

|

**POTENCIAL DE REGENERACIÓN DE RASTROJOS Y BOSQUES SECUNDARIOS EN
LA SABANA DE BOGOTÁ**

Autor:

Andrea Acuña Cabanzo

PONTIFICIA UNIVERSIDAD JAVERIANA

Facultad de Ciencias

Carrera de Biología

Bogotá D.C 2013

**POTENCIAL DE REGENERACIÓN DE RASTROJOS Y BOSQUES SECUNDARIOS EN
LA SABANA DE BOGOTÁ**

Autor:

Andrea Acuña Cabanzo

Ingrid Shuler García
Decana Académica
Facultad de Ciencias
Pontificia Universidad Javeriana

Andrea P. Forero Ruiz
Directora Carrera de Biología
Facultad de Ciencias
Pontificia Universidad Javeriana

**POTENCIAL DE REGENERACIÓN DE RASTROJOS Y BOSQUES SECUNDARIOS EN
LA SABANA DE BOGOTÁ**

Autor:

Andrea Acuña Cabanzo

Natalia Norden Medina Ph.D

Profesora Asistente

Facultad de Estudios Ambientales y Rurales

Pontificia Universidad Javeriana

Jorge Hernán Jácome Reyes Ph.D

Profesor

Facultad de Ciencias

Pontificia Universidad Javeriana

AGRADECIMIENTOS

"-Pobre Pedro. No creas lo que tus ojos te dicen. Sólo muestran limitaciones. Mira con tu entendimiento, descubre lo que ya sabes, y hallarás la manera de volar."

-Juan Salvador Gaviota, Richard Bach-

Existen en la vida personas que nos marcan para siempre. Tú me acompañaste con tu presencia en una parte del camino y, ahora que aparentemente no estás, es cuando día a día te tengo más cerca al corazón y recuerdo con más atención tus gestos amorosos y palabras propicias. Gracias por mostrarme el camino del amor a la naturaleza, por recordarme en estos viajes por la Sabana de Bogotá, la razón por la cual amo lo que hago. Con mucho cariño para la Abuelita Cecilia.

A mis padres, porque a pesar de mis estados de ánimo cambiantes, me apoyaron y aconsejaron de la mejor forma que un padre puede hacerlo, dándome la libertad de elegir y trabajar con entusiasmo y compromiso en lo que amo hacer.

A Natalia Norden, por cumplir su compromiso de ser una excelente directora. Por darme la oportunidad y la confianza de trabajar con el Proyecto Rastrojos a pesar de no conocernos. Gracias por su constancia y paciencia para enseñarme. De no contar con su ayuda, no habría sido posible terminar de forma tan exitosa la escritura de este documento!

A Jorge Jácome por aceptar ser mi jurado de trabajo de grado, por sus comentarios constructivos y ayuda.

A Nestor García por apoyarme en el Herbario con el procesamiento de las muestras y por darme espacio de trabajo en su oficina.

A Mateo Hernández, por su generosa asesoría en la identificación de muestras botánicas y por compartir su conocimiento de los bosques de la Sabana con tanto entusiasmo.

A Juan Posada, por sus comentarios constructivos y ayuda en el documento.

A todas las personas de la Fundación Natura: Carlos, Nestor, Jaime, Cecilia...por abrirnos las puertas de la Reserva con generosidad, por su ayuda y colaboración en todo lo que necesitamos.

A Ana Belén, por ser la mejor compañera de campo de la historia. Por sus quices casi diarios y múltiples aprendizajes conjuntos del quehacer botánico y la ¡esclavitud integral!

Laura Castañeda, por su amistad, por abrirme las puertas a una nueva etapa de la vida con una simple sugerencia. Por sus valiosas y bien recibidas correcciones y ayudas académicas. ¡Nos encontraremos pronto en tu propio camino hacia la finalización de esta última etapa!

A Camilo, por ser mi polo a tierra en todo este proceso, por darme tranquilidad y apoyo en todo momento. Por tenerme paciencia y ser comprensivo en mis momentos más difíciles. Por brindarme su amor incondicional.

A Estebitan, que aunque estuvo lejos en todo este proceso me acompañó de corazón y con conocimiento de causa!

A todas las personas que ayudaron para darlos posada en nuestros viajes o al trabajo de recolección de datos: Carito y Jorge, Silvia, Alejandro, Camilo, Natalia, Ana Belén....

A toda mi familia y amigos que se encuentran lejos o cerca, que saben o no sobre el tema de este trabajo, porque hacen y han hecho parte de mi vida, y sé que comparten conmigo este momento con alegría.

TABLA DE CONTENIDO

RESUMEN	7
INTRODUCCIÓN	8
JUSTIFICACIÓN Y PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	9
MARCO TEÓRICO	12
<i>Sucesión: dinámica de reemplazo en bosques secundarios</i>	12
<i>Resiliencia y potencial de regeneración de los bosques secundarios</i>	13
<i>Rastrojos como bosques secundarios y su potencial de regeneración</i>	15
<i>Predicciones</i>	15
OBJETIVOS	16
<i>General</i>	16
<i>Específicos</i>	16
METODOLOGÍA	16
<i>El Proyecto Rastrojos</i>	16
<i>Lugares de estudio y descripción</i>	17
<i>Censos adultos, juveniles y plántulas</i>	20
<i>Análisis estadístico</i>	21
<i>Descriptivos</i>	21
<i>Curvas de rarefacción</i>	21
<i>Índice de valor de importancia (I.V.I)</i>	21
<i>Índice de similitud Chao-Jaccard y análisis de ordenación multivariado NMDS</i>	22
RESULTADOS	23
<i>Descriptivos:</i>	23
<i>Curvas de rarefacción:</i>	25
<i>Índice de valor de importancia (I.V.I)</i>	26
<i>Índice de similitud Chao-Jaccard y análisis de ordenación multivariado NMDS</i>	27
DISCUSIÓN/CONCLUSIONES	28
<i>Estructura</i>	28
<i>Diversidad</i>	30
<i>Composición</i>	31
<i>Similitud</i>	32
<i>Recomendaciones</i>	35
BIBLIOGRAFÍA	36

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Trazado del Lote Juan con base en fotografía aérea.

Figura 2. Mapa de la Reserva Biológica del Encenillo.

Figura 3. Curvas de rarefacción para árboles adultos de todas las parcelas.

Figura 4. Curvas de rarefacción para plántulas y juveniles de todas las parcelas.

Figura 5. Análisis de ordenación multivariado (NMDS) para todos los estadios de vida de las parcelas R1, R2, EM1, ES2, EM2 y ES2.

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Características de las seis parcelas evaluadas en el presente estudio, donde se especifica tiempo de regeneración, localización, uso previo y paisaje circundante.

Tabla 2: Valores de densidad de palos y área basal total/número de palos de las parcelas RI, R2, ES1, ES2, EM1 y EM2.

Tabla 3. Valores del Índice de Valor de Importancia (I.V.I) para especies de árboles en los tres tipos de bosque: Rastrojo (PI y PII), Secundario (PIV y PVI), maduro (PIII y PV).

RESUMEN

Como consecuencia de la transformación intensiva de sus paisajes y del uso no sostenible de sus recursos, las regiones tropicales se han convertido en un mosaico de tierras de diferentes usos separadas por fragmentos de bosque. En Colombia la transformación y el abandono de tierras han dado origen a grandes extensiones de bosques secundarios y de rastrojos. En la Sabana de Bogotá se desconoce si los rastrojos y bosques secundarios son resilientes o tienen alto o bajo potencial de regeneración; es decir, si su recuperación se da con convergencia hacia el bosque que había originalmente. El presente estudio pretendía responder la pregunta: ¿Cuál es el potencial de regeneración de rastrojos y bosques secundarios presentes en diferentes contextos de paisaje en las cercanías de Bogotá? Fueron montadas seis parcelas permanentes en los municipios de Guatavita (LoteJuan) y Guasca (Encenillo), dos en cada tipo de bosque: rastrojo (R), bosque secundario (BS) y bosque maduro (BM). Para cada parcela se obtuvieron datos de estructura, composición, riqueza, dominancia y similitud florística de los ensamblajes de árboles adultos, juveniles y plántulas, para evaluar su potencial de regeneración. Hubo diferencias en estructura, composición, riqueza y similitud entre los tres tipos de bosque. Las parcelas de R y BS presentaron mayor densidad de palos, con tendencia a ser delgados, y las de BM presentaron menos palos con un grosor mayor. Las parcelas de BM maduro y una de R presentaron mayor riqueza específica. También hubo dominancia diferencial de especies en todos los tipos de bosque. Los juveniles, plántulas y adultos de las parcelas de R se parecieron más entre sí, mientras que los estadios de vida de BM y BS no fueron tan parecidos, evidenciando un gradiente de composición florística en las parcelas del Encenillo (BS y BM) que sugiere una dinámica de recambio mayor que en las de LoteJuan (R). Las especies encontradas en R sugieren que las parcelas se están regenerando de forma lenta, mientras que la similitud entre plántulas de BS y adultos de BM indica una regeneración favorable para las parcelas de BS en Encenillo. Para conocer con certeza el potencial de regeneración del rastrojo y los bosques secundarios estudiados, resulta necesario ampliar el muestreo a futuro y conseguir datos de análisis de suelos y fotografías aéreas, que permitan un mejor entendimiento del contexto de la regeneración de estas comunidades vegetales.

INTRODUCCIÓN

En el último siglo, los seres humanos han transformado los paisajes de manera intensiva, haciendo un uso no sostenible de sus recursos naturales (Lambin & Geist 2006, Uriarte et al. 2009). Estas transformaciones han sido causadas principalmente por el incremento en la población humana y sus actividades económicas (Foley 2005, Wright 2005), y tienen graves consecuencias para la biodiversidad, el clima global, los ciclos energéticos y las funciones ecosistémicas a pequeña y gran escala. En particular, las regiones tropicales se han convertido en un mosaico de tierras de diferentes usos separadas por fragmentos de bosque (Lambin & Geist 2006, Uriarte et al. 2009). Estas regiones son particularmente vulnerables a la degradación del hábitat pues resguardan la mayor parte de la biodiversidad terrestre mundial (Dirzo & Raven 2003), y por ende la mayor proporción de especies en amenaza de extinción (Dirzo & Raven 2003, Wright 2005).

Al observar su condición de reservorios de biodiversidad, su alta complejidad y su creciente amenaza de desaparición, una corriente de ecólogos y conservacionistas (Pimm et al. 1995, Laurance 1999, Dirzo & Raven 2003) predijo una posible crisis de extinción masiva de especies, así como la eminente pérdida de los servicios ambientales que sustentan la regulación del clima local y global (Millennium Ecosystem Assessment 2005, Laurance 2007, Hubbell et al. 2008). Por ejemplo, los bosques tropicales son responsables de más de un tercio de la fotosíntesis global de los ecosistemas terrestres (Melillo et al. 1993) y almacenan aproximadamente el 40% del carbono que reside en la vegetación, a pesar de que solo cubren el 14% de la superficie terrestre (Lewis & Phillips 2004).

Existen múltiples causas que explican la transformación del paisaje en el trópico. Entre las principales, se encuentran la deforestación, transiciones complejas del uso del suelo como la expansión urbana y de cultivos, y el desarrollo de pasturas. Todos estos factores pueden dar origen a los bosques secundarios, si la tierra es abandonada o se deja en periodo de descanso (Uriarte et al. 2009). La mezcla entre estos dos factores, descanso o abandono, determina en el largo plazo la perspectiva del bosque secundario que crecerá luego de la actividad humana (Wright 2005). Según Wright (2005) el abandono de la tierra en el trópico se puede deber a un

declive en el rendimiento agrícola, a un cambio en los subsidios del gobierno o a mejores oportunidades económicas en otro lugar. En las zonas tropicales la creciente urbanización, que incluye la migración desde la zona rural a la urbe y el abandono de las tierras, ha hecho que se expandan los bosques secundarios (Wright 2005). Entender cuál es la dinámica de los bosques secundarios es fundamental para la conservación y uso sostenible de la biodiversidad en el trópico, pues estos hoy en día cubren más superficie que los bosques maduros en muchas partes del mundo (Brown & Lugo 1990, Finegan 1996, Wright 2005, Chazdon et al. 2009, Dent & Wright 2009).

JUSTIFICACIÓN Y PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

En Colombia, las transformaciones del paisaje datan de antes de la llegada de los españoles (Avella 1987, Etter & Van Wyngaarden 2000, Etter & Villa 2000). Antes de la colonización, los asentamientos concentrados en urbes no eran frecuentes ni grandes, y la mayoría de la población se encontraba en la Cordillera de los Andes (Etter & Van Wyngaarden 2000). El proceso de colonización trajo consigo grandes cambios en el uso de la tierra como: 1) concentración gradual de los asentamientos humanos en urbes, 2) introducción de ganado, que tuvo un gran impacto en la transformación de los ecosistemas naturales y el tipo de agro-ecosistemas existentes, y 3) una drástica reducción de la población indígena por guerras, epidemias y trabajos forzados (Avella 1987), que dejó grandes áreas libres que posiblemente regeneraron a ecosistemas naturales (Etter & Van Wyngaarden 2000).

Etter y Van Wyngaarden (2000) evaluaron la transformación del paisaje en la región andina, y encontraron que la distribución espacial de los remanentes naturales es desigual, siendo la parte interior de la cordillera de los Andes la más impactada por el uso intensivo de la tierra y mayor duración de la ocupación humana. En el país, los bosques tropicales de alta montaña se encuentran ubicados en la Cordillera de los Andes. Conocidos comúnmente como bosques altoandinos, estos bosques se encuentran entre los 1200 y 3500 m.s.n.m y son considerados zonas de alta prioridad de conservación al ser uno de los principales centros de biodiversidad del mundo (Etter & Villa 2000). También denominados “Puntos Calientes de Diversidad” o “Hotspots” (Myers et al. 2000), estos bosques albergan concentraciones excepcionales de especies endémicas

y experimentan una gran pérdida de hábitat (Castaño 2002). Alojando cerca de 40,000 especies vegetales, estos bosques contribuyen de manera muy importante a la diversidad global y de Colombia (Etter & Villa 2000, Myers et al. 2000, Castaño 2002). Igualmente, poseen recursos útiles (madera, recursos mineros, pasturas y tierras para la agricultura) y proveen servicios ecosistémicos críticos (retención de agua, barreras de erosión, bancos de genes para la agricultura), que se encuentran amenazados por actividades antrópicas y la presión que ejerce los ecosistemas el crecimiento poblacional de la gran urbe (Bussmann 2004, Etter et al. 2006).

Estas zonas anteriormente mencionadas en la región andina, transformadas y deforestadas por agricultura o pastoreo, luego abandonadas, han sido recolonizadas por fauna y vegetación (Etter & Van Wyngaarden 2000). Estas son coberturas vegetales secundarias, también conocidas como *rastrojos*, y se caracterizan por tener un solo estrato con densa vegetación arbustiva. Los rastrojos son considerados en el presente estudio como estados de sucesión vegetal estancados. El origen de los rastrojos puede ser diverso, algunos pueden surgir luego de haberse retirado toda la vegetación o luego de un retiro parcial, entre otras. Estas condiciones de formación del rastrojo son importantes para conocer cuál puede ser su futuro en términos de estructura y composición florística. Los rastrojos son considerados coberturas vegetales de remplazo de la vegetación natural y se estima que en 1996 cubrían un área de 7.8 millones de hectáreas, correspondiente al 6.8% de la superficie terrestre de Colombia (SISAC-DANE 1996).

No es claro cuál es la dinámica sucesional de los rastrojos o los bosques secundarios. Una posibilidad es que estos bosques muestren un reemplazo secuencial de especies de distintos grupos funcionales y el rastrojo eventualmente se pueda convertir en un bosque maduro. Otra posibilidad es que la sucesión se encuentre truncada pues el bosque se queda en estado arbustivo y no puede llegar a convertirse otra vez en bosque maduro. Lo anterior, debido a la degradación del suelo por uso antrópico y la ausencia de una fuente cercana de propágulos de especies arbóreas (Etter et al. 2006, Norden et al. 2009). En otras palabras, se desconoce si estos bosques secundarios o rastrojos son resilientes o no, es decir, si tienen posibilidad de recuperarse con convergencia (o no) hacia el bosque que había originalmente. Si un rastrojo tuviera una alta posibilidad de convertirse en bosque maduro, diríamos que tiene un alto potencial de

regeneración, mientras que si este bosque se encontrara truncado en su sucesión, tendría un bajo potencial de regeneración.

La Sabana de Bogotá, comprende la cuenca alta del río Bogotá con alrededor de 425.000 hectáreas; está compuesta por veintiséis municipios del departamento de Cundinamarca y por una parte considerable de Bogotá D. C. Ésta es una de las zonas de la parte interior de la Cordillera de los Andes más transformada y presenta gran cantidad de áreas de *rastrojo*. Esto se debe al acelerado crecimiento poblacional que se ha venido dando en ella durante los últimos siglos, situación que ha agregado una carga importante a la Sabana para lograr el abastecimiento de la ciudad en sus necesidades básicas (Montañez-Gómez et al. 1992). Del uso intensivo de las tierras de la Sabana de Bogotá en actividades de pastoreo y agricultura industrial, surge la necesidad de entender la regeneración de los rastrojos en sus alrededores (Montañez-Gómez et al. 1992). Por esta razón resulta importante resolver la siguiente pregunta de investigación: ¿Cuál es el potencial de regeneración de rastrojos y bosques secundarios presentes en diferentes contextos de paisaje en las cercanías de Bogotá?

La respuesta a esta pregunta tiene importancia desde la ecología de comunidades, teniendo en cuenta que este tema no se ha estudiado a profundidad para estos ecosistemas. Además, responder a esta pregunta de investigación permitiría caracterizar a los rastrojos y entender su papel como reservorios de biodiversidad. Si se encontrara que el estado sucesional de estas zonas está truncado, o que presentan una perspectiva de regeneración favorable, existiría la necesidad, por parte de las entidades ambientales encargadas, de implementar estrategias de recuperación, o estrategias que permitan el mantenimiento de servicios ecosistémicos de los cuales depende el bienestar de los habitantes de la zona. Lo anterior, teniendo en cuenta que estos ecosistemas tienen el potencial de convertirse en bosques maduros altoandinos.

MARCO TEÓRICO

Sucesión: dinámica de reemplazo en bosques secundarios

Aunque existe en el trópico un modelo descriptivo general sobre la formación de los bosques secundarios a partir de sucesión secundaria, hay muchos vacíos para llegar a su completo entendimiento, sobre todo en ecosistemas montanos, como los bosques altoandinos de la Sabana de Bogotá (Finegan 1996). Según este modelo descriptivo general, luego de una perturbación humana, las condiciones iniciales del sitio tienen un efecto de filtro sobre la dispersión, el establecimiento y el subsiguiente crecimiento y supervivencia de los propágulos. Son dos filtros ecológicos, la dispersión y las condiciones ambientales iniciales, los mayores determinantes de la riqueza de especies en la vegetación secundaria. En términos generales, si el suelo no ha sido degradado y las fuentes de semillas son cercanas, la sucesión de bosques tropicales secundarios en los primeros 100 años puede ser descrita en tres fases durante las cuales la densidad de árboles, su área basal y su riqueza específica alcanzan los niveles encontrados en bosques maduros aledaños (Finegan 1996; Chazdon 2003), aunque la composición de especies se mantiene muy diferente a la del bosque maduro (Finegan 1996).

En la primera fase, la tierra abandonada es colonizada por una densa vegetación de hierbas, arbustos y plantas trepadoras. Las plántulas de especies de árboles pioneros, caracterizadas por un rápido crecimiento, emergen prontamente. En una segunda fase, estos árboles forman un dosel en pocos años, y bajo su sombra la mayoría de especies de la primera fase desaparecen. Esta segunda etapa puede durar de 10-50 años, que es la longevidad máxima de los árboles pioneros dominantes de rápido crecimiento. Éstos son reemplazados por árboles pioneros de larga vida en la tercera fase de la sucesión (Finegan 1996).

Para poder llegar al sotobosque luego de 10 a 30 años de iniciarse el proceso sucesional, las especies pioneras de árboles dominantes de larga vida colonizan el lugar en los primeros años de la sucesión. De esta forma, sus poblaciones tendrán aproximadamente la misma edad después de transcurrido ese tiempo; aunque la mortalidad de plantas pioneras ocurre todo el tiempo, por lo que también es muy común que las cohortes tengan diferentes edades. Al igual que la segunda

fase, la tercera fase dura hasta cuando los árboles dominantes de larga vida mueren (aproximadamente 75 años). Durante este intercambio de dominancia entre especies de árboles pioneros, se da la colonización del lugar por especies con diferentes grados de tolerancia a la sombra permanente (Finegan 1996).

Resiliencia y potencial de regeneración de los bosques secundarios

Una de las preguntas centrales en los estudios de sucesión en el trópico es aquella que pretende evaluar la resiliencia de los bosques secundarios después de disturbios antrópicos (Gomez-Pompa 1972). En general, la resiliencia puede verse desde dos puntos de vista. En su sentido más estricto, la *resiliencia* es “la capacidad de un sistema de volver al estado previo a una perturbación (estado de equilibrio)” (Holling, 1978). Dentro de este modelo está implícita una condición global de equilibrio (Gunderson et al. 2010; Gunderson 2013). Sin embargo, desde una perspectiva donde no existe un solo estado de equilibrio, la *resiliencia ecológica* puede también ser considerada como “la habilidad de un sistema de absorber impactos antes de llegar a un límite en el que este cambie a un estado diferente” (Gunderson et al. 2010; Gunderson 2013).

Los primeros estudios en deforestación tropical denominaron los bosques tropicales como “recursos no renovables” (Gomez-Pompa 1972), es decir, sistemas que muestran poca resiliencia. Sin embargo, varios estudios que buscan entender la dinámica de los bosques secundarios tropicales han revelado que son más resilientes de lo que se ha pensado (Chazdon 2003, Etter et al. 2006, Letcher & Chazdon 2009), si la configuración del paisaje es apropiada (presencia de remanentes de bosque maduro) y el uso de la tierra no es muy intensivo. De hecho, varios estudios sugieren que los bosques secundarios pueden llegar a tener un gran potencial de regeneración; entendiéndose potencial de regeneración como “la capacidad de resiliencia de un bosque degradado”, que se puede medir a través del reclutamiento exitoso de especies de sucesión tardía en el sotobosque (Norden et al. 2009).

Dos estudios en Costa Rica sustentan el alto potencial de regeneración de bosques secundarios y la convergencia de las plántulas hacia el bosque maduro. El primero, realizado por Guariguata y colaboradores (1997), encontró que las características estructurales de bosques húmedos

tropicales secundarios pueden acercarse rápidamente a aquellas de bosque maduro, cuando el uso de la tierra no ha sido intensivo (Guariguata et al. 1997). Lo anterior, promovido por: 1) un poco establecimiento de las semillas de pastos, 2) las fluctuaciones en el mercado de los productos de cultivo y ganaderos, así como 3) los cambios en la tenencia de la tierra (Guariguata et al. 1997).

El segundo estudio, realizado por Norden y colaboradores (2009), permitió probar que los bosques secundarios del NE de Costa Rica muestran niveles de resiliencia muy altos. Esto, debido a que en las zonas de bosque secundario evaluadas había un establecimiento exitoso de especies leñosas de bosque maduro en el sotobosque, así como presencia de abundantes especies generalistas. En este estudio los autores sugirieron que tres condiciones locales que en conjunto hacen que se pueda llevar a cabo la regeneración de comunidades tropicales impactadas por actividades humanas: 1) la presencia de remanentes de bosques antiguos o primarios, 2) altos niveles de dispersión de semillas, y 3) alta abundancia de especies generalistas de la flora de árboles de la región. (Norden et al. 2009).

Aunque los estudios anteriores sustenten una alta resiliencia en bosques tropicales, esta no siempre se da. Por ejemplo, otro estudio realizado por Norden y colaboradores (2011) en parches de bosques secundarios de Manaos (Brasil), muestra que la historia en el uso de la tierra permite explicar las diferencias en composición de especies. En este estudio fueron monitoreadas áreas donde los bosques maduros fueron talados en la década de 1980. Las zonas taladas que habían tenido pasturas intensivas y quemadas sucesivas antes del abandono estaban dominadas por árboles del género *Vismia*, que son al parecer las únicas especies capaces de regenerar después de múltiples quemadas en ese lugar. Estas especies de larga vida, evitan el establecimiento de otras especies en el sotobosque truncando la sucesión y disminuyendo la resiliencia del bosque. Por su parte, las zonas taladas que habían tenido pocas quemadas o ninguna en absoluto, y poco o ningún uso agropecuario antes del abandono, estaban dominadas por *Cecropia* spp, especies pioneras por excelencia, permitiendo la regeneración de otras especies en la trayectoria sucesional esperada. Los resultados del estudio mostraron una dinámica de la vegetación más lenta en las zonas dominadas por *Vismia*, donde el fuego había afectado considerablemente la resiliencia del sistema, dándole soportes a otros estudios en donde fuegos sucesivos causan una divergencia de la sucesión “normal” llevándolo a estados alternativos (Norden et al. 2011).

Teniendo en cuenta los ejemplos anteriormente mencionados, es claro entonces que la historia en el uso de la tierra y la configuración espacial del paisaje son factores que pueden llevar a los bosques secundarios a trayectorias sucesionales diferentes, de tal manera que la recuperación de estructura, biomasa, riqueza y composición de especies se puede ver profundamente afectada. Una larga duración en el uso de la tierra disminuye la velocidad de recuperación de la estructura del bosque y la producción de biomasa aérea (Gomez-Pompa 1972).

Rastrojos como bosques secundarios y su potencial de regeneración

Actualmente, se desconoce si los rastrojos en las cercanías de Bogotá siguen una dinámica sucesional clásica, en donde hay reemplazo secuencial de especies de distintos grupos funcionales, o, si por el contrario, su perspectiva sucesional se encuentra truncada. Lo anterior, teniendo en cuenta la degradación del suelo por uso antrópico y ausencia de una fuente cercana de propágulos de especies arbóreas provenientes de parches de bosques maduros (Norden et al. 2009), situación que concuerda con la historia de transformación de la Sabana de Bogotá (Montañez-Gómez et al. 1992).

Predicciones

Desde una perspectiva de sucesión clásica, si el bosque secundario o rastrojo no se encuentra truncado, se esperaría encontrar diferencia entre las especies de árboles de bosque maduro y bosque secundario, pues en el bosque secundario deberían encontrarse especies de árboles pioneros de corta longevidad, mientras que en el bosque maduro las especies de árboles deberían corresponder con árboles pioneros de larga vida (Finegan 1996). Así mismo, se esperaría una convergencia en términos de composición de especies de los primeros estadios de vida de especies de árboles en bosque secundario hacia las especies adultas de bosque maduro, pues los individuos jóvenes del bosque secundario se convertirán en adultos. Por lo tanto, debería haber una similitud florística importante entre plántulas y juveniles de árboles en bosques secundarios, y los adultos de árboles en bosques maduros (Norden et al. 2009). En este caso, esperaríamos encontrar en el ensamblaje de adultos especies de rápido crecimiento y una mayor diversidad de

especies en plántulas y juveniles, con especies arbóreas típicas de bosques maduros alto-andinos que tienen crecimiento más lento. En cambio, si los bosques secundarios o rastrojos no son muestran un buen potencial de regeneración, esperaríamos encontrar menor diversidad, permanencia del estrato arbustivo, y resistencia al recambio de especies; por lo tanto, la composición florística de adultos y, plántulas y juveniles sería similar (Norden et al. 2009).

OBJETIVOS

General

Evaluar el potencial de regeneración de rastrojos y bosques secundarios presentes en las cercanías de Bogotá, en diferentes contextos de paisaje.

Específicos

1. Caracterizar la estructura y composición de los ensamblajes árboles adultos en parcelas de rastrojo y bosques secundarios de distintas edades de abandono y en distintos contextos de paisaje.
2. Comparar la similitud florística de los ensamblajes de árboles adultos, juveniles, y plántulas, con el propósito de evaluar el potencial de regeneración de los rastrojos y bosques secundarios según la configuración del paisaje.

METODOLOGÍA

El Proyecto Rastrojos

El presente trabajo de grado se realizó en el marco del Proyecto Rastrojos a cargo de los profesores Natalia Norden Ph. D (Facultad de Estudios Ambientales y Rurales, Pontificia Universidad Javeriana), Juan Manuel Posada Ph. D (Facultad de Ciencias Naturales y Matemáticas, Universidad del Rosario) y Andrés Etter Ph. D (Facultad de Estudios Ambientales y Rurales, Pontificia Universidad Javeriana). Este proyecto tiene como objetivo cuantificar el potencial de regeneración de los rastrojos y evaluar su importancia como sumideros de carbono terrestre en mosaicos forestales transformados de la Sabana de Bogotá, ecosistema alto-andino. Con este fin, el proyecto se divide en tres partes: 1) caracterización de la dinámica espacio-

temporal de las transformaciones recientes en la Sabana de Bogotá, 2) evaluación de la dinámica sucesional de los rastrojos en diferentes trayectorias de uso de la tierra y establecimiento de su potencial de regeneración, y 3) cuantificación de diferentes componentes del ciclo de carbono en los rastrojos. El presente estudio hace parte de la sección dos del Proyecto Rastrojos, evaluando el potencial de regeneración de rastrojos en lotes de dos municipios de la Sabana de Bogotá.

Lugares de estudio y descripción

Para dar inicio al Proyecto Rastrojos, se seleccionaron los municipios de Guatavita y Guasca (Cundinamarca) como sitios de estudio. El paisaje de esta zona, como la generalidad de aquellos que se encuentran la Sabana de Bogotá, presenta áreas que fueron utilizadas para ganadería y/o cultivos, que en la actualidad se encuentran abandonadas. Se establecieron seis parcelas permanentes de 20 m x 20 m en terrenos privados, con una altitud entre los 2600 y 3000 m.s.n.m, en zonas de pendiente moderada.

Dos de las seis parcelas fueron ubicadas en un terreno privado dentro del municipio de Guatavita, en zonas que llevan aproximadamente veinte años regenerando y en donde los suelos están aparentemente degradados. Este Lote (LoteJuan para el presente estudio) tiene 8.2 ha y se encuentra cerca de los 3000 m.s.n.m (Ver Figura 1). Las parcelas se establecieron en ecosistemas de rastrojo en los cuales prima un estrato de vegetación densa arbustiva, y se encuentran rodeados de pastizales abandonados desde hace unos tres años, que fueron usados para ganado de engorde o plantaciones de papa. No se conoce con exactitud el origen del rastrojo, es decir, si la vegetación fue retirada completamente o no. Este terreno privado también tiene plantaciones forestales de Acacia y Pinos exóticos (com. pers. Juan Manuel Posada).

Las otras cuatro parcelas, dos de bosque secundario y dos de bosque maduro, fueron establecidas en terrenos de la Reserva Biológica del Encenillo, dentro del municipio de Guasca (Ver Figura 2). Llamamos bosque secundario a estas dos parcelas porque presentan vegetación secundaria, pero a diferencia del rastrojo del LoteJuan tienen varios estratos y no están dominadas únicamente por arbustos. En la Reserva Biológica del Encenillo, la precipitación media representativa de gran parte del Altiplano Cundiboyacense, que varía entre 750 y 950 mm al año,

siguiendo un régimen bimodal con picos de precipitación entre marzo y mayo, y, entre octubre y diciembre (Página Web CAR 2013). Administrada por la Fundación Natura, la reserva se encuentra entre los 2.800 y 3.200 m.s.n.m. y presenta un rango de temperatura de 4-21°C en un total aproximado de 186 ha (Reserva Biológica del Encenillo, Dorethea y Hermann Hoeck 2013).

Antes de convertirse en una reserva, el Encenillo fue una zona de explotación minera de cal a cielo abierto. La explotación se llevó a cabo durante 20 años y aunque ésta se suspendió desde algunos años antes, solo hasta 2007 la zona fue constituida como reserva. A pesar de haber sufrido un alto impacto por actividades mineras, la zona presenta áreas con buen estado de conservación, y se encuentran algunos de los pocos relictos de bosque andino maduro de la Cordillera Oriental de los Andes (Reserva Biológica del Encenillo, Dorethea y Hermann Hoeck 2013).

Por esta historia de intervención, la reserva presenta heterogeneidad de bosques tales como: bosques densos, bosques arbustados, bosques abiertos, arbustales densos, arbustales abiertos, matorrales subxerofíticos, plantaciones forestales de especies exóticas como pino y eucalipto, o de especies nativas como: encenillos, cucharos, alisos, entre otros, pastizales y cultivos. (Pabón 2009). También, como consecuencia de la actividad minera, se encuentra frecuentemente la especie invasora *Ulex europaeus*. Las parcelas de bosque secundario fueron establecidas en zonas de aproximadamente veinte años de regeneración luego de la actividad extractiva, mientras que las parcelas de bosque maduro se establecieron en zonas de la reserva que no fueron intervenidas por la actividad minera (ver tabla 1).

Tabla 1. Características de las seis parcelas evaluadas en el presente estudio, donde se especifica tiempo de regeneración, localización, uso previo y paisaje circundante.

Parcela	Tiempo de regeneración	Localización	Tipo de Bosque	Uso previo	Paisaje circundante
R1	20	LoteJuan	Rastrojo	Pastizales para ganado	Cultivos de papa, pastizales para ganado, plantación forestal de acacia
R2					

ES1	20	Encenillo	Bosque secundario	Explotación minera, cultivos, pasturas para ganado.	Cultivos de papa, pastizales para ganadería, plantaciones forestales, bosques conservados, arbustales, matorrales
ES2					
EM1	Maduro		Bosque maduro	-	
EM2					

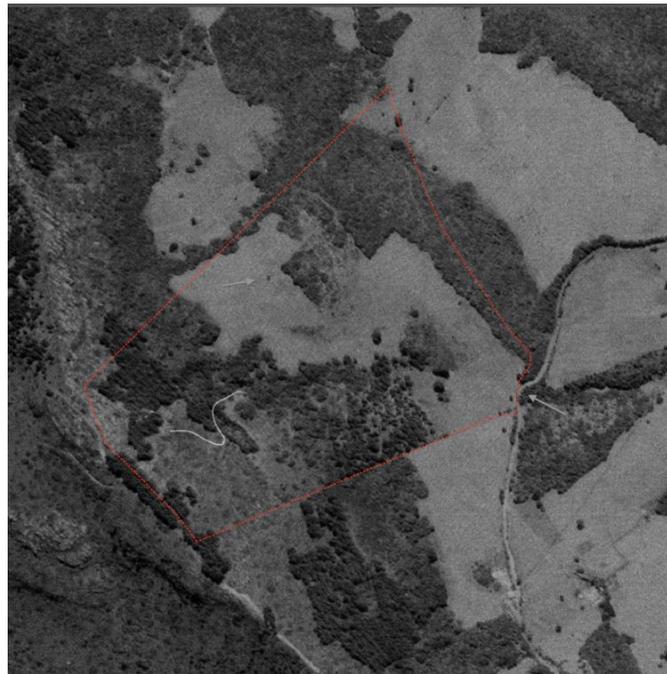


Figura 1. Trazado del Lote Juan con base en fotografía aérea.

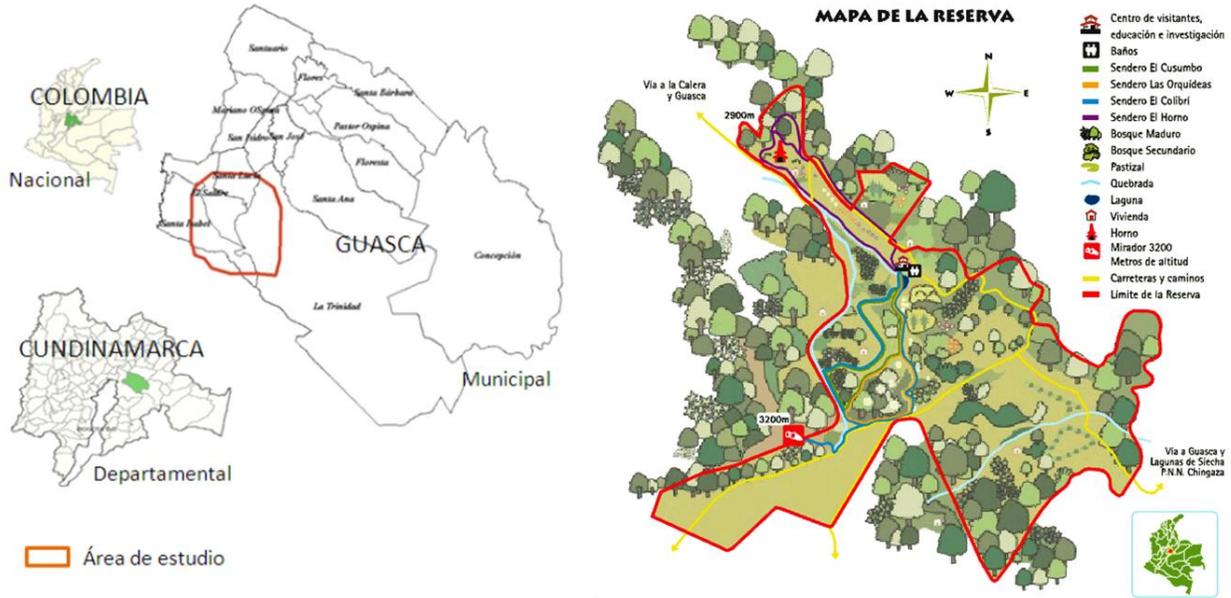


Figura 2: Mapa de la Reserva Biológica del Encenillo.

Censos adultos, juveniles y plántulas

En cada una de las parcelas establecidas en los lotes correspondientes, se marcaron, midieron e identificaron todos los individuos con un diámetro $> 5\text{cm}$ a una altura de 5 cm del suelo. Debido a la dificultad de medición del DAP en este tipo de ecosistema, la medición del diámetro de cada individuo se realizó a 5 cm del suelo y no a 1.30 como se acostumbra. Dentro de cada parcela de $20\text{ m} \times 20\text{ m}$ fueron establecidas cuatro sub-parcelas de $2\text{ m} \times 2\text{ m}$, que debían estar al menos a tres metros del borde de la parcela. En ellas fueron marcados e identificados todos los juveniles con $DA5 > 1\text{cm}$. Además, se censaron e identificaron todas las plántulas con altura superior 30 cm y $DA5 < 1\text{cm}$. Se obtuvieron muestras de todos los individuos marcados, a menos de que perteneciera a especies recurrentes y hubiera total certidumbre de su identificación. En el caso de las plántulas, dado que resulta difícil tomar muestras de plántulas sin afectar su probabilidad de supervivencia, se colectaron individuos de la misma especie que se encontraban en la cercanía de las sub-parcelas de $2\text{ m} \times 2\text{ m}$. Las muestras fueron identificadas en el Herbario de la Pontificia Universidad Javeriana y con ayuda del naturalista Mateo Hernández.

Análisis estadístico

Descriptivos

Se evaluó el número de individuos total para el estudio, el número total de especies para las seis parcelas y para cada lugar. También se tuvieron en cuenta las familias y géneros más representativos de cada lugar, y si las especies encontradas son nativas o exóticas. Para cada parcela también fueron calculados valores de densidad de palos y área basal total/número de palos, datos que permiten obtener información acerca de la estructura de la comunidad correspondiente. No fue posible obtener datos sobre la biomasa en cada parcela porque no existe una fórmula calibrada de acuerdo con las características del sitio de estudio. Sin embargo, dentro del Proyecto Rastrojos está presupuestado encontrar más adelante datos para esta variable.

Curvas de rarefacción

Para estimar la riqueza específica de árboles en cada parcela, se realizaron las curvas de rarefacción correspondientes. Estas curvas permiten hacer comparaciones de números de especies entre comunidades cuando el número de individuos entre parcelas varía, pues calcula el número esperado de especies de cada muestra para un número n individuos ($n < N$), donde N es el número total de individuos en la muestra. Estas curvas son entonces adecuadas para el caso del presente estudio, donde la densidad de palos para cada parcela fue diferente, y las condiciones de los lugares variaban (Moreno 2001; Letcher & Chazdon 2009).

Índice de valor de importancia (I.V.I)

Para evaluar la importancia de cada especie dentro de las parcelas y en cada lugar, fue calculado el índice de valor de importancia (I.V.I) Este índice permite encontrar especies y grupos de especies indicadoras de lugares particulares. Para llegar a este valor, los autores (Dufrene & Legendre 1997) combinan la abundancia relativa y frecuencia relativa de ocurrencia de especies en varios grupos de sitios. Este índice es igual a 1 cuando todos los individuos de una especie se encuentran en un solo grupo de sitios, y cuando la especie se encuentra en todos los sitios de ese grupo. Existen dos tipos de indicadores que pueden recibir valores similares del índice de valor

de importancia: los asimétricos y los simétricos. Los primeros se refieren a las especies raras, aquellas que ocupan uno o dos sitios dentro de un lugar y solo se encuentran en ese lugar, sin embargo la presencia de dichas especies en los sitios no se puede predecir y por eso se dice que estas especies son indicadores asimétricos. Los indicadores simétricos en cambio son aquellos que ocupan todos los sitios en todos los lugares y su presencia se puede predecir fácilmente (Dufrene & Legendre 1997).

Índice de similitud Chao-Jaccard y análisis de ordenación multivariado NMDS

Adicionalmente, se evaluó la similitud en composición florística entre parcelas para cada estadio de vida, utilizando el estimador Chao-Jaccard (Chao et al. 2005). Los índices de similitud permiten evaluar la similitud en composición de ensamblajes así como su disimilitud (BOLFOR 2000, Henderson 2003 Chao 2005). Los más usados son los de Sorensen y Jaccard; ambas medidas se basan en la presencia y ausencia de las especies en parejas de ensamblajes y son fáciles de calcular. Sin embargo, estos índices no calculan de forma adecuada la similitud cuando los ensamblajes comparados presentan muchas especies raras, como en el caso del presente estudio. El índice de Chao-Jaccard presenta una variación del índice de Jaccard, considerando la abundancia relativa de cada especie y calculando de forma adecuada la similitud, teniendo en cuenta las especies raras (Chao 2005). En el caso particular del presente estudio, este índice permite comparar la composición florística de las seis parcelas evaluadas, así como los tres estadios de vida dentro de cada parcela, para un total de 18 grupos de datos.

Los resultados de este índice no se presentan en resultados directamente sino que a partir de sus valores, se evaluó la similitud en la composición florística entre el ensamblaje de adultos, juveniles y plántulas, mediante análisis de ordenación multivariado no métrico NMDS (Letcher & Chazdon 2009, Norden et al. 2009). Ésta es una técnica multivariante de interdependencia, en donde ninguna de las variables evaluadas es definida como dependiente o independiente, que trata de representar en un espacio ordenado de pocas dimensiones la cercanía entre un conjunto de objetos. Este método de ordenación es conveniente para datos que no son normales o que están en una escala discontinua o arbitraria, caso que coincide con los datos del presente estudio (Cayuela 2010; Cuadras 2012). Adicionalmente este análisis permite ilustrar qué tanto se parecen todos los pares de grupos de datos; cada grupo de datos incluye el lugar, el tipo de bosque y el

estadio de vida, para un total de 18 grupos de datos. Si los grupos de datos se parecieran, encontraríamos en la gráfica NMDS los puntos agregados o muy cercanos, mientras que si los grupos no se parecieran, los puntos se encontrarían separados en la gráfica.

RESULTADOS

Descriptivos:

En las seis parcelas combinadas entre el Lote Juan y el Encenillo se marcaron 1453 individuos. En algunos casos no fue posible encontrar una muestra para algunos especímenes, o no fue posible su identificación por una muestra infértil. Sin embargo, a estos individuos no identificados, se les atribuyó un morfotipo que se utilizó posteriormente en los análisis estadísticos. En total para los tres estadios de vida no fue posible identificar 49 individuos, y 33 fueron identificados solo hasta género. Debido a que la flora de las zonas visitadas se encuentra registrada y bien caracterizada (450 especies del Territorio Car, El Manto de la Tierra: flora de los Andes), además de contar con la ayuda de Ana Belén Hurtado y Mateo Hernández, fue posible realizar una correcta identificación.

Los géneros más representativos en adultos fueron: *Cavendishia*, *Macleania*, *Miconia*, *Myrcianthes*, *Gaiadendron* y *Weinmannia*; en juveniles fueron: *Ageratina*, *Cavendishia* y *Miconia*; y en plántulas fueron: *Ageratina*, *Macleania* y *Miconia*. En total se encontraron 104 especies de árboles en los tres estadios de vida: plántula, juvenil y adulto, todas estas dentro de 36 familias de acuerdo con la clasificación APG III y de Trópicos (Stevens 2001 en adelante; Missouri Botanical Garden 2013). Todos los individuos colectados son Angiospermas. La mayoría de especies encontradas son nativas de la región, a excepción de la especie invasora *Ulex europaeus* (Baptiste et al. 2010), encontrada en algunas parcelas de la Reserva Biológica del Encenillo; esta contribuyó con ocho individuos de adultos, nueve individuos de juveniles y cinco de plántulas.

En cada parcela fueron encontrados datos sobre la densidad de palos por los tres estadios de vida. Las ES2 y ES1 fueron las parcelas que más palos presentaron en adultos con valores de 245 y

212 respectivamente, las R1 y R2 fueron las que más palos presentaron en juveniles con valores de 86 y 72 respectivamente, y las R2 y EM2 fueron las que más palos presentaron en plántulas con valores de 229 y 190 respectivamente. En total, las parcelas que presentaron más palos en los tres estadios fueron R1 y R2 con 459 y 427 respectivamente, seguidas de EM2 y ES2 con 338 cada una; por último estuvieron las parcelas ES1 y EM1 con 302 y 198 respectivamente (Ver tabla 2).

Por su parte, los valores de área basal total/número de palos permiten entender si los árboles dentro de las parcelas tenían tendencia a ser gruesos o no. Estos valores nos dan una idea de cuál de las parcelas podría tener más biomasa, teniendo en cuenta que no fue posible calcular esta variable para el presente estudio. Las parcelas con tendencia a palos más gruesos fueron EM1 y EM2 con valores de 214.46 y 205.64 respectivamente, seguidas de ES1 y ES2 con valores de 71.31 y 56.14 respectivamente. Por último están las parcelas R1 y R2 con valores más bajos para la relación entre área basal total y número de palos (33.80 y 37.50 respectivamente) (Ver tabla 2).

Tabla 2: Valores de densidad de palos y área basal total/número de palos de las parcelas R1, R2, ES1, ES2, EM1 y EM2.

Parcela	Densidad de palos (Número de palos/parcela)	Área basal total/Número de palos (Adultos)
R1	Adultos: 206 Juveniles: 86 Plántulas: 135	33.80836
R2	Adultos: 158 Juveniles: 72 Plántulas: 229	37.50518
ES2	Adultos: 245 Juveniles: 66 Plántulas: 27	56.13816
ES1	Adultos: 212 Juveniles: 24 Plántulas: 66	71.31075
EM1	Adultos: 143 Juveniles: 20 Plántulas: 35	214.4627
EM2	Adultos: 118 Juveniles: 30 Plántulas: 190	205.6424

Curvas de rarefacción:

En las Figuras 3 y 4 se encuentran los resultados de curvas de rarefacción para las seis parcelas. Las parcelas que presentaron mayor número de especies fueron EM1, R1 y EM2 tanto para las curvas de adultos como para las curvas de juveniles y plántulas. Sorprendentemente, las parcelas de bosque secundario no presentaron más especies que las de rastrojo, teniendo en cuenta su cercanía con el bosque maduro.

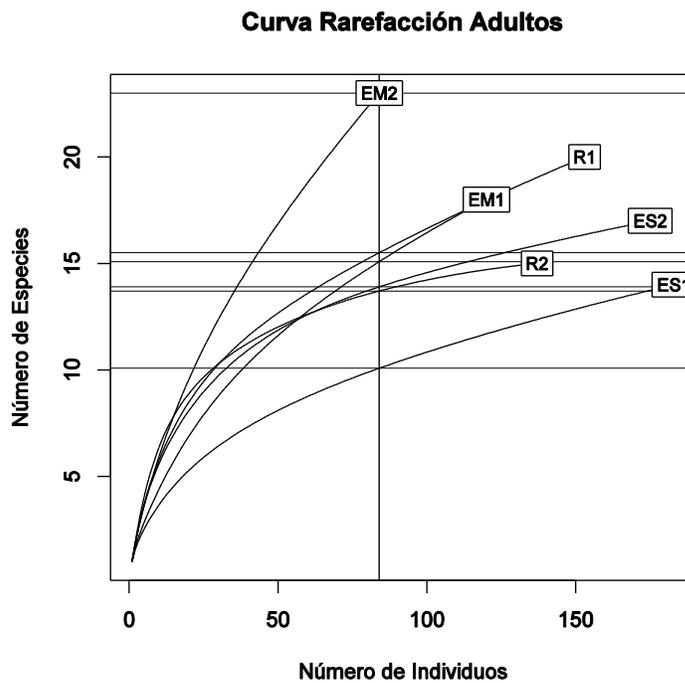


Figura 3: Curvas de rarefacción para árboles adultos de todas las parcelas.

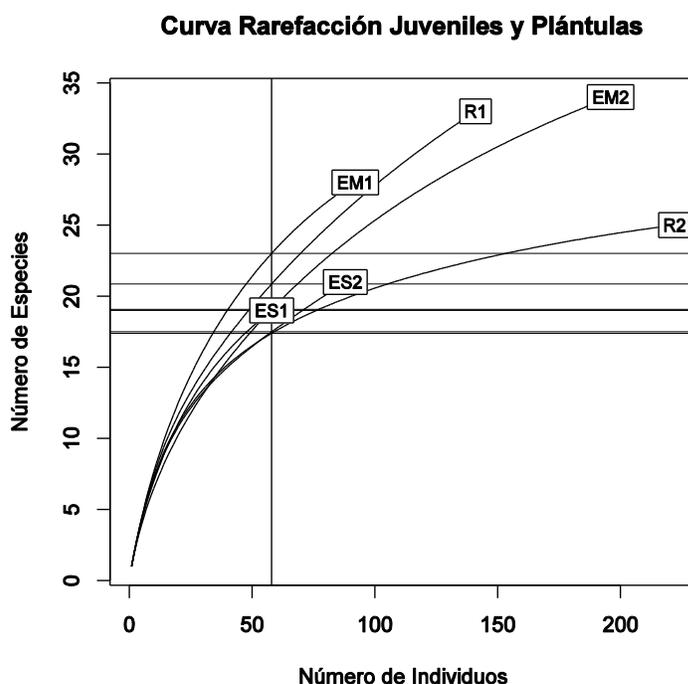


Figura 4: Curvas de rarefacción para plántulas y juveniles de todas las parcelas.

Índice de valor de importancia (I.V.I)

En la Tabla 3 se encuentran los valores del I.V.I para las especies del estudio con dominancias contrastantes en los tres grupos de bosque, valores que permiten entender cómo las especies dominan de forma diferencial en diferentes lugares. Según los resultados encontrados, para rastrojo la especie más dominante fue el arrayán, *Myrcianthes leucoxyla*, mientras que para bosque secundario fue la Tagua, *Gaiadendron tagua*, y para bosque maduro la especie más dominante fue el encenillo, *Weinmannia tomentosa*. En las parcelas de Rastrojo hubo otras especies con I.V.I alto como *Symplocos theiformis* y *Vallea stipularis*, sin embargo estas especies son raras, a comparación del arrayán, que fue bastante abundante. En los bosques secundarios *Cavendishia bracteata* y *Diplostephium rosmarinifolius* también tuvieron un valor alto en este índice, siendo la *C. bracteata* y *G.tagua* parecidas en su abundancia, y *D. rosmarinifolius* menos abundante. Para Bosque Maduro la siguiente especie más dominante después de *W. tomentosa* fue *Bejaria resinosa*. La especie que presentó dominancia similar en los tres tipos de bosque fue

Miconia ligustrina. Finalmente, las especies que presentaron un valor de cero para algunos tipos de bosque indica la ausencia de esta especie en dicho lugar.

Tabla 3: Valores del Índice de Valor de Importancia (I.V.I) para especies de árboles en los tres tipos de bosque: Rastrojo (PI y PII), Secundario (PIV y PVI), maduro (PIII y PV).

Especies	Rastrojo	Secundario	Maduro
<i>Bejaria resinosa</i>	0.035	0.071	0.785
<i>Cavendishia bracteata</i>	0	0.933	0.066
<i>Diplostegium rosmarinifolius</i>	0.058	0.882	0
<i>Gaiadendron tagua</i>	0	0.977	0.01
<i>Hesperomeles goudotiana</i>	0.823	0.029	0.058
<i>Macleania rupestris</i>	0.813	0.186	0
<i>Miconia ligustrina</i>	0.636	0.227	0.136
<i>Myrcianthes leucoxylla</i>	0.987	0	0.006
<i>Symplocos theiformis</i>	0.933	0	0.033
<i>Vallea stipularis</i>	0.931	0.017	0.017
<i>Weinmannia tomentosa</i>	0	0.114	0.886

Índice de similitud Chao-Jaccard y análisis de ordenación multivariado NMDS

Los resultados del análisis NMDS muestran en el primer eje una agrupación de las parcelas del LoteJuan en la parte izquierda del eje y las parcelas de Encenillo en la derecha (Ver Figura 5). En el grupo de parcelas del LoteJuan encontramos los tres estadios de vida tanto de R1 como de R2 bastante juntos, lo cual sugiere que adultos, plántulas y juveniles de esa zona se parecen mucho entre sí.

Por su parte en el segundo eje encontramos a las parcelas de LoteJuan agrupadas y a las del Encenillo bastante separadas. Es decir que las parcelas del Encenillo no se parecen tanto entre sí como las de LoteJuan entre sí. En la gráfica del análisis NMDS también es evidente que las parcelas de bosque secundario y rastrojo, donde existe vegetación secundaria, se agrupan en una línea en el segundo eje pero en el primer eje se separan. Esta separación que pueden deberse a los lugares donde se encuentran las parcelas.

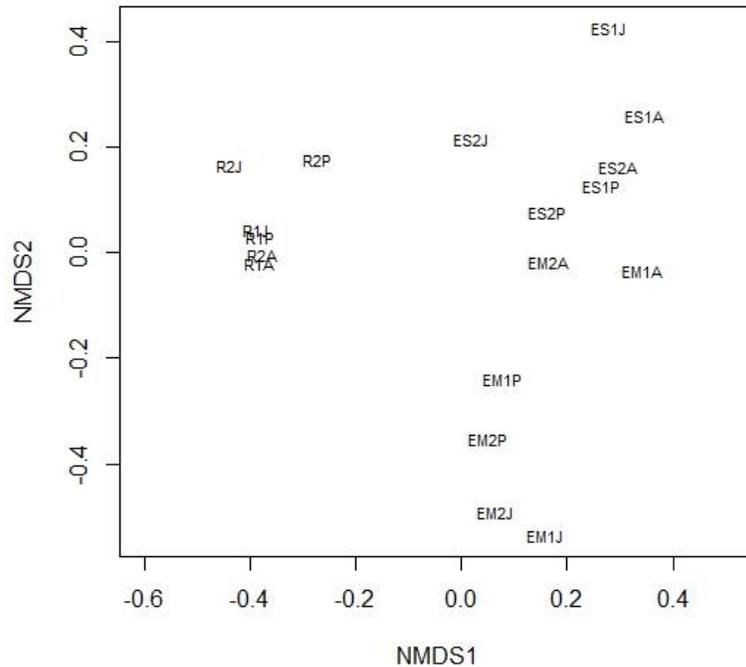


Figura 5: Análisis de ordenación multivariado (NMDS) para todos los estadios de vida de las parcelas R1, R2, EM1, ES2, EM2 y ES2. El nivel de estrés de la gráfica es 0.05024429, coeficiente que indica un excelente nivel de bondad del análisis estadístico.

DISCUSIÓN/CONCLUSIONES

Estructura

Estudios sobre bosques tropicales secundarios (Brown & Lugo 1990, Finegan 1996; Chazdon 2003; Letcher & Chazdon 2009) afirman que la estructura de estos bosques pueden recuperarse bastante rápido después de una perturbación. Lugo y Brown 1990 sugieren que los bosques secundarios presentan una estructura más simple comparativamente con los bosques maduros. En términos de los resultados encontrados, esto se cumple para la variable área basal promedio/número de palos, pues los palos más gruesos corresponden con las parcelas de bosque maduro. Sin embargo, para la variable densidad de palos, los resultados muestran una estructura

menos compleja para las parcelas de bosques maduros, y muy seguramente la disminución en cantidad de palos se ve compensada por su aumento en grosor.

Los valores por parcela de área basal total/número de palos dan una idea acerca de cuál de las parcelas podría tener más biomasa, teniendo en cuenta que no fue posible calcular esta variable para el presente estudio. En otras palabras, esta relación nos habla de cuál de las parcelas presenta árboles con tendencia a ser más gruesos, sabiendo que al ser más gruesos, acumulan más biomasa (Brown & Lugo 1990, Helmer et al. 2000). Los resultados de esta variable coinciden con lo esperado desde la literatura (Brown & Lugo 1990, Helmer et al. 2000, Beck 2010), en donde el bosque maduro tiene mayor área basal e individuos más gruesos que el bosque secundario, seguido del rastrojo. Lo anterior, teniendo en cuenta que en la medida en que el bosque es más maduro y los árboles crecen y se hacen más viejos, presentan mayor altura, mayor ancho en sus troncos, así como mayor cantidad de ramas y de hojas (Helmer et al. 2000, Beck 2010). Es importante tener en cuenta que en los bosques secundarios jóvenes, con veinte años o menos de regeneración, la mayor parte de la biomasa producida es transferida al suelo en forma de hojarasca en vez de acumularse en la biomasa aérea (Brown & Lugo 1990). Esto también puede explicar que en el presente estudio tanto las parcelas de rastrojo como las de bosque secundario hayan presentado palos menos gruesos que los de bosque maduro.

Aunque las parcelas de rastrojo y bosque secundario tienen el mismo tiempo de regeneración, se esperaría que su estructura fuera diferente, pues las observaciones en campo indicaban que las parcelas de rastrojo tenían un solo estrato mientras que las de bosque secundario tenían varios. Así mismo, estudios que comparan la estructura en rastrojos y bosque secundarios en Antioquia (Restrepo et al. 2012), afirman que la estructura en términos de área basal, diámetro y altura es mayor en bosques secundarios que en rastrojos. Es sorprendente entonces que las parcelas de rastrojo y bosque secundario hayan presentado una densidad de palos similar, puesto que se esperaba que las de rastrojo presentaran mayor densidad por las observaciones de campo. Aunque desde la literatura se esperaba que la estructura del bosque secundario fuera más compleja que la de rastrojo (Restrepo et al. 2012), existen factores como el clima y el tipo de suelo, que pueden modificar esta generalización (Brown & Lugo 1990). Adicionalmente, las parcelas de bosques secundarios presentaron mayor cantidad de adultos y plántulas y una relación menor entre área

basal total/número de palos que las parcelas de bosque maduro, pero menor que las de rastrojo. Una vez más, estos resultados pueden estar indicando que los bosques de maduros estudiados han presentado intervención en los últimos años, que han afectado su estructura (com.pers. Mateo Hernández).

Diversidad

De acuerdo con los resultados presentados anteriormente, las parcelas con mayor número de especies para los tres estadios de vida fueron: EM1, R1 y EM2. El hecho de que las parcelas de bosque maduro tuvieran más especies que el resto de parcelas coincide con lo esperado en la literatura, donde los bosques secundarios en recuperación presentan menos especies que los bosques maduros, pero eventualmente los alcanzan en unas pocas décadas (Brown & Lugo 1990, Finegan 1996; Chazdon 2003; Letcher & Chazdon 2009). En cambio, es sorprendente que una de las parcelas de rastrojo presente más especies que las de bosque secundario, teniendo en cuenta que esta parcela se encuentra alejada de relictos de bosque maduro y no presenta una fuente de propágulos, y que las parcelas de bosque secundario sí se encuentran cerca a relictos de bosque maduro que le ofrecen constantemente lluvia de semillas. Es probable que el número elevado de especies de esta parcela se deba a condiciones propias del lugar como: condiciones del suelo, de humedad, de régimen de lluvias, entre otros, que fomenten que dichas especies vivan de forma exitosa en ella (Brown & Lugo 1990, Morin 2011). Además, teniendo en cuenta que las curvas todavía no muestran estabilización, sería necesario aumentar el número de muestras para saber si definitivamente hay más especies en el rastrojo que en bosque secundario.

Las curvas de rarefacción de adultos, juveniles y plántulas no mostraron tendencia a estabilizarse, lo que sugiere que probablemente son necesarias más muestras en todas las parcelas para obtener un número de especies cercano al real, en los tres estadios de vida (Brown & Lugo 1990). Sin embargo, tanto en LoteJuan como en Encenillo no existen otros lugares donde se puedan hacer más parcelas del mismo tipo de bosque, por lo que la ampliación del muestreo sería complicada a futuro en estos lugares. Sería importante entonces buscar en las cercanías de las parcelas y ver si logran encontrarse lugares con condiciones similares a las del presente estudio. A pesar de estas dificultades, el Proyecto Rastrojos pretende agrandar el muestreo de parcelas, de tal forma que se

tengan en un futuro cercano más muestras de rastrojos en la Sabana de Bogotá. Seguramente en ese momento tendremos una mejor idea de la riqueza de especies de este ecosistema, no solo para los municipios de Guatavita y Guasca sino también para los otros municipios que componen la Sabana de Bogotá.

Composición

El Índice de Valor de Importancia (I.V.I) muestra que distintas especies dominan en cada tipo de bosque. Por ejemplo, *Weinmania tomentosa* domina en bosque maduro, *Gaiadendron tagua* en bosque secundario y *Myrcianthes leucoxylla* en rastrojo. Igualmente, hay otras especies comunes como *Cavendishia bracteata*, *Diplostephium rosmarinifolius*, *Macleania rupesris* y *Miconia ligustrina*. También se encontraron especies con I.V.I altos pero que no eran tan comunes, como *Symplocos theiformis* y *Vallea stipularis*; y especies con abundancia intermedias (como *Hesperomeles goudotiana* en Rastrojo), que son representativas de un tipo de bosque pero también están presentes en menor cantidad en los otros bosques. Estos resultados pueden explicarse teniendo en cuenta las condiciones propias de cada lugar en cuanto a suelo, humedad, precipitación, entre otros, permiten que algunas especies vivan mejor que otras y en determinado momento de la sucesión tengan una alta dominancia (Beck 2010).

La dominancia diferencial de especies en los diferentes tipos de bosque se puede ilustrar con el ejemplo del arrayán (*Myrcianthes leucoxylla*) en las parcelas de rastrojo. Esta es una especie de crecimiento lento, típica de bosque primario, lo cual quiere decir que no es necesariamente un árbol pionero en la sucesión (Bartholomaeus et al. 1998, Mahecha et al. 2004). Es sorprendente encontrar esta especie en un bosque tan joven, sobre todo en una zona sin fuente cercana de semillas (Bartholomaeus et al. 1998, Mahecha et al. 2004). Sin embargo, es posible que las condiciones abióticas del lugar, como el tipo de suelo, el microclima, entre otros, hayan favorecido el desarrollo y dominancia de esa especie. Aunque para el presente estudio no se realizaron estudios de suelo, más adelante en el Proyecto Rastrojos está previsto encontrar estos datos, lo cual ayudaría a explicar la dominancia del arrayán en este tipo de bosque.

Otro ejemplo es el caso de *Gaiadendron tagua*, la especie más dominante en las parcelas de bosque secundario de El Encenillo. Esta especie es de crecimiento más o menos rápido y se adapta bien a suelos arcillosos y arenosos (Bartholomaus et al. 1998, Mahecha et al. 2004). Antes de la regeneración hubo explotación minera en el Encenillo, y es probable que los suelos que quedaran luego de la explotación fueran justo los adecuados para este árbol. Por último, para el Bosque Maduro, la especie dominante, *Weinmannia tomentosa* concuerda con lo esperado para este bosque pues es una especie de crecimiento lento, típica de bosque altonandino maduro (Bartholomaus et al. 1998, Mahecha et al. 2004). En el caso del Encenillo tampoco fue posible contar con datos de suelo para corroborar que sus características definitivamente influyen en la dominancia de ciertas especies, sin embargo, también se encuentra previsto este análisis más adelante en el Proyecto Rastrojos.

Adicionalmente, múltiples estudios realizados en bosques tropicales de tierras bajas han mostrado explicaciones a la fuerte especialización de hábitat de distintas especies (Harms et al. 2001, Engelbrecht 2007, Condit et al. 2013). Por ejemplo, la disponibilidad de agua (Engelbrecht 2007) y de fósforo (Condit et al. 2013) han demostrado ser determinantes importantes de la abundancia relativa de las especies. Estudios de esta envergadura no se han realizado en bosques andinos, pero se espera que estos factores sean igualmente importantes en dichos ecosistemas.

Similitud

En general, el análisis NMDS muestra que las parcelas en el rastrojo dentro del Lote Juan se separan de las parcelas de bosque secundario y bosque maduro dentro del Encenillo; lo anterior es evidente en el primer eje de la gráfica (Ver figura 5). En esta gráfica también es evidente la separación en el segundo eje entre los dos tipos de bosques secundarios en la parte superior y bosque maduro en la parte inferior. En cuanto a las parcelas de los tres estadios de vida en rastrojo, es posible observar en la gráfica que sus puntos se encuentran agregados, lo cual sugiere una alta similitud entre las parcelas y estadios de vida de R1 y R2. Esta cercanía entre los puntos llevaría a pensar que en plántulas, juveniles y adultos se encuentran las mismas especies. En términos de sucesión, lo anterior puede sugerir un estancamiento en la dinámica de recambio en

esas parcelas, recordando que para que un bosque secundario no se encuentre estancado, se requiere una diferencia entre las especies de todos los estadios de vida (Norden et al. 2009, 2011).

Es importante aclarar que no se conoce con exactitud el origen del rastrojo del Lote Juan, es decir, no se sabe si el rastrojo se originó luego de retirar completamente el bosque o si se dejaron algunos árboles en pie al inicio de la regeneración. Sin embargo, el tiempo de regeneración de 20 años y la presencia de especies de larga vida como el arrayán, podrían indicar que al iniciarse la formación del rastrojo, quedaron árboles en pie. También es importante mencionar que para el caso de este tipo de bosque no fue posible hablar de potencial de regeneración en comparación directa con bosque maduro, pues en esta zona no fue posible encontrarlo; este potencial entonces fue evaluado teniendo en cuenta la presencia de especies típicas de bosque altoandino, que se asume se encontraban en esta zona anteriormente. Para el caso del bosque secundario del Encenillo, esta comparación si es directa, como se explicará más adelante.

Luego de los resultados mostrados en la gráfica NMDS, indican la posibilidad de presentar un bajo potencial de regeneración. Sin embargo, las parcelas de rastrojo tienen especies bastante representativas, valiosas y típicas del bosque altoandino tales como: *Symplocos theiformis*, *Vallea stipularis*, *Hesperomeles goudotiana*, *Diplostephium rosmarinifolius*, *Myrsine coriacea*, y *Viburnum triphyllum*. Estas especies son de lento crecimiento y requieren por lo general de buenos suelos y sombra para crecer (Bartholomaeus et al. 1998, Mahecha et al. 2004). La presencia de estas especies es sorprendente, pues antes de la regeneración este terreno era usado para ganadería y hoy en día no hay registros de bosques maduros cercanos que colaboren a la regeneración con lluvia de semillas. Habría que preguntarse entonces ¿cómo llegaron estas especies a esta zona? El posible origen del rastrojo, sugeriría una influencia importante de las especies que sobrevivieron al aprovechamiento y una menor influencia de las que llegaron por dispersión. Lo anterior, teniendo en cuenta que la diversidad en una comunidad de plantas está determinada, entre otras cosas, por las especies que pueden llegar al sitio por algún tipo de dispersión y las interacciones locales entre estas especies (Beck 2010).

Las especies típicas de bosque maduro como: el coronado (*Xylosma spiculifera*), el raque (*Vallea stipularis*), el mortiño (*Hesperomeles goudotiana*), el salvio (*Cordia cylindrostachya*), el té de

Bogotá (*Symplocos theiformis*), el arrayán (*Myrcianthes leucoxylla*), el laurel de cera (*Myrica parvifolia*) y la clethra (*Clethra fimbriata*), son especies cuyos frutos son consumidos por avifauna y otros animales silvestres (Bartholomaeus et al. 1998, Mahecha et al. 2004), factor que pudo promover la reproducción de las especies en la zona. Sería apresurado hablar de la llegada de estas especies por dispersión desde otros bosques cercanos, pues se desconoce tanto la distancia entre ese rastrojo y otros relictos de bosque cercanos, así como también se desconoce el origen real del rastrojo. A su vez, puede que algunas de estas especies raras y valiosas hubieran sobrevivido a las actividades que se llevaron a cabo en el Lote Juan, logrando el tamaño que tienen actualmente y permitiendo que estas parcelas sean un pequeño reservorio de especies típicas del bosque altoandino. En definitiva, aunque los puntos de todos los estadios de vida del rastrojo se encuentren agregados, la presencia de estas especies raras puede estar indicando que el bosque se está regenerando.

En cuanto a las parcelas del Encenillo, encontramos en los resultados un gradiente de composición de especies más evidente entre estas parcelas que entre las de Lote Juan. Adicionalmente en el gradiente encontramos, de abajo hacia arriba, a las parcelas de bosque maduro y luego las de bosque secundario, indicando diferenciación en la composición de especies entre estos dos tipos de bosque pero también una transición más continua entre ellos. Esta transición es más evidente cuando nos detenemos en las parcelas EM2A, EM1A y ES2P, en donde vemos una similitud grande entre las plántulas de la parcela 2 del bosque secundario y los adultos de la parcela 1 y 2 del bosque maduro. Esta similitud puede estar indicando que la parcela ES2 es favorable a la regeneración y presenta un alto potencial de regeneración (Norden et al. 2009), pues las plántulas de ES2 que eventualmente se convertirán en adultos, se parecen a los adultos del bosque maduro. Estas especies en común entre plántulas de ES2 y adultos de EM1 y EM2 son: el encenillo (*Weinmannia tomentosa*), el pegamoscos (*Bejaria resinosa*), el mortío (*Hesperomeles goudotiana*), el cucharo rojo (*Myrsine coriacea*), el tuno (*Miconia ligustrina*), el raque (*Vallea stipularis*), y la uva de monte (*Cavendishia bracteata*), en su mayoría especies de crecimiento lento y típicas de bosques maduros o primarios (Bartholomaeus et al. 1998, Mahecha et al. 2004).

Como se mencionó anteriormente en la discusión, vale la pena resaltar que la madurez de los boques maduros del Encenillo no se conoce con certeza, y que existe la posibilidad que dentro de las actividades llevadas a cabo en esta zona, como la minería de cal, haya ocurrido entresaca. Teniendo en cuenta que esta posible intervención en el bosque maduro y la posibilidad de que este todavía se encuentre en recuperación, podemos ver a *Weinmannia tomentosa* como una especie pionera de larga vida pues presenta semilla muy pequeña y germina a la luz (com.pers Mateo Hernández).

Por último, las diferencias en composición de especies que se dieron entre las parcelas que presentan vegetación secundaria, pertenecientes a rastrojo y bosque secundario, pueden deberse a las características propias de los lugares donde éstas se encuentran. Las parcelas de bosque secundario son antiguas zonas mineras, mientras que las parcelas de rastrojo se usaron como pastos para ganadería. En el primer caso, debido a la remoción de tierra para la explotación, la sucesión durante la regeneración fue primaria, es decir que no había banco de semillas en el suelo que permitiera expresar la memoria de ese lugar (Van der Maarel 2005). Sin embargo, al estar estas parcelas rodeadas por relictos de bosque maduro, tuvieron una excelente fuente de semillas propias, que permitieron que con el tiempo hubiera una transición lenta entre especies pioneras, lográndose la convergencia hacia bosque maduro (Van der Maarel 2005). En el caso de las parcelas de Rastrojo, la sucesión al iniciar la regeneración fue secundaria (Guariguata & Ostertag 2001, Van der Maarel 2005), pues seguramente el terreno no quedó completamente descubierto luego del aprovechamiento y había banco de semillas todavía, así como algunos individuos en pie. El hecho de no haberse agotado el banco de semillas en el lugar y la presencia de algunos individuos pudo haber ayudado al surgimiento de especies típicas del bosque altoandino, aunque esta zona no tuviera cerca un relicto de bosque maduro como fuente de semillas.

Recomendaciones

Finalmente, si se quisiera determinar con certeza que las parcelas de rastrojo y bosque secundario se encuentran truncadas o no, es decir, que presentan un potencial de regeneración alto o bajo, habría que ampliar el muestreo y hacer más parcelas que complementen los datos del presente estudio. Adicionalmente complementar el estudio con análisis de suelos y análisis de fotografías

aéreas permitirían entender mejor el contexto de la regeneración de estas comunidades vegetales, pues se tendrían datos concretos acerca del uso del suelo en el tiempo en las zonas de estudio, lo cual corroboraría los resultados encontrados en el presente estudio. Por último, para futuros estudios sería importante entender el origen del rastrojo, para saber el punto de partida de la regeneración y realizar un correcto análisis del potencial de regeneración.

BIBLIOGRAFÍA

Avella M, Bejarano Ávila JA, Bernal J, Colmenares G, Errázuri M, Melo JO, Ocampo JA, Tovar Pinzón H (1987) Historia Económica de Colombia. Siglo Veintiuno Editores de Colombia; Fedesarrollo. Bogotá, Colombia.

Baptiste MP, Castaño N, Cárdenas D, Gutiérrez FP, Gil DL y Lasso CA (eds) (2010) Análisis de riesgo y propuesta de categorización de especies introducidas para Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, D. C., Colombia. 200 p

Bartholomaeus A, De la Rosa Cortés A, Santos Gutiérrez JO, Acero Duarte LE, Moosbrugger W (1998) El Manto de la Tierra, Flora de los Andes: Guía de 150 especies de la flora andina. Corporación Autónoma Regional de las Cuencas de los Ríos Bogotá, Ubaté y Suárez (CAR); Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ); Kreditanstalt für Wiederaufbau (KfW). Bogotá D.C, Colombia.

Beck CB (2010) An introduction to plant structure and Development. Plant Anatomy for the Twenty-First Century. Second Edition. Cambridge University Press. Cambridge, UK.

BOLFOR; Mostacedo B, Fredericksen TS (2000) Manual de Métodos Básicos de Muestreo y Análisis en Ecología Vegetal. Santa Cruz, Bolivia.

Brown S. 1997. Estimating biomass and biomass change of tropical forests: a primer. FAO, Rome, Italy.

Brown S, Lugo AE (1990) Tropical secondary forests. *Journal of Tropical Ecology* 6 (1), pp. 1–32.

Bussmann RW (2004) Regeneration and succession patterns in African, Andean and Pacific Tropical Mountain Forests : The role of natural and anthropogenic disturbance. *Lyonia a journal of ecology and application* 6(1), pp.98–111.

Castaño C (2002) Páramos y ecosistemas Alto Andinos de Colombia en condición hotspot & global climatic tensor. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. Colombia Alto andina y la significancia ambiental del bioma páramo en el contexto de los Andes Tropicales: Una aproximación a los efectos futuros por el cambio climático global (Global Climatic tensor). Colombia. 24 – 49.

Cayuela L (2010) Análisis Multivariante. EcoLab, Centro Andaluz de Medio Ambiente, Universidad de Granada- Junta de Andalucía-.Andalucía, España.

Chao A, Chazdon RL, Colwell RK & Shen TJ (2005) A new statistical approach for assessing similarity of species composition with incidence and abundance data. *Ecology Letters* 8, 148-159.

Chazdon RL (2003) Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 6/1,2, pp.51–71.

Chazdon RL, Peres CA, Dent D, Sheil D, Lugo AE, Lamb D, Stork NE, Miller SE (2009) The Potential for Species Conservation in Tropical Secondary Forests. *Conservation Biology*, Volume 23, No. 6, 1406–1417.

Condit R, Engelbrecht BMJ, Pino D, Pérez R, Turner B (2013) Species distributions in response to individual soil nutrients and seasonal drought across a community of tropical trees. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. Vol 110, no 13.

Cuadras CM (2012) *Nuevos métodos de Análisis Multivariante*. CMC Editions. Barcelona, España.

Dent DH, Wright SJ (2009) The future of tropical species in secondary forests: a quantitative review. *Biological Conservation* 142 (2009) 2833–2843.

Dirzo R, Raven P (2003) Global State of Biodiversity and Loss. *Annual Review of Environment and Resources* 28, p. 137.

Dufrene M, Legendre P (1997) Species Assemblages and indicator species: the need of a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67:345–366.

Engelbrecht BMJ, Comita LS, Condit R, Kursar TA, Tyree MT, Turner BL, Hubbell SP (2007) Drought sensitivity shapes species distribution patterns in tropical forests. *Nature* 447, 3.

Etter A et al. (2005) Modeling the age of tropical moist forest fragments in heavily-cleared lowland landscapes of Colombia. *Forest Ecology and Management* 208(1-3), pp.249–260.

Etter A, Villa LA (2000) Andean Forests and Farming Systems in part of the Eastern Cordillera (Colombia). *Mountain Research and Development* 20(3), pp.236–245.

Etter A, & Wyngaarden W V (2000) Patterns of Landscape Transformation in Colombia, with Emphasis in the Andean Region. *Ambio* 29 (7), pp. 432–439.

Finegan B (1996) Pattern and process in neotropical secondary rain forest: the first 100 years of succession. *Trends in Ecology and Evolution* 11, 119-124.

Foley J (2005) Global Consequences of Land Use. *Science* 309, 570.

Gómez Pompa AS, Vásquez Yanez, Guevara A (1972) The tropical rainforest: A nonrenewable resource. *Science* 177: 762–765.

Guariguata MR et al. (1997) Structure and floristics of secondary and old-growth forest stands in lowland Costa Rica. *Plant Ecology* 132 pp.107–120.

Guariguata MR, Ostertag R (2001) Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management* 148, 1-3, 185-206.

Gunderson LH, Allen CR, Holling CS (2010) *Foundations of Ecological Resilience*. Island Press. Washington D. C, USA.

Gunderson LH (2013) *Ecological Resilience--in Theory and Application* 31(2000), pp.425–439.

Harms KE, Condit R, Hubbell SP, Foster (2001) Habitat associations of trees and shrubs in a 50-ha neotropical forest plot. *Journal of Ecology* 89, 947-959.

Henderson PA (2003) *Practical Methods in Ecology*. Blackwell Publishing. Malden, USA.

Helmer EH, Browns S, Cohen WB (2000) Mapping montane tropical forest successional stage and land use with multi-date Landsat imagery. *International Journal of Remote Sensing* 21, no. 11, 2163–2183.

Hubbell SP et al. (2008) Colloquium paper: how many tree species are there in the Amazon and how many of them will go extinct? *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105, In Light of Evolution II: Biodiversity and Extinction (Aug. 12, 2008) pp.11498–11504.

Mahecha Vega GE, Ovalle Escobar A, Camelo Salamanca D, Rozo Fernández A, Barrero Barrero D (2004) *Vegetación del territorio CAR: 450 especies de sus llanuras y montañas*. Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca – CAR. Bogotá D.C, Colombia. 871 p.

Morin PJ (2011) *Community Ecology, Second Edition*. Wiley-Blackwell. New Jersey, USA.

Lambin EF, Geist H (2006) Land use and land cover change: Local processes and global impacts. The IGBP Series. Springer-Verlag, Berlin, Germany.

Laurance WF (2007) Have we overstated the tropical biodiversity crisis? *Trends in ecology & evolution* 22(2), pp.65–70.

Laurance WF (1999) Reflections on the tropical deforestation crisis. *Biological Conservation* 91, pp.109–117.

Montañez Gómez G, Arcila Niño O, Pacheco Giraldo JC (1992) ¿Hacia dónde va la Sabana de Bogota? *Modernización, Conflicto, Ambiente y Sociedad*. Universidad Nacional de Colombia, ed., Bogotá, D.C., Colombia.

Letcher SG, Chazdon RL (2009) Rapid Recovery of Biomass, Species Richness, and Species Composition in a Forest Chronosequence in Northeastern Costa Rica. *Biotropica* 41(5), pp.608–617.

Lewis SL, Malhi Y, Phillips OL (2004) Fingerprinting the impacts of global change on tropical forests. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B*: 359, 437-462.

Melillo JM, Mcguire AD, Kicklighter DW, Moore B, Vorosmarty CJ, Schloss AL. (1993) Global climate change and terrestrial net primary production. *Nature* 363, 234-240.

Moreno CE (2001) Métodos para medir la biodiversidad. *M&T–Manuales y Tesis SEA*, vol.1. Zaragoza, España. 84 pp.

Missouri Botanical Garden (2013) <http://www.tropicos.org>. Consultado el 1 de mayo de 2013. Documento en línea.

Myers N et al.(2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 40 (6772), pp.853–8.

Norden N et al. (2009) Resilience of tropical rain forests: tree community reassembly in secondary forests. *Ecology letters*, 12(5), pp.385–94.

Norden N et al. (2011) Contrasting community compensatory trends in alternative successional pathways in central Amazonia. *Oikos*, 120(1), pp.143–151.

Pabon Méndez, HR (2009) Transformaciones del paisaje de la Reserva Biológica Encenillo y alrededores, Guasca. Cundinamarca. Tesis de Pregrado. Facultad de Estudios Ambientales y Rurales, Pontificia Universidad Javeriana.

Pimm SL et al. (1995) The Future of Biodiversity. *Science, New Series*, 269(5222), pp.347–350.

Reserva Biológica del Encenillo, Dorethea y Hermann Hoeck. (2013). Reserva Biológica del Encenillo. <http://www.natura.org.co/general/reserva-biologica-del-encenillo.html>. Consultado el 19 de marzo del 2013. Documento en línea.

Restrepo HI, Orrego SA, Galeano OJ (2012) Estructura de Bosques Secundarios y Rastrojos Montano Bajos del Norte de Antioquia, Colombia. *Colombia Forestal* vol.15 no.2.

SISAC-DANE (1996) República de Colombia. Encuesta Nacional Agropecuaria.

Stevens PF (2001 en adelante). Angiosperm Phylogeny Website. <http://www.mobot.org/MOBOT/research/APweb/>. Versión 12, Julio 2012. Consultado el 1 de mayo del 2013. Documento en línea.

Uriarte M, Schneider L, Rudel TK (2010) Synthesis : Land Transitions in the Tropics. *Biotropica* 42(1), pp.59–62.

Van der Maarel E (2005) *Vegetation Ecology*. Blackwell Science Ltd. 411 p.

Watson RT et al. (2005) Ecosystems and Human well-being: Biodiversity Synthesis World Resolution. Washington, DC, USA. pp 100.

Wright SJ (2005) Tropical forests in a changing environment. Trends in ecology & evolution 20(10), pp.553–60.