, IP: Intensificación de producción, RA: Restauración Activa, CT: Compra de Tierras. Para acceder a los nombres que corresponden a los números del mapa de las Corporaciones Autónomas Regionales remitirse a la Tabla 10

El resultado anterior puede ser evidenciado en la distribución de las estrategias por CAR, en donde la intensificación de producción (IP) es la más representativa de la Corporación Autónoma Regional de Caldas (CORPOCALDAS), mientras que la corporación que posee una mayor área de la estrategia de acuerdos de conservación del modelo *land sharing* es la corporación autónoma regional de Chocó (CODECHOCO) (Figura 15).

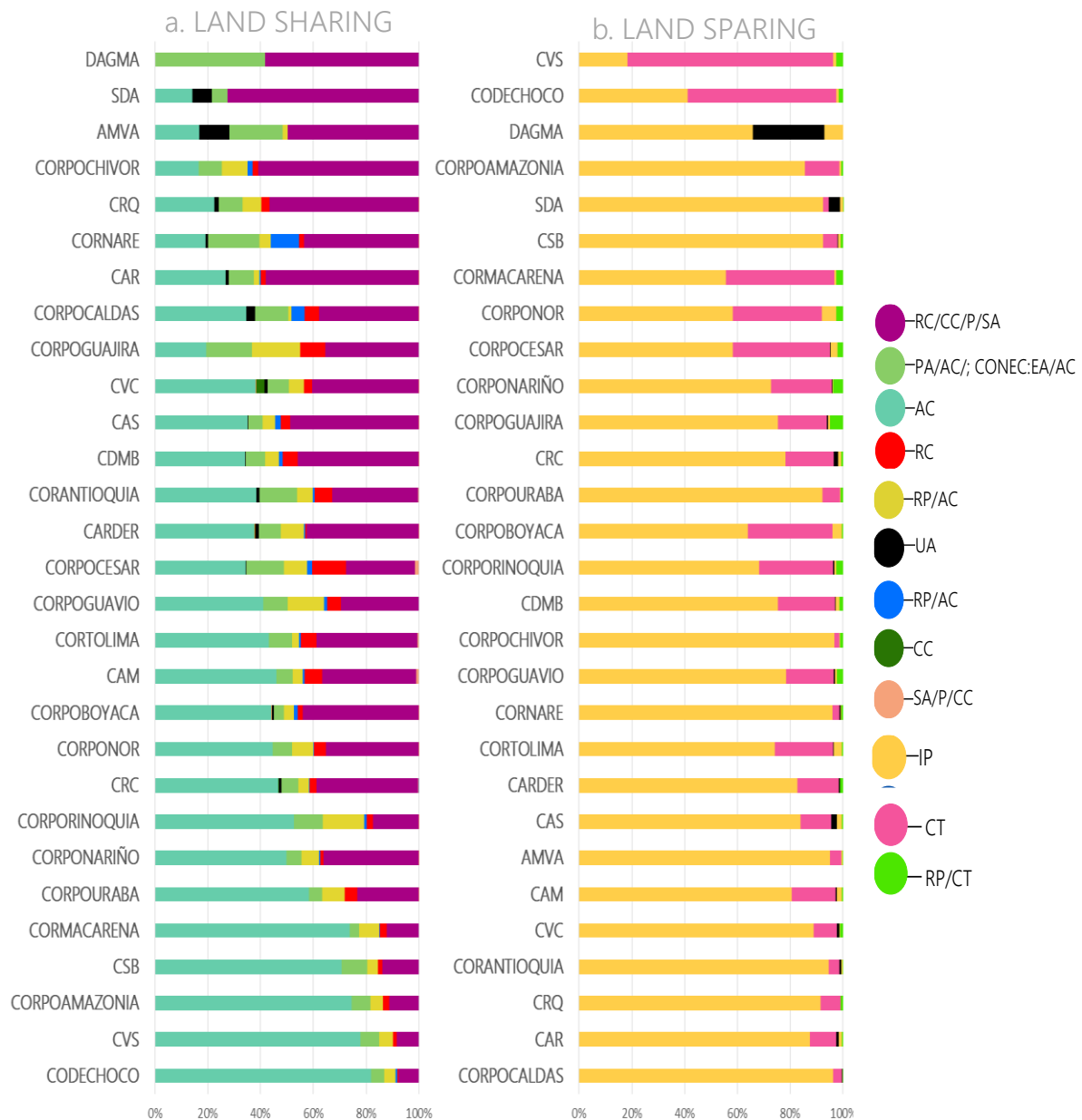


Figura 15: Proporciones de estrategias dentro de las Corporaciones Autónomas Regionales existentes dentro del área de estudio para cada uno de los modelos *land sharing* y *land sparing*.

Cuando se observa en mayor detalle, las estrategias que resaltan en el modelo de *land sharing* son los cultivos de cobertura (CC) en el límite de Valle del Cauca y Cauca (Figura 16aB) y rotación de cultivos (RC) en los departamentos de Antioquia (Figura 16cA) y Santander (Figura 16aE).

En relación a las estrategias de *land sparing*, se encuentra una prominente distribución de la estrategia de compra de tierras (CT) que coincide con un parche de bosque denso entre la Corporación Autónoma Regional de Boyacá en Boyacá, y la Corporación Autónoma Regional de la Orinoquía en Arauca, representando el 8% dentro de la primera corporación (Figura 16bE). Este mismo escenario se encuentra hacia el límite entre Cundinamarca y el Meta (Figura 16bF), en donde la Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca y la Corporación para el Desarrollo Sostenible del Área de Manejo Especial La Macarena, poseen el 4 y 5% de su jurisdicción bajo la estrategia de compra de tierras (Figura 15b).

5. DISCUSIÓN

5.1 Identificación de variables y áreas idóneas para el establecimiento de estrategias de los modelos *land sharing* y *land sparing*

El patrón espacial que toma la distribución de los modelos *de land sharing* y *land sparing* refleja que el modelo está altamente influenciado por la transformación del paisaje en el área de estudio. Las áreas más transformadas de la región Andina, en los valles interandinos y los piedemontes de las cordilleras tienden a ser establecidas como áreas idóneas del modelo *land sparing*, de allí que la el producto espacial de Huella Humana sea también la variable más importante dentro del modelo.

La transformación dentro del área de estudio ha sido ampliamente identificada, y se ha concluido por ejemplo, que algunas partes del país como el valle del Cauca y parte de los departamentos de Cundinamarca y Boyacá, representan puntos de transformación persistente desde 1970 (Correa Ayram et al., 2020); estas áreas se identifican como *land sparing* en nuestro modelo propuesto. La transformación en estas zonas ha estado ligada esencialmente a la accesibilidad y a las migraciones humanas constantes (Armenteras et al., 2011; Etter et al., 2008). De lo anterior, se espera que este tipo de zonas continúen siendo altamente transformadas en el futuro, por lo que las estrategias relacionadas con el modelo *land sparing* se ajustan a estas áreas.

Las áreas que fueron identificadas como *land sharing* en este trabajo coinciden con áreas de transformación más reciente (Correa Ayram et al., 2020), como los son, el límite entre la región Andina y Amazónica, remanentes de Bosque Seco Tropical hacia el departamento de Bolívar, una parte de la región Orinoquía al nororiente del área de estudio en el departamento de Arauca y el área del Pacífico. En la región del pacífico, la presencia de comunidades negras e indígenas con territorios colectivos (IAvH, 2014), requiere de un manejo y gestión relacionado con las formas propias de la comunidades, por lo que es esencial priorizar allí el modelo de *land sharing*, ya que si se optara por el modelo de *land sparing* se tendrían que discutir estrategias como compra de tierras y creación de áreas protegidas, las cuales se oponen a los principios de la creación de estos territorios colectivos. Esto también puede ocurrir en los departamentos de Tolima, Cauca y Putumayo, en donde se establecen Zonas de Reserva Campesina (IAvH, 2014). Lo anterior, destaca la importancia de identificar previamente qué figuras existen en el territorio para poder dar certeza del modelo bajo el cual deberían ser manejadas.

No obstante, en algunas zonas como en la vertiente occidental de la cordillera occidental, la transformación ha sido identificada previamente como dinámica (Correa Ayram et al., 2020), siendo coincidente con áreas clasificadas bajo el modelo de *land sharing*. Las dinámicas de estas áreas producen incertidumbre

sobre la tendencia que sigue el proceso de transformación, por lo que el modelo bajo el cual deberían manejarse puede cambiar rápidamente a *land sparing* a causa de las presiones a las que se enfrenta más adelante.

Algunos ejemplos de estas áreas dinámicas de gran importancia para biodiversidad sobre el modelo *land sharing* son el piedemonte de la vertiente oriental de la Cordillera Oriental, sobre los departamentos de Caquetá y Meta. Esta área ha sido frecuentemente identificada como un punto crítico de deforestación (IDEAM, 2019, 2020), inclusive sobre áreas protegidas que históricamente han frenado la transformación de esta región, como los parques nacionales naturales Tinigua y Serranía de la Macarena (Armenteras et al., 2019). Es también de mayor atención lugares como Ríosucio en el Chocó, ya que se establece como una alerta constante de deforestación, debido principalmente a la expansión de la frontera agrícola en zonas donde no se permite este uso, cultivos ilícitos y extracción ilegal de madera (Fagua & Ramsey, 2019; IDEAM, 2020). Si este patrón se mantiene, es posible que estas áreas debieran cambiar su modelo a *land sparing* debido a su reducción en la cobertura natural.

Por otro lado, al estar fuertemente mediado por la transformación, el modelo no refleja la importancia de otras variables claves a la hora de definir estrategias como la renta de actividades agrícolas. Esta variable ha sido ampliamente utilizada como un proxy al costo de oportunidad para priorizar el manejo de áreas de conservación en paisajes transformados (R Naidoo et al., 2006; Robin Naidoo & Adamowicz, 2006), y además, se ha identificado como la variable más influyente a nivel espacial a la hora de definir estrategias para el manejo del paisaje y la inversión de recursos para la conservación (Burbano-Girón et al., 2019; Rodewald et al., 2019).

En este sentido, la construcción de la información de costos incluye la mezcla de distintas fuentes de información, además de la interpolación de la información sobre áreas donde no se tenían registros para el censo agropecuario, lo que puede condicionar la variabilidad de la información espacial. No obstante, esta es una característica de la información de costos utilizada para la planeación de la conservación, la cual sigue siendo un factor limitante (Armsworth, 2014), pero en el cual, a partir de este trabajo, se ha realizado una importante contribución a la incipiente espacialización de los costos de la conservación en el país.

La identificación de la huella humana, la cobertura natural, y la altura de bosques como variables más importantes para la definición de las áreas de *land sharing* y *land sparing* agrega un nuevo punto a este debate. Desde la literatura, se plantea que el recambio de especies es una variable clave para la elección de las estrategias de uno u otro modelo. Se ha discutido que el modelo de *land sparing* debería ser el modelo predilecto para áreas con bajo recambio de especies y una alta proporción de hábitat remanente (Grau et al., 2013; Green et al., 2005; Kremen, 2015), mientras áreas que poseen una diversidad beta alta podrían manejarse bajo el modelo de *land sharing*, ya que éste puede favorecer la heterogeneidad y por

ende la disponibilidad de hábitat para las especies (Fischer et al., 2008; Grau et al., 2013; Kremen, 2015). A pesar de lo anterior, nuestros resultados muestran que el nivel de transformación será determinante en áreas muy heterogéneas y con poca vegetación remanente como los Andes de Colombia (Grau et al., 2013).

En este sentido, es importante señalar que la variable de heterogeneidad, ampliamente discutida en el marco del debate (Fischer et al., 2014; Phalan, 2018), no tuvo una gran influencia en el modelo acá aplicado. La aproximación del índice de Rao (Rocchini et al., 2017), puede no ser la más adecuada para el área de estudio, al tratarse de un área altamente heterogénea, el índice arroja alta variabilidad en toda la región, y no logra identificar diferencias que permitan que el modelo pueda discriminar entre áreas de *land sharing* y *land sparing*. De igual manera, la diversidad beta, que se asume como una de las variables más influyentes para la diferenciación de los modelos desde la literatura (Phalan, 2018; Wehrden et al., 2014), al ser una aproximación medida desde el índice de Rao (Khare et al., 2019), puede verse afectada también en su importancia.

Espectralmente, las diferencias recogidas en el índice NDVI, están fuertemente influenciadas por los cambios en las dinámicas de vegetación; no obstante, el alto grado de transformación de los Andes colombianos, y la falta de estacionalidad de la vegetación remanente, puede contribuir a que estas diferencias tampoco sean evidentes para el modelo sobre esta variable. Así, es importante explorar otro tipo de variables que favorezcan en mayor medida la variabilidad de los paisajes en zonas de mosaicos altamente heterogéneos como el área de estudio.

Finalmente, las coincidencias respecto a otros trabajos en términos de las áreas identificadas, se limitan a algunas aplicaciones sencillas en las que se tomaba el porcentaje de área correspondiente a coberturas naturales o transformadas en una unidad determinada, y dependiendo de esto se identificaban como *land sharing* o *land sparing* (Pompeu et al., 2018). También, pero a una mayor extensión y menor resolución, se identificaron estrategias relacionadas con ambos modelos para mejorar la representatividad de las áreas protegidas (Burbano-Girón et al., 2019). Sin embargo, para el caso del presente trabajo, es la primera vez que se diseña un modelo que integre todos los aspectos discutidos en la teoría para identificar las modelos *de land sharing* y *land sparing*, que intenta plasmarlos de manera espacial, y que además integra las estrategias de manejo ligadas a cada uno de ellos.

5.2 Estrategias de manejo del paisaje en la región Andina bajo los modelos *land sharing* y *land sparing*

La distribución de las estrategias identificadas bajo el modelo de *land sparing*, señalan que en su mayoría debería realizarse intensificación de la producción (IP), al tratarse de lugares altamente intervenidos; no obstante, esta intensificación no

puede implicar expansión de estos territorios productivos, de otra manera podrían convertirse en nuevos puntos de deforestación. Al incrementar los rendimientos por incremento de producción, es inevitable que las ganancias también lo hagan, esto puede generar efectos contrarios e incentivar la expansión de los territorios productivos (Phelps et al., 2013). Sin embargo, reemplazar estrategias como intensificación por estrategias del modelo de *land sharing*, tampoco garantiza un menor impacto a la biodiversidad debido a que no solo basta con separar las zonas transformadas de las naturales sino, por consiguiente es indispensable que se combinen los dos modelos y se balanceen sus efectos secundarios (Grau et al., 2013; Meli et al., 2019; Phalan et al., 2011). También, se debe tener en cuenta que las estrategias propuestas deben ser revisadas y aplicadas a una escala local para favorecer un efecto positivo a la mayoría de las especies del paisaje (Gonthier et al., 2014).

Se debería esperar, que la estrategia de intensificación de la producción, limite la extensión de los cultivos a su distribución actual, la cual se estableció aproximadamente desde la década de los 70s. sobre las tierras bajas en los valles secos del Cauca y Magdalena (Etter et al., 2008; Sánchez-Cuervo et al., 2012), y sobre las áreas del piedemonte en cultivos de café, transformando con su expansión los bosques secos y subandinos, respectivamente (Armenteras et al., 2011).

La segunda estrategia que se resalta bajo el modelo de *land sparing* es la de compra de tierras (CT). Bajo una observación más detallada y sobreponiendo las áreas protegidas existentes en la región, se evidencia cómo esta estrategia podría mejorar la conectividad de tres áreas protegidas (los parques nacionales naturales del Nevado del Huila y Purace, y la reserva forestal protectora nacional Río Amaimé) sobre la vertiente oriental de la cordillera central, en los departamentos de Cauca, Tolima y Huila (Figura 17a). La estrategia de compra de tierras además favorecería la protección de las coberturas de herbazales y arbustales de los páramos de tres complejos (Las Hermosas, Nevado del Huila- Moras y Guanacas-Puracé-Coconucos), así como los procesos de regulación hídrica y almacenamiento de carbono orgánico en el suelo, dos de los servicios ecosistémicos que en el país se han priorizado para la identificación de áreas para la conservación (Armenteras et al., 2015; Rodríguez et al., 2015). Sin embargo, la compra de tierras es una de las estrategias más complejas a la hora de generar acciones sobre el territorio, debido a los bajos recursos con los se cuenta para la compra, gestión y mantenimiento de áreas protegidas (Margules & Sarkar, 2007).

Las estrategias de restauración activa y acuerdos de conservación (RA/AC) sobre la cobertura de vegetación secundaria se han identificado como relevante para la conectividad. Los bosques secundarios han sido recientemente foco de atención debido a la importancia que puede tener para el soporte de la biodiversidad a nivel local y regional (Hurtado-M et al., 2020), adicionalmente pueden ser corredores importantes para la conectividad dentro de la matriz transformada y soportar procesos ecológicos complejos (Arroyo-Rodríguez et al., 2020).

Tal es la importancia de las acciones sobre la vegetación secundaria para la conservación de la biodiversidad, que en el marco de las estrategias relacionadas con los modelos *land sharing* y *land sparing*, se ha propuesto que todas las acciones sobre esta cobertura se enmarquen dentro de estrategias *land sparing*, ya que se ha estimado que las especies tienden a ocupar más frecuentemente los bosques secundarios cuando está bajo este modelo. Además, la protección de bosque secundario contribuiría al cumplimiento de metas globales de restauración (Edwards et al. 2021), favoreciendo los procesos de regeneración por encima de los de deforestación (Rudel et al., 2020). A pesar de esto, se ha evidenciado que las transiciones desde bosques ocurren cuando se hacen cambios en las políticas que favorecen la expansión de zonas agropecuarias, por lo que los procesos de regeneración deben ser acompañados de normas que limiten la expansión de la frontera agrícola, y de estrategias de restauración que aceleren estos procesos.

Sin embargo, la viabilidad de la restauración al igual que la compra de tierras se ven seriamente comprometidas por la inversión en recursos para la conservación. Se han estimado costos de alrededor de 1000 USD/ha para las acciones de restauración (Brançalion et al., 2019), que sumados a los costos económicos de gestión de las áreas, los de transacción de los acuerdos de conservación, y los costos no económicos relacionados con el mantenimiento de la confianza entre las partes interesadas para el mantenimiento de los acuerdos, crean un escenario complejo para el establecimiento de este tipo de estrategias (Knight et al., 2010). Particularmente, sobre áreas privadas, donde ocurren la mayoría de estas estrategias en la región andina de Colombia, la conservación puede ser entre 200 y 400% más costosa que sobre áreas públicas (Roka & Noss, 1999).

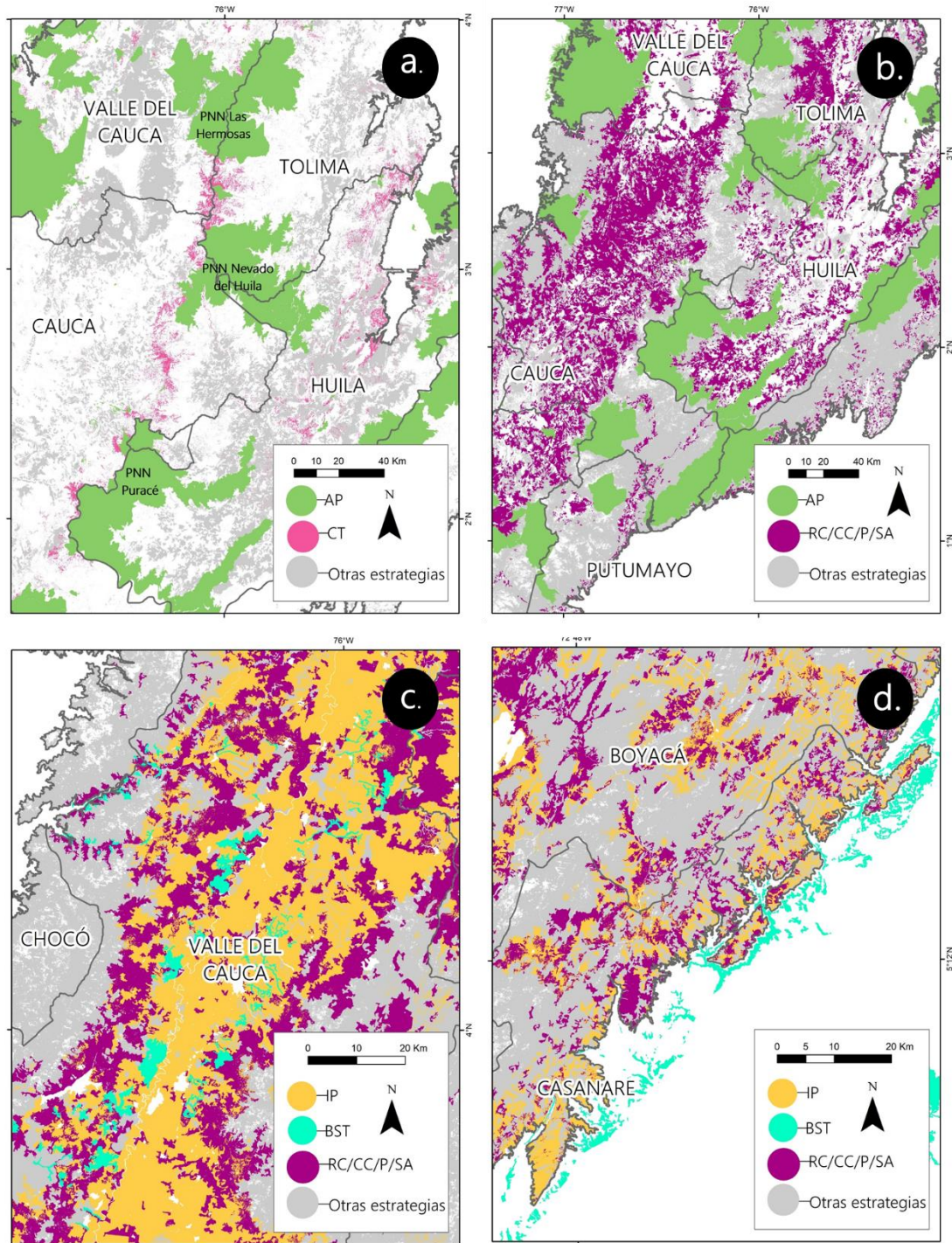


Figura 17: Ejemplo de estrategia a) Compra de Tierras (CT) y combinación Rotación de Cultivos/Cultivo de Cobertura/ Policultivo/Sistemas Agroecológicos (RC/CC/P/SA) sobre el área de estudio teniendo en cuenta la existencia de áreas protegidas. c) y d) Intensificación de producción y Rotación de Cultivos/Cultivo de Cobertura/ Policultivo/Sistemas Agroecológicos (RC/CC/P/SA) teniendo en cuenta bosque seco tropical (BS) existente sobre el área de estudio.

En contraposición, estrategias combinadas como la de rotación de cultivos, cultivos de cobertura, policultivos, y sistemas agroecológicos (RC/CC/P/SA), pueden ser

aplicadas con un mayor éxito sobre áreas agropecuarias heterogéneas, que es la cobertura que domina el paisaje. Por ejemplo, observando las áreas protegidas entre los departamentos de Tolima, Cauca, Huila, Caquetá y Putumayo, se evidencia que éstas se verían altamente beneficiadas si la matriz transformada fuera manejada con arreglos agroecológicos (Figura 17b). Así, el potencial de mejorar la estructura ecológica de las áreas agropecuarias para incrementar la conectividad e idoneidad del hábitat para algunas especies, es amplia en la mayoría del área de estudio (Figura 17b). Adicionalmente, estas estrategias pueden requerir de inversiones económicas menores a las de las demás estrategias mencionadas, y además pueden reducir costos dentro de los cultivos (Altieri, 2002).

Teniendo en cuenta la extensión del Bosque Seco Tropical (BST) remanente en el país (8%) (Pizano & Garcia, 2014), la estrategia de intensificación de producción (IP) debería tenerse en cuenta de manera importante sobre áreas en donde existen aún relictos de este ecosistema, considerado uno de los más amenazados a nivel global y nacional (Etter et al., 2017; Gonzáles, 2018). Por ejemplo, en el Valle del Cauca, se evidencia que el confinamiento de las áreas productivas es clave para que la expansión de la frontera agrícola no transforme el BST remanente (Figura 17c). Si se integraran además estrategias como la rotación de cultivos, cultivos de cobertura, policultivos, y sistemas agroecológicos (RC/CC/P/SA), el ecosistema podría conectarse a través de una matriz más permeable (Figura 17c). Igualmente, el impacto que las estrategias podrían tener por fuera de la región Andina también se hace evidente en los relictos de bosque seco que limitan con el departamento de Casanare al oriente del área de estudio (Figura 17d), donde la intensificación de las actividades ganaderas y de cultivos de palma de la región podrían favorecer el confinamiento de las actividades productivas.

Lo anterior, conlleva a que las estrategias tengan que ser priorizadas y algunas de ellas incluso estudiadas localmente si se desean aplicar. Por ejemplo, estrategias como restauración pasiva (RP) sobre vegetación secundaria en caso de que no sea identificada como indispensable para la conectividad del paisaje, y la combinación de las cuatro estrategias del modelo *land sharing* (Rotación de Cultivos/Cultivos de cobertura/Arreglos en Policultivos/Sistemas agroforestales) sobre cobertura de áreas agropecuarias heterogéneas, son estrategias que son viables y que han sido aplicadas ampliamente dentro de algunos cultivos como el café y cacao (Carlo et al., 2004; Coral-Acosta & Perez-Torres, 2017; Estrada et al., 2012). Por el contrario, estrategias como compra de tierras, restauración pasiva y acuerdos de conservación, requieren de una evaluación más detallada, ya que requieren de una mayor inversión de recursos y de las sinergias de múltiples acciones de conservación sobre el paisaje, lo que requiere de estudiadas locales para que su aplicación sea viable.

En términos de la gestión y el ordenamiento territorial, las CAR con un mayor porcentaje del modelo *land sparing* pueden centrar su atención en estrategias de intensificación de las actividades productivas mediante programas de capacitación y recursos para la tecnificación de las actividades agropecuarias predominantes de

sus jurisdicciones. De acuerdo con el modelo propuesto, estas estrategias deberían priorizarse sobre áreas altamente transformadas como las de los valles interandinos, donde algunas corporaciones como CORPOCALDAS en Caldas, la CAR en Cundinamarca, CRQ en Quindío, y la CVC en el Valle del Cauca, tienen jurisdicción. Los beneficios de confinar las áreas productivas e intensificarlas ha sido discutida anteriormente (Phalan et al., 2016) a través de lo que se ha denominado hipótesis de *Borlaug*, la cual indica que el aumento de los rendimientos de los cultivos evitan la expansión de la tierra cultivable a otras áreas, evitando la deforestación (Borlaug, 1972; Phalan, 2018). Esta estrategia ha sido aplicada en lugares como la Amazonía brasileña para confinar las áreas de producción ganadera (Mertz & Mertens, 2017).

Las corporaciones con un alto porcentaje de la estrategia de compra de tierras (CT) como la CVS en los Valles del Sinú y San Jorge, y Codechoco en Chocó, se caracterizan por extensiones de vegetación natural remanente inmersas en una matriz fuertemente transformada. Así, y dependiendo de los recursos disponibles para la conservación y la viabilidad de esta estrategia, ésta puede ser combinada o reemplazada por acuerdos de conservación que integren los sistemas productivos y la protección de la biodiversidad remanente. Ejemplo de estas iniciativas es el pago por servicios ecosistémicos, que representa más de 36 mil millones de dólares en transacciones anuales alrededor del mundo, el cual busca incentivar prácticas que garanticen la prestación de servicios ecosistémicos a la sociedad por parte de los productores sin sacrificar su productividad o rentabilidad (Salzman et al., 2018).

Otras corporaciones como Cormacarena, Corporinoquía y Corpoamazonia deben asumir retos más relevantes en el ordenamiento de las actividades productivas. Bajo su jurisdicción, se encuentran puntos de deforestación importantes en el país, particularmente en el piedemonte andino-amazónico, en los departamentos de Caquetá, Putumayo y Meta (Armenteras et al., 2003; Etter et al., 2006). En esta zona, la estrategia propuesta por el modelo son los acuerdos de conservación; sin embargo, al ser un punto clave para la conectividad del corredor andino amazónico, la protección de las áreas naturales remanentes es prioritaria (Clerici et al., 2019). Se recomiendan evaluaciones más profundas en cuanto a las necesidades de conectividad que puedan requerir otras estrategias más urgentes como restauración activa y compra de tierras destinadas a la protección de la biodiversidad.

6. CONCLUSIONES

El modelo propuesto muestra que las variables más importantes para identificar las áreas idóneas para el establecimiento de los modelos *land sharing* y *land sparing* se relacionan con la transformación del paisaje; éstas fueron huella humana, presencia de cobertura natural y altura de los bosques. Estas variables son una contribución al debate entre los dos modelos, ya que, desde la literatura, se ha planteado que el recambio de especies es tal vez la variable más clave para la

elección de las estrategias de uno u otro modelo. Así, el marco metodológico propuesto para la identificación de áreas y estrategias relacionadas con los modelos *land sharing* y *land sparing* es altamente replicable nacional e internacionalmente a través del uso de productos espaciales que puedan dar cuenta de estos dos aspectos en el área de estudio a evaluar. Sin embargo, consideramos importante revisar la inclusión de una variable que mida la productividad y la rentabilidad de los cultivos, y que pueda dar cuenta de la variabilidad espacial de los aspectos económicos y productivos de las zonas agropecuarias. Una nueva evaluación con otras variables de este tipo permitiría identificar con mayor certeza el efecto de aspectos económicos o sociales dentro del modelo, y de esta manera validar el efecto que la transformación ha tenido en el modelo propuesto.

La distribución de los modelos *land sharing* y *land sparing* en la región de los Andes colombianos, muestra que las áreas mayoritariamente transformadas coinciden con el establecimiento del modelo de *land sparing*, ubicadas hacia las zonas bajas en los valles interandinos, y en la zona del piedemonte de las cordilleras. Un área clave para las estrategias de este modelo son los departamentos de Cundinamarca y Boyacá. El modelo *land sharing* coincide con áreas mucho menos intervenidas, sobre las partes altas de las cordilleras, en zonas como el departamento del Chocó, el piedemonte andino-amazónico, y la parte norte del departamento de Boyacá. Las áreas identificadas en cada modelo, coinciden con los patrones históricos de transformación reportados para la región andina colombiana, por lo que procesos claves como la deforestación, pueden verse reducidos desde las estrategias propuestas en nuestro modelo. En este contexto, las CAR tiene un papel fundamental a la hora de implementar las estrategias más idóneas para frenar la transformación en sus jurisdicciones.

Con base en el modelo propuesto, las cuatro estrategias relacionadas con *land sharing*, rotación de cultivos, cultivos de cobertura, arreglos en policultivos, y sistemas agroforestales, son las que más sobresalen en áreas agropecuarias heterogéneas y cubren la mayor parte del área de estudio. La implementación de estas estrategias puede ser menos costosa, por lo que su implementación se vería ampliamente favorecida, así como el mejoramiento de la estructura ecológica de las áreas agropecuarias y por ende la conectividad del paisaje. La intensificación de la producción es la estrategia que más porcentaje obtuvo del modelo *land sparing*. Se propone que esta estrategia puede disminuir la expansión de las áreas agropecuarias, disminuyendo la presión sobre los remanentes de bosque seco tropical. No obstante, se debe tener en cuenta que su implementación podría traer consecuencias contrarias a su objetivo e incentivar la expansión de áreas muy productivas y rentables, por lo que es de gran importancia poder combinar las estrategias de los dos modelos a diferentes escalas. Así mismo, estrategias como compra de tierras, restauración activa y acuerdos de conservación, deben optarse tras la realización de evaluaciones locales que den cuenta de la viabilidad de la

adquisición de terrenos y del beneficio por tratarse de áreas indispensables para la conectividad de la región.

7. RECOMENDACIONES

Identificar y controlar los puntos de transformación que históricamente no se han destacado es un trabajo indispensable para que la deforestación por aumento de la frontera agrícola no se traslade a nuevos focos de transformación de una manera intensiva. De lo anterior, se destaca que la estrategia de intensificación de la producción del modelo de *land sparing* puede ser una de las salidas más inteligentes y económicas para frenar la modificación del paisaje Andino.

Los resultados presentados en este documento, hacen parte de uno de los primeros trabajos que pretende espacializar un debate que ha sido fuertemente discutido a nivel teórico, por este motivo, conforman una aproximación metodológica para instituciones y entidades a la hora de tomar decisiones a nivel ambiental que beneficien a sus regiones. En aras de complementar esta iniciativa, se considera que deberían ser incluidos aspectos económicos y sociales a un nivel detallado para que se pueda visualizar el efecto económico real al establecer ciertas estrategias. Por supuesto, trabajos a nivel local de carácter netamente ecológico podrían refutar o contribuir a los resultados acá presentados.

Al tratarse de una guía, el acompañamiento de las entidades territoriales ambientales es indispensable cuando se trata de implementar medidas que contribuyan a la conservación de la biodiversidad, por lo que se recomienda que los acuerdos, compras y arreglos en áreas productivas se manejen bajo estricto control y retroalimentación, de esto depende su éxito.

8. REFERENCIAS

- Adams, V. M., Pressey, R. L., & Naidoo, R. (2010). Opportunity costs: Who really pays for conservation? *Biological Conservation*, 143(2), 439–448.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.11.011>
- Altieri, M. A. (2001). Principios y estrategias para diseñar sistemas agrarios sustentables. In *Agroecología. El camino hacia una agricultura sustentable* (Issue June).
- Altieri, M. A. (2002). *Agroecology: the science of natural resource management for poor farmers in marginal environments*. 1971, 1–24.
- Armenteras, D. (2006). *Ecosistemas de los Andes colombianos. Segunda edición. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt*.
- Armenteras, D., Gast, F., & Villareal, H. (2003). *Andean forest fragmentation and the representativeness of protected natural areas in the eastern Andes, Colombia*. 3207(May).
[https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(02\)00359-2](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00359-2)

- Armenteras, D., Rodríguez, N., & Retana, J. (2015). National and regional relationships of carbon storage and tropical biodiversity. *Biological Conservation*, *192*, 378–386. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.10.014>
- Armenteras, D., Rodríguez, N., Retana, J., & Morales, M. (2011). Understanding deforestation in montane and lowland forests of the Colombian Andes. *Regional Environmental Change*, *11*, 693–705. <https://doi.org/10.1007/s10113-010-0200-y>
- Armenteras, D., Schneider, L., & Dávalos, L. M. (2019). Fires in protected areas reveal unforeseen costs of Colombian peace. *Nature Ecology & Evolution*, *3*(1), 20–23. <https://doi.org/10.1038/s41559-018-0727-8>
- Armsworth, P. R. (2014). Inclusion of costs in conservation planning depends on limited datasets and hopeful assumptions. *Annals of the New York Academy of Sciences*, *1322*(1), 61–76. <https://doi.org/10.1111/nyas.12455>
- Arroyo-Rodríguez, V., Fahrig, L., Tabarelli, M., & Watling, J. I. (2020). *Designing optimal human-modified landscapes for forest biodiversity conservation*.
- Bakermans, M. H., Rodewald, D., & Vitz, A. C. (2012). *Migratory bird use of shade coffee: The role of structural and floristic features*. <https://doi.org/10.1007/s10457-011-9389-0>
- Ball, B. C., Bingham, I., Rees, R. M., Watson, C. A., & Litterick, A. (2005). The role of crop rotations in determining soil structure and crop growth conditions. *Canadian Journal of Soil Science*, *85*(5), 557–577. <https://doi.org/10.4141/S04-078>
- Balmford, A., Green, R., & Phalan, B. (2012). What conservationists need to know about farming. *Proceedings. Biological Sciences / The Royal Society*, *279*(1739), 2714–2724. <https://doi.org/10.1098/rspb.2012.0515>
- Balthazar, V., Vanacker, V., Molina, A., & Lambin, E. F. (2015). Impacts of forest cover change on ecosystem services in high Andean mountains. *Ecological Indicators*, *48*, 63–75. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.07.043>
- Benton, T. G., Vickery, J. A., & Wilson, J. D. (2003). Farmland biodiversity: Is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology and Evolution*, *18*(4), 182–188. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(03\)00011-9](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(03)00011-9)
- Blackie, R., Baldauf, C., Gautier, D., Gumbo, D., Kassa, H., Parthasarathy, N., Paumgarten, F., Sola, P., Pulla, S., Waeber, P., & Sunderland, T. (2014). *Bosques tropicales secos. El estado del conocimiento global y recomendaciones para investigaciones futuras*. 38.
- Bode, M., Wilson, K. a, Brooks, T. M., Turner, W. R., Mittermeier, R. a, McBride, M. F., Underwood, E. C., & Possingham, H. P. (2008). Cost-effective global conservation spending is robust to taxonomic group. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, *105*(17), 6498–6501. <https://doi.org/10.1073/pnas.0710705105>
- Borlaug, N. (1972). Mankind and Civilization at Another Crossroad: In Balance With Nature — A Biological Myth. *BioScience*, *22*(1), 41–44. <https://doi.org/10.2307/1296186>
- Borlaug, N., Prize, N. P., Carter, J., & Foundation, N. (2007). *Feeding a Hungry World*. 318(October). <https://doi.org/10.1126/science.1151062>
- Botero-Echeverri, J. E. (2007). *Estructura, diversidad y potencial para conservación de los sombríos*

en cafetales de tres localidades de Colombia. 58(hasta 2004), 304–323.

- Boyle, S. a., Zartman, C. E., Spironello, W. R., & Smith, A. T. (2012). Implications of habitat fragmentation on the diet of bearded saki monkeys in central Amazonian forest. *Journal of Mammalogy*, 93(4), 959–976. <https://doi.org/10.1644/11-MAMM-A-286.1>
- Brancalion, P. H. S., Meli, P., Tymus, J. R. C., Lenti, F. E. B., M. Benini, R., Silva, A. P. M., Isernhagen, I., & Holl, K. D. (2019). What makes ecosystem restoration expensive? A systematic cost assessment of projects in Brazil. *Biological Conservation*, 240(February), 108274. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108274>
- Breiman, L. (2001). Random forests. *Random Forests*, 1–122. <https://doi.org/10.1201/9780367816377-11>
- Burbano-Girón, J., Jantke, K., Molina, M. A., Urbina-Cardona, N., Gómez-Valencia, B., & Etter, A. (2019). Understanding the effect of including costs and persistence in spatial conservation prioritization: an analysis of the land-sharing/sparing framework in the Neotropics. In *Doctoral Thesis. Improving the identification of priority areas for conserving Neotropical biodiversity: assessing uncertainties in spatial conservation prioritization*. Pontificia Universidad Javeriana.
- Butler, R. . (2018). *Calculating Deforestation Figures for the Amazon*. <https://rainforests.mongabay.com/>
- Carlo, T. A., Collazo, J. A., & Groom, M. J. (2004). Influences of fruit diversity and abundance on bird use of two shaded coffee plantations. *BIOTROPICA*, 36(4), 602–614. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2004.tb00354.x>
- Carwardine, J., Wilson, K. A., Ceballos, G., Ehrlich, P. R., Naidoo, R., Iwamura, T., Hajkowicz, S. a, & Possingham, H. P. (2008). Cost-effective priorities for global mammal conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105(32), 11446–11450. <https://doi.org/10.1073/pnas.0707157105>
- Chandler, R. B., King, D. I., Raudales, R., Trubey, R., Chandler, C., & Arce Chávez, V. J. (2013). A small-scale land-sparing approach to conserving biological diversity in tropical agricultural landscapes. *Conservation Biology*, 27(4), 785–795. <https://doi.org/10.1111/cobi.12046>
- Clerici, N., Salazar, C., Pardo-Díaz, C., Jiggins, C. D., Richardson, J. E., & Linares, M. (2019). Peace in Colombia is a critical moment for Neotropical connectivity and conservation: Save the northern Andes–Amazon biodiversity bridge. *Conservation Letters*, 12(1), e12594. <https://doi.org/10.1111/conl.12594>
- Conrad, O., Bechtel, B., Bock, M., Dietrich, H., Fischer, E., Gerlitz, L., Wehberg, J., & Wichmann, V. (1991). *System for Automated Geoscientific Analyses (SAGA) v. 2.1.4*. *Geosci. Model Dev.*, 8, 1991-2007. <https://doi.org/10.5194/gmd-9-1991-2015>
- Coral-Acosta, N., & Perez-Torres, J. (2017). Diversity of diurnal butterflies (Lepidoptera: Papilionoidea) associated with a shade coffee agroecosystem (Curiti, Santander). *REVISTA COLOMBIANA DE ENTOMOLOGIA*, 43(1), 91–99. <https://doi.org/10.25100/socolen.v43i1.6655>
- Correa Ayram, C., Etter, A., Díaz, J., Rodríguez, S., Ramírez, W., & Crozo, G. (2020). Spatiotemporal evaluation of the human footprint in Colombia : Four decades of anthropic impact in highly

- biodiverse ecosystems. *Ecological Indicators*, 117(April), 106630.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106630>
- Cushman, S. a. (2006). Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: A review and prospectus. *Biological Conservation*, 128(2), 231–240.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.031>
- Davis, F. W., Barbara, S., & Noss, R. (1994). Gap analysis: a geographic approach to protection of biological diversity. *Biological Conservation*, 67(1), 91. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(94\)90022-1](https://doi.org/10.1016/0006-3207(94)90022-1)
- Decaëns, T., Martins, M. B., Feijoo, A., Oszwald, J., Dolédec, S., Mathieu, J., Arnaud de Sartre, X., Bonilla, D., Brown, G. G., Cuellar Criollo, Y. A., Dubs, F., Furtado, I. S., Gond, V., Gordillo, E., Le Clec'h, S., Marichal, R., Mitja, D., de Souza, I. M., Praxedes, C., ... Lavelle, P. (2018). Biodiversity loss along a gradient of deforestation in Amazonian agricultural landscapes. *Conservation Biology*, 32(6), 1380–1391. <https://doi.org/10.1111/cobi.13206>
- Defries, R., & Rosenzweig, C. (2010). *Toward a whole-landscape approach for sustainable land use in the tropics*. 107(46), 19627–19632. <https://doi.org/10.1073/pnas.1011163107>
- Departamento Administrativo Nacional de Estadística - DANE. (2014). *Tercer Censo Nacional Agropecuario (CNA) 2014*.
http://microdatos.dane.gov.co/index.php/catalog/MICRODATOS/about_collection/30/3
- Dobrovolski, R., Diniz-Filho, J. A. F., Loyola, R. D., & De Marco Júnior, P. (2011). Agricultural expansion and the fate of global conservation priorities. *Biodiversity and Conservation*, 20(11), 2445–2459. <https://doi.org/10.1007/s10531-011-9997-z>
- Donald, P. F., & Evans, A. D. (2006). *Habitat connectivity and matrix restoration : the wider implications of agri-environment schemes*. 209–218. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01146.x>
- Durán, A. P., Duffy, J. P., & Gaston, K. J. (2014). Exclusion of agricultural lands in spatial conservation prioritization strategies: consequences for biodiversity and ecosystem service representation. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 281(1792).
- Estrada, A. (2013). Socioeconomic Contexts of Primate Conservation: Population, Poverty, Global Economic Demands, and Sustainable Land Use. *American Journal of Primatology*, 75(1), 30–45. <https://doi.org/10.1002/ajp.22080>
- Estrada, A., & Coates-Estrada, R. (1996). Tropical rain forest fragmentation and wild populations of primates at Los Tuxtlas, Mexico. *International Journal of Primatology*, 17(5), 759–783.
<https://doi.org/10.1007/BF02735263>
- Estrada, A., Raboy, B. E., & Oliveira, L. C. (2012). Agroecosystems and Primate Conservation in The Tropics: A Review. *American Journal of Primatology*, 74(8), 696–711.
<https://doi.org/10.1002/ajp.22033>
- Estrada, A., Saenz, J., Harvey, C., Naranjo, E., Muñoz, D., Rosales-medea, M., Rica, C., & Agricultura, D. De. (2005). Primates in agroecosystems : conservation value of some agricultural practices in Mesoamerican landscapes. *New Perspectives in the Study of Mesoamerican Primates: Distribution, Ecology, Behavior, and Conservation*, 437–470. <https://doi.org/10.1007/0-387-25872-8>

- Etter. (2000). *Patterns of Landscape Transformation in Colombia , with Emphasis in the Andean Region*. May 2014. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-29.7.432>
- Etter, A., McAlpine, C. A., Seabrook, L., & Wilson, K. A. (2011). Incorporating temporality and biophysical vulnerability to quantify the human spatial footprint on ecosystems. *Biological Conservation*, *144*(5), 1585–1594. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.02.004>
- Etter, Andres, Angela, A., Saavedra, K., Amaya¹, P., Arevalo, P., Cortés¹, J., Pacheco-Riaño, L. C., & Soler, D. (2017). *Lista Roja de Ecosistemas de Colombia*. Ver 2.0. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.10861.08165>
- Etter, Andres, McAlpine, C., & Possingham, H. (2008). Historical patterns and drivers of landscape change in Colombia since 1500: A regionalized spatial approach. *Annals of the Association of American Geographers*, *98*(1), 2–23. <https://doi.org/10.1080/00045600701733911>
- Etter, Andres, McAlpine, C., Wilson, K., Phinn, S., & Possingham, H. (2006). Regional patterns of agricultural land use and deforestation in Colombia. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, *114*(2–4), 369–386. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.11.013>
- Etter, & Villa, A. (2000). Andean Forests and Farming Systems in part of the Eastern Cordillera (Colombia). *Mountain Research and Development*, *20*(3), 236–245. [https://doi.org/10.1659/0276-4741\(2000\)020\[0236:AFAFSI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1659/0276-4741(2000)020[0236:AFAFSI]2.0.CO;2)
- Fagua, J. C., & Ramsey, R. D. (2019). Geospatial modeling of land cover change in the Chocó-Darién global ecoregion of South America; One of most biodiverse and rainy areas in the world. *Plos One*, *14*(2), e0211324–e0211324. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0211324>
- Fahrig, L. (2003). Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Review Literature And Arts Of The Americas*, *34*, 487–515. <https://doi.org/10.1146/132419>
- Fahrig, L. (2017). Ecological Responses to Habitat Fragmentation Per Se. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, *48*(1), 1–23. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110316-022612>
- Faleiro, F. V., Machado, R. B., & Loyola, R. D. (2013). Defining spatial conservation priorities in the face of land-use and climate change. *Biological Conservation*. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.09.020>
- Ferrier, S., & Wintle, B. A. (2009). Quantitative Approaches to Spatial Conservation Prioritization: Matching the Solution to the Need. In A Moilanen, K. A. Wilson, & H. P. Possingham (Eds.), *Spatial Conservation Prioritization – Quantitative Methods and Computational Tools* (pp. 1–15). Oxford University Press.
- Fischer, J., Abson, D. J., Butsic, V., Chappell, M. J., Ekroos, J., Hanspach, J., Kuemmerle, T., Smith, H. G., & von Wehrden, H. (2014). Land sparing versus land sharing: Moving forward. In *Conservation Letters* (Vol. 7, Issue 3, pp. 149–157). Blackwell Publishing Ltd. <https://doi.org/10.1111/conl.12084>
- Fischer, J., Brosi, B., Daily, G. C., Ehrlich, P. R., Goldman, R., Goldstein, J., Lindenmayer, D. B., Manning, A. D., Mooney, H. A., Pejchar, L., Ranganathan, J., & Tallis, H. (2008). Should agricultural policies encourage land sparing or wildlife-friendly farming? *Frontiers in Ecology and the Environment*, *6*(7), 380–385. <https://doi.org/10.1890/070019>

- Fletcher, R. J., Didham, R. K., Banks-Leite, C., Barlow, J., Ewers, R. M., Rosindell, J., Holt, R. D., Gonzalez, A., Pardini, R., Damschen, E. I., Melo, F. P. L., Ries, L., Prevedello, J. A., Tscharntke, T., Laurance, W. F., Lovejoy, T., & Haddad, N. M. (2018). Is habitat fragmentation good for biodiversity? *Biological Conservation*, 226(July), 9–15. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.07.022>
- Foley, J. a, Defries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., Chapin, F. S., Coe, M. T., Daily, G. C., Gibbs, H. K., Helkowski, J. H., Holloway, T., Howard, E. a, Kucharik, C. J., Monfreda, C., Patz, J. a, Prentice, I. C., Ramankutty, N., & Snyder, P. K. (2005). Global consequences of land use. *Science (New York, N.Y.)*. <https://doi.org/10.1126/science.1111772>
- Frey-ehrenbold, A., & Bontadina, F. (2013). *Landscape connectivity , habitat structure and activity of bat guilds in farmland-dominated matrices*. 252–261. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12034>
- Gaston, K. J., Pressey, R. L., & Margules, C. R. (2002). Persistence and vulnerability: retaining biodiversity in the landscape and in protected areas. *Journal of Biosciences*, 27(4 Suppl 2), 361–384. <https://doi.org/10.1007/BF02704966>
- Gilroy, J. J., Edwards, F. A., Medina-Uribe, C. A., Hugaasen, T., & Edwards, D. P. (2014). Surrounding habitats mediate the trade-off between land-sharing and land-sparing agriculture in the tropics. *Reponame: Repositorio Institucional de Documentación Científica Humboldt*. <http://repository.humboldt.org.co/handle/20.500.11761/9807#.XpUVtoZSx9I.mendeley>
- Gliessman, S. R. (2002). Agroecología: Procesos ecológicos en agricultura sostenible. In *Diversidad y estabilidad del agroecosistema*. <https://doi.org/10.1007/s13398-014-0173-7.2>
- Gonthier, D. J., Ennis, K. K., Farinas, S., Hsieh, H., Tscharntke, T., Iverson, A. L., Cardinale, B. J., Perfecto, I., & Gonthier, D. J. (2014). *Biodiversity conservation in agriculture requires a multi-scale approach*. 9–14.
- González-M, R. (2018). *Disentangling the environmental heterogeneity, floristic distinctiveness and current threats of tropical dry forest*.
- Grassini, P., Eskridge, K. M., & Cassman, K. G. (2013). Distinguishing between yield advances and yield plateaus in historical crop production trends. *Nature Communications*, 4, 2918. <https://doi.org/10.1038/ncomms3918>
- Grau, R., & Aide, T. M. (2008). Globalization and land-use transitions in Latin America. *Ecology and Society*, 13(2). <https://doi.org/10.1057/9780230603554>
- Grau, R., Kuemmerle, T., & Macchi, L. (2013). Beyond ‘land sparing versus land sharing’: environmental heterogeneity, globalization and the balance between agricultural production and nature conservation. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 5(5), 477–483. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.cosust.2013.06.001>
- Green, R. E., Cornell, S. J., Scharlemann, J. P. W., & Balmford, A. (2005). Farming and the fate of wild nature. *Science*, 307(5709), 550–555. <https://doi.org/10.1126/science.1106049>
- Guzmán, A., Link, A., Castillo, J. A., & Botero, J. E. (2016). Agroecosystems and primate conservation: Shade coffee as potential habitat for the conservation of Andean night

- monkeys in the northern Andes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.09.002>
- Haines-Young, R. (2009). Land use and biodiversity relationships. *Land Use Policy*, 26(SUPPL. 1), 178–186. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2009.08.009>
- Harlio, A., Kuussaari, M., Heikkinen, R. K., & Arponen, A. (2019). Incorporating landscape heterogeneity into multi-objective spatial planning improves biodiversity conservation of semi-natural grasslands. *Journal for Nature Conservation*, 49(September 2018), 37–44. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2019.01.003>
- Harvey, C. A., & Chaco, M. (2006). *Live fences and landscape connectivity in a neotropical agricultural landscape*. 15–26. <https://doi.org/10.1007/s10457-005-5831-5>
- Hazzi, N. A., Moreno, J. S., Ortiz-Movliav, C., & Palacio, R. D. (2018). Biogeographic regions and events of isolation and diversification of the endemic biota of the tropical Andes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 115(31), 7985–7990. <https://doi.org/10.1073/pnas.1803908115>
- Hernandez, S. M., Mattsson, B. J., Peters, V. E., Cooper, R. J., & Carroll, C. R. (2013). *Coffee Agroforests Remain Beneficial for Neotropical Bird Community Conservation across Seasons*. 8(9). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0065101>
- Hijmans, R. J., Cameron, S. E., Parra, J. L., Jones, P. G., & Jarvis, A. (2005). Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 25(15), 1965–1978. <https://doi.org/10.1002/joc.1276>
- Hulme, M. F., Vickery, J. A., Green, R. E., Phalan, B., Chamberlain, D. E., Pomeroy, D. E., Nalwanga, D., Mushabe, D., Katebaka, R., Bolwig, S., & Atkinson, P. W. (2013). Conserving the Birds of Uganda’s Banana-Coffee Arc: Land Sparing and Land Sharing Compared. *PLoS ONE*, 8(2). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0054597>
- Hurtado-M, A. B., Echeverry-Galvis, M. Á., Salgado-Negret, B., Muñoz, J. C., Posada, J. M., & Norden, N. (2020). Little trace of floristic homogenization in peri-urban Andean secondary forests despite high anthropogenic transformation. *Journal of Ecology*, June, 1–11. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13570>
- IAvH. (2012). *Actualización de los límites cartográficos de los Complejos de Páramos de Colombia, escala 1:100.000. Proyecto: Actualización del Atlas de Páramos de Colombia*. Convenio Interadministrativo de Asociación 11-103, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible e Instituto de investigación de recursos biológicos Alexander von Humboldt.
- IAvH. (2014). *Biodiversidad 2014. Estado y tendencias de la biodiversidad continental de Colombia* (J. C. Bello, M. Báez, M. F. Gómez, O. Orrego, & L. Nägele (Eds.)).
- IAvH. (2015). *Mapa Identificación de humedales de Colombia, escala 1:100.000*. <http://geonetwork.humboldt.org.co/geonetwork/srv/spa/catalog.search#/metadata/d68f4329-0385-47a2-8319-8b56c772b4c0>
- IDEAM. (2010). *Leyenda Nacional de Coberturas de la Tierra. Metodología CORINE Land Cover Adaptada para Colombia. Escala 1:100.000*. Instituto de Hidrología Meteorología y Estudios Ambientales.

- IDEAM. (2012). *Mapa de Cobertura de la tierra periodo 2010 - 2012*. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales.
- IDEAM. (2019). *Boletín de detección temprana de deforestación*.
- IDEAM. (2020). *Boletín de Detección Temprana de Deforestación*.
- IGAC. (2008). *Base cartográfica de publicación escala 1:25.000*.
- Jaramillo, U., Certés Duque, J., & Flórez, C. (Eds.). (2016). *Colombia Anfibia, un país de humedales. Volumen II. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt*.
- Jenkins, C. N., & Joppa, L. (2009). Expansion of the global terrestrial protected area system. *Biological Conservation*, 142(10), 2166–2174. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.04.016>
- Jetz, W., Wilcove, D. S., & Dobson, A. P. (2007). Projected impacts of climate and land-use change on the global diversity of birds. *PLoS Biology*, 5(6), 1211–1219. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0050157>
- Karner, K., Cord, A. F., Hagemann, N., Hernandez-mora, N., Holzkämper, A., Jeangros, B., Lienhoop, N., Nitsch, H., Rivas, D., Schmid, E., Schulp, C. J. E., Strauch, M., Zanden, E. H. Van Der, Volk, M., Willaarts, B., Zarrineh, N., & Schönhart, M. (2019). Developing stakeholder-driven scenarios on land sharing and land sparing – Insights from five European case studies. *Journal of Environmental Management*, 241(February), 488–500. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.03.050>
- Khare, S., Latifi, H., & Rossi, S. (2019). Forest beta-diversity analysis by remote sensing: How scale and sensors affect the Rao's Q index. *Ecological Indicators*, 106(April). <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105520>
- Knight, A. T., Cowling, R. M., Difford, M., & Campbell, B. M. (2010). Mapping Human and Social Dimensions of Conservation Opportunity for the Scheduling of Conservation Action on Private Land. *Conservation Biology*, 24(5), 1348–1358. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2010.01494.x>
- Kremen, C. (2015). Reframing the land-sparing/land-sharing debate for biodiversity conservation. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1355(1), 52–76. <https://doi.org/10.1111/nyas.12845>
- Kukkala, A. S., & Moilanen, A. (2013). Core concepts of spatial prioritisation in systematic conservation planning. *Biological Reviews*, 88(2), 443–464. <https://doi.org/10.1111/brv.12008>
- Lambin, E. F., & Meyfroidt, P. (2011). Global land use change, economic globalization, and the looming land scarcity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(9), 3465–3472. <https://doi.org/10.1073/pnas.1100480108>
- Lambin, E. F., Turner, B. L., Geist, H. J., Agbola, S. B., Angelsen, A., Bruce, J. W., Coomes, O. T., Dirzo, R., Fischer, G., Folke, C., George, P. S., Homewood, K., Imbernon, J., Leemans, R., Li, X., Moran, E. F., Mortimore, M., Ramakrishnan, P. S., Richards, J. F., ... Xu, J. (2001). The causes of land-use and land-cover change: Moving beyond the myths. *Global Environmental Change*, 11(4), 261–269. [https://doi.org/10.1016/S0959-3780\(01\)00007-3](https://doi.org/10.1016/S0959-3780(01)00007-3)
- Laurance, W. F., Sayer, J., & Cassman, K. G. (2014). Agricultural expansion and its impacts on

- tropical nature. *Trends in Ecology and Evolution*, 29(2), 107–116.
<https://doi.org/10.1016/j.tree.2013.12.001>
- Leutner, B., & Horning, N. (2016). RStoolbox: tools for remote sensing data analysis. R Package version 0.1. 4. Available at <Http://CRAN.R-Project.Org/Package=RStoolbox>. <https://cran.r-project.org/package=RStoolbox>
- Lin, B. B., & Fuller, R. A. (2013). FORUM: Sharing or sparing? How should we grow the world's cities? *Journal of Applied Ecology*, 50(5), 1161–1168. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12118>
- Margules, C. R., & Pressey, R. L. (2000). Systematic conservation planning. *Nature*, 405(6783), 243–253.
- Margules, C. R., & Sarkar, S. (2007). *Systematic conservation planning*. Cambridge University Press.
- Mcrae, B., Shah, V., & Edelman, A. (2016). Circuitscape: modeling landscape connectivity to promote conservation and human health. *The Nature Conservancy*, 1–14.
- Meiado, M. V., Rafael, L. M., Castro, R. A., & Rogrigues, R. G. (2020). Challenges and perspectives for recovering socioecological systems in the Caatinga, a Brazilian tropical dry forest. In *Forest Landscape Restoration And Social Opportunities In The Tropical World*.
<https://doi.org/10.4135/9781412939591.n690>
- Meli, P., Rey-Benayas, J. M., & Brancalion, P. H. S. (2019). Balancing land sharing and sparing approaches to promote forest and landscape restoration in agricultural landscapes: Land approaches for forest landscape restoration. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 17(4), 201–205. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2019.09.002>
- Mertz, O., & Mertens, C. F. (2017). Land Sparing and Land Sharing Policies in Developing Countries – Drivers and Linkages to Scientific Debates. *World Development*, 98, 523–535.
<https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2017.05.002>
- Moffett, A., & Sarkar, S. (2006). Incorporating multiple criteria into the design of conservation area networks: A minireview with recommendations. *Diversity and Distributions*, 12(2), 125–137.
<https://doi.org/10.1111/j.1366-9516.2005.00202.x>
- Moguel, P., & Toledo, V. M. (1999). Biodiversity conservation in traditional coffee systems of Mexico. *Conservation Biology*, 13(1), 11–21. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1999.97153.x>
- Moilanen, Atte, Possingham, H. P., & Polasky, S. (2009). A Mathematical Classification of Conservation Prioritization Problems. In *Spatial Conservation Prioritization – Quantitative Methods and Computational Tools* (pp. 28–42). Oxford University Press.
- Moilanen, Atte, Wilson, K., & Possingham, H. (2009). *Spatial Conservation Prioritization: Quantitative Methods and Computational Tools*. Oxford University Press.
<https://eprints.qut.edu.au/199108/>
- Murgueitio, E., Barahona, R., Martins, R., Flores, M. X., Chará, J., & Solorio, F. (2014). Intensive Silvopastoral Systems: Improving Sustainability and Efficiency in Cattle Ranching Landscapes. *Fao*, April 2015, 1–7.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B., & Kent, J. (2000).

- Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853–858.
<https://doi.org/10.1038/35002501>
- Naidoo, R., Balmford, A., Ferraro, P. J., Polasky, S., Ricketts, T. H., & Rouget, M. (2006). Integrating economic costs into conservation planning. *Trends in Ecology and Evolution*, 21(12), 681–687.
<https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.10.003>
- Naidoo, R., & Ricketts, T. H. (2006). Mapping the economic costs and benefits of conservation. *PLoS Biology*, 4(11), e360. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0040360>
- Naidoo, Robin, & Adamowicz, W. L. (2006). Modeling opportunity costs of conservation in transitional landscapes. *Conservation Biology*, 20(2), 490–500.
<https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00304.x>
- Nair, N. (1994). An Introduction to Agroforestry. In *Outlook on Agriculture* (Vol. 23, Issue 4).
<https://doi.org/10.1177/003072709402300413>
- Nicholls, C., Henao, A., & Altieri, M. (2017). Agroecología y el diseño de sistemas agrícolas resilientes al cambio climático. In *Agroecología* (Vol. 10, Issue 1).
<http://revistas.um.es/agroecologia/article/view/300711>
- Olson, D. M., & Dinerstein, E. (2002). *the Global 200 : Priority Ecoregions for Global*. 199–224.
- Orsi, F., & Geneletti, D. (2010). Identifying priority areas for Forest Landscape Restoration in Chiapas (Mexico): An operational approach combining ecological and socioeconomic criteria. *Landscape and Urban Planning*, 94(1), 20–30.
<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2009.07.014>
- Palmer, M., Ambrose, R., & Poff, L. (1997). Ecological Theory and Community Restoration Ecology. *Restoration Ecology*, 5(4), 291–300. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.1997.tb00156.x>
- Perfecto, I., & Vandermeer, J. (2008). *A New Conservation Paradigm*. 200, 173–200.
<https://doi.org/10.1196/annals.1439.011>
- Perfecto, I., & Vandermeer, J. (2010). *The agroecological matrix as alternative to the land-sparing / agriculture intensification model*. 107(13), 5786–5791.
<https://doi.org/10.1073/pnas.0905455107>
- Phalan, B. (2018). *What Have We Learned from the Land Sparing-sharing Model ?* 1–24.
<https://doi.org/10.3390/su10061760>
- Phalan, B., Green, R. E., Dicks, L. V., Dotta, G., Feniuk, C., Lamb, A., Strassburg, B. B. N., Williams, D. R., Ermgassen, E. K. H. J. Z., & Balmford, A. (2016). How can higher-yield farming help to spare nature? *Science*, 351(6272), 450–451. <https://doi.org/10.1126/science.aad0055>
- Phalan, B., Onial, M., Balmford, A., & Green, R. E. (2011). Reconciling Food Production and Biodiversity Conservation: Land Sharing and Land Sparing Compared. *Science*, 333(6047), 1289–1291. <https://doi.org/10.1126/science.1208742>
- Phelps, J., Carrasco, L. R., Webb, E. L., Koh, L. P., & Pascual, U. (2013). Agricultural intensification escalates future conservation costs. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 110(19), 7601–7606. <https://doi.org/10.1073/pnas.1220070110>
- Pizano, C., & Garcia, H. (2014). *El Bosque Seco Tropical en Colombia*. Instituto de Investigación de

Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.

- Pompeu, J., Soler, L., & Ometto, J. (2018). Modelling land sharing and land sparing relationship with rural population in the Cerrado. *Land*, 7(3). <https://doi.org/10.3390/land7030088>
- Potapov, P., Li, X., Hernandez-Serna, A., Tyukavina, A., Hansen, M. ., Kommareddy, A., Pickens, A., Turubanova, S., Tang, H., Silva, C. ., Armston, J., Dubayah, R., Blair, J. ., & Hofton, M. (2019). Mapping and monitoring global forest canopy height through integration of GEDI and Landsat data. (*Under Review*), 1–27.
- Primavera, J. H. (1991). Intensive prawn farming in the Philippines: ecological, social, and economic implications. *Springer Verlag.*, 20(1). <http://hdl.handle.net/10862/1342>
- Quinn, J. E., Brandle, J. R., & Johnson, R. J. (2012). The effects of land sparing and wildlife-friendly practices on grassland bird abundance within organic farmlands. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 161, 10–16. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.07.021>
- Regan, H. M., Davis, F. W., Andelman, S. J., Widyanata, A., & Freese, M. (2007). Comprehensive criteria for biodiversity evaluation in conservation planning. *Biodiversity and Conservation*. <https://doi.org/10.1007/s10531-006-9100-3>
- Rocchini, D., Bacaro, G., Chirici, G., Da, D., Feilhauer, H., Foody, G. M., Galluzzi, M., Garzon-lopez, C. X., Gillespie, T. W., He, K. S., Lenoir, J., Marcantonio, M., Nagendra, H., Ricotta, C., Rommel, E., Schmidtlein, S., Skidmore, A. K., Kerchova, R. Van De, Wegmann, M., & Rugani, B. (2018). Remotely sensed spatial heterogeneity as an exploratory tool for taxonomic and functional diversity study. *Ecological Indicators*, 85(December 2017), 983–990. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.09.055>
- Rocchini, D., & Luque, S. (2017). *Measuring β -diversity by remote sensing : A challenge for biodiversity monitoring. August 2018*. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12941>
- Rocchini, D., Marcantonio, M., Da Re, D., Chirici, G., Galluzzi, M., Lenoir, J., Ricotta, C., Torresani, M., & Ziv, G. (2019). Time-lapsing biodiversity: An open source method for measuring diversity changes by remote sensing. *Remote Sensing of Environment*, 231(April), 111192. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.05.011>
- Rocchini, D., Marcantonio, M., & Ricotta, C. (2017). Measuring Rao ' s Q diversity index from remote sensing : An open source solution. *Ecological Indicators*, 72, 234–238. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.07.039>
- Rodewald, A. D., Strimas-Mackey, M., Schuster, R., & Arcese, P. (2019). Tradeoffs in the value of biodiversity feature and cost data in conservation prioritization. *Scientific Reports*, 9(1), 1–8. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-52241-2>
- Rodríguez, N., Armenteras, D., & Alumbroeros, R. (2012). *Land use and land cover change in the Colombian Andes dynamics and future scenarios -.pdf*.
- Rodríguez, N., Armenteras, D., & Retana, J. (2015). National ecosystems services priorities for planning carbon and water resource management in Colombia. *Land Use Policy*, 42, 609–618. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2014.09.013>
- Roka, F. M., & Noss, R. (1999). Evaluating Costs of Conservation. *Conservation Biology*, 13, 1262–1272. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1999.98006.x>

- Romano, N., Amoroso, M. J., & Rajal, V. B. (2014). *Impacts of Agriculture in Latin America : Problems and Solutions*. February 2016. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-05738-5>
- Rudel, T. K., Meyfroidt, P., Chazdon, R., Bongers, F., Sloan, S., Grau, H. R., Van Holt, T., & Schneider, L. (2020). Whither the forest transition? Climate change, policy responses, and redistributed forests in the twenty-first century. *Ambio*, *49*(1), 74–84. <https://doi.org/10.1007/s13280-018-01143-0>
- Rudel, T. K., Schneider, L., & Uriarte, M. (2010). *Land Use Policy Forest transitions : An introduction*. *27*, 95–97. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2009.09.021>
- Sabogal, C., Besacier, C., & McGuireFao, D. (2015). Restauración de bosques y paisajes: conceptos, enfoques y desafíos que plantea su ejecución. *Revista Internacional Sobre Bosques y Actividades e Industrias Forestales.*, Vol. 66 20, 116. www.fao.org/forestry/unasylva.
- Salles, J. M., Teillard, F., Tichit, M., & Zanella, M. (2017). Land sparing versus land sharing: an economist's perspective. *Regional Environmental Change*, *17*(5), 1455–1465. <https://doi.org/10.1007/s10113-017-1142-4>
- Salzman, J., Bennett, G., Carroll, N., Goldstein, A., & Jenkins, M. (2018). The global status and trends of Payments for Ecosystem Services. *Nature Sustainability*, *1*(3), 136–144. <https://doi.org/10.1038/s41893-018-0033-0>
- Sánchez-Cuervo, A. M., Aide, T. M., Clark, M. L., & Etter, A. (2012). Land Cover Change in Colombia: Surprising Forest Recovery Trends between 2001 and 2010. *PLoS ONE*, *7*(8), e43943.
- Sarkar, S., Pressey, R. L., Faith, D. P., Margules, C. R., Fuller, T., Stoms, D. M., Moffett, A., Wilson, K. a., Williams, K. J., Williams, P. H., & Andelman, S. (2006). Biodiversity Conservation Planning Tools: Present Status and Challenges for the Future. *Annual Review of Environment and Resources*, *31*(1), 123–159. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.31.042606.085844>
- Sarmiento Pinzón, C. E., Cadena Vargas, C. E., Sarmiento Giraldo, M. V., & Zapata Jiménez, J. A. (2013). Aportes a la conservación estratégica de los páramos de Colombia : actualización de la cartografía de los complejos de páramo a escala 1:100.000. In *Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt*. <http://repository.humboldt.org.co/handle/20.500.11761/31406#.XR0GZNq7t58.mendeley>
- Shannon, C. . (1948). *A Mathematical Theory of Communication*. *27*(April 1928), 379–423.
- Strassburg, B. B. N., Latawiec, A. E., Barioni, L. G., Nobre, C. A., da Silva, V. P., Valentim, J. F., Vianna, M., & Assad, E. D. (2014). When enough should be enough: Improving the use of current agricultural lands could meet production demands and spare natural habitats in Brazil. *Global Environmental Change*, *28*(1), 84–97. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.06.001>
- Strobl, C., Boulesteix, A., Zeileis, A., & Hothorn, T. (2007). *Bias in random forest variable importance measures : Illustrations , sources and a solution*. *21*. <https://doi.org/10.1186/1471-2105-8-25>
- Sutcliffe, O. L., Bakkestuen, V., Fry, G., & Stabbetorp, O. E. (2003). Modelling the benefits of farmland restoration: methodology and application to butterfly movement. *Landscape and Urban Planning*, *63*(1), 15–31. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(02\)00153-6](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0169-2046(02)00153-6)

- Taylor, P. D., Fahrig, L., Henein, K., Merriam, G., Taylor, P. D., & Fahrig, L. (1993). *Connectivity of landscape is a vital element structure*. *68*(3), 571–573.
- Troupin, D., & Carmel, Y. (2014). Can agro-ecosystems efficiently complement protected area networks? *Biological Conservation*. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.11.009>
- Tscharntke, T., Clough, Y., Wanger, T. C., Jackson, L., Motzke, I., Perfecto, I., Vandermeer, J., & Whitbread, A. (2012). Global food security, biodiversity conservation and the future of agricultural intensification. In *Biological Conservation* (Vol. 151, Issue 1, pp. 53–59). <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.01.068>
- Turner, W., Spector, S., Gardiner, N., Fladeland, M., Sterling, E., & Steininger, M. (2003). Remote sensing for biodiversity science and conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, *18*(6), 306–314. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(03\)00070-3](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(03)00070-3)
- Venter, O., Sanderson, E. W., Magrath, A., Allan, J. R., Beher, J., Jones, K. R., Possingham, H. P., Laurance, W. F., Wood, P., Fekete, B. M., Levy, M. A., & Watson, J. E. M. (2016). *Data Descriptor : Global terrestrial Human Footprint maps for 1993 and 2009*. 1–10.
- Wassenaar, T., Gerber, P., Verburg, P. H., Rosales, M., Ibrahim, M., & Steinfeld, H. (2007). Projecting land use changes in the Neotropics: The geography of pasture expansion into forest. *Global Environmental Change*, *17*(1), 86–104. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2006.03.007>
- Watling, J. I., Arroyo-Rodríguez, V., Pfeifer, M., Baeten, L., Banks-Leite, C., Cisneros, L. M., Fang, R., Hamel-Leigüe, A. C., Lachat, T., Leal, I. R., Lens, L., Possingham, H. P., Raheem, D. C., Ribeiro, D. B., Slade, E. M., Urbina-Cardona, J. N., Wood, E. M., & Fahrig, L. (2020). Support for the habitat amount hypothesis from a global synthesis of species density studies. *Ecology Letters*, *23*(4), 674–681. <https://doi.org/10.1111/ele.13471>
- Watson, J. E. M., Dudley, N., Segan, D. B., & Hockings, M. (2014). The performance and potential of protected areas. *Nature*, *515*(7525), 67–73. <https://doi.org/10.1038/nature13947>
- Wehrden, H. Von, Abson, D. J., Beckmann, M., & Cord, A. F. (2014). *Realigning the land-sharing / land-sparing debate to match conservation needs : Considering diversity scales and land-use history* *Realigning the land-sharing / land-sparing debate to match conservation needs : considering diversity scales and land- use hi. June*. <https://doi.org/10.1007/s10980-014-0038-7>
- Whittaker, R. H. (1960). Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs*, *30*(3), 279–338. <https://doi.org/10.2307/1943563>
- Wiens, J. A. (1989). Spatial Scaling in Ecology. *Functional Ecology*, *3*(4), 385–397.
- Williams, B., & Grantham, H. (2019). *Minimising the loss of biodiversity and ecosystem services in an intact landscape under risk of rapid agricultural development* *Minimising the loss of biodiversity and ecosystem services in an intact landscape under risk of rapid agricultural development. January 2020*. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab5ff7>
- Williams, J. C., ReVelle, C. S., & Levin, S. A. (2005). Spatial attributes and reserve design models: A review. *Environmental Modeling and Assessment*, *10*(3), 163–181. <https://doi.org/10.1007/s10666-005-9007-5>

- Wilson, K. A., Cabeza, M., & Klein, C. J. (2007). *Fundamental Concepts of Spatial Conservation Prioritization*.
- Wortley, L., Hero, J. M., & Howes, M. (2013). Evaluating ecological restoration success: A review of the literature. *Restoration Ecology*, 21(5), 537–543. <https://doi.org/10.1111/rec.12028>
- Wright, S. J. (2010). The future of tropical forests. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1195, 1–27. <https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.2010.05455.x>
- Wu, J. (2004). Effects of changing scale on landscape pattern analysis: Scaling relations. *Landscape Ecology*, 19, 125–138. <https://doi.org/10.1023/B:LAND.0000021711.40074.ae>
- Zuluaga, A. F. (2019). *Modeling scenarios for environmental and productive transformation of cattle ranching in Colombia*. Pontificia Universidad Jveriana.