



**CENTRO AGRONÓMICO TROPICAL
DE INVESTIGACIÓN Y ENSEÑANZA**

DIVISIÓN DE EDUCACIÓN

PROGRAMA DE POSGRADO

Evaluación de estrategias de restauración ecológica en el Corredor Biológico Rincón Cacao, Costa Rica

Tesis sometida a consideración de la División de Educación y el Programa de Posgrado como requisito para optar al grado de

MAGISTER SCIENTIAE

Manejo y Conservación de Bosques Tropicales y Biodiversidad

Ana María Sierra Parra


Turrialba, Costa Rica

2018

Esta tesis ha sido aceptada en su presente forma por la División de Educación y la Escuela de Posgrado del CATIE y aprobada por el Comité Consejero de la estudiante, como requisito parcial para optar por el grado de

**MAGISTER SCIENTIAE EN MANEJO Y CONSERVACIÓN
DE BOSQUES Y BIODIVERSIDAD**

FIRMANTES:



Róger Villalobos, M.Sc.
Director de tesis




Christian Herrera, M.Sc.
Miembro Comité Consejero



Diego Delgado, M.Sc.
Miembro Comité Consejero



Milena Gutiérrez, Lic.
Miembro Comité Consejero



Isabel A. Gutiérrez-Montes, Ph.D.
Decana Escuela de Posgrado



Ana María Sierra Parra
Candidata

DEDICATORIA

**A mi mamá, la personificación del cariño,
la brújula que me orienta sin dudar de mis capacidades
A mi papá, la luz que me acompaña para siempre desde el infinito.**

**A Nico, por nuestros sueños, expectativas, retos, oportunidades y
por tu incansable amor hacia mí.**

AGRADECIMIENTOS

Al World Resource Institute (WRI), por el financiamiento.

Al parataxónomo Vicente Herra, “Chente”, por la identificación de los ejemplares en campo, su sabiduría, buen humor y apoyo.

A Leo Coto, por su apoyo constante, por el arduo esfuerzo en el trabajo de campo y su buen sentido del humor.

A Nelson Zamora, botánico del Instituto Nacional de Biodiversidad (INBio) de Costa Rica, por la identificación de los ejemplares faltantes. De igual manera a Milena Gutiérrez, Félix Carmona, Héctor Luis Solís y al Programa de Restauración y Silvicultura (PRS) del Área de Conservación Guanacaste, por el apoyo constante en campo y la buena voluntad.

A la oficina de Registro Nacional y a Oscar Villalobos, por las fotografías de los territorios.

Por otra parte, a los miembros de la Unidad de Biometría de CATIE, a Sergio Vílchez y Mayra Alejandra Ospina, por el constante apoyo en los procedimientos estadísticos, así como por el humor, amistad y el buen ambiente de oficina.

A Róger Villalobos, por confiar en mí y en mis capacidades de culminar una buena trabajo en un corto tiempo; por su sabiduría y orientaciones.

A Diego Delgado, por su constante apoyo, tutorías, correcciones y explicaciones que me permitieron incursionar en la comprensión de la ecología en bosques tropicales.

A Christian Herrera, por su apoyo constante con documentación, preguntas orientadoras y permanente revisión del trabajo.

A mis amigos del alma, por sus risas, por alegrías y tristezas vividas. Porque cada vez me hacían creer más en mis capacidades y confiaron en mí, me dieron su apoyo y se convirtieron en mi familia con el transcurso del tiempo. A quienes, además, les deseo los más grandes retos y experiencias en esta nueva etapa.

A mi familia, por estar siempre pendientes de mis logros, por el apoyo incondicional y el amor para continuar en la consecución de mis metas.

A mi mamá, por nunca negarme alas y darme siempre un soplo para llegar más y más lejos; por esa gran capacidad de amarme sin ataduras y por los sabios y prudentes consejos.

Y a mi Nico, mi gran amor, compañero y felicidad: te agradezco por ser mi polo a tierra. Por enfrentarme a nuevos retos, por tus críticas y sugerencias, por siempre exigirme más profesionalmente y por creer en mis capacidades.

Contenido

1	Introducción	1
2	Objetivo general	2
2.1	Objetivos específicos y preguntas de investigación por objetivo específico	2
3	Marco referencial	3
3.1	Restauración ecológica de paisajes degradados	3
3.2	Perturbaciones y restauración ecológica	6
3.3	Restauración ecológica pasiva y asistida	6
3.3.1	Estrategias de restauración	9
3.3.2	Trayectorias de restauración con plantaciones de melina (<i>Gmelina arborea</i>)	11
3.3.3	Trayectorias de restauración con técnicas de regeneración inducida: islas de regeneración	14
3.4	Indicadores de restauración	16
4	Metodología	16
4.1	Área de estudio	17
4.2	Estrategias de restauración y descripción general de los tratamientos	17
4.3	Documentación de información sobre los procesos de restauración asistidos en la ACG	20
4.4	Evaluación sobre los resultados de estrategias mediante muestreo de la vegetación en campo	21
4.4.1	Diseño de muestreo	21
4.4.2	Análisis de datos	22
4.4.2.1	Factores ambientales	22
4.4.2.2	Estructura de la vegetación: fustales y regeneración	22
4.4.2.3	Riqueza y diversidad de la vegetación: fustales y regeneración	23
4.4.2.4	Composición de la vegetación	24
4.4.2.5	Gremios ecológicos de las especies dominantes de vegetación: fustales y regeneración	26
4.5	Generación de recomendaciones y consideraciones para replicar las estrategias en condiciones ecológicas similares	26
5	Resultados y discusión	27
Fase I		27
5.1	Contexto histórico inicial: sector San Cristóbal, Área de Conservación Guanacaste	27
5.2	Estrategias de restauración asistida: Islas de restauración	28
5.2.1	Tratamiento primer año (1995)	30
5.2.2	Tratamiento segundo año (1996)	30
5.2.3	Tratamiento tercer año (1997)	30
5.3	Estrategia de restauración asistida: plantaciones de melina (<i>Gmelina arborea</i>)	31

5.3.1	Tratamiento melina 1999 y 2000	32
5.3.2	Resultados preliminares encontrados en la primera fase de evaluación	32
5.4	Hitos del proceso de restauración.....	34
Fase II.....		35
5.5	Cobertura de dosel.....	35
5.6	Análisis de estructura de los ocho tratamientos en el Corredor Biológico Rincón Cacao..	36
5.6.1	Fustales.....	36
5.6.1.1	Número de individuos por tratamiento	36
5.6.1.2	Area basal total de los tratamientos	40
5.6.2	Regeneración.....	41
5.7	Análisis de riqueza y diversidad de los ocho tratamientos en el Corredor Biológico Rincón Cacao	42
5.7.1	Fustales.....	42
5.7.2	Regeneración.....	45
5.8	Análisis de composición de los ocho tratamientos en el Corredor Biológico Rincón Cacao	48
5.8.1	Fustales.....	48
5.8.1.1	Covariables explicativas de variabilidad entre tratamientos en el Corredor Biológico Rincón Cacao	51
5.8.1.2	Escalamiento no métrico multidimensional (nonmetric multidimensional scaling - NMS)	52
5.8.2	Regeneración.....	54
5.9	La sucesión de los bosques a partir de gremios de árboles dominantes en parcelas de fustales y de regeneración en el Corredor Biológico Rincón Cacao, Área de Conservación Guanacaste, Costa Rica	56
5.9.1	Fustales.....	56
5.9.2	Regeneración.....	58
5.9.3	Diagramas de Venn.....	59
Fase III		61
5.10	Lecciones aprendidas sobre la utilización de las estrategias de restauración asistida en fases iniciales en las islas de restauración implementadas en los años 1995, 1996 y 1997	61
5.11	Lecciones aprendidas sobre la utilización de las estrategias de restauración asistida en fases iniciales con plantaciones de melina en los años 1999 y 2000	62
5.12	Recomendaciones y consideraciones sobre la implementación de las estrategias en condiciones ecológicas similares.....	62
6	Conclusiones.....	65
7	Literatura consultada.....	66
8	Anexos.....	74
8.1	Anexo 1. Formato de entrevista semiestructurada	74

8.2	Anexo 2. Gremios de las especies más abundantes por tratamiento en las parcelas de fustales, Corredor Biológico Rincón Cacao, Guanacaste, Costa Rica	76
8.3	Anexo 3. Gremios de las especies más abundantes por tratamiento en parcelas de regeneración, Corredor Biológico Rincón Cacao, Guanacaste, Costa Rica.....	77
8.4	Anexo 4. Especies registradas en parcelas de fustales agrupadas por tratamientos, Corredor Biológico Rincón Cacao, Guanacaste, Costa Rica.....	78
8.5	Anexo 5. Especies registradas en parcelas de regeneración agrupadas por tratamientos, Corredor Biológico Rincón Cacao, Guanacaste, Costa Rica	80

Índice de figuras

Figura 1. Resiliencia, puntos de inflexión y umbrales de ecosistemas.	4
Figura 2. Alternativas de restauración ecológica comparadas con la regeneración de ecosistemas....	7
Figura 3. Usos del suelo y ubicación de las 31 parcelas de medición de ocho tratamientos de restauración en el Corredor Biológico Rincón Cacao (CBRC), Área de Conservación Guanacaste, Costa Rica.	19
Figura 4. Esquema de las parcelas (20 x 20 m) y subparcelas de muestreo (5 x 5 m) en el Corredor Biológico Rincón Cacao, Área de Conservación Guanacaste, Costa Rica.	22
Figura 5. Fotografía de la Cordillera Volcánica Guanacaste en el año 1977, a la derecha de la figura se observa el volcán Rincón de la Vieja.	27
Figura 6. Establecimiento de una plantación de melina (1999) y avance en años consecutivos (2002)	32
Figura 7. Línea del tiempo de los procesos de restauración de las estrategias implementadas en el Corredor Biológico Rincón Cacao, Área de Conservación Guanacaste, Costa Rica. Fuente: Elaboración propia.	34
Figura 8. Porcentaje de cobertura de dosel por tratamiento en cada estrategia de restauración en el Corredor Biológico Rincón Cacao, Área de Conservación Guanacaste, Costa Rica	35
Figura 9. Número total de individuos registrados en la categoría fustal para cada uno de los tratamientos de restauración ecológica del Corredor Biológico Rincón Cacao, Área de Conservación Guanacaste, Costa Rica.....	37
Figura 10. Abundancias de individuos por tratamiento en clases diamétricas en los tratamientos de restauración ecológica del Corredor Biológico Rincón Cacao, Área de Conservación Guanacaste, Costa Rica	38
Figura 11. Área basal en cada uno de los tratamientos evaluados en el Corredor Biológico Rincón Cacao, Área de Conservación Guanacaste, Costa Rica.	40
Figura 12. Número total de individuos registrado en las parcelas de regeneración para cada uno de los tratamientos evaluados en el Corredor Biológico Rincón Cacao, Área de Conservación Guanacaste, Costa Rica.....	42
Figura 13. Perfiles de diversidad para la categoría fustales a partir de la serie de números de Hill en los tratamientos evaluados en el Corredor Biológico Rincón Cacao, Área de Conservación Guanacaste, Costa Rica.....	43
Figura 14. Curva de rarefacción o acumulación de especies de ocho tratamientos de parcelas de fustales evaluados en el Corredor Biológico Rincón Cacao, Área de Conservación Guanacaste, Costa Rica.	44
Figura 15. Perfiles de diversidad para la categoría regeneración a partir de la serie de números de Hill en los tratamientos evaluados en el Corredor Biológico Rincón Cacao, Área de Conservación Guanacaste, Costa Rica.....	46

Figura 16. Curva de rarefacción o acumulación de especies de ocho tratamientos de parcelas de regeneración en tratamientos evaluados en el Corredor Biológico Rincón Cacao, Área de Conservación Guanacaste, Costa Rica.....	47
Figura 17. Curvas de rango-abundancia para los ocho tratamientos en parcelas de fustales en tratamientos evaluados en el Corredor Biológico Rincón Cacao, Área de Conservación Guanacaste, Costa Rica.	49
Figura 18. Correlograma entre la composición de especies y la altitud de la zona de estudio en el Corredor Biológico Rincón Cacao, Área de Conservación Guanacaste, Costa Rica.	52
Figura 19. Diagrama de ordenación que muestra la relación entre las 31 parcelas principales de muestreo, basado en la distancia Bray- Curtis y las especies más importantes en ellas en el Corredor Biológico Rincón Cacao, Área de Conservación Guanacaste, Costa Rica.....	53
Figura 20. Curvas de rango-abundancia para los ocho tratamientos identificados en las parcelas de regeneración en el Corredor Biológico Rincón Cacao, Área de Conservación Guanacaste, Costa Rica	55
Figura 21. Porcentaje de gremios de especies presentes en fustales en los tratamientos establecidos en el Corredor Biológico Rincón Cacao, Cordillera Volcánica Central, Costa Rica.....	56
Figura 22. Porcentaje de gremios de especies presentes en regeneración en los tratamientos establecidos en el Corredor Biológico Rincón Cacao, Área de Conservación Guanacaste, Costa Rica.	59
Figura 23. Diagramas de Venn correspondientes a las parcelas asignadas a cuatro grupos: bosques secundarios (BS), islas de restauración (R), melina (M) y restauración pasiva (RP), en el Corredor Biológico Rincón Cacao, Área de Conservación Guanacaste, Costa Rica.....	60

Índice de Cuadros

Cuadro 1. Importancia ecológica y económica de bosques secundarios	8
Cuadro 2. Posibles ventajas y desventajas de las especies nativas y exóticas en plantaciones puras	14
Cuadro 3. Cantidad de individuos cultivados para fomentar la restauración en 1996 y 1997 en el Corredor Biológico Rincón Cacao, Costa Rica	18
Cuadro 4. Descripción y características principales de los ocho tratamientos de restauración, en el Corredor biológico Rincón Cacao, Costa Rica	19
Cuadro 5. Actores clave involucrados en el proceso de los procesos de restauración en el Corredor Biológico Rincón Cacao, Costa Rica.....	20
Cuadro 6. Número de individuos cultivados entre 1995-1997 en las islas de restauración en el Corredor Biológico Rincón Cacao, Guanacaste, Costa Rica	29
Cuadro 7. Porcentaje de las cinco especies más dominantes en los tratamientos en parcelas de fustales en tratamientos evaluados en el Corredor Biológico Rincón Cacao, Área de Conservación Guanacaste, Costa Rica.....	50
Cuadro 8. Promedio de altitud de los tratamientos en el Corredor Biológico Rincón Cacao, Área de Conservación Guanacaste, Costa Rica.....	51

LISTA DE ACRÓNIMOS

ACG	Área de Conservación Guanacaste, Costa Rica
ANOSIM	Análisis de Similitud
ASP	Área silvestre protegida
BH-T	Bosque húmedo tropical
CBRC	Corredor Biológico Rincón Cacao, Costa Rica
INBio	Instituto Nacional de Biodiversidad, Costa Rica
NMS	Nonmetric Multidimensional Scaling
PEB	Programa de Educación Biológica
PNG	Parque Nacional Guanacaste, Costa Rica
PNRV	Parque Nacional Rincón de la Vieja, Costa Rica
RA	Restauración activa
RE	Restauración ecológica
RP	Restauración pasiva
SERI	Sociedad Internacional de Restauración Ecológica
SINAC	Sistema Nacional de Áreas de Conservación, Costa Rica
SIREFOR	Sistema de Información de los Recursos Forestales de Costa Rica

RESUMEN

Esta investigación documenta lecciones aprendidas de dos procesos de restauración asistida útiles para otros procesos de restauración en territorios ecológicamente similares. Se estudiaron procesos de restauración con edades entre 18 y 22 años de edad en el Corredor Biológico Rincón Cacao (CBRC) del Área de Conservación Guanacaste. El objetivo de la investigación fue analizar el desempeño, en términos ecológicos, de dos estrategias asistidas de regeneración en bosque húmedo tropical. Para ello se establecieron 31 parcelas temporales de medición (0,04 ha) y 62 de (0,0025 ha). Además, se documentó la historia y los tratamientos de restauración realizados por el Programa de Restauración y Silvicultura (PRS) del Área de Conservación Guanacaste, tales como islas de cultivo y plantaciones de *Gmelina arborea* como especie nodriza. Se evaluó la estructura, composición y diversidad de especies presentes en cada tratamiento, con respecto a los bosques de referencia (restauración pasiva reciente, con menos de 23 años y bosques secundarios con más de 30 años). Para ello se midió el diámetro y se identificó cada individuo dentro de las categorías de 2,5 a 4,9 cm de dap y de más de 5 cm de dap, y se establecieron gremios para la mayoría de las especies. Los tratamientos con mayor grado de desarrollo tenían melina como especie nodriza plantada en el año 2000 y en 1999, aspecto positivo para los objetivos de restauración iniciales. Los tratamientos con melina presentaron una menor composición de especies con respecto a los bosques de referencia. Al incluir la elevación como covariable, se establecieron tres agrupaciones de tratamientos (bosques secundarios, restauración pasiva y tratamientos asistidos); la composición más diversa se presentó en el bosque secundario de referencia. No se presentaron diferencias significativas en los índices de diversidad evaluados. La riqueza de especies fue mayor en los bosques secundarios, de mayor edad; los gremios encontrados en las especies de cada tratamiento fueron mayoritariamente heliófitas durables. Esta investigación demostró que la melina como especie nodriza y las islas de cultivo parecen ser buenas alternativas para acelerar la regeneración del bosque secundario a partir de actividades como la eliminación de pastos, recuperación de estructura, aumento en riqueza y recuperación de especies de bosques naturales de la zona. Es pertinente evaluar sus costos y la posible perdurabilidad de la especie exótica en el medio.

Palabras clave: restauración ecológica asistida, reforestación, islas de restauración, plantaciones, bosques secundarios, Corredor Biológico Rincón Cacao.

ABSTRACT

This research documents lessons learned from two assisted restoration processes which are useful for other restoration processes in ecologically similar territories. Restoration processes with ages between 18 and 22 years of age were studied in the Rincon Cacao Biological Corridor (CBRC) of the Guanacaste Conservation Area. The research objective was to analyze the ecological performance of two assisted regeneration strategies in tropical humid forest. For this, 31 temporary measurement plots (0.04 ha) and 62 subplots (0.0025 ha) were established. In addition, the history and restoration treatments carried out by the Restoration and Forestry Program (PRS) of the Guanacaste Conservation Area were documented, such as: Islands of cultivation and plantations of *Gmelina arborea* as a nurse species. The structure, composition and diversity of species present in each treatment were evaluated, with respect to the reference forests (recent passive restoration, with less than 23 years and secondary forests with more than 30 years). In order to do this, the diameter was measured, and each individual was identified within the categories of 2.5 to 4.9 cm of dap and more than 5 cm of dap, and guilds were established for most of the species. The treatments with a higher degree of development had melina as a nurse species planted in 2000 and 1999, a positive aspect for the initial restoration objectives. The melina treatments showed a lower species composition compared to the reference forests. When including elevation as a covariate, three treatment groups were established (secondary forests, passive restoration and assisted treatments); in which the secondary reference forest presented the most diverse composition. There were no significant differences in the diversity of indexes evaluated. The richness of species was greater in secondary, older forests, and the guilds found in the species of each treatment were mostly of durable heliophytes. This investigation suggests that cultivated islands and the use melina as a nurse species are good restoration alternatives to accelerate the regeneration of the secondary forest from activities such as: elimination of pastures, the recovery of structure, an increase in richness and the recovery of species of natural forests in the area. It is important to evaluate the costs and possible permanence of the exotic species in the environment.

Key Words: assisted ecological restoration, reforestation, restoration islands, secondary forests, Rincon Cacao Biological Corridor

1 Introducción

Más del 80% de la deforestación de América Latina ocurre en el bosque húmedo tropical (BH-T), considerado el bioma más grande en dicha región con más de 9 millones de km² (Aide *et al.* 2012). Estos bosques han desaparecido a un ritmo acelerado debido a la transformación de la cobertura forestal para diversos usos de la tierra, atribuidos a cambios socioeconómicos y demográficos en cada país (Holl *et al.* 2000; Holl *et al.* 2002; Aide *et al.* 2012).

En Centroamérica, los remanentes de bosques son menos de la mitad de lo que había años atrás, debido a las altas tasas de deforestación anual que supera nueve veces el promedio mundial (FAO 2011; Ceccon y Martínez-Garza 2016).

Producto de la deforestación y dinámica del uso de suelo, bosques nuevos o secundarios se encuentran restaurándose en paisajes tropicales (Aide *et al.* 2012). La importancia de su conservación yace en que los bosques secundarios húmedos tropicales tienen el potencial de proteger altos niveles de diversidad biológica en el planeta (apoyando la conservación de flora y fauna) y brindar servicios ecosistémicos de vital importancia (en niveles cercanos a los bosques maduros); por esta razón, pueden considerarse los bosques del futuro (Holl *et al.* 2002; LaFrankie *et al.* 2006; Chazdon 2008; Quesada *et al.* 2009; Celentano *et al.* 2011; Aide *et al.* 2012; Granda Moser *et al.* 2015).

En los últimos años ha aumentado el interés por la restauración ecológica. Esta práctica ha sido parte de importantes iniciativas globales y regionales como el “Bonn Challenge”, “Metas AICHI” y la “Iniciativa 20x20”, entre otras. En el caso de los bosques húmedos, en los últimos 27 años han sido evidentes los procesos de restauración dentro de planes de manejo en zonas agrícolas y ganaderas abandonadas y degradadas (MEA 2005; Aide *et al.* 2012).

Esta práctica está encaminada a iniciar, acelerar o direccionar el restablecimiento de la estructura, composición y la función de los ecosistemas hacia un estado de referencia original; no necesariamente igual al que existía antes del disturbio (SERI 2004), a partir de la ejecución de estrategias asistidas o acciones que aceleren procesos como: reemplazo de especies, reforestación, forestación, entre otros (Lamb *et al.* 2005; Walker *et al.* 2007; Celentano *et al.* 2011). De igual manera, también contempla estrategias pasivas como la sucesión natural, durante periodos de tiempo más extensos (SERI 2004).

Es necesario el monitoreo, la evaluación y el análisis de la información sobre estrategias de restauración con el fin de generar conocimiento sobre los resultados de prácticas de restauración que a través de la sistematización, apoyen al entendimiento de procesos ecológicos en paisajes degradados así como también a la interpretación de pautas y procedimientos forestales en sus diversas escalas y con ello establecer metas realistas para ejecutar dichos procesos en escenarios ecológicos futuros (Mansourian *et al.* 2005; Barrera Cataño *et al.* 2008; Thompson 2012).

La presente investigación busca generar un conocimiento más profundo de los procesos de restauración activa y pasiva que han ocurrido en el Corredor Biológico Rincón Cacao (CBRC), ubicado en el Área de Conservación Guanacaste (ACG).

El ACG fue establecida en el año 1986, además fue aceptada y declarada como Patrimonio Mundial de la Humanidad, por parte de la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia

y la Cultura (UNESCO) en 1999, debido a varias razones, entre ellas a que posee el 2,6% de la biodiversidad mundial (335.000 especies) en 1000 km² y es el único bloque conservado de cuatro ecosistemas importantes del trópico, el marino-costero, bosque seco, bosque nuboso y bosque lluvioso (ACG 2012).

Adicionalmente, ha demostrado ser un sitio muy importante para el desarrollo de procesos ecológicos y biológicos, tanto terrestres como marítimos. Entre ellos: la evolución, sucesión y restauración ecológica de bosques, así como también la migración de especies a nivel altitudinal y otros procesos biogeográficos a lo largo de un gradiente climático (ACG 2012).

Dos estrategias de restauración asistida (islas de restauración y plantaciones forestales de *Gmelina arborea*), fueron implementadas en la década de los 90s dentro del CBRC en el ACG y luego de 20 años han dado como resultado el restablecimiento de la cobertura vegetal en terrenos que se encontraban degradados principalmente por actividades ganaderas.

Este trabajo documentará las lecciones aprendidas de la implementación de estrategias asistidas y pasivas de referencia. Con ello, se pretende generar información relacionada a la toma de decisiones dentro de los procesos de restauración activa que puedan llegar a replicarse, en territorios ecológicamente similares.

2 Objetivo general

Evaluar los resultados de dos estrategias de restauración ecológica asistida en bosque húmedo tropical, implementadas dentro del Corredor Biológico Rincón Cacao, Costa Rica.

2.1 Objetivos específicos y preguntas de investigación por objetivo específico

Objetivos de investigación	Preguntas de investigación
1. Sistematizar el estado inicial y las acciones desarrolladas en dos áreas del corredor biológico Rincón Cacao, en las que fueron implementadas estrategias de restauración activa y pasiva.	1.1 ¿Cómo ha sido el proceso de restauración en el sector del CBRC? 1.2 ¿Cómo se han desarrollado las estrategias de restauración (islas de restauración, plantaciones de melina y la restauración pasiva)? 1.3 ¿Qué procesos se han promovido en los sistemas de bosque? 1.4 ¿Cómo se han diseñado e implementado las estrategias de restauración? 1.5 ¿De qué modo se ha llevado a cabo la intervención en los ecosistemas o sistemas de pastizales?
2. Establecer el estado actual de la vegetación, en términos de estructura, composición y diversidad, para cada uno de los casos de restauración analizados y su	2.1 ¿Cuál es el tratamiento que presenta mayor estado de desarrollo, o mayor complejidad en términos de estructura, composición y diversidad?

<p>condición con respecto a bosques con restauración pasiva en la zona.</p>	<p>2.2 ¿Cuáles son los tratamientos que presentan mayor similitud con respecto a los bosques de referencia (secundarios de más de 30 años)?</p> <p>2.3 ¿Existen diferencias entre la vegetación presente entre las subparcelas con respecto a la vegetación de las parcelas principales?</p> <p>2.4 ¿En qué fase de sucesión se encuentran los bosques?</p> <p>2.5 ¿Cuáles son los factores que pudieron haber incidido en la riqueza y la abundancia de especies vegetales en cada uno de los tratamientos?</p>
<p>3. Generar recomendaciones y consideraciones con respecto a los hallazgos encontrados a partir de la implementación de las dos estrategias como parte de la restauración asistida.</p>	<p>3.1 ¿Cuáles son las lecciones aprendidas de las actividades realizadas en el proceso de implementación de cada una de las estrategias?</p> <p>3.2 ¿Cuáles son las recomendaciones en términos de la restauración que se pueden generar a nivel de los tratamientos, para escenarios ecológicamente similares?</p>

3 Marco referencial

3.1 Restauración ecológica de paisajes degradados

Los impulsores del cambio global como el cambio de uso de suelo, el cambio climático, la contaminación, las especies invasoras, los cambios en los ciclos biogeoquímicos y la sobreexplotación, han ocasionado degradación, fragmentación y pérdida de la biodiversidad de los ecosistemas forestales junto con los servicios ecosistémicos que proveen (Reyers 2004; Díaz *et al.* 2015).

La deforestación es considerada como la mayor causante de la pérdida de diversidad biológica y de hábitat (Brockerhoff *et al.* 2008). En general, sus causas son complejas, están interrelacionadas e incluyen la eliminación de bosques para múltiples propósitos, como el pastoreo de ganado, la explotación de madera, la agricultura de subsistencia, el crecimiento de la población y el desarrollo de programas de reasentamientos, entre otros (Holl *et al.* 2002).

La deforestación tiene efectos importantes en el ciclo del carbono, estabilidad de los suelos (erosión), el ciclo hidrológico, reducción del recurso hídrico y en especial en la conservación de la diversidad biológica. Se estima que más de la mitad de la flora y fauna terrestre del planeta vive en los bosques, por lo tanto, la deforestación es también la mayor responsable de la reducción de especies, así como de la pérdida del valor económico de las mismas (Holl *et al.* 2002; Brook *et al.* 2003; Hassan *et al.* 2005; Laurance 2007; Barrera Cataño *et al.* 2008; Brockerhoff *et al.* 2008).

Por otra parte, la degradación es una amenaza que hace referencia a un cambio negativo en un ecosistema, caracterizado por la pérdida de resiliencia del mismo. Este concepto puede definirse como la capacidad que tiene un bosque o un sistema, de recuperarse tras una perturbación (Thompson 2012). Según esto, si la perturbación es muy fuerte puede llegar a darse un cambio de estado en el ecosistema; dicho cambio podría generar una pérdida de biodiversidad y servicios ecosistémicos relacionados (Figura 1).

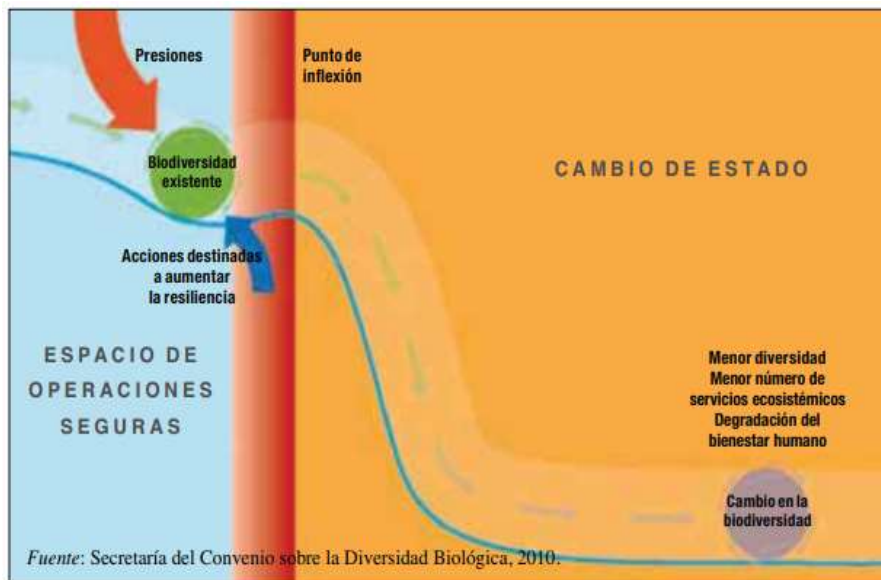


Figura 1. Resiliencia, puntos de inflexión y umbrales de ecosistemas.

Fuente: Thompson (2012).

Bajo este escenario, el sistema puede llegar a un punto de inflexión o umbral ecológico en donde pierde su capacidad de recuperación y se modifica la estructura y composición del ecosistema original (Figura 1). Este proceso da como resultado una reducción de los bienes y servicios provenientes de los sistemas naturales (Thompson 2012).

Debido a las amenazas o presiones sobre los BH-T, existe a nivel mundial una fuerte tendencia a realizar restauración ecológica dentro de los procesos de manejo o gestión de bosques (Holl *et al.* 2002; Vieira y Scariot 2006), con el fin de aumentar la resiliencia de los sistemas. Por ello la restauración juega un papel fundamental en tanto promueve acciones que aumentan la capacidad de un sistema para prevalecer ante un agente perturbador.

La restauración ecológica (RE) se define como un proceso mediante el cual se procura restablecer un ecosistema que ha sido degradado (SERI 2004; Celentano *et al.* 2011).

Este proceso tiene por objeto recuperar la funcionalidad ecológica en ecosistemas degradados a través de diferentes acciones y prácticas como: silvicultura, agrosilvicultura, plantaciones de árboles, reemplazo de especies, reforestación, o el incremento de la cubierta forestal de manera natural a través de la sucesión; bajo metas como por ejemplo aumentar la capacidad de secuestro de carbono atmosférico global, mediante la modificación de prácticas de gestión forestal (Montagnini 2004; Salazar *et al.* 2011).

Dependiendo de sus objetivos, la restauración también puede incluir la recuperación de hábitat para la biodiversidad y la provisión de servicios ecosistémicos, que, en el caso del bosque húmedo, corresponden a la protección del suelo contra erosión, conservación de la fertilidad e influencia sobre el balance hídrico entre otros (Chazdon 2008; Celentano *et al.* 2011; Reyes-Cordero 2012).

En términos generales, dicho restablecimiento de la diversidad ecológica constituye una forma de recuperar y mejorar el bienestar humano en paisajes degradados a partir de la recuperación de la productividad de la tierra, la sostenibilidad, la salud e integridad de la misma así como el capital humano (Mansourian *et al.* 2005; Celentano *et al.* 2011).

También es importante reconocer e identificar posibles factores que puedan llegar a incidir o limitar el proceso de recuperación de un ecosistema con el fin de comprender el proceso; por ejemplo, la disponibilidad de semillas, su germinación, competencia con vegetación existente, microclima y fuegos, nutrientes del suelo y comunidades microbianas, herbivoría e incluso factores sociales (Holl *et al.* 2002).

Según Thompson (2012), se han elaborado once principios con el fin de mantener e intensificar la resiliencia forestal (dentro de procesos de restauración ecológica), evitar degradación a largo plazo y con ello también favorecer la adaptación al cambio climático. Éstos son:

- 1) Elaborar planes de aprovechamiento que permitan mantener la biodiversidad; deben basarse e principios ecológicos y conocimiento de expertos.
- 2) Mantener la diversidad genética.
- 3) No reducir las poblaciones de ninguna de las especies arbóreas que conforman el paisaje.
- 4) Mantener la complejidad estructural del paisaje utilizando bosques naturales como referencia, al aplicar métodos silvícolas adecuados a los principales tipos de perturbación natural.
- 5) Mantener la conectividad, reduciendo la fragmentación, recuperando bosques y expandiendo las áreas protegidas.
- 6) Mantener la diversidad funcional.
- 7) Disminuir competencia no natural, mediante el control de especies invasoras.
- 8) Asignar áreas de regeneración asistida con especies cuyas características sean similares a las condiciones deseadas en un futuro (por ejemplo, en aquellas zonas climáticas que según pronósticos de clima puedan convertirse en zonas más secas, sería conveniente sembrar especies con mayor resistencia a la sequía).
- 9) Proteger las poblaciones de especies aisladas, ya que podrían constituir posibles hábitats futuros capaces de responder al cambio climático.
- 10) Asegurar que existan redes nacionales y regionales de áreas protegidas, que respaldadas científicamente, puedan llegar a lograr conectividad a nivel de paisaje.
- 11) Elaborar un plan de seguimiento que proporcione datos sobre perturbaciones naturales, condiciones climáticas, consecuencias de intervenciones silvícolas y ordenación forestal posterior a la explotación, así como adaptar planes futuros y prácticas de aplicación según sea necesario.

3.2 Perturbaciones y restauración ecológica

La sucesión ecológica (SE), es considerada como el marco conceptual en el cual se basa la RE. Consiste básicamente en cambios cronológicos en aspectos como la composición, estructura y función de la vegetación, en un espacio y tiempo determinado (Martínez Romero 1996; Almazán-Núñez *et al.* 2012).

El disturbio se define como: “cualquier evento discreto en el tiempo que altera la estructura de un ecosistema, comunidad o población, ocasionando cambios en la distribución de los recursos, la disponibilidad de sustratos y/o las características del ambiente físico” (Pickett y Whiote, 1985 citado por Barrera Cataño *et al.* 2008).

La alteración de los ecosistemas naturales a manera de disturbios, pueden ser de carácter antrópico o natural; por ejemplo: caída de lava, erupciones volcánicas, tala rasa, tala selectiva, incendios forestales, extracción de materiales a cielo abierto, prácticas agropecuarias, uso urbano, construcción de obras en línea y la invasión de especies exóticas. De igual manera pueden generar diferentes dinámicas en los ecosistemas como fluctuaciones, claros, parches, regeneraciones, sucesiones secundarias, entre otros; bajo diferentes escalas espacio-temporales (Barrera Cataño *et al.* 2008).

Por otra parte, los disturbios tienen en cuenta varias dimensiones que lo caracterizan, como la temporal (que comprende predictibilidad, frecuencia) y la espacial y de magnitud (que hace referencia a la extensión del disturbio, la zona afectada en unidades de área o volumen y la magnitud a la intensidad o severidad del disturbio) (Glenn-Lewin y van der Maarel 1992 citado por Barrera Cataño *et al.* 2008).

Los disturbios además implican un retroceso en el proceso de sucesión natural, reflejando cambios a nivel de comunidades en términos de la composición, diversidad y estructura (vertical, horizontal). Sus efectos directos están relacionados con la afectación sobre la supervivencia de los individuos y los efectos indirectos con la alteración de los niveles de recursos, (que, de un modo u otro, finalmente repercuten en la supervivencia de los individuos) (Fox; Pickett y White; Wootton; Hobbs y Huennecke citados por Barrera Cataño 2008).

Si bien los disturbios pueden ocasionar degradación de acuerdo a su magnitud, duración y el estado de desarrollo del ecosistema; también constituyen una fuerza renovadora en muchos ecosistemas, como en el caso de bosques tropicales, ya que tienen el potencial para alterar, acelerando o desacelerando, los procesos de sucesión (Barrera Cataño *et al.* 2008); adicionalmente, la facilitación de la sucesión es considerada un fenómeno en el cual una de las especies mejora la supervivencia, crecimiento y vigor de otra (Callway citado por Reis *et al.* 2010).

3.3 Restauración ecológica pasiva y asistida

Existen diferentes métodos de restauración ecológica y la selección del más apropiado depende de los objetivos, los resultados deseados, el presupuesto disponible, el entorno sociocultural y el marco político, del estado inicial de la degradación de bosques y suelos, así como de la vegetación remanente, entre otros (Chazdon 2008; Celentano *et al.* 2011).

Uno de los métodos más sencillos es la restauración pasiva (RP), la cual implica eliminar la fuente de disturbio y permitir la recuperación progresiva y natural del sistema en un periodo de tiempo prolongado (Celentano *et al.* 2011). Es en términos generales, un método que potencialmente resulta en una mayor diversidad estructural y funcional del ecosistema comparado con otros métodos de restauración (Figura 2) (Prach citado por Celentano *et al.* 2011).

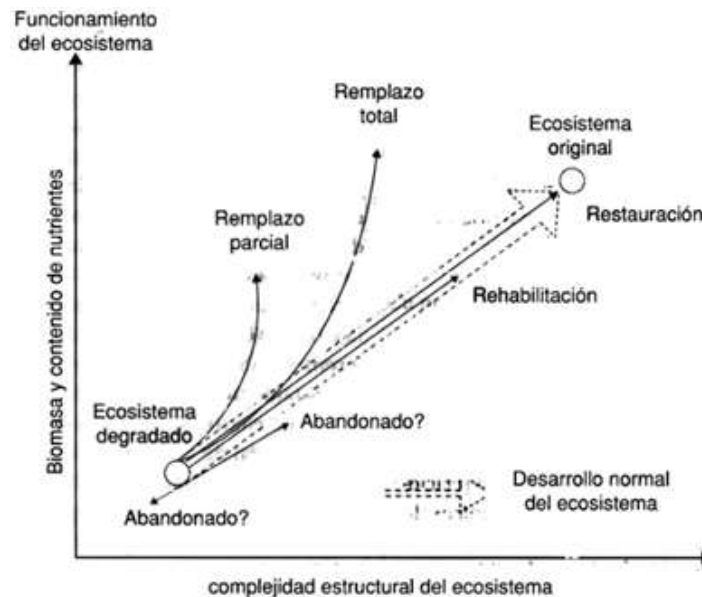


Figura 2. Alternativas de restauración ecológica comparadas con la regeneración de ecosistemas Modificado de Bradshaw (1984) citado por Martínez Romero(1996).

A pesar de lo anterior, abundan oportunidades y necesidades de combinar los objetivos de la restauración, con medios de vida y participación, ya que los nuevos bosques requerirán una gestión que sea dinámica, que se adapte e incremente la resiliencia de los sistemas frente al cambio climático y otras amenazas como la fragmentación y la deforestación (Chazdon 2008). Por otra parte, también se debe contemplar el hecho de que no realizar ninguna gestión o manejo, podría conducir a que el abandono de las tierras no dé lugar al desarrollo deseado para cada etapa de recuperación (Schrautzer citado por Celentano *et al.* 2011).

Por ello, para realizar cualquier proceso se debe tener en cuenta el “éxito” de la restauración, que, de acuerdo con Martínez-Romero (1996:56), “es aquel capaz de acelerar un proceso sucesorio en un tiempo relativamente corto, comparado con otro evento en el que no se haya llevado a cabo manipulación”.

Expuestas las razones anteriores, la restauración asistida y activa (RA), representa entonces una práctica en la cual hay intervención humana, que puede facilitar y acelerar la recuperación, rehabilitación o el restablecimiento de procesos ecológicos como ciclos de nutrientes y secuestro de carbono y también favorecer la generación de servicios ecosistémicos de regulación, aprovisionamiento y culturales, entre otros (Cuadro 1), en un tiempo relativamente menor que el que tomaría el sistema para llegar a su estado original sin ningún tipo de alteración o disturbio provocado (Celentano *et al.* 2011).

El Cuadro 1, resume los principales servicios económicos y ecológicos que se pueden derivar de los bosques secundarios restaurados; razones por los cuales dichos procesos son importantes para el ser humano y la naturaleza.

Cuadro 1. Importancia ecológica y económica de bosques secundarios

Importancia ecológica (para la producción y la conservación ambiental)	Importancia económica (como fuente de)
<ul style="list-style-type: none"> • Recuperación de la productividad del sitio (reservorio de materia orgánica y nutrientes en el suelo para fines de producción agrícola) • Reducción de poblaciones de malezas/pestes • Regulación de flujos de agua (beneficios hidrológicos) • Reducción de la erosión del suelo y protección contra el viento • Mantenimiento de la biodiversidad, especialmente cuando la intensidad de uso de la tierra es alta y mayor fragmentación de bosques (Ej.: refugio / hábitat para ciertas especies de fauna cinegética) • Acumulación de carbono (reservorio de carbono atmosférico) • Servir como ecosistema para el establecimiento de especies de plantas y animales que requieren de condiciones de bosque • Servir de reserva para áreas a ser usadas para agricultura y /o ganadería • Contribuir a reducir la presión sobre los bosques primarios residuales (zonas de amortiguamiento) 	<ul style="list-style-type: none"> • Frutos comestibles • Plantas alimenticias o medicinales, estimulantes, alucinógenas, productoras de venenos, etc. • Materiales para construcción rural y cercas • Combustibles (leña y carbón) • Tecnología: materiales para teñir, para elaborar utensilios domésticos y de caza, para servir de adorno • Madera de valor • Madera para uso industrial (madera aserrada, traslapada, laminada, tableros de fibra y partículas) • Carne silvestre • Germoplasma de especies útiles para fines de domesticación • Ramoneo de animales y preparación de alimento para ganado • Transformación química de la biomasa (fabricación de pulpa y papel, plásticos y fibras celulósicas)

*Tomado y modificado de Smith *et al.* 1997.

En el mundo se han implementado modelos de RE de carácter activo o asistida, en donde las alternativas resultan ser las mismas técnicas utilizadas en la implementación de plantaciones forestales para el control de la erosión y la recuperación de suelos, entre otras (Barrera Cataño *et al.* 2008).

Estas técnicas forestales, enmarcadas bajo un esquema de manejo o intervención, ayudan a restaurar la funcionalidad del ecosistema, facilitando o acelerando los procesos de sucesión a partir de la rehabilitación; esto a su vez implica estrategias diversas de no degradación, restauración y reemplazo en donde se busca la mayor producción de biomasa y contenidos de nutrientes, que en un bosque tropical están retenidos en la biomasa arriba del suelo (Sabogal 1992; Holl *et al.* 2002).

Adicionalmente, estas alternativas no pasan por un proceso temporalmente extenso como la sucesión natural pasiva y no tienen la misma complejidad estructural que el ecosistema original, el cambio gradual de las poblaciones del ecosistema se verá reflejado a nivel de comunidad (Martínez Romero

1996). En ese sentido, las evaluaciones empíricas de los procesos de restauración (ensayos o experimentos), serán críticas para el desarrollo de la práctica y para justificar la inclusión de la restauración ecológica dentro de las políticas de los planes de manejo o gestión forestal (Wortley *et al.* 2013).

Algunas de las estrategias que permiten llevar a cabo una RA exitosa, podrían ser las plantaciones de especies arbóreas -por ejemplo-, (que pueden suprimir gramíneas) y crear condiciones para establecer comunidades más diversas (Reay y Norton, citado por Celentano *et al.* 2011).

Otras de las estrategias pueden ser la promoción de la protección de hábitat a partir de decretos de áreas privadas de conservación y la producción de viveros con árboles nativos y especies adaptables diversos (para producir plantas de alta calidad, de baja mortalidad, resistentes a factores adversos) (Ceccon y Martínez-Garza 2016). Igualmente, otra estrategia es la de nucleación aplicada (islas de regeneración) (Reis *et al.*; Holly y Aide; Corbin y Holl citados por Ceccon y Martínez-Garza 2016).

Finalmente, la decisión de realizar una intervención o disturbio en un sistema debe estar fundamentada en conocimiento ecológico sobre la resiliencia de los ecosistemas o capacidad de recuperación. Los aspectos que determinan esta capacidad son: la historia de uso del suelo que afecta las condiciones iniciales después del abandono (vegetación, microambiente, banco de semillas, dispersión) y la calidad de la matriz del paisaje (disponibilidad de propágulos dispersados por viento y fauna (Ceccon y Martínez-Garza 2016).

3.3.1 Estrategias de restauración

La recuperación de los bosques es una tarea que se ha dificultado en los últimos años debido a los factores de estrés adicionales a la degradación y deforestación sobre los ecosistemas, tal como el cambio climático; por ello, la respuesta a esta situación requiere de la realización de planes e intervenciones suplementarios (Thompson 2012).

En países del trópico, algunos programas de restauración forestal se han basado en la regeneración artificial de especies nativas o exóticas para establecer una cobertura boscosa en suelos degradados y así facilitar la sucesión natural de los bosques (Parrotta y Knowles 1999).

La investigación en restauración se ha enfocado en la regeneración secundaria y la reversión de los procesos de degradación (Meli citado por Jerez *et al.* 2011). Una de las alternativas que existe es crear un sistema que, -aunque no sea igual al natural-, presente mayor estructura y composición de vegetación con respecto al estado previo de degradación; para ello se procura imitar el proceso natural de sucesión (Bradshaw; Mahon citado por Jerez *et al.* 2011).

Bradshaw (1984) propone tres técnicas o estrategias para recuperar ambientes degradados: en la primera se realiza restauración buscando las condiciones iniciales del sitio, en la segunda la rehabilitación permite superar la degradación a partir de la inclusión de algunas especies exóticas y la tercera es la recuperación en donde se utilizan solo especies exóticas (Figura 2).

Los conceptos de rehabilitación y recuperación se diferencian en que el primero consiste en el restablecimiento de la estructura para la productividad (sin embargo, no implica que el sistema llegue a un estado original); el segundo, por su parte, consiste en retornar a la utilidad o funcionalidad, estabilización y mejoramiento estético (Ospina *et al.* 2015).

Por ejemplo, una de las estrategias comúnmente utilizadas para catalizar la sucesión secundaria en pastizales, es establecer plantaciones de especies forestales que cumplan con ciertas características: en primer lugar que tengan altas tasas de crecimiento y supervivencia, lo cual puede reducir los costos y puede llegar a motivar a comunidades locales a participar en el proceso de la restauración (Hall *et al.* 2011). En segundo lugar, que sean especies que puedan proveer diversos servicios ecosistémicos y productos forestales con usos comerciales y locales (Murray y Bannister 2004; Douterlungne *et al.* 2013a). En tercer lugar, que sean especies que representen fuente de refugio, alimento o perchas para especies de fauna dispersoras de semillas (Fuller y Rothery 2013). Finalmente, que sea una especie que favorezca la creación de condiciones ambientales favorables para la sucesión secundaria, como rápida formación de capa de hojarasca y cierre de dosel (Butler *et al.* 2008).

Las plantaciones también pueden representar un elemento importante, gracias a la formación de hojarasca, ya que libera nutrientes, mejorando textura y humedad del suelo (Siddique *et al.* 2008; Celentano *et al.* 2010). De igual forma, el hecho de que haya mayor sombra en el sotobosque disminuye la invasión por especies heliófitas, las cuales se caracterizan por ser altamente competitivas y pueden llegar a retrasar la sucesión (Douterlungne *et al.* 2013b). Adicionalmente, la acumulación de hojarasca, así como la sombra proyectada por el dosel, pueden amortiguar variaciones fuertes en la temperatura y en las tasas de evapotranspiración que caracterizan áreas tropicales deforestadas (García-Orth y Martínez-Ramos 2011).

Por otra parte, para establecer plantaciones o para promover la regeneración natural inducida (recuperar especies nativas), es relevante tener conocimiento sobre el estado previo de la degradación, estructura (especies presentes, abundancias) y su función (dinámica e interacciones bióticas y abióticas) (Jerez *et al.* 2011).

Las plantaciones forestales pueden considerarse como una alternativa que además de proporcionar madera, puede contribuir a la conservación de la biodiversidad, siempre y cuando sean protegidos los remanentes de vegetación autóctona circundante en la zona (Parrotta y Knowles 1999; Brockerhoff *et al.* 2008; Thompson 2012).

La rehabilitación de tierras forestales que han pasado por un proceso de degradación, puede hacerse facilitando los procesos de regeneración natural, a partir de la implementación de acciones como la protección contra alteraciones crónicas, el manejo del agua o estabilización del sitio (ITTO 2002).

Además, la estabilidad ecológica puede recuperarse más rápidamente a través de la siembra de nodrizas o especies estructurales que ayudan a proporcionar funciones protectoras básicas (ITTO 2002).

Se han contemplado estrategias a través de operaciones silviculturales sencillas, como la apertura del dosel, que estimula la regeneración a partir del anillamiento o envenenamiento de especies de árboles

no deseados, dejando una fuente semillera sin aprovechar a los lados (Jerez *et al.* 2011). También se han implementado otros ensayos intensivos que consisten en la apertura de fajas, preparación del suelo (eliminación de sotobosque y estrato arbóreo inferior), quema (para la eliminación de hojarasca) y diseminación de semillas, que resultaron exitosos para los objetivos de restauración (Jerez *et al.* 2011).

Es importante tener presente que, en términos ecológicos, los bosques húmedos crecen a un ritmo más rápido con respecto a otros bosques tropicales; sin embargo, tardan más tiempo en recuperar su estructura madura después de un disturbio y poseen una estructura más compleja (Ewel; Murphy y Lugo; Kennard 2002, citados por Vieira y Scariot 2006). De acuerdo con lo anterior, las comunidades con diferente composición de plantas pueden representar diferentes estados de maduración en la misma área geográfica (Martínez Romero 1996).

Es relevante considerar que, el reemplazo de especies vegetales que ocurre en la sucesión secundaria tiene importantes efectos sobre las comunidades del suelo (Wardle *et al.*; Belnap *et al.*, citado por Walker *et al.* 2007); las cuales a su vez influyen en la dirección y velocidad de la sucesión, así como en la productividad de los ecosistemas (De Deyn *et al.*, citado por Walker *et al.* 2007).

Por otra parte, muchos factores abióticos (propios del sitio tales como el clima, las características del suelo) y bióticos (la disponibilidad de propágulos regenerativos de plantas, predadores, herbívoros, granívoros, frugívoros, parásitos), influirán en el restablecimiento del bosque en un área alterada (Tansley; Alvarez-Yépez; Davies y Semui; Chazdon, citados por Almazán-Nuñez *et al.* 2012).

3.3.2 Trayectorias de restauración con plantaciones de melina (*Gmelina arborea*)

La melina es una especie exótica perteneciente a la familia Verbenaceae; se caracteriza por alcanzar alturas de 30 m, un tronco de 0,5 a 1,5m de diámetro, los árboles jóvenes tienen corteza lisa y amarillenta que se torna granulada y oscura con la edad. También posee ramas largas y esbeltas, con flores amarillas y marrón-anaranjado; es polinizada por abejas, crece de 0 a 900 m y es cultivada ampliamente en sistemas agroforestales para pulpa y madera (Rojas *et al.* 2004; Gargiullo 2008).

Esta especie es nativa de Bangladesh, India, Sri Lanka, Myanmar, Tailandia, sur de China, Laos, Camboya y Sumatra en Indonesia y se ha registrado desde los 0 hasta los 1260 msnm, en Birmania (Sur- este asiático), en donde ha alcanzado su máximo desarrollo en condiciones naturales en valles húmedos y fértiles (Rojas *et al.* 2004). Sin embargo, esta especie se desarrolla en hábitats naturales que varían desde húmedos hasta secos; en donde normalmente crece asociada con especies como *Tectona grandis*, *Terminalia tomentosa* y varias especies latifoliadas y bambúes (Rojas *et al.* 2004).

La *G. arborea* ha sido introducida en muchos países tropicales incluyendo Filipinas, Malasia, Brasil, Gambia, Costa Rica, Burkina Faso, Costa de Marfil, Nigeria, Malawi y también es común en Cuba, Colombia, Venezuela, Guatemala y México tropical (Rojas *et al.* 2004).

En América Central existen más de 225.000 ha de plantaciones forestales de las cuales al menos el 23% ha sido plantada con melina. En el caso de Costa Rica ha sido plantada con propósitos principalmente comerciales al igual que en Guatemala (Alfaro y de Camino 2002; Rojas *et al.* 2004).

En Costa Rica, la introducción de la melina ocurrió en 1966, en la zona Atlántica, con 2000 ha; fue traída por Daniel Ludwig de diferentes sitios en donde el árbol crecía naturalmente, como parte de un ensayo de procedencias realizado para una empresa brasilera (Lega 1998 citado por Rojas *et al.* 2004).

Por otra parte, en 1979 con la creación del programa de incentivos estatales en Costa Rica, la melina se consolidó como una de las especies principales empleadas en el programa de reforestación debido a su buen desarrollo silvicultural, una rotación corta (de 10 a 12 años), traducida en un tiempo corto para recuperar la inversión inicial (Alfaro y de Camino 2002).

A partir de 1986 la especie comenzó a ser utilizada en proyectos a gran escala, hasta encontrar su máxima expresión en 1993 con 9.500 ha. Adicionalmente, en 1997 existieron en Costa Rica 49.300 ha de melina, que representaban el 94% del área total reforestada con la especie en América Central (Rojas *et al.* 2004).

Dada la necesidad crítica de implementar la restauración de bosques tropicales y la conectividad de áreas de conservación y protección de flora y fauna, es importante considerar como alternativa la siembra de árboles no nativos como “cultivos nodriza”, como una herramienta habilitadora para el establecimiento de vegetación local (Holl *et al.* 2002).

La melina ofrece posibilidades para el desarrollo de reforestaciones industriales en Costa Rica, debido principalmente a su rápido crecimiento y su relativa facilidad de manejo (Rojas *et al.* 2004). Es utilizada en la rehabilitación de la biodiversidad tanto en el suelo como en la vegetación, en bosques tropicales semi-húmedos o húmedos, debido a su alta capacidad de recuperación ya que puede volver a ocupar espacios perturbados y abiertos relativamente rápido (ITTO 2002).

Su papel principal consiste en colonizar rápidamente un lugar y promover la regeneración a través de la creación del entorno propicio para el establecimiento de un bosque y para acelerar los insumos de semillas aportados por la fauna silvestre (ITTO 2002). Algunos de los sitios óptimos para su desarrollo son partes bajas de terrenos, con alta disponibilidad de agua y nutrientes, lugares con buenos contenidos de calcio y de magnesio y áreas de charrales o cultivos agrícolas (Rojas *et al.* 2004).

Otros de los requerimientos ambientales son: un rango de precipitación entre 1000 mm y 2500 mm, temperatura entre 18°-29°C, 8-9 meses de lluvia con 3-4 meses secos, textura de suelos franca y franca arcillosa, ph de 5-6, terrenos planos a ondulados (no pendientes pronunciadas), suelos de carácter fértil, zonas de poco viento, es intolerante a suelos inundados y normalmente no prosperan en suelos muy erosionados o compactados, de topografía quebrada o muy superficiales (Rojas *et al.* 2004).

En términos generales, la melina aumenta rápidamente la fertilidad del suelo, su contenido de materia orgánica, sombrea la vegetación herbácea que compite y crean condiciones favorables para la regeneración natural de especies forestales (ITTO 2002).

A pesar de que plantar árboles nativos comunes y nativos tolerantes a condiciones de estrés, puede considerarse como una estrategia deseable, en muchos lugares la habilidad de reforestar con especies nativas puede estar limitada debido a varias razones, entre ellas a la falta de árboles productores de semillas, crecimiento lento y bajo porcentaje de sobrevivencia (Parrotta 1995; Holl *et al.* 2002).

En contraste, las plantaciones controladas de especies exóticas, como la melina, son consideradas estrategias que pueden facilitar la recuperación de los bosques tropicales, ya que particularmente pueden soportar las condiciones de estrés de los lugares que han sido degradados, mejor que las especies nativas e incluso pueden revertir la degradación (Parrotta 1992a; Ashton *et al.* 1997; Lugo 1997; Holl *et al.* 2002).

Dicho proceso de reversión puede ocurrir a partir de la estabilización de los suelos a través del desarrollo de un sistema extenso de raíces, que aumenta la materia orgánica en el suelo mediante la mejora de la producción sobre el mismo (Lowry *et al.* citado por Parrota *et al.* 1992); mejora las tasas de descomposición (Montagnini y Sancho citado por Parrota *et al.* 1992); regulación del pH del suelo y aumento de los nutrientes (Sanchez *et al.*; Chakraborty y Chakraborty, citados por Parrota *et al.* 1992).

Por otra parte, las plantaciones también pueden ayudar a proveer sombra en lugares donde se han establecido pasturas agresivas (alterando el microclima), aumentando los niveles de nutrientes, fortaleciendo la dispersión de semillas y en algunas ocasiones pueden llegar a proveer una fuente de ingreso a los propietarios de las tierras (Parrotta 1992a; Holl *et al.* 2002).

Adicionalmente, dada la agresividad, el potencial de propagación y el potencial para alterar la química del suelo, los procesos de restauración con plantaciones forestales deben ser considerados cuidadosamente y ser supervisados regularmente si su propósito es obtener productos maderables como no maderables; sin embargo, su primer propósito es la rehabilitación de los lugares (Holl *et al.* 2002; ITTO 2002). Para dicho control, es viable que una vez se ha establecido el sotobosque de interés, se proceda a anillar, envenenar o incluso aprovechar, los ejemplares exóticos.

Existe otro tipo de documentación sobre especies no nativas, como promotoras de la restauración de especies nativas en bosques lluvioso (Keenan *et al.* 1997). Según Ashton *et al.* (1997), se presentó un alto crecimiento de especies nativas en plantaciones de especies no nativas (de pino); y según Lugo (1997), una alta riqueza de especies puede llegar a ocurrir bajo condiciones de sombra en monocultivos ya que el manejo puede hacer coincidir las especies con las condiciones particulares del sitio y así superar los factores limitantes que impiden la regeneración.

Existen algunos reportes relativamente recientes sobre la presencia de la melina en bosques secundarios, según los cuales se encuentra entre las 10 especies más dominantes de los bosques de la península de Nicoya, en donde representa un servicio ecosistémico para la comunidad en términos de madera (Triana 2018). Sin embargo, es un asunto al cual se debe prestar especial atención a través de actividades de monitoreo, con el fin de tomar acciones de manejo respectivas.

Debido al debate que existe actualmente sobre las especies exóticas y nativas, se presenta a continuación un cuadro elaborado por Bingel 2001; Bossard 1997; Diver 1997, K.A. Haysom;

Murphy 2003 y De Camino citado por De Camino (2005); en donde se exponen características, usos y restricciones de las especies nativas y exóticas (Cuadro 2).

Cuadro 2. Posibles ventajas y desventajas de las especies nativas y exóticas en plantaciones puras

Tipo de especie	Características y usos	Restricciones
Nativas	<p>Están adaptadas al sitio. No son invasivas. Conviven con enemigos naturales. Permiten la recuperación de tierras degradadas. Tienen armonía con el paisaje (si están en bosque nativo). Apropriadas para la conservación y el paisaje (si no hay urgencia de repoblación).</p>	<p>En sitios marginales pueden ser susceptibles a enfermedades. Como plantación pura dejan de ser formaciones naturales, pues en el bosque nativo siempre están en mezcla con muchas especies y podrían ser susceptibles a plagas o enfermedades. En tierras degradadas pueden estar bajo estrés y ser susceptibles a plagas y enfermedades. Plantadas en escala muy alta también podrían explotar los enemigos naturales a escalas no controlables. La recuperación de tierras degradadas es lenta.</p>
Exóticas	<p>No tienen enemigos naturales o enfermedades. Se dispersan rápidamente pues tienen capacidad reproductiva alta. Dentro de las condiciones ecológicas apropiadas son plantaciones sanas y vigorosas. Más alto crecimiento que las especies nativas, no solo para productos industriales sino también para productos locales. Recuperación rápida de tierras degradadas por la alta capacidad de crecimiento. Apropriadas para la producción de madera para usos locales e industriales.</p>	<p>Si aparece una plaga o enfermedad nueva para ellas pueden ser muy susceptibles y carecer de defensas. Menor variabilidad genética, pues las introducciones vienen normalmente de pocas procedencias. En condiciones marginales pueden ser susceptibles a ataques. Podrían llegar a ser especies invasoras si no hay monitoreo y control de la expansión. Riesgo de introducir enfermedades exóticas. Al introducirlas, el buen resultado inicial no implica que éste continuará en edades adultas. Potencial de hibridación podría transformarlas en especies invasoras.</p>

Fuente: De Camino (2005)

3.3.3 Trayectorias de restauración con técnicas de regeneración inducida: islas de regeneración

La nucleación aplicada (islas de regeneración) consiste en el establecimiento de grupos pequeños de arbustos o árboles para crear interacciones biológicas entre el núcleo de vegetación y el entorno, ampliando su radio, favoreciendo la colonización de paisajes no forestados por vegetación leñosa, así

como la dispersión de semillas y el movimiento de animales silvestres en paisajes fragmentados, entre otros (Holly y Aide; Corbin y Holl citado por Ceccon y Martínez-Garza 2016; Reis *et al.* 2010).

El vínculo entre árboles remanentes en un área determinada y la implementación de técnicas como el establecimiento de plántulas o estacones, sugiere que éstas pueden ser métodos que faciliten la recuperación, al mejorar las condiciones microclimáticas y aumentar los nutrientes del suelo (Guevara y Laborde 1993; Duncan y Chapman 1999; Otero-Arnáiz *et al.* 1999; Toh *et al.* 1999).

Además de que la biodiversidad es reestablecida a través de un flujo ecológico, asociado con los remanentes naturales (aumentando el potencial de la auto-regeneración) (Cubina y Aide citado por Reis *et al.* 2010), las técnicas de nucleación también promueven la conectividad entre parches y a nivel de paisaje (Holl *et al.* 2002).

Para llevar a cabo una nucleación efectiva, que promueva la conectividad, es clave que el “flujo ecológico” vaya en dos direcciones: desde los fragmentos hacia las áreas bajo restauración (receptor) y desde los lugares restaurados al paisaje en general (donador) (Reis *et al.* 2010).

Adicionalmente, la nucleación comprende varios métodos como: perchas estratégicas para fauna (facilitando el movimiento de los animales), plantaciones de diferentes formas de vida de herbáceas, translocación de suelos y del banco de semillas, perchas artificiales y plantación de especies nativas en grupos, entre otros, y, en cuanto mayor sea la diversidad de formas y funciones de los núcleos, mayor será la efectividad del conjunto de técnicas (Holl *et al.* 2002; Reis *et al.* 2010).

La nucleación también contempla diferentes variables como parámetros de paisaje, tal es el caso de la escala, el tamaño y el grado de aislamiento entre parches remanentes, intensidad de flujo ecológico y permeabilidad de la matriz (Merriam y Lanoue; Dunn *et al.*; Wiens *et al.*; Antongiovanny y Metzger; Ewers y Didham, citados por Reis *et al.* 2010).

Así mismo, a lo largo del tiempo las islas de regeneración o los núcleos tienden a propagarse ganando fortaleza y estabilizándose gradualmente, de manera que establecen conexiones con las unidades naturales del paisaje, por ejemplo corredores ecológicos (Reis *et al.* 2010).

Varios investigadores han documentado el patrón de nucleación en pastos tropicales (Guimarães Vieira *et al.* 1994; Holl *et al.* 2000). Los autores Loik y Holl (2002), encontraron tasas de crecimiento mucho más altas de las plántulas de árboles forestales por debajo de los árboles en pasturas remanentes, debido posiblemente a los niveles de luz intermedia y aumento de nutrientes.

Los resultados de la nucleación son evidentes a corto plazo. Por ejemplo, en una estrategia de restauración implementada en un bosque templado en México, las plantas sembradas en núcleos llegaron a desarrollar alturas de 4 m en dos años con una supervivencia mayor al 80% (Ceccon y Martínez-Garza 2016); por otra parte, en bosques húmedos tropicales se ha reportado que pequeños parches de árboles y arbustos se extendieron rápidamente en pastos abandonados (Holl *et al.* 2002).

A pesar de que esta estrategia tarda en generar vegetación correspondiente en climas tropicales, es fundamental en la formación de comunidades resilientes, capaces de actuar en el futuro (Reis *et al.* 2010).

Por lo anterior, se deben incitar los esfuerzos de conservar árboles semilleros en las islas de regeneración para mejorar la calidad del hábitat, mientras que el suelo se utiliza para la producción (si es el caso), o bien, para facilitar la recuperación si la tierra es abandonada (Holl *et al.* 2002), aspecto que tiene gran importancia en la conectividad y conservación en áreas protegidas y corredores biológicos.

3.4 Indicadores de restauración

El monitoreo y la evaluación de los procesos de restauración son muy importantes, ya que permiten analizar el cambio en los ecosistemas y verificar el cumplimiento de objetivos; por ello, existen nueve atributos propuestos por la Sociedad Internacional de Restauración Ecológica (SER) que permiten reconocer el éxito de las acciones de restauración.

De acuerdo con esto, el grado de desarrollo de las estrategias de restauración está determinado por el análisis de atributos de restauración, a partir de los cuales se puede juzgar si las metas planteadas dentro de los objetivos han sido alcanzadas o bien, basta demostrar que las acciones han seguido una trayectoria apropiada, encaminada a alcanzar las metas de referencia (SERI 2004).

Dichos atributos implican –en resumen- que el ecosistema restaurado debe tener un conjunto de especies características del ecosistema de referencia, grupos funcionales, ambiente físico, funcionar normalmente e integrarse de manera adecuada a un paisaje ecológico, proveer bienes y servicios naturales, hábitat para especies raras, protección de la diversidad genética y que ofrezca valor estético y actividades de valor y carácter social (SERI 2004; Ceccon y Martínez-Garza 2016).

En toda evaluación de éxito de procesos de restauración se deben incluir al menos dos de los siguientes parámetros: diversidad (riqueza, abundancia de especies y grupos funcionales), estructura de la vegetación (densidad, área basal, altura) o procesos ecológicos (reciclaje de nutrientes, micorrizas, interacciones) (SERI 2004). De igual manera es importante tener una descripción, un punto de comparación antes de los procesos de restauración o varios sitios de referencia (Ruiz-Jaen y Aide, citado por Ceccon y Martínez-Garza 2016; Wortley *et al.* 2013).

4 Metodología

El trabajo consistió en tres fases principales: I) Documentación de estrategias de restauración, a partir de revisión de literatura y consulta a expertos. II) Identificación de áreas restauradas y evaluación de los resultados de las estrategias mediante muestreo de biodiversidad vegetal en campo. III) Generación de recomendaciones para replicar las estrategias en condiciones ecológicas similares.

4.1 Área de estudio

El ACG comprende un bloque geográfico continuo de áreas silvestres protegidas (ASP) de 163.000 ha, que se extiende desde el área marina en los alrededores del archipiélago Islas Murciélagos en el océano Pacífico, pasando por la meseta de Santa Rosa hasta la cima de los volcanes Orosí, Cacao y Rincón de la Vieja, pertenecientes a la Cordillera Volcánica de Guanacaste, continuando hasta las tierras bajas del lado Caribe del país (ACG 2012).

Esta área establecida en el año 1986 -teniendo como base las 10.400 ha del Parque Nacional Santa Rosa, creado en 1971, fue aceptada y declarada como Patrimonio Mundial de la Humanidad, por parte de la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO) en 1999, debido a varias razones, entre ellas a que posee el 2,6% de la biodiversidad mundial (335.000 especies) en 1000 km² y es el único bloque conservado de cuatro ecosistemas importantes del trópico, el marino-costero, bosque seco, bosque nuboso y bosque lluvioso. Adicionalmente, ha demostrado ser un sitio muy importante para el desarrollo de procesos ecológicos y biológicos tanto terrestres como marítimos.

El CBRC se encuentra dentro del ACG y pretende conectar dos regiones del bosque tropical de Costa Rica, en las provincias de Alajuela y Guanacaste. Une el área terrestre del Parque Nacional Rincón de la Vieja (PNRV) y el Parque Nacional Guanacaste (PNG), que incluye los volcanes Orosí y Cacao.

Esta sección de tierras constituyen 2800 ha, ubicadas en sectores conocidos como sector San Cristóbal y San Gerardo, predomina un bosque tropical muy húmedo según Holdridge 2000; con una precipitación media de 3250 mm, con elevaciones entre los 500 y 1650 msnm (ACG 2012). Los usos de suelo comprenden bosques maduros, plantaciones, bosques secundarios, pastos y áreas no forestales, que incluyen asentamientos humanos e infraestructura vial, entre otros (Figura 3).

Dentro de los objetivos principales del corredor de ACG (2012) se encuentra *“la conectividad y ampliación del bloque silvestre protegido con sus respectivos pisos altitudinales; a través de la conservación, preservación y restauración de la biodiversidad y hábitats utilizando como herramientas el manejo, restauración, investigación científica y la educación biológica”*.

Dicha conectividad toma en cuenta varios aspectos como: la interconexión espacial de la vegetación, las necesidades de hábitat de ciertas especies, funciones ecosistémicas, procesos evolutivos, dispersión y rutas de conectividad (de bosque seco a húmedo), entre otros (ACG 2012; Worboys *et al.* 2011 citado por Keenleyside *et al.* 2014).

4.2 Estrategias de restauración y descripción general de los tratamientos

En los años 80s y 90s, gran parte del área del CBRC se encontraba bajo sistemas de ganadería extensiva. A raíz del cambio en la ley forestal 7575 de Costa Rica, en el año 1996 (se prohíbe corta de los bosques), se genera una crisis en el sector ganadero porque el precio de la carne baja considerablemente, gran parte de estas tierras fue abandonada e inicia un proceso de regeneración sin asistencia (restauración pasiva).

Al mismo tiempo, en un esfuerzo por mejorar la conectividad entre los parques PNRV y PNG, el ACG, buscó metodologías alternas de restauración asistida (RA), que aceleraran y facilitaran el proceso de regeneración de los bosques a partir de la eliminación de pastos en algunos de los potreros. Para esto entre los años 1996 y 2000, se implementaron plantaciones de melina (*Gmelina arborea*) como especie nodriza, habilitadora de la regeneración e islas de restauración.

En esta investigación se definieron como tratamientos bajo estudio áreas con diferentes estrategias de restauración, en un rango altitudinal aproximado entre 500 y 780 msnm. Las áreas bajo restauración pasiva (RP), fueron seleccionadas en proximidad espacial con áreas de restauración asistida, para utilizarlas como referencia (testigo) en los análisis.

Según lo anterior, cada estrategia de restauración asistida tendría dos puntos de referencia cercanos, uno de pastos abandonados de edad aproximada a la del tratamiento llamada RP (I o II, según el caso) y otro con edad superior a 30 años de abandono (I o II, según el caso) (Figura 3).

En etapas iniciales, en las islas de restauración establecidas en los años 1996 y 1997, fueron utilizados 97.240 individuos, dentro de las actividades de siembra de plantas de vivero, estacones y pseudoestacones. Adicionalmente, en 1996, se regaron 297 kg y en 1997 85 kg (en su mayoría especies frutales) (Cuadro 3).

Por otro lado, en los tratamientos de plantaciones de melina de los años 1999 y 2000 (M99 y M00 respectivamente) fueron sembrados 10.528 y 15.317 pseudoestacones de *Gmelina arborea*, respectivamente.

Cuadro 3. Cantidad de individuos cultivados para fomentar la restauración en 1996 y 1997 en el Corredor Biológico Rincón Cacao, Costa Rica

	Actividad	1996	1997	Total
Estrategias de restauración asistida	Especies producidas en vivero (individuos)	34.600	18.540	53.140
	Pseudoestacones (individuos)	1600	20.000	21.600
	Estacones (individuos)	16.500	6000	22.500
Total		52.700	44.540	97.240

En este contexto, las estrategias de restauración RA y RP utilizadas se diferenciaron entre sí por el año de implementación y/o por las prácticas utilizadas, para un total de ocho tratamientos.

De acuerdo con lo anterior, los tratamientos en adelante serán llamados por sus abreviaturas: melina 1999 (M99); melina 2000 (M00); islas de restauración 1996 (R96); islas de restauración 1997 (R97); bosque secundario I (BSI); bosque secundario (BSII); restauración pasiva I (RPI) y restauración pasiva II (RPII) (Cuadro 4).

Mapa de ubicación de 31 parcelas de muestreo (0,04 ha) en el Corredor Biológico Rincón Cacao, Costa Rica

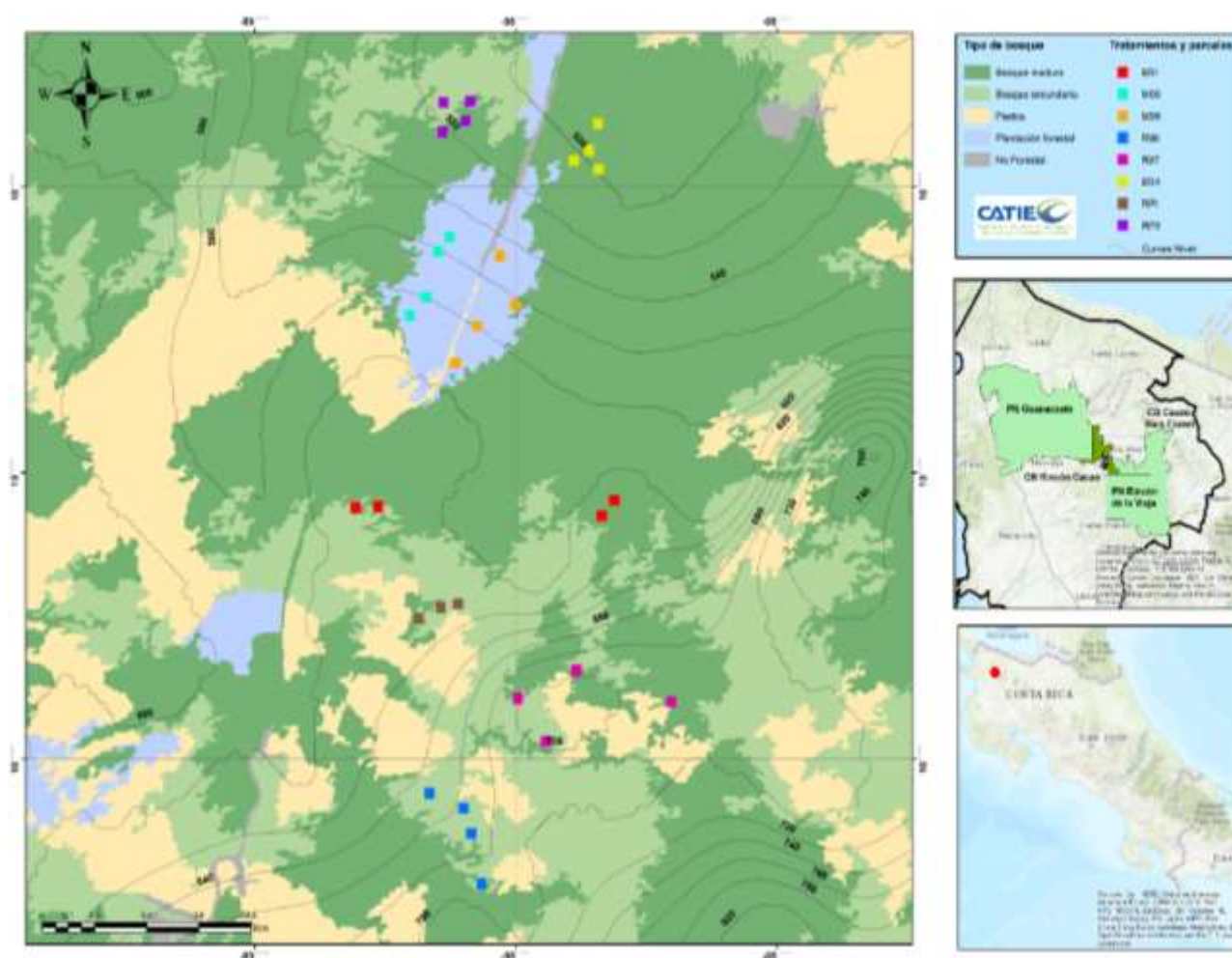


Figura 3. Usos del suelo y ubicación de las 31 parcelas de medición de ocho tratamientos de restauración en el Corredor Biológico Rincón Cacao (CBRC), Área de Conservación Guanacaste, Costa Rica.

Cuadro 4. Descripción y características principales de los ocho tratamientos de restauración, en el Corredor biológico Rincón Cacao, Costa Rica

	Nombre/abreviatura/edad	Características
Estrategia de restauración pasiva	Bosque secundario I (BSI) >30 años	Cercanía a tratamiento de islas de restauración
	Bosque secundario II (BSII) >30 años	Cercanía a tratamiento de plantaciones de melina
	Restauración pasiva I (RPI) 18-22 años	Terreno abandonado y recuperado sin intervención alguna, con edad similar a las islas de restauración
	Restauración pasiva II (RPII) 18-22 años	Terrenos abandonados y recuperados sin intervención alguna, con edad similar a los tratamientos de melina

Estrategia de restauración asistida	Islas de restauración 1997 (R97) 21 años	Quema, utilización de estacones y pseudoestacones de especies nativas y <i>Gmelina arborea</i> (no nativa), así como riego de semillas que incluían especies frutales
	Islas de restauración 1996 (R96) 22 años	Quema, utilización de estacones y pseudoestacones de especies nativas, así como riego de semillas que incluían especies frutales
	Plantaciones de melina 2000 (M00) 18 años	Individuos sembrados a una densidad de 3 x 3 m, manejados el primer año y sin intervenciones en los años siguientes
	Plantaciones de melina 1999 (M99) 19 años	Individuos sembrados a una densidad de 3 x 3 m, manejados el primer año y sin intervenciones en los años siguientes

4.3 Documentación de información sobre los procesos de restauración asistidos en la ACG

Para cumplir con el primer objetivo específico, se realizó una revisión de literatura secundaria sobre los procesos de restauración que se han realizado en el CBRC desde el año 1995, tal como las publicaciones de Kang *et al.* ; Morales (1996); Carmona y Gutierrez (2002); Barquero Leitón y Azofeifa Bolaños (2012).

Adicional a esto se realizó una compilación histórica y una línea del tiempo con los hitos de restauración que marcaron un contexto para el desarrollo de las estrategias. Lo anterior, a partir de entrevistas semiestructuradas dirigidas a los principales actores que en algún momento fueron responsables de la toma de decisiones del proceso de restauración, bajo diferentes cargos directivos y administrativos (Cuadro 5). La información fue organizada a partir del manual elaborado por (Villavicencio 2009)

Cuadro 5. Actores clave involucrados en el proceso de los procesos de restauración en el Corredor Biológico Rincón Cacao, Costa Rica

Actor clave	Importancia en el proceso
Félix Carmona	Guardaparque con énfasis en restauración
Milena Gutiérrez	Jefe del Programa de Restauración y Silvicultura del ACG
David Morales	Coordinador de la Estación Experimental Forestal Horizontes
Dr. Daniel Janzen	Asesor científico del ACG
Róger Blanco	Dirección/Coordinador de Programa de Investigación
Marielos Molina	Sub-Directora de Ecodesarrollo, Área de Conservación Guanacaste

4.4 Evaluación sobre los resultados de estrategias mediante muestreo de la vegetación en campo

4.4.1 Diseño de muestreo

Con el fin de lograr el objetivo específico número dos, y en vista de que las prácticas de restauración evaluadas no se implementaron con un diseño experimental formal, se realizaron varias visitas a los sectores San Cristóbal y San Gerardo, cercanos a Dos Ríos de Upala, en el CBRC, con el fin de ubicar en el campo y delimitar los perímetros correspondientes a una muestra de ocho tratamientos (Figura 3).

Una vez delimitadas las áreas se procedió a ubicar las parcelas de medición de cada tratamiento en mapas con ayuda del *software* ArcGis 10,1, procurando una distancia mínima de 50 m entre las parcelas ubicadas aleatoriamente en cada uno de los polígonos. En cada uno de los tratamientos se ubicaron cuatro parcelas a excepción de uno, en donde se ubicaron tres (debido al tamaño más limitado el perímetro). El número de parcelas fue establecido de acuerdo con personal técnico de la Unidad de Bioestadística del Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE).

La información sobre la ubicación de las parcelas fue validada en campo y para su instalación fueron evitadas condiciones atípicas del terreno, como áreas inundadas y áreas que evidenciaran un grado anómalo de desarrollo (Sesnie *et al.* 2009).

Se establecieron y geo-referenciaron 31 parcelas temporales de muestreo de 20 m x 20 m (400 m²), llamadas parcelas principales. En las parcelas principales se midió toda planta con un diámetro a la altura del pecho ≥ 5 cm, en adelante se llamará a este tamaño de vegetación fustales. Dos subparcelas de 5 x 5 (25 m²), se ubicaron en las esquinas I y III de la parcela principal, en donde se midió e identificó botánicamente toda planta con un dap entre 2,5 y 4,9 cm, a la cual se nombrará como regeneración (Figura 4). Las plantas fueron contadas y se les midió a cada una el dap con cinta diamétrica de fibra de vidrio.

La identificación taxonómica fue realizada en campo por el parataxónomo del CATIE), Vicente Herra. En el caso particular de no poder identificar los individuos, se colectaron muestras que fueron llevadas al CATIE para ser procesadas, secadas e identificadas por Nelson Zamora, botánico experto a nivel nacional.

El muestreo consistió en un diseño completo aleatorizado, donde los ocho tratamientos fueron estrategias de RA (M99, M00; R96; R97), con diferentes edades y prácticas y tratamientos de referencia RP (RPI; RPII; BSI; BSII) (Cuadro 4).

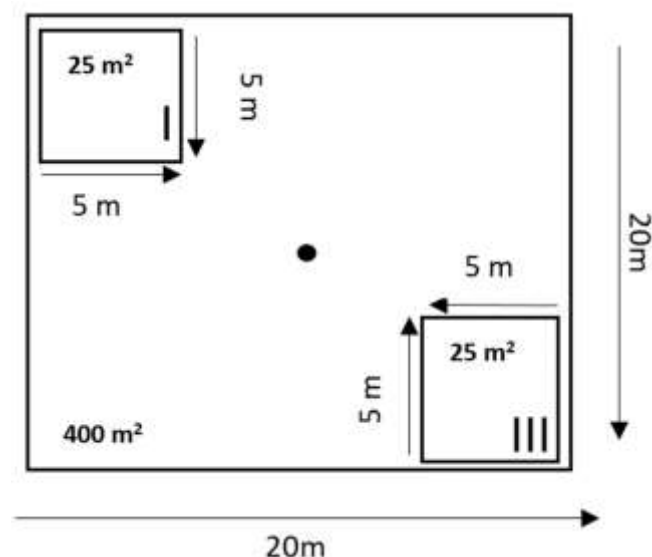


Figura 4. Esquema de las parcelas (20 x 20 m) y subparcelas de muestreo (5 x 5 m) en el Corredor Biológico Rincón Cacao, Área de Conservación Guanacaste, Costa Rica.

4.4.2 Análisis de datos

Los análisis realizados comprenden factores ambientales, estructura, riqueza, diversidad, composición y gremios ecológicos; tanto para fustales como para la regeneración. Algunos de los análisis no pudieron ser realizados a nivel de regeneración debido a las bajas abundancias de individuos registrados en los tratamientos. Sin embargo, en esos casos fueron realizados análisis descriptivos una vez se compiló o sumó la información de las parcelas.

4.4.2.1 Factores ambientales

Se evaluó el grado de cobertura del dosel utilizando densiómetro cóncavo (Jennings *et al.* 1999), el cual es un parámetro que permite caracterizar la estructura de los tratamientos. A mayor avance de la sucesión secundaria la tendencia de los bosques húmedos tropicales es aumentar su cobertura de dosel. Se estimó el porcentaje de cobertura en fustales, a partir de un valor de cobertura promedio obtenido a partir de la cobertura en parcelas de regeneración.

Después, con los valores de cobertura promedio de los fustales, se realizó un ANOVA, para establecer las diferencias entre tratamientos. Esta prueba fue realizada en InfoStat (Di Rienzo *et al.* 2011).

4.4.2.2 Estructura de la vegetación: fustales y regeneración

Dentro del estudio de la estructura horizontal del bosque se evaluaron aspectos de los fustales como la abundancia de individuos (N) y el área basal (G) por clases diamétricas con una amplitud de 10 cm. Para el caso de la regeneración se evaluó la abundancia de individuos.

Las diferencias entre tratamientos fueron establecidas a través de un ANOVA y gráficos de barras realizados en el *software* InfoStat (Di Rienzo *et al.* 2011).

El área basal fue calculada a partir de la fórmula:

$$G = \pi \cdot r^2$$

donde: G = área basal (m^2); π = constante 3,1416; r = radio del árbol (en m)

4.4.2.3 Riqueza y diversidad de la vegetación: fustales y regeneración

Curvas de rarefacción o acumulación basadas en individuos fueron construidas para obtener el número de especies esperadas tanto para fustales como para regeneración, considerando la variabilidad del número de individuos encontrados por parcela. Como no se registró el mismo número de individuos en todas las parcelas, se utilizó el método de rarefacción para llegar todas las curvas a un número igual de individuos para que estas fueran comparables (Gotelli Nicholas y Colwell Robert 2001; Moreno 2001).

Las curvas originales fueron sometidas a un proceso de escalamiento, interpolación y extrapolación de datos utilizando el *software* QEco. La rutina que este programa invoca en “R” para hacer las curvas es llamada de la librería *vegan* (Community Ecology Package) y fue desarrollada por Oksanen *et al.* (2013), utilizando la función *specaccum* (Di Rienzo *et al.* 2010). Lo que se espera obtener de las curvas de acumulación de especies, es el punto en el cual la curva alcanza una asíntota, lo cual indica que ya se tiene el esfuerzo necesario para estimar la riqueza esperada.

La diversidad fue considerada como el número, abundancia y variedad de especies de plantas en cada tratamiento (Magurran 2004). Fue medida teniendo en consideración el componente de diversidad alfa, el cual hace referencia a la diversidad en un solo punto en el espacio, como la parcela (Delgado y Finegan 1999).

Los índices de riqueza específica (S), diversidad de Shannon - Wiener (H') y Simpson (D') fueron calculados para los fustales y la regeneración. Los dos últimos son medidas heterogéneas que permiten expresar el grado de equidad y dominancia de especies teniendo en cuenta la abundancia proporcional de las mismas (Magurran 2004). El índice H' expresa el grado de equidad en la abundancia de especies; mide la incertidumbre en predecir a qué especie pertenece un individuo al obtenerlo de una muestra y es sensible a los cambios de riqueza (Moreno 2001).

El índice D' es opuesto a la equidad; hace referencia a la dominancia, a la probabilidad de que al sacar dos individuos de una muestra, estos sean de la misma especie y muestra sensibilidad a los cambios en la abundancia de especies (Moreno 2001; Magurran 2004).

Las fórmulas utilizadas para el cálculo de cada índice fueron:

$$H' = -\sum p_i \ln p_i$$
$$D' = \lambda = \sum p_i^2$$

donde:

p_i = número de individuos de la especie i , dividido entre el número de individuos de la muestra.

El cálculo de los índices fue realizado a través de la serie números de Hill (1973), los cuales permiten calcular el número de especies cuando cada una es ponderada por su abundancia relativa (Magurran 1988; Moreno 2001). De toda la serie, los más importantes son: N_0 = número total de especies (S); N_1 = número de especies abundantes= $e^{H'}$ (Shannon) y N_2 = número de especies muy abundantes = $1/\lambda$ (Inv- Simpson) (Moreno 2001).

Su diferencia con el cálculo clásico es que, transforman los datos a través de una función logarítmica para regresar los índices en una misma unidad y que estos sean comparables entre sí (Magurran 1988). Para calcular los números de Hill, se utilizó el *software* QEco (Di Rienzo *et al.* 2010); invocando una rutina en “R” implementada en la librería *vegan* (Community Ecology Package) desarrollada por Oksanen *et al.* (2013).

Las diferencias entre la riqueza y la diversidad entre tratamientos fueron establecidas a través de un ANOVA en el *software* InfoStat (Di Rienzo *et al.* 2011).

4.4.2.4 Composición de la vegetación

Se calculó tanto para fustales como para la regeneración, la abundancia (número de individuos), el número de especies y su respectiva distribución en familias botánicas. De igual manera, se identificaron las familias raras o con el menor número de individuos.

Se construyeron curvas de rango abundancia que permiten analizar la distribución de abundancia por especie, identificando el número de especies abundantes y escasas o raras (Feinsinger 2001). Las curvas permiten hacer una comparación gráfica de la riqueza de especies a partir del número de puntos, sus abundancias y la secuencia de cada una de las especies que componen el tratamiento sin perder la identidad; además, la forma de las curvas también permite inferir sobre la equitatividad o dominancia en los tratamientos; si la curva está suavizada, se puede suponer que hay menos dominancia entre las especies presentes en el tratamiento (Feinsinger 2001).

Estas gráficas fueron elaboradas tanto para fustales como para regeneración, para cada uno de los ocho tratamientos; el programa utilizado para su construcción fue QEco (Di Rienzo *et al.* 2010).

Como complemento a las gráficas calculadas, fueron construidos cuadros con el porcentaje de las cinco especies más dominantes por tratamiento.

El Análisis de Similitud (ANOSIM) es un método utilizado frecuentemente para comparar grupos de muestras de acuerdo a la composición de taxones (Clarke 1993). El ANOSIM se realizó para fustales, utilizándose la medida de distancia Bray-Curtis, -debido a que los datos obtenidos correspondían a conteos-. Se utilizó un valor de significancia de $p=0,05$. Esta prueba permite realizar comparaciones de medias multivariadas entre dos o más comunidades (tratamientos) con respecto a su composición y evaluar si existen diferencias estadísticas. La rutina ANOSIM fue tomada del paquete estadístico *vegan* (Community Ecology Package) (Oksanen *et al.* 2013), y fue implementada en QEco (Di Rienzo *et al.* 2010).

Se usaron las variables ubicación geográfica y altitud como covariables y se evaluó su relación con la composición de fustales utilizando correlogramas, los cuales permiten medir la intensidad de la relación entre una variable respuesta y la combinación con otra variable explicatoria. Su modelación muestra relaciones entre las especies con su entorno teniendo en cuenta estructuras espaciales; por ejemplo, las distancias geográficas entre las parcelas de estudio (Legendre y Legendre 1998).

Inicialmente se pensó en utilizar variables de ubicación geográfica (“X” y “Y”) y altitud como se observó en gráficos diagnósticos (diagramas de dispersión). Sin embargo, fue evidente una correlación más fuerte entre la coordenada “Y” y la altitud; es decir que las parcelas de estudio se encontraban mayormente afectadas por cambios en altitud y por coordenadas en “Y” (“X” no tenía cambios importantes).

A razón de lo anterior, se decidió trabajar solo con la altitud como covariable, ya que la distribución natural de la vegetación varía según el clima y este a su vez está influenciado por la altitud (Holdridge 2000).

En los correlogramas, primero se calculó la matriz de distancias entre parcelas para la composición de especies y la matriz de distancia entre parcelas para la altitud. Este análisis permitió utilizar la variable seleccionada como un predictor espacial e incorporarla, posteriormente en el escalamiento no métrico multidimensional (NMS) como variable explicativa.

Otro de los componentes de la diversidad que fue evaluado en esta investigación fue el β , que hace referencia al número o diversidad de comunidades dentro de un paisaje (Delgado y Finegan 1999). Este componente considera el grado de cambio de la composición específica de un lugar a otro, que puede ocurrir a lo largo de un gradiente ambiental y que está basado en proporciones o diferencias (Magurran 1988; Delgado y Finegan 1999; Moreno 2001; Magurran 2004).

Dichas proporciones pueden evaluarse con base en coeficientes de similitud o de distancia entre las muestras a partir de datos cualitativos (presencias, ausencias), con datos cuantitativos (abundancia proporcional de cada especie medida como número de individuos, biomasa, densidad, cobertura, etc.), o bien con métodos de ordenación y clasificación, por ello fue utilizado el método de ordenación y clasificación NMS para fustales (Moreno 2001).

Este análisis, que se encuentra en la librería MASS, fue implementado en QEco (Di Rienzo *et al.* 2010) y es una rutina en “R” desarrollada por Ripley *et al.* (2013). Además, invoca rutinas del paquete estadístico *vegan* y *Community Ecology Package*, desarrolladas por Oksanen *et al.* (2013). Dos de estas funciones, relacionadas con la aplicación del NMS, son la *vegdist* que permite determinar el tipo de medida de distancia o similitud del NMS y la función *decostand* que brinda la opción para transformar variables.

El NMS se basa en el análisis tipo “Q” de matrices de datos que en este caso ordenan las muestras (parcelas) en el espacio definido originalmente por las especies; con estos análisis, posteriormente se calculó la distancia euclidiana entre comunidades (Magurran 1988; Moreno 2001). Es así como el análisis de similitud permitió visualizar las parcelas en el espacio de las especies y con ello, las distribuciones e interrelaciones entre las unidades de muestreo y las especies más importantes en ellas. Los resultados se presentan en un gráfico donde se evidencia el agrupamiento de parcelas similares y de las especies más relevantes en cada una.

4.4.2.5 Gremios ecológicos de las especies dominantes de vegetación: fustales y regeneración

Se asignó el gremio ecológico de las especies identificadas, tanto en fustales como en regeneración, en pioneras, heliófitas efímeras, heliófitas durables y esciófitas, de acuerdo a la clasificación desarrollada por Finegan (1993) y Finegan y Delgado (1997) en Louman *et al.* (2001).

La asignación de gremios fue basada en revisión de literatura, observación en campo y conocimiento por parte del parataxónomo, consulta con expertos botánicos y a partir de la base de datos “Lista estandarizada de especies 2010”, proveniente del Sistema de Información de los Recursos Forestales de Costa Rica (SIREFOR) y construida en talleres, con expertos a nivel nacional y en conjunto con el Sistema Nacional de Áreas de Conservación (Sinac).

Posteriormente se construyeron gráficos del porcentaje de gremios identificados en cada uno de los tratamientos, con el fin de hacer inferencias sobre las trayectorias de sucesión en las cuales se encuentran las estrategias asistidas con respecto a las pasivas según (Finegan 1996; Guariguata y Ostertag 2002).

Se construyeron diagramas de Venn - Euler, a través de “R” en QEco, con la función *draw.quad.venn*, de la librería VennDiagram (Di Rienzo *et al.* 2010). Estos permitieron expresar las relaciones de lógica simbólica -incluyente o excluyente-, que existen entre varias proposiciones enmarcadas en un universo común de manera que los predicados se interpretan como conjuntos que facilitan una comprensión intuitiva (Lozano 2015).

En esta investigación fue considerado como universo el total de especies presentes, tanto en fustales como en regeneración, y los tratamientos fueron agrupados de acuerdo a su similitud y a los resultados del NMS. A partir de los diagramas fue posible establecer la cantidad de especies presentes en total por cada agrupación de tratamientos, así como las relaciones y asociaciones entre estos (Camacho 2002).

4.5 Generación de recomendaciones y consideraciones para replicar las estrategias en condiciones ecológicas similares

Se documentaron las lecciones aprendidas relacionadas con las actividades de restauración asistida implementadas, a partir de la información obtenida según el primer objetivo.

Se construyeron recomendaciones y consideraciones sobre las estrategias de restauración asistida, para escenarios ecológicos futuros similares; teniendo como base los resultados de esta investigación y una entrevista aplicada a los miembros del comité del presente trabajo, pertenecientes al programa de Bosques, Cambio Climático y Biodiversidad del CATIE y una representante del Programa de Restauración y Silvicultura (PRS) de ACG.

5 Resultados y discusión

Fase I

5.1 Contexto histórico inicial: sector San Cristóbal, Área de Conservación Guanacaste

En los años ochenta y noventa el PNG y el PNRV -comprendidos en el territorio actual de ACG- se encontraban cercanos pero no unidos, debido a que no toda el área del ACG se encontraba cubierta de bosque. Es por esto que, en 1994 se inicia la formación del “Corredor Biológico Rincón Cacao” (CBRC), bajo la iniciativa de Dr. Daniel Janzen y en concordancia con los objetivos y la misión del ACG.

El fin particular del CBRC era unir geográficamente a los parques mencionados, integrar su biodiversidad y favorecer procesos migratorios, biológicos y ecológicos ante el cambio climático. Es entonces cómo en sus orígenes, la creación del ACG llevo implícita la compra de tierra privadas, con el propósito de restaurar y conservar *in situ* la biodiversidad de cuatro ecosistemas y sus relaciones ecológicas, por medio de un modelo de gestión centrado en la consecución de metas a largo plazo.

El reto inicial consistió en revertir los impactos causados por más de 400 años de ocupación humana en la zona, caracterizados por procesos de deforestación, agricultura y ganadería -que en el sector del CBRC- fue principalmente para producción lechera (Figura 5).

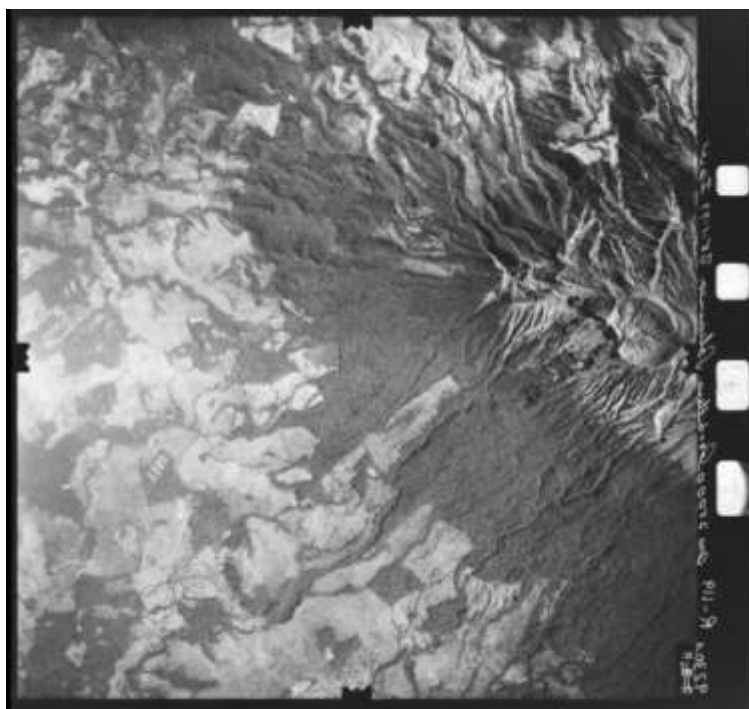


Figura 5. Fotografía de la Cordillera Volcánica Guanacaste en el año 1977, a la derecha de la figura se observa el volcán Rincón de la Vieja.

Fuente: Registro Nacional de Costa Rica.

De acuerdo a lo anterior, se establece la necesidad de promover la compra de 2000 ha de tierras aproximadamente, de las cuales al menos el 50% estaba en ese entonces constituida por suelos

compactados y volcánicos, con pastos agresivos, dependientes de luz, con alta densidad, tal y como *Cynodon nlemfuensis* o pasto estrella africana y *Brachiaria* sp.

Fue entonces cuando en 1995, se estableció un objetivo para encontrar una metodología práctica que facilitara la regeneración de los sitios con pastizales a través de un proyecto que a futuro permitiese restaurar totalmente el sitio. Los retos iniciales yacían en acelerar el proceso de restauración de las zonas de interés, causando el mayor disturbio al pasto para desplazarlo, favorecer la regeneración boscosa y con ello -a largo plazo- la conectividad de los parques nacionales, apoyando de cierto modo el flujo de biodiversidad entre estos.

Por ello, el Programa de Restauración y Silvicultura del ACG con su respectivo fondo patrimonial y gracias al apoyo económico de otros países y a través de diferentes organizaciones, se propuso encontrar dicha metodología.

Vale la pena agregar que estas propuestas metodológicas fueron favorecidas por el hecho de que en ese entonces el terreno del sector San Cristóbal de ACG (CBRC), pertenecía la Fundación de Parques Nacionales (FPN), más no a un parque nacional del estado; hecho que sigue siendo así hasta la actualidad. Esto hizo que fuese posible implementar estrategias de manejo como la restauración asistida, en algunos casos con carácter experimental. Es así que como parte de las propuestas metodológicas surgió la idea de utilizar islas de regeneración con especies nativas y no nativas, así como plantaciones de melina.

5.2 Estrategias de restauración asistida: Islas de restauración

La idea de implementar estrategias de restauración empezó en 1995, con el precedente de que las áreas de interés estaban constituidas por potreros que aún tenían algunos árboles remanentes de bosque como resultado de procesos ganaderos en donde se requería sombra para los animales. La propuesta metodológica fue planteada y retroalimentada permanentemente a lo largo de los tres años de duración del proyecto (1995 a 1997), por parte de expertos y de experiencias compartidas en talleres.

Dentro de las estrategias, estaban contempladas varias actividades. Una de ellas, la mecanización del terreno, la cual jugó un papel fundamental debido a la necesidad de remover pasturas, y habilitar la tierra para la restauración. Otra de las estrategias, consistió en el uso de especies no nativas de rápido crecimiento, o nativas que fueran fuente de provisión de semillas para la fauna. Así, fueron seleccionadas algunas especies que, además de presentar estas características, estuviesen de alguna manera disponibles en los bosques circundantes a las áreas de interés.

En ocasiones fueron producidos en Dos Ríos de Upala, en viveros comunitarios en proyectos sociales o bien, adquiridos como propágulos de bosque. También se planificó que la producción de plantas debía ser con raíz desnuda, en bolsa y con tierra proveniente de los bosques circundantes en donde fuese posible evidenciar la presencia de la especie. De cierto modo, - además de añadir micorrizas -, esto buscaba asegurar un poco más la compatibilidad de las especies con los respectivos suelos, debido a que no se realizó ningún análisis de los mismos.

El número total de individuos producidos en los tres años del proyecto, en vivero (en bolsa o a raíz desnuda) fueron 65.640 individuos distribuidos en 28 especies. El número total de árboles provenientes de regeneración natural del bosque o pseudoestaques de plantaciones forestales o bosque fue de 24.170 individuos, distribuidos en 19 especies.

Por otra parte, también se utilizaron secciones vegetativas extraídas de plantas madre de interés o estaques, durante tres años consecutivos para un total de 50.900 unidades de diferentes especies como *Erythrina* sp. y *Gliricidia* sp. entre otras. Estos fueron utilizados como una herramienta que facilitara el desarrollo de especies vegetales con alto potencial de percha para la avifauna, considerada fundamental para la dispersión de semillas.

Así mismo se consideró la utilización de pseudoestaques o propágulos de bosque que, a diferencia de los estaques son un árbol joven producido en almácigo o colectado de regeneración natural. Estos propágulos son plantados a raíz desnuda y son más lignificados. Esta propiedad les confería más probabilidades de sobrevivir en los suelos en donde eran sembrados, gracias a las reservas de carbohidratos y de nitrógeno adecuadas para el desarrollo eficiente del sistema radicular, el cual a su vez les daba resistencia en campo.

Otra actividad importante consistió en la dispersión manual de semillas de diferentes especies. Se contó con una participación social importante por parte de familias y de niños de la Escuela de Dos Ríos, quienes participaron en el proceso bajo el Programa de Educación Biológica (PEB). Algunas de las especies utilizadas fueron: aguacate, mango, caobilla, manzana rosa, entre otras; para un total de 545 kg (22 especies) con alto porcentaje de germinación. En el Cuadro 6 se resumen las cantidades de individuos utilizadas en cada una de las actividades implementadas en los años 1995, 1996 y 1997.

Cuadro 6. Número de individuos cultivados entre 1995-1997 en las islas de restauración en el Corredor Biológico Rincón Cacao, Guanacaste, Costa Rica

Estrategias de restauración asistida	Actividad	R95	R96	R97	Total
	Especies producidas en vivero (individuos)	12.500	34.600	18.540	65.640
	Pseudoestaques (individuos)	2570	1600	20.000	24.170
	Estaques (individuos)	28.400	16.500	6000	50.900
Total	43.470	52.700	44.540	140.710	

Adicionalmente se debe tener en cuenta que en 1995 se regaron 297 kg de semillas; en 1996, 85 kg y en 1997, 382 kg, muchas de ellas de especies frutales, con la intención de atraer fauna dispersora de semillas.

Finalmente, la aplicación de hojarasca de bosques cercanos al suelo fue otra técnica utilizada en los tres años en cada uno de los tratamientos con el fin de que permitiera de cierta manera aportar micorrizas, fundamentales para las relaciones simbióticas con las plantas, en términos de nutrientes minerales y agua. Esta técnica fue recomendada por el Dr. Janzen.

5.2.1 Tratamiento primer año (1995)

En sus etapas iniciales la estrategia fue implementada en áreas pequeñas, por ejemplo, de una hectárea. Los terrenos requerían limpieza, que inicialmente fue a partir de “chapeo”; sin embargo, al no evidenciar ser lo suficientemente útil, los terrenos requirieron ser mecanizados con tractor. Este método fue más efectivo pues el suelo estaba muy compactado, con rocas y pastizales, y era indispensable prepararlo para implementar otras de las actividades propuestas por el comité de expertos. Posteriormente fueron sembrados árboles nativos de forma aleatoria; se realizó siembra de estacones y adicionalmente riego de semillas. Algunas de las especies más utilizadas en estacones fueron el madero negro (*Gliricidia sepium*) y el poró (*Erythrina* sp.), principalmente debido a su uso como cercas y con ello la disponibilidad de material en época de podas.

La utilización de estacones en el primer año fue de 21.413 unidades, con el objetivo de proveer sombra y semillas más rápido que los árboles plantados; sin embargo, el porcentaje de mortalidad fue de casi el 50%. Algunos de los resultados preliminares del primer año revelaron que los tipos de dispersión más importantes fueron el viento (39,13%), las aves (15,21%), murciélagos (10,86%) y mamíferos terrestres (6,52%).

5.2.2 Tratamiento segundo año (1996)

Según las lecciones aprendidas del primer año, en el segundo y tercer año del proyecto se decidió ampliar el área de las islas de restauración a un área aproximada de 10 ha cada una. A partir del segundo año de trabajo fueron implementadas quemas controladas a los terrenos de interés, debido a que esta actividad facilitaría la mecanización del suelo con el tractor al deshacerse de la densa capa de pasto.

Adicionalmente, en estos terrenos se decidió regar semillas, se plantaron árboles nativos específicamente estacones, propágulos de bosque y, dada la alta mortalidad de estacones en 1995, se decidió sembrar pseudoestacones. A grandes rasgos, después de un año el índice de germinación de árboles dispersados por viento disminuyó en los sitios en los que se mecanizó totalmente, posiblemente por la lejanía a fuentes semilleras.

5.2.3 Tratamiento tercer año (1997)

Para esta etapa se tuvo en cuenta la quema y mecanización, siembra de árboles nativos y no nativos como la melina, así como la siembra de estacones y una mayor proporción de pseudoestacones por evidenciarse efectividad en etapas anteriores. La melina era proveniente de una plantación forestal de 10 años.

Por otra parte, se propuso llevar las semillas hasta el sitio para facilitar el proceso de riego debido a la poca frecuencia en la dispersión reflejadas en la etapa anterior. En este tratamiento se eligieron pseudoestaques con alta capacidad de rebrote, como *Carapa guianensis*, *Cordia alliodora*, *Callophyllum brasiliense*, entre otros, provenientes de bosques secundarios de la región que fueron enraizados con ácido indol butírico para maximizar el potencial de rebrote.

Uno de los resultados interesantes de este año, es que hubo una mayor diversidad en los sitios que habían sido quemados en etapas anteriores.

5.3 Estrategia de restauración asistida: plantaciones de melina (*Gmelina arborea*)

A mediados de 1999 se presentó la oportunidad de desarrollar un proyecto de restauración para el CBRC. Esta nueva idea se basó en utilizar una especie no nativa como herramienta para la eliminación de pastizales, bajo un sistema silvicultural que favoreciera la regeneración del bosque.

En 1997 era aún factible encontrar terrenos con grandes pastizales que llegaban a superar a veces el metro y medio de altura; sin embargo, la idea de trabajar con una especie exótica fue algo escandaloso para algunos ambientalistas. Sus razones yacían en la idea de que la melina era introducida y que tendría el potencial de afectar la ecología del sitio, cambiara la conducta de animales y que, además, si bien el objetivo era conectar dos parques nacionales, llegaría un punto en que estas especies estarían dentro de los parques, cosa que alteraría la visión de conservación de especies dentro de las áreas.

Sin embargo, el Dr. Janzen había observado que las especies nativas crecían en plantaciones de melina en bosque seco y húmedo, y sabía que este árbol era tolerante a condiciones ambientales variables difíciles, que era heliófito y que la competencia con otras especies no le permitía sobrevivir. Además, sus características biológicas y ecológicas la convertían en una especie potencial para los procesos de restauración. Es en ese momento que, el investigador junto con personal del ACG, lo consideró una herramienta importante que podría eventualmente promover la conectividad a nivel de paisaje.

Por otra parte, en aquella época cerca de la zona existían plantaciones de melina que recibían incentivos del Estado dentro de estrategias de pago por servicios ambientales (PSA), entonces había gran disponibilidad de material. Era común encontrar melina en viveros a un precio considerablemente más económico frente a las especies nativas.

Algunas de las ventajas que se le conferían a la melina era el hecho de que tenía un buen establecimiento y no se invertía tanto dinero y tiempo. Así mismo, que las plantaciones estaban rodeadas de parches de bosque nativo y que con la ayuda de los vientos provenientes de Pacífico y del Caribe, la dispersión de semillas de otras especies sería favorable dentro de la estrategia.

A pesar de lo anterior, siempre existió la preocupación del rebrote de esta especie, así como de la posible germinación de las semillas. También existía una vaga posibilidad de que la melina no se pudiera desarrollar en un ecosistema tan diferente (como el bosque lluvioso) y que además el avance de las hormigas y la depredación de sus hojas (al no tener defensa natural), sería un factor que ejercería presión sobre esta especie no nativa.

La implementación de la estrategia también se pensó de tal forma que cuando la melina cumpliera su función como habilitadora de condiciones para el establecimiento de la cubierta vegetal, pudiese eventualmente ser aprovechada. Este hecho podría permitir tener recursos económicos para seguir financiando proyectos de restauración en la zona.

5.3.1 Tratamiento melina 1999 y 2000

Para estos años se sembraron 30 ha de pseudoestaques de melina, a una distancia de 3 m, equivalente a 33.333 individuos aproximadamente; la cual recibió mantenimiento durante su primer año de vida en lo que respectaba a rodajeas y algunas podas inferiores. Posteriormente, y por recomendación científica, no se realizó ningún otro manejo con la plena intención de que la especie actuara facilitando la regeneración del bosque, permitiendo el surgimiento de especies nativas (Figura 6).



1999-Foto: F. Carmona



2002- Foto: F. Carmona.

Figura 6. Establecimiento de una plantación de melina (1999) y avance en años consecutivos (2002)

5.3.2 Resultados preliminares encontrados en la primera fase de evaluación

En los años siguientes a la implementación del tratamiento y hasta el 2002, fueron establecidas parcelas -como parte del monitoreo-, en los diferentes bloques de siembra, con el fin de evaluar a grandes rasgos la composición florística, el porcentaje de pasto, cobertura de copas y árboles adyacentes nativos portadores de semillas. A partir de las mediciones realizadas en tres años consecutivos se reportó que el índice de diversidad florística (Shannon), presentó un incremento del primer al segundo año evaluado (2,92 a 3,32).

Lo anterior puede deberse a que las especies que formaban parte del inventario en el primer año de evaluación (a excepción de la melina), eran especies herbáceas pioneras (heliófitas efímeras), que pudieron haber contado con mejores condiciones para su desarrollo que las de años siguientes. En el último año, el cierre de dosel de melina y la progresiva desaparición del pasto favoreció el crecimiento de especies durables y algunas esciófitas parciales; debido a lo cual el índice de diversidad también se vio disminuido (1,91).

Por otra parte, con los datos del inventario obtenido en las parcelas se realizó una distribución por año de las especies más abundantes de la estrategia (diferentes a *G. arborea*), y se pudo evidenciar

que había una tendencia a la disminución o desaparición de especies posiblemente porque eran pioneras temporales que estuvieron bajo la influencia acelerada de la melina. La regeneración en los tratamientos de melina fue elevada (67%) y fue representada principalmente por especies como *Hydrocotyle* sp., *Hemidiodia* sp., *Pavonia schiedeana* y *Mimosa xanthocentra*.

Durante la implementación de la estrategia con melina fue posible establecer la presencia de un grupo dominante de herbáceas (69%), seguido por arbustos leñosos (20%) y de especies arbóreas (11%). De igual forma, se pudieron identificar alrededor de 19 especies (22%) que anteriormente no existían en los potreros. Además, se encontró que la mayoría de las especies fueron dispersadas por viento (33%), seguidas por las especies dispersadas por su propio peso (barócoras, 20%); mamíferos terrestres (11%), murciélagos (7%) y aves (9%).

Con respecto a los árboles semilleros remanentes, se realizó un conteo que registró 62 individuos, entre los cuales se encontraban especies como *Lonchocarpus* sp. *Zanthoxylum* sp. y un *Cocoloba* sp. Sin embargo, durante la evaluación se evidenció que no había suficiente regeneración de los árboles semilleros.

Los hitos de la implementación de las dos estrategias de restauración asistida se resumen en la siguiente línea del tiempo (Figura 7).

5.4 Hitos del proceso de restauración

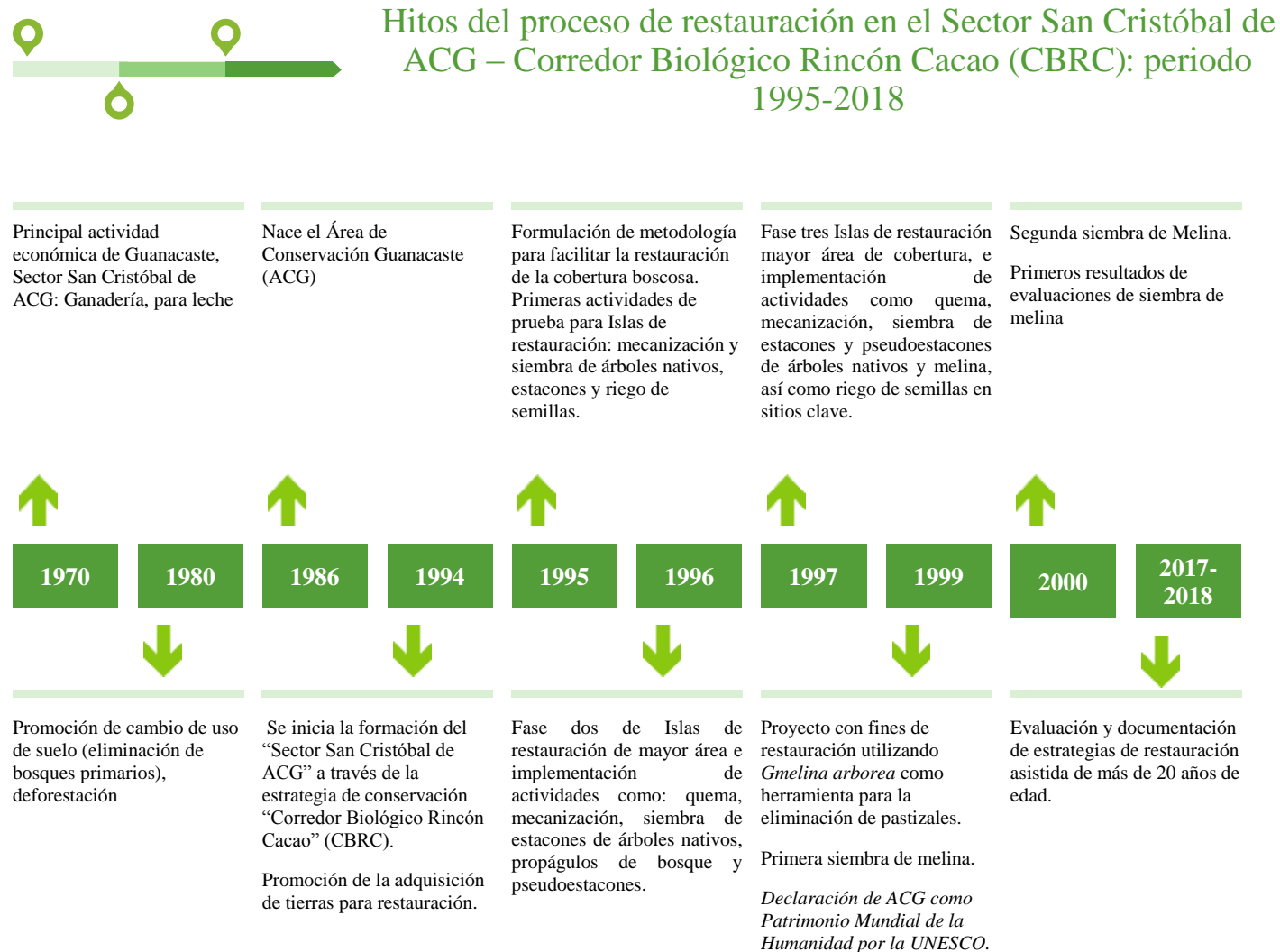


Figura 7. Línea del tiempo de los procesos de restauración de las estrategias implementadas en el Corredor Biológico Rincón Cacao, Área de Conservación Guanacaste, Costa Rica. Fuente: Elaboración propia.

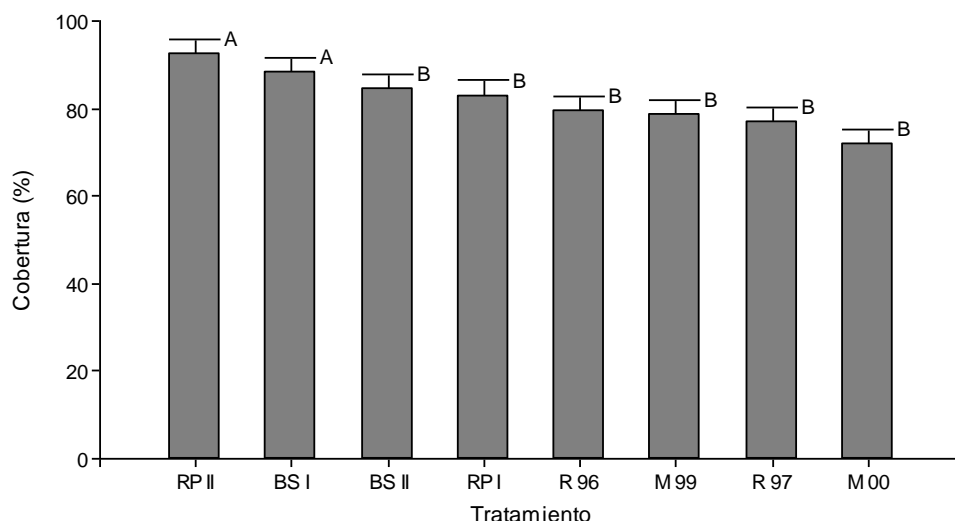
Fase II

A partir de la investigación realizada en el Corredor Biológico Rincón Cacao (CBRC), fue posible caracterizar el estado de desarrollo de los tratamientos de restauración asistida (RA) vs pasiva (RP), que se implementaron en la zona desde 1995. Esta caracterización provee un contenido útil, en tanto permite el entendimiento de aspectos ecológicos y sociales, dentro de los procesos de restauración.

Es clave tener en cuenta que, los objetivos iniciales en términos de restauración del ACG, estaban relacionados con el restablecimiento de cobertura vegetal y con la unión geográfica de los parques nacionales naturales. Dicha unión implicaba conectividad en términos de biodiversidad, procesos migratorios, biológicos, ecológicos, entre otros.

5.5 Cobertura de dosel

Los tratamientos de restauración presentaron diferencias significativas en términos de su cobertura de dosel (p -valor = 0,0074). RP II y BS I presentaron los valores más altos de cobertura y fueron estadísticamente distintos del resto de los tratamientos, que no evidenciaron diferencias entre sí (Figura 8). En todos los tratamientos la cobertura superó el 71%



*BSII: bosque secundario II; BSI: bosque secundario I; RPI: restauración pasiva I; RPII: restauración pasiva II; M00: plantaciones de melina 2000; M99: plantaciones de melina 1999; R96: islas de restauración 1996; R97: islas de restauración 1997

Figura 8. Porcentaje de cobertura de dosel por tratamiento en cada estrategia de restauración en el Corredor Biológico Rincón Cacao, Área de Conservación Guanacaste, Costa Rica

Este parámetro obtuvo sus mayores valores en las estrategias pasivas (de más edad) RPII y BSI, aspecto que coincide con la tendencia de los bosques húmedos tropicales de aumentar su biomasa con el tiempo y con ello las características estructurales; inclusive más rápidamente que la riqueza de especies (Guariguata et al. 1997; Aide et al. 2000; Guariguata y Ostertag 2002; Chazdon 2008).

Así mismo, la cobertura representa un parámetro que controla la cantidad y calidad de la distribución temporal y espacial de luz en el bosque. Tiene influencia en la precipitación local y los movimientos

de aire; por ello puede llegar a determinar la naturaleza de la vegetación a partir del microhábitat, afectando el crecimiento, la supervivencia de las plantas e incluso, el hábitat de especies de fauna (Jennings *et al.* 1999).

Según lo anterior, se puede afirmar que los tratamientos RPII y BSI son los que tienen un menor ingreso de luz al suelo, más interceptación de la precipitación y resistencia al viento. Pueden presentar diferente vegetación de sotobosque, con respecto al resto de tratamientos y por ello diferente vegetación de sotobosque, con respecto al resto de los tratamientos. A pesar de esto, todos tienen una cobertura que supera el 71%.

Las estrategias asistidas no presentan diferencias significativas con respecto a BS II, ya que si bien no tienen la misma edad, sí han alcanzado una cobertura similar; lo cual evidencia el progreso en la restauración de un bosque joven que se torna maduro, con un dosel cerrado o con claros de tamaño reducido, una mayor acumulación de biomasa aérea y disminución de la caída de hojas (Guariguata y Ostertag 2002).

Adicionalmente, el tratamiento de melina fue establecido con el objetivo particular de acelerar procesos de sucesión a partir del rápido crecimiento que presenta y con ello de la sombra que proyecta para eliminar la competencia de malas hierbas y la atracción de eventuales dispersores de semillas (Parrotta 1992b). Debido a esto es interesante que no presente diferencias significativas con los BSII y RPI, ya que estructuralmente podría decirse que tiene similitud con estos bosques y que se pueda presentar como un avance en términos de restauración.

Por otra parte, las especies exóticas pueden dominar algunas fases del proceso de regeneración y eventualmente una buena porción del dosel del bosque, especialmente en paisajes que han sido altamente perturbados como en el caso de estudio (Grau *et al.* 1997; Lugo 2002; Grau *et al.* 2003; Letcher y Chazdon 2009).

Aide *et al.* (2000); Lugo y Helmer (2004), manifiestan que la mezcla de especies exóticas y nativas pueden modificar la composición y estructura del bosque en el proceso de crecimiento; sin embargo, los mismos autores aseguran que una vez cerrado el dosel, la presencia de especies exóticas disminuye y pueden ser reemplazadas por especies nativas.

Lugo y Helmer (2004) sugieren que las especies nativas pueden beneficiarse de las exóticas. Por ejemplo, Aide *et al.* (2000), encontraron que *Spathodea campanulata*, especie exótica invasora de áreas de pastoreo abandonadas en Puerto Rico, favoreció el establecimiento de especies nativas.

5.6 Análisis de estructura de los ocho tratamientos en el Corredor Biológico Rincón Cacao

5.6.1 Fustales

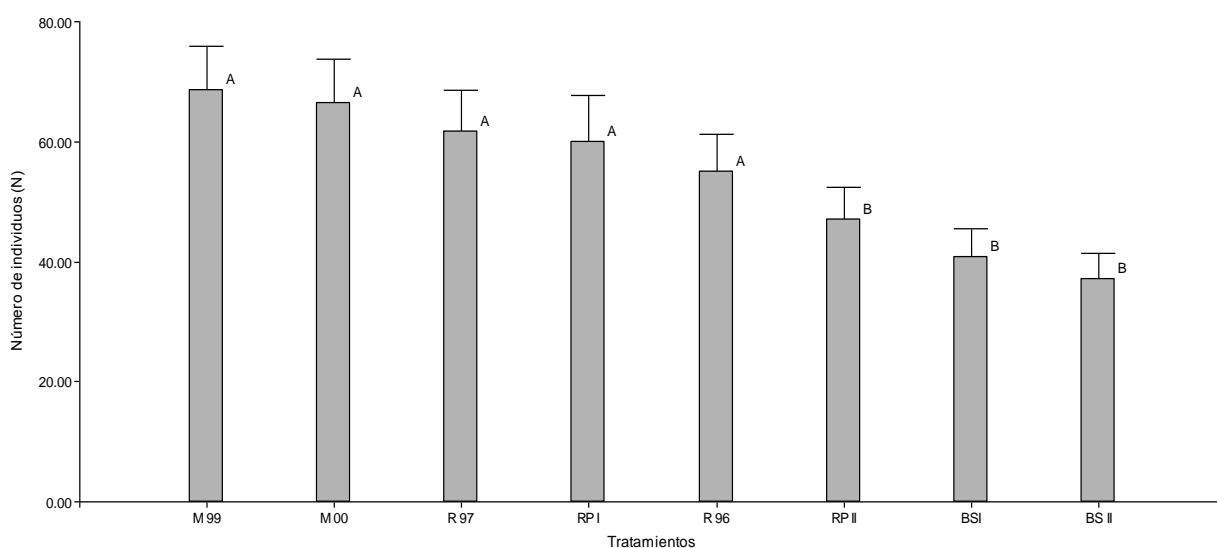
5.6.1.1 Número de individuos por tratamiento

Se encontraron diferencias significativas entre el número de individuos presentes ≥ 5 cm de dap en los diferentes tratamientos (p -valor = 0,0057). Todos los tratamientos pertenecientes a las estrategias

de restauración asistida (M99, M00, R97, RPI, R96) presentaron el mayor número de individuos (Figura 9).

Granda Moser *et al.* (2015) observó que la melina es un colonizador de pastos, siempre y cuando haya una fuente productora de semillas abundante y cercana al área de interés, que para el caso de este estudio fue la misma plantación.

Los tratamientos que presentaron un menor número de individuos y no presentan diferencias estadísticas entre sí fueron: RPII, BSI y BSII.



*BSII: bosque secundario II; BSI: bosque secundario I; RPI: restauración pasiva I; RPII: restauración pasiva II; M00: plantaciones de melina 2000; M99: plantaciones de melina 1999; R96: islas de restauración 1996; R97: islas de restauración 1997.

Figura 9. Número total de individuos registrados en la categoría fustal para cada uno de los tratamientos de restauración ecológica del Corredor Biológico Rincón Cacao, Área de Conservación Guanacaste, Costa Rica.

Existen dos aspectos importantes que pudieron influir en este resultado. Primero, el hecho de que tanto las islas de restauración como las plantaciones de melina fueron tratamientos basados en el aumento intensivo de individuos en los pastizales, con el fin de maximizar la posibilidad de que estos individuos llegaran a convertirse en productores de semillas.

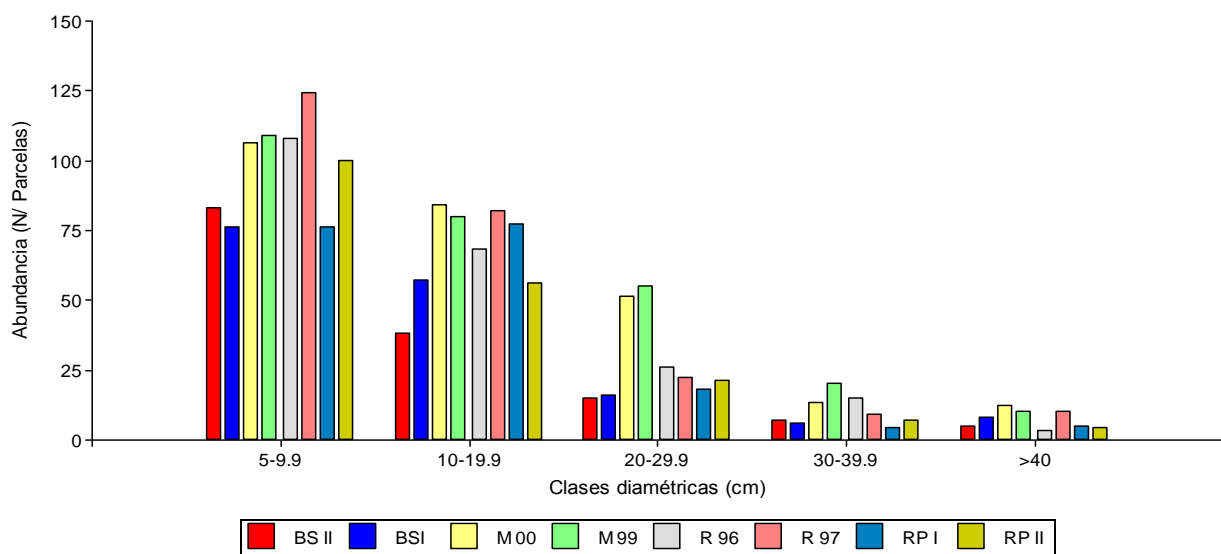
De acuerdo a lo anterior, en etapas iniciales, en las islas de los años 1996 y 1997 fueron utilizados 97.240 individuos dentro de diferentes actividades de siembra. Adicionalmente, con respecto a la dispersión de semillas se regaron más de 300 kg, (en su mayoría especies frutales) (Cuadro 3). Estas actividades o perturbaciones pudieron actuar como fuerzas renovadoras que potencialmente facilitaron la sucesión mejorando el crecimiento y el vigor de otras especies que compartían el mismo entorno (Reis *et al.* 2010).

Por otro lado, en los tratamientos de plantaciones M99 y M00 fueron plantadas más de 25.000 pseudoestacones de *G. arborea* respectivamente.

A pesar de las estrategias implementadas, hay que tener en cuenta que la estructura, la composición y la función son atributos que se pueden recuperar a tasas muy diferentes (Finegan 1996; Guariguata y Ostertag 2001; Chazdon 2008), e influenciadas por la historia del uso de la tierra (Letcher y Chazdon 2009), como se verá en las siguientes secciones.

La distribución de los individuos por clases diamétricas permitió inferir información sobre el estado demográfico de las masas de bosque. La variación en cada tratamiento a lo largo de diferentes clases diamétricas generalmente deriva de una mezcla de árboles que crecen en distintos microambientes y grados de supresión, distintos tamaños y edades y que han tenido que competir de forma distinta (Louman *et al.* 2001).

De acuerdo con los resultados, la distribución diamétrica de individuos de los tratamientos presentaron la mayor proporción en las primeras clases, la cual disminuyó paulatinamente en las siguientes, confiriéndoles una distribución gráfica en forma de “J” invertida, en donde los individuos se encuentran representando varias clases de tamaño (Louman *et al.* 2001) y donde la reserva de árboles y especies en las primeras clases aseguran el equilibrio de los bosques (Morales-Salazar *et al.* 2013) (Figura 10).



*BSII: bosque secundario II; BSI: bosque secundario I; RPI: restauración pasiva I; RPII: restauración pasiva II; M00: plantaciones de melina 2000; M99: plantaciones de melina 1999; R96: islas de restauración 1996; R97: islas de restauración 1997.

Figura 10. Abundancias de individuos por tratamiento en clases diamétricas en los tratamientos de restauración ecológica del Corredor Biológico Rincón Cacao, Área de Conservación Guanacaste, Costa Rica

La distribución de la gráfica anterior, discetánea o irregular, se caracteriza por la distribución de los individuos de un bosque en varias clases de tamaño; a partir de lo cual también es viable suponer diferentes edades debido a que este parámetro, así como el grosor de anillos de crecimiento y la composición química -entre otros-, cambia con el tiempo (Louman *et al.* 2001; Ajbilou *et al.* 2008).

Además, dicha distribución es típica de bosques secundarios maduros (Louman *et al.* 2001). De acuerdo con esta idea, los tratamientos se comportan demográficamente como bosques maduros cuando en realidad son bosques secundarios aún jóvenes, con edades entre 18-22 años. Según Guariguata y Ostertag (2002), estarían en una transición de joven a maduros y de acuerdo con Finegan (1996) estarían en la segunda fase de sucesión.

El hecho anterior representa un atributo clave de la restauración ya que, de acuerdo con los tipos de cobertura presentes en la zona como bosques maduros, secundarios y su respectiva distribución, los ecosistemas restaurados se han integrado paulatinamente en el paisaje, en donde interactúan a través de flujos o intercambios en una matriz ecológica (SERI 2004).

Las abundancias de los bosques secundarios de referencia (BSI y BSII), han sido superadas en todas las clases diamétricas por todos los tratamientos asistidos. Las plantaciones y las islas de restauración (R97; M99; M00; R96; y RPII) presentaron los valores más elevados del número de individuos en la primera clase; evidenciando una alta regeneración en clases pequeñas (5-9,9 cm).

En las clases intermedias fue posible notar las abundancias sobresalientes de los tratamientos con melina y en las de mayor edad y tamaño (>40 cm), valores bajos debido a un número reducido de individuos (Louman *et al.* 2001).

La distribución en la gráfica permite suponer que, al intervenir el ecosistema con las acciones apropiadas en los años 1996, 1997, 1999 y 2000, aumentó el número de individuos en fases iniciales. A su vez, esto aumentó el número de individuos que llegaron a su etapa reproductiva y esta puede ser considerada una de las razones por las cuales hoy en día aún se registran valores de regeneración superiores en las clases iniciales, dentro de los tratamientos asistidos, con respecto a los bosques secundarios mayores a 30 años.

Lo expuesto anteriormente también explica que los bosques son aún jóvenes ya que son pocos individuos los que han alcanzado diámetros superiores y además en ocasiones son remanentes de las pasturas de los años 80's y 90's.

La baja abundancia de individuos en estrategias como RPI, RPII y R96 en las clases de mayor tamaño, pudo deberse a diferentes razones relacionadas con el historial de las actividades de cada estrategia. Por ejemplo: 1) los individuos del tratamiento no presentan edad suficiente para haber alcanzado ese diámetro o no han alcanzado esa etapa sucesional; 2) el tratamiento posee individuos de gran tamaño y especies de crecimiento lento; 3) pudo ocurrir una crisis en la dinámica forestal en una época determinada (Ajbilou *et al.* 2008).

Según esta última afirmación, vale la pena mencionar los eventos de ciclones tropicales (Otto y Nate), considerados factores ambientales o climáticos que afectaron la zona del CBRC en el 2017 y 2016, y que pudieron haber incidido en la vegetación debido a los vientos, la precipitación y el avance del ciclón y aumentar las tasas de mortalidad, reclutamiento y regeneración, lo cual conduce a su vez a la modificación de la estructura y composición (Ajbilou *et al.* 2008; Araya-Orozco 2017; Brown 2017; Beven y Berg 2018).

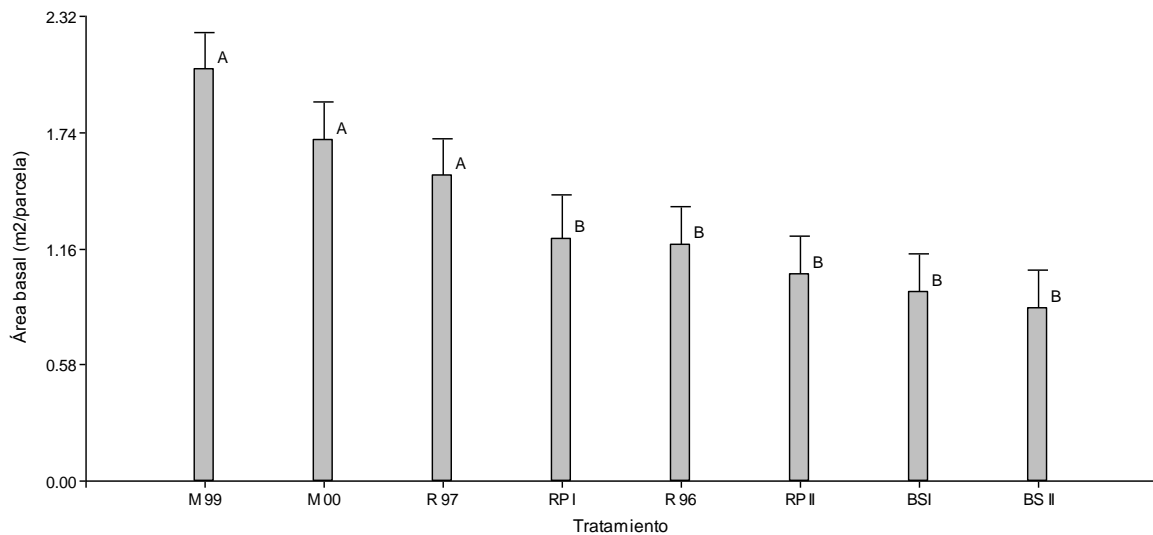
La plantación de *G. arborea* presentó una estructura coetánea, en donde una buena parte de los individuos tienen tamaños y edades similares. Esta estrategia permitió el surgimiento de un sotobosque que ocasionó cambios en la dinámica del bosque y logró cambiar el ambiente sobre el suelo, incidiendo en las oportunidades de germinación y establecimiento de especies diferentes, provenientes del banco de semillas o bien de la cercanía con bosques secundarios en la matriz ecológica (Louman *et al.* 2001).

Finalmente, es interesante comentar que en los datos colectados de tratamientos como R97, M00 y M99 fueron encontrados individuos de melina con diámetros desde 7 cm en adelante, lo cual permite suponer que la melina plantada hace 19 y 20 años se ha reproducido.

5.6.1.2 Área basal total de los tratamientos

Este índice permite establecer el grado de recuperación de los bosques (Morales-Salazar *et al.* 2013), a través de la densidad de masa de bosque; además está relacionado directamente con el volumen, biomasa y la ocupación del espacio disponible para crecer. Por ello, es también una medida de la competencia presente en un bosque (Husch *et al.* 2003).

Según los resultados obtenidos, se encontraron diferencias significativas en los tratamientos (p -valor = 0,0023) y se evidenció que la mayoría de los tratamientos de restauración asistida (M99, M00 y R97), son estadísticamente iguales y presentan los mayores valores de áreas basales. Por otra parte, RPI, R96, RPII, BSI y BSII mostraron los menores valores de área basal y no se diferencian entre sí (Figura 11).



*BSII: bosque secundario II; BSI: bosque secundario I; RPI: restauración pasiva I; RPII: restauración pasiva II; M00: plantaciones de melina 2000; M99: plantaciones de melina 1999; R96: islas de restauración 1996; R97: islas de restauración 1997.

Figura 11. Área basal en cada uno de los tratamientos evaluados en el Corredor Biológico Rincón Cacao, Área de Conservación Guanacaste, Costa Rica.

De acuerdo con lo expuesto anteriormente y teniendo en cuenta que *G* es un índice útil para la evaluación de la restauración, los tratamientos M99, M00 y R97 fueron los que presentaron la mayor densidad, biomasa, ocupación (por tanto, competencia), entre todos los tratamientos; superando los valores de los bosques secundarios de referencia y de las restauraciones pasivas.

Cabe señalar que las restauraciones pasivas, que presentan edades similares a los tratamientos asistidos, tienen menores valores de área basal, lo cual serviría como argumento a favor de los procesos de restauración implementados en plantaciones y reforestaciones.

Según Louman *et al.* (2001), un área basal similar (estadísticamente hablando), -como la de los tratamientos mencionados- puede significar muchos árboles de tamaños pequeños o regulares (como en las plantaciones de melina) o pocos árboles grandes (reforestaciones con individuos remanentes).

Lo anterior puede atribuirse a las actividades implementadas en las estrategias en fases iniciales, en donde fueron plantadas/sembradas especies de crecimiento rápido en altas densidades a través de estacones, riego de semillas, propágulos, entre otras, que aumentaron el número de individuos durante los primeros años y que afectaron a largo plazo la estructura dadas las actividades realizadas en el sitio y la intensidad con la cual se realizaron (Guariguata y Ostertag 2002).

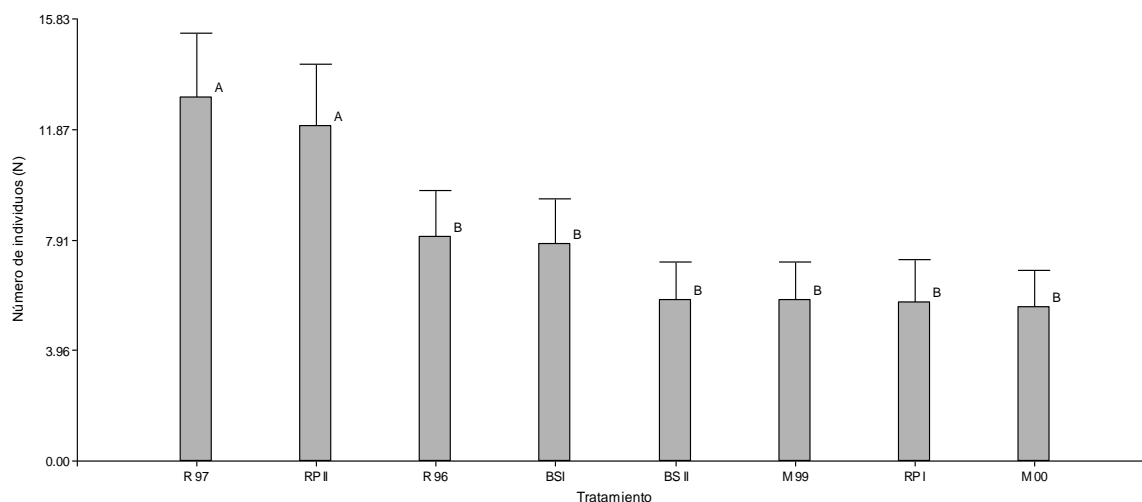
Otro aspecto interesante es que el tratamiento R97 obtuvo valores más altos y significativamente distintos a R96; según la sistematización realizada en este tratamiento fueron utilizadas especies de crecimiento rápido e introducidas como *G. arborea*, lo cual podría explicar la diferencia de valores.

Sin embargo, para hacer inferencias sobre el grado de desarrollo, se requiere de información complementaria referente a la composición florística (porque dos bosques con *G* similar, pueden tener una composición muy diferente) y de la distribución de árboles por clase diamétricas (Louman *et al.* 2001).

5.6.2 Regeneración

Abundancia de individuos en los tratamientos

Según los resultados obtenidos, existen diferencias significativas entre el número de individuos por tratamiento (p -valor = 0,0272). Las mayores abundancias se presentaron en los tratamientos R97 y RPII; y las menores en R96, SBI, BSII, M99, RPI y M00 (Figura 12).



*BSII: bosque secundario II; BSI: bosque secundario I; RPI: restauración pasiva I; RPII: restauración pasiva II; M00: plantaciones de melina 2000; M99: plantaciones de melina 1999; R96: islas de restauración 1996; R97: islas de restauración 1997.

Figura 12. Número total de individuos registrado en las parcelas de regeneración para cada uno de los tratamientos evaluados en el Corredor Biológico Rincón Cacao, Área de Conservación Guanacaste, Costa Rica.

El tratamiento R 97 posee los valores más altos de regeneración y a su vez valores bajos en términos de cobertura (Figura 8). Esto podría considerarse como una explicación de los resultados obtenidos teniendo en cuenta que el aumento en luminosidad y temperatura puede estimular la germinación del banco de semillas, generalmente de especies heliófitas (Raich & Gong 1990; Vazquez-Yanez y Orozco-Segovia 1994 citados por Guariguata y Ostertag 2002).

Otro aspecto importante a resaltar es que en el tratamiento M00 fueron encontrados individuos de melina pequeños, por ejemplo, de 4 cm; lo cual corrobora uno de los hallazgos encontrados a nivel de fustales: hay nuevas generaciones de esta especie.

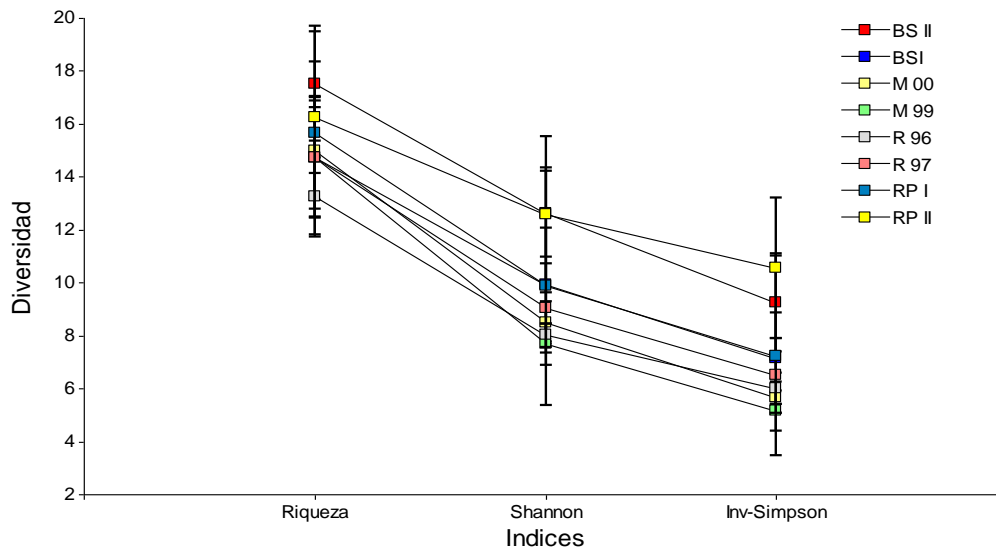
Lo anterior es un aspecto relevante y algo controversial, dado que esta especie es exótica y se encuentra en territorios de áreas protegidas en donde los esfuerzos están –en su mayoría– enfocados en la conservación de especies nativas; sin embargo, será un aspecto a discutir más adelante.

5.7 Análisis de riqueza y diversidad de los ocho tratamientos en el Corredor Biológico Rincón Cacao

5.7.1 Fustales

Índices de diversidad y riqueza específica (S)

No se presentaron diferencias significativas entre tratamientos con respecto a los índices de riqueza y diversidad para fustales (Shannon *p*-valor= 0,6003; Inv-Simpson *p*-valor = 0,6042 y riqueza *p*-valor = 0,9327). De todas formas, es posible hacer juicios descriptivos con los valores obtenidos para cada uno de los tratamientos a partir de la serie de números de Hill (Figura 13).



*BSII: bosque secundario II; BSI: bosque secundario I; RPI: restauración pasiva I; RPII: restauración pasiva II; M00: plantaciones de melina 2000; M99: plantaciones de melina 1999; R96: islas de restauración 1996; R97: islas de restauración 1997.

Figura 13. Perfiles de diversidad para la categoría fustales a partir de la serie de números de Hill en los tratamientos evaluados en el Corredor Biológico Rincón Cacao, Área de Conservación Guanacaste, Costa Rica.

Un aspecto importante a abordar es la diversidad α de la vegetación de los bosques tropicales de elevaciones bajas, ya que se espera que en parcelas de estudio pequeñas, es mayor conforme aumenta la precipitación anual. Es decir que para el caso de los tratamientos objeto de estudio, este valor tendría que ser alto, ya que son bosques húmedos tropicales (Gentry 1982, Clinebell *et al.* 1995 citados por Delgado y Finegan 1999), con una precipitación de 3250 mm (ACG 2012); además, es poco afectada por las condiciones de suelo (Clinebell *et al.* 1995 en Delgado y Finegan 1999).

El hecho de que no se presentaran diferencias, es un llamado a aumentar el esfuerzo de muestreo que permita corroborar dichos resultados que, de corroborarse, podrían ser considerados como un argumento a favor de la restauración en el CBRC.

Según un estudio realizado por Aide *et al.* (2000), la regeneración natural demostró ser efectiva para restaurar un bosque secundario tropical, en términos no solo de su estructura, sino también de su diversidad leñosa en un periodo de 40 años

Lo anterior también depende en gran medida de la configuración espacial del paisaje y del entorno que rodea a los tratamientos, ya que de esto también puede depender la recuperación de biomasa, riqueza de especies e incluso la composición (Guariguata y Ostertag 2001; Chazdon 2008). Al tener bosques secundarios o primarios cercanos puede darse un flujo de semillas a las zonas en recuperación y favorecer los procesos de sucesión.

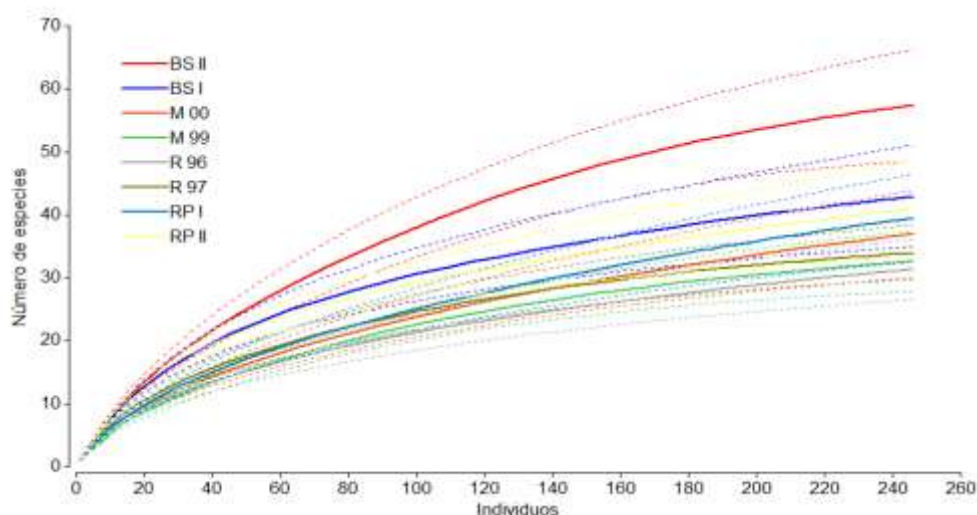
Curvas de rarefacción

Una vez realizado el procedimiento de extrapolación e interpolación, la acumulación de las curvas alcanzó una asíntota clara y fue posible hacer una comparación con respecto a la riqueza por tratamiento, teniendo en cuenta que el tamaño de muestras difiere (Gotelli Nicholas y Colwell Robert 2001).

Las curvas de acumulación de especies en función del número de individuos mostraron que la riqueza aumentó con la edad de los bosques (Finegan 1996), -aspecto que coincide con el trabajo realizado por Morales-Salazar *et al.* (2013)- y con los tratamientos de restauración asistida implementados. La riqueza de los bosques tropicales puede ser recuperada a nivel de un bosque maduro en un lapso de 80 años, según Finegan (1996) . Por ello, es considerada como un indicador de la velocidad de recuperación.

A partir de la Figura 14, se puede indicar cuales tratamientos acumulan más especies en relación al número de individuos, según lo cual existen diferencias entre algunos de los tratamientos. Por ejemplo, el tratamiento BSII es diferente y tiene la mayor riqueza de especies que el resto de los tratamientos, con excepción del tratamiento BSI, con el cual no tiene diferencias. De igual manera se corrobora que el mayor número de especies registrado fue en el BS II y el menor en el tratamiento de R96.

Adicionalmente, R97, M99 y R96, son los tratamientos que presentan una asíntota más clara en donde la tendencia de las líneas no es a seguir su crecimiento; por esto se puede decir que ya alcanzaron su riqueza máxima y que, si se incrementa el número de individuos, muy posiblemente no habrá registros nuevos de especies.



*BSII: bosque secundario II; BSI: bosque secundario I; RPI: restauración pasiva I; RPII: restauración pasiva II; M00: plantaciones de melina 2000; M99: plantaciones de melina 1999; R96: islas de restauración 1996; R97: islas de restauración 1997.

Figura 14. Curva de rarefacción o acumulación de especies de ocho tratamientos de parcelas de fustales evaluados en el Corredor Biológico Rincón Cacao, Área de Conservación Guanacaste, Costa Rica.

También es interesante que el menor número de especies se visualiza en el tratamiento de islas de restauración 1996. Este hecho podría llegar a suponer que un mayor número de especies en el tratamiento del año 1997 podría deberse a la mejoría en la implementación de nuevas actividades dentro del tratamiento, que no se practicaban en años anteriores; por ejemplo, la siembra de melina y una mayor cantidad de pseudoestacones (o árboles jóvenes producidos en vivero o colectados de la regeneración natural, que son más lignificados que los estacones).

De igual forma, se debe considerar que entre mayor fuese la intensidad con la que se utilizó un terreno – por ejemplo un pastizal ganadero-, cabe esperar que la riqueza se recupere más lentamente debido a la compactación de suelo, limitaciones espaciales de la dispersión de propágulos, e incluso las posibilidades de incendios (Nepstad *et al.* 1996; Guariguata y Ostertag 2002), y que la biomasa lo haga a un ritmo más acelerado (Guariguata *et al.* 1997; Aide *et al.* 2000; Chazdon 2008; Letcher y Chazdon 2009).

De acuerdo con lo anterior, los tratamientos asistidos tomarían más tiempo dentro de los procesos de sucesión en la restauración para alcanzar valores similares a los de los bosques secundarios, de acuerdo a la historia de uso de suelo que los precede. Además, es de esperar que los bosques jóvenes tengan menor riqueza de especies que los naturales maduros (Louman *et al.* 2001).

De igual manera fue posible notar que, dentro de la restauración asistida, el tratamiento de melina obtuvo valores de riqueza iguales o superiores a los de las islas de restauración; M99 presentó mayor riqueza que R96 e iguales a R97. Una de estas diferencias puede estar relacionada con la presencia de la melina como tal en R97, pero harían falta más estudios para probar efectos de esta especie.

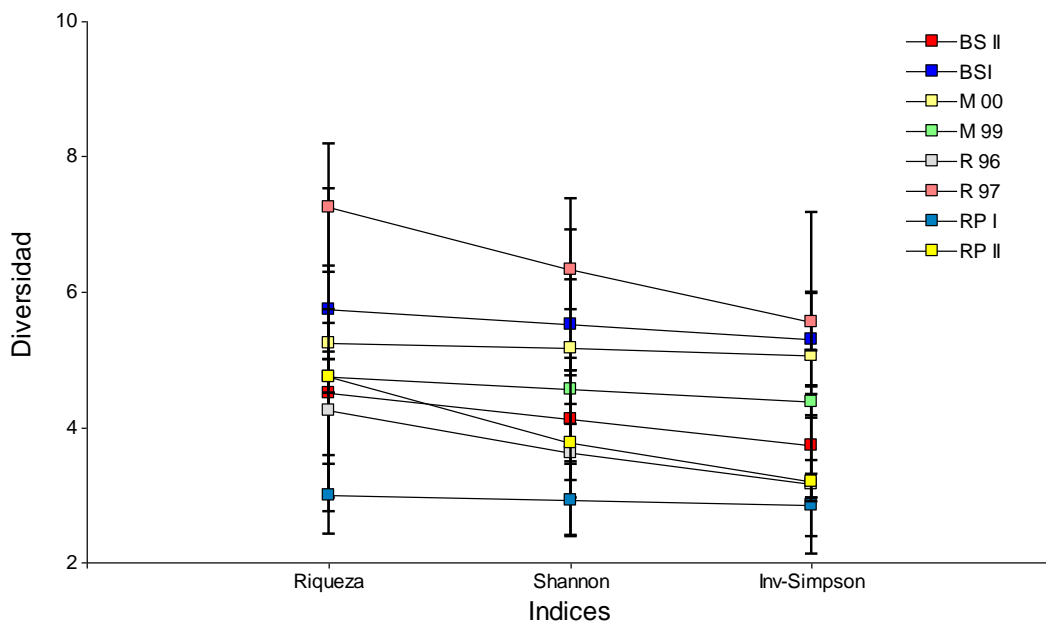
Si el objetivo de la restauración del CBRC inicialmente hubiese sido no solo la eliminación de pasto, sino el incremento en el número de especies, todos los tratamientos estarían -según Finegan (1996)- aproximadamente a 60 años de distancia para parecerse a un bosque maduro.

Sin embargo, dentro de los objetivos que se plantea el CBRC, sí hay una tendencia a buscar la conectividad de biodiversidad en términos biológicos y ecológicos, lo cual implica que estos tratamientos asistidos evidencian que la riqueza es un atributo que está siguiendo una trayectoria encaminada a la restauración.

5.7.2 Regeneración

Índices de diversidad

No se presentaron diferencias significativas entre tratamientos con respecto a los índices de riqueza y diversidad (Shannon *p-valor*= 0,4079; Simpson *p-valor* = 3513 y riqueza *p-valor* = 0,4306). Sin embargo, existen algunos de ellos en donde sí es posible describir mayor o menor diversidad, de acuerdo a la serie de números de Hill (Figura 15).



*BSII: bosque secundario II; BSI: bosque secundario I; RPI: restauración pasiva I; RPII: restauración pasiva II; M00: plantaciones de melina 2000; M99: plantaciones de melina 1999; R96: islas de restauración 1996; R97: islas de restauración 1997.

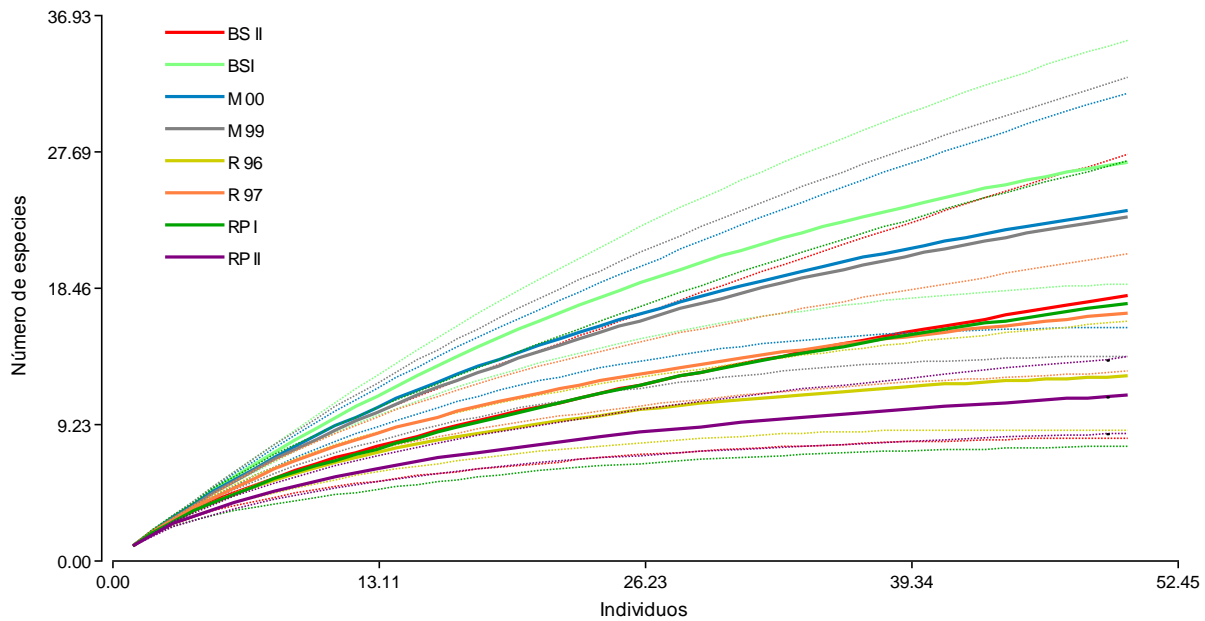
Figura 15. Perfiles de diversidad para la categoría regeneración a partir de la serie de números de Hill en los tratamientos evaluados en el Corredor Biológico Rincón Cacao, Área de Conservación Guanacaste, Costa Rica.

Hay una tendencia a que las técnicas de restauración asistida obtengan valores altos de riqueza y diversidad, con respecto a los bosques de referencia (Figura 15); sin embargo, al igual que en los fustales se recomienda aumentar el esfuerzo de muestreo para corroborar la información obtenida a partir del ANOVA.

La riqueza en bosques secundarios húmedos tropicales, en parcelas pequeñas, puede rápidamente igualar a la de los bosques primarios, pero su composición sigue siendo completamente diferente (Finegan 1996) Lo anterior debido a que la composición y la riqueza pueden variar de forma independiente. Por ello es importante entrar a analizar la composición de los tratamientos (Delgado y Finegan 1999).

Curvas de acumulación de especies

A partir de los resultados obtenidos, se puede indicar que los tratamientos que presentaron mayor acumulación de especies en relación al número de individuos fueron BSI, M00 y M99. Por otra parte, el valor más bajo de riqueza fue obtenido por RPI y los tratamientos que presentan una asíntota, -que han alcanzado su riqueza máxima- son RPII y R96 (Figura 16).



*BSII: bosque secundario II; BSI: bosque secundario I; RPI: restauración pasiva I; RPII: restauración pasiva II; M00: plantaciones de melina 2000; M99: plantaciones de melina 1999; R96: islas de restauración 1996; R97: islas de restauración 1997.

Figura 16. Curva de rarefacción o acumulación de especies de ocho tratamientos de parcelas de regeneración en tratamientos evaluados en el Corredor Biológico Rincón Cacao, Área de Conservación Guanacaste, Costa Rica.

Según (Parrotta 1992b), la riqueza de especies fue mayor en plantaciones que en las parcelas de control para pastos; los resultados obtenidos en este estudio coinciden, ya que finalmente los tratamientos de melina presentaron valores iguales a la restauración pasiva.

Lo anterior puede ser considerado como un aspecto positivo para los procesos de restauración, ya que el aumento de la riqueza y biodiversidad en los tratamientos asistidos respalda el esfuerzo invertido en la asistencia de esos pastizales en años iniciales, ya que varias de estas generaciones pueden ser nuevas descendencias de los individuos sembrados años atrás (1996-2000). Además, permite inferir positivamente sobre el proceso de restauración, ya que da respuesta a los objetivos de restauración planteados por el CBRC y el ACG en términos de conectividad.

Los resultados revelan que los tratamientos de melina han sido de cierta manera exitosos, en tanto han permitido que la regeneración de especies diferentes puedan establecerse, aspecto que no solo dependía de las especies que surgían del banco de semillas, sino que también fue favorecido por la cobertura de dosel que generaba la melina y su respectiva transformación de las condiciones microclimáticas (Guariguata y Ostertag 2002; Lamb *et al.* 2005). De igual manera, el éxito estaba supeditado a la lluvia se semillas que pudiese llegar de bosques secundarios cercanos a través de dispersores de semillas como aves y mamíferos; así como de la habilidad de las especies leñosas en alcanzar las pasturas, establecerse, desarrollarse y reproducirse (Lamb *et al.* 2005).

La melina también puede estar sirviendo como fuente de alimento para la fauna dispersora de semillas, con lo cual favorecería indirectamente la conectividad dentro de los parches que se encuentran en el CBRC y en los cuales años atrás los animales silvestres no permanecían, ya que

ahora estos tratamientos son lugares en donde la fauna silvestre puede refugiarse, alimentarse y eventualmente reproducirse.

5.8 Análisis de composición de los ocho tratamientos en el Corredor Biológico Rincón Cacao

5.8.1 Fustales

En el caso de las parcelas de fustales (400 m²), se registraron en total 1686 individuos de 127 especies, distribuidos en un total de 47 familias botánicas. En este caso, el mayor número de individuos se presentó en la familia Malvaceae (360), seguida por las familias Lamiaceae (250), Lauraceae (159) y Melastomataceae (126). Al mismo tiempo, las familias con el menor número de individuos registrados fueron: Phyllanthaceae, Aquifoliaceae, Burseraceae, Lacistemataceae, Ochnaceae y Caricaceae con un solo registro; las familias Arecaceae, Staphyleaceae, Hypericaceae, Musaceae, Calophyllaceae y Annonaceae, con dos registros y, finalmente, las familias: Cyatheaceae, Clusiaceae, Apocynaceae, Combretaceae, con tres registros.

El mayor número de especies se presentó en las familias Fabaceae (23), Lauraceae y Malvaceae (9, en cada una). El menor número de especies se registró en las familias: Cloranthaceae, Siparunaceae, Simaroubaceae, Rhamnaceae, Dipentodontaceae, Rutaceae, Calophyllaceae, Staphyleaceae, Clusiaceae, Apocynaceae, Clethraceae, Caricaceae, Aquifoliaceae, Burseraceae, Lacistemataceae, Ochnaceae, Combretaceae, Salicaceae, Musaceae, Magnoliaceae y Phyllantaceae; con un solo registro.

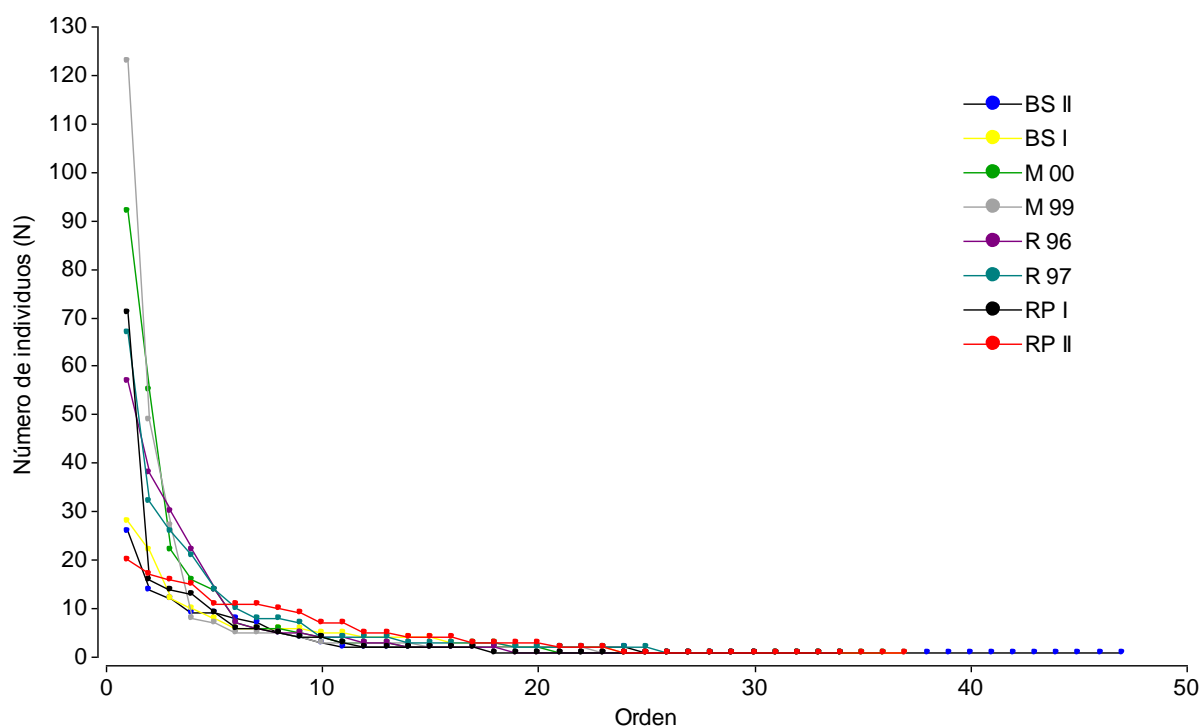
Las familias que presentaron registros, y que según Finegan (1996), son típicas de bosques secundarios húmedos tropicales son: Moraceae, Lauraceae, Sapotaceae, Myristicaceae y Annonaceae.

Del total de especies solo una fue identificada hasta el nivel de género (*Ocotea* sp.) y el resto hasta nivel de especie.

Curvas de rango abundancia

Las curvas para cada uno de los tratamientos confirman la presencia de pocas especies con altos valores de abundancia (dominantes) y otras raras o poco abundantes, representadas por unos pocos individuos, a veces solo uno (Figura 17). Según los resultados mostrados en esta figura, es posible notar que los bosques secundarios presentaron poca dominancia de especies; posiblemente la edad que presentan les confiere mayor equitatividad en las especies presentes y mejor distribución de los recursos en términos de biomasa (Finegan 1996).

Por otra parte, los tratamientos de restauración asistida presentaron alta dominancia de especies (ya que la curva es poco asintótica), especialmente en estrategias como: M99 y M00.



*BSII: bosque secundario II; BSI: bosque secundario I; RPI: restauración pasiva I; RPII: restauración pasiva II; M00: plantaciones de melina 2000; M99: plantaciones de melina 1999; R96: islas de restauración 1996; R97: islas de restauración 1997.

Figura 17. Curvas de rango-abundancia para los ocho tratamientos en parcelas de fustales en tratamientos evaluados en el Corredor Biológico Rincón Cacao, Área de Conservación Guanacaste, Costa Rica.

G. arborea se presentó como una de las especies dominantes en estos dos tratamientos debido a la gran cantidad de individuos presentes en la plantación, ante lo cual vale la pena mencionar que su dosel, junto con la disponibilidad de luz –discutida en acápite anteriores-, pueden afectar la trayectoria de la sucesión en términos de composición de especies (Caham *et al.* 1994 citado por Guariguata y Ostertag 2002).

Según lo anterior y el Cuadro 7, las dos especies más dominantes después del tratamiento M99 son: *Hampea appendiculata* (17,9%) y *Nectandra membranaceae* (9,9%). En el tratamiento M00 hay menor dominancia de melina que en M99, y las dos especies dominantes que están inmediatamente abajo en el orden de abundancia son también *H. appendiculata* (20,7%) y *Nectandra membranaceae* (8,3%).

La primera de estas especies, es leñosa y típica de bosques húmedos tropicales de tierras bajas de la familia Lauraceae (Finegan 1996); aspecto que coincide también con la altitud en la cual se encuentran los tratamientos (573 y 587 msnm).

La dominancia de *H. appendiculata* puede explicarse también debido a que es característica de etapas sucesionales tempranas (de 20 años), como ocurre en la presente investigación, en donde los tratamientos de melina tienen 18 y 19 años, respectivamente (Guariguata y Ostertag 2002).

Potra parte, según un estudio realizado por Huston (1982) citado por Guariguata y Ostertag (2002), *H. appendiculata*, tendía a dominar suelos más fertilizados y ricos en nutrientes. Además, otra investigación realizada en Costa Rica, reportó que las tasa de mineralización de nitrógeno y de nitrificación de suelo en un bosque de edades entre 10 y 20 años, eran similares a las de un bosque primario adyacente (Reiners *et al.* 1994 citado por Guariguata y Ostertag 2002).

Los argumentos anteriores permiten suponer que esta especie puede estar dominando en esa zona dadas las características de sus suelos, que podrían eventualmente considerarse positivas –en términos de restauración-, con respecto a las etapas iniciales de los suelos, en donde predominaba la actividad ganadera. De igual manera, se podría pensar que la melina pudo favorecer condiciones específicas a nivel de suelo que a largo plazo permitieron el establecimiento de especies nativas.

Otro aspecto a considerar sobre la dominancia de *H. appendiculata* es que, si se observa a mayor escala la zona en la cual está ubicado el CBRC, se puede determinar que es una zona de confluencia de dos cadenas montañosas y de influencia volcánica. De acuerdo con esto, los tratamientos que se encuentran en las elevaciones más bajas de estos territorios (500-600 msnm), pueden ser consideradas zonas de sedimentación o depósito de minerales y también de materia orgánica, que se han acumulado allí a lo largo del tiempo.

Finalmente, si no se tuviese en cuenta la melina, los tratamientos que pasarían a tener valores altos de dominancia de especies son RPI, R97 y R96 (Cuadro 7), aspecto que se vería reflejado justamente en donde se suaviza la tendencia de la curva. Esto indica que los tratamientos son más equitativos (Figura 17).

De acuerdo con lo anterior, RPI presentaría dominancia por *Conostegia xalapensis* (39,4%) y R97 y R96 por *H.* (27,1%; 27,1% respectivamente).

Cuadro 7. Porcentaje de las cinco especies más dominantes en los tratamientos en parcelas de fustales en tratamientos evaluados en el Corredor Biológico Rincón Cacao, Área de Conservación Guanacaste, Costa Rica

Especie	BS II	BS I	M 00	M 99	R 96	R 97	RP I	RP II
<i>Hampea appendiculata</i>	17.6	13.5	20.7	17.9	25.9	27.1	8.9	8.5
<i>Colubrina spinosa</i>	9.5							
<i>Claricia biflora</i>	8.1							
<i>Dendropanax arboreus</i>	6.1						5	8
<i>Allophylus psilospermus</i>	6.1							
<i>Adelia triloba</i>		17.2						
<i>Cecropia obtusifolia</i>		7.4	5.3		10	8.5	7.8	
<i>Conostegia xalapensis</i>		6.1		2.9	6.4		39.4	
<i>Ocotea tenera</i>		4.9						
<i>Gmelina arborea</i>			34.6	44.9		13		
<i>Nectandra membranacea</i>			8.3	9.9	17.3			10.6
<i>Myrcia splendens</i>			6					9
<i>Psychotria luxurians</i>				2.6		10.5		
<i>Senna papillosa</i>					13.6			
<i>Cestrum racemosum</i>						5.7		
<i>Clethra costaricensis</i>							7.2	
<i>Pipiper colubrinum</i>								5.9

Otro aspecto importante de mencionar es que una proporción significativa de las especies encontradas en las comunidades de los bosques húmedos tropicales están representadas por uno o pocos individuos (Hubel y Foster 1987 citado por Delgado y Finegan 1999), en muchas ocasiones especies raras importantes para la conservación de la biodiversidad (Meffe y Carrol 1997 en: Delgado y Finegan 1999). Sin embargo, es poco lo que se puede decir de esas especies (Delgado y Finegan 1999) y si el objetivo es la identificación de tipos de bosque según su composición, usualmente se eliminan las especies escasas porque aportan poco para el análisis de la información (Greg-Smith 1983 en : Diego y Finegan 1999).

5.8.1.1 Covariables explicativas de variabilidad entre tratamientos en el Corredor Biológico Rincón Cacao

Este análisis evaluó la relación entre las variables de composición de las parcelas entre los ocho tratamientos, con respecto a la altitud en la cual se encontraban. Esta última variable fue registrada en campo con la opción de ser utilizada a manera de covariable.

La altitud de los tratamientos comprendió un rango de 229 metros, entre 549 y 778 msnm. En este rango se ubicaron los ocho tratamientos; el que se ubicó a mayor altitud fue R96 y la menor RPII (Cuadro 8).

Cuadro 8. Promedio de altitud de los tratamientos en el Corredor Biológico Rincón Cacao, Área de Conservación Guanacaste, Costa Rica

Estrategia	Tratamientos	Altitud (msnm)
Restauración pasiva	RP II	556
	BS I	660
	BS II	564
	RP I	720
Restauración asistida	R 96	763
	M 99	587
	R 97	735
	M 00	573

El correlograma de la (Figura 18) muestra que, en cuanto a mayor distancia en términos de altitud, las parcelas se diferencian más en su composición de especies. Lo anterior coincide con lo encontrado por Maza-Villalobos *et al.* (2014), en una investigación realizada en una cuenca en México a lo largo de un gradiente altitudinal en donde fue posible evidenciar que la composición de especies varió notablemente con respecto a la altitud.

Lo anterior ayudaría a explicar una eventual coincidencia entre la composición de algunas parcelas de diferentes tratamientos y por esta razón fueron incluidas en los análisis de escalamiento métrico no multidimensional.

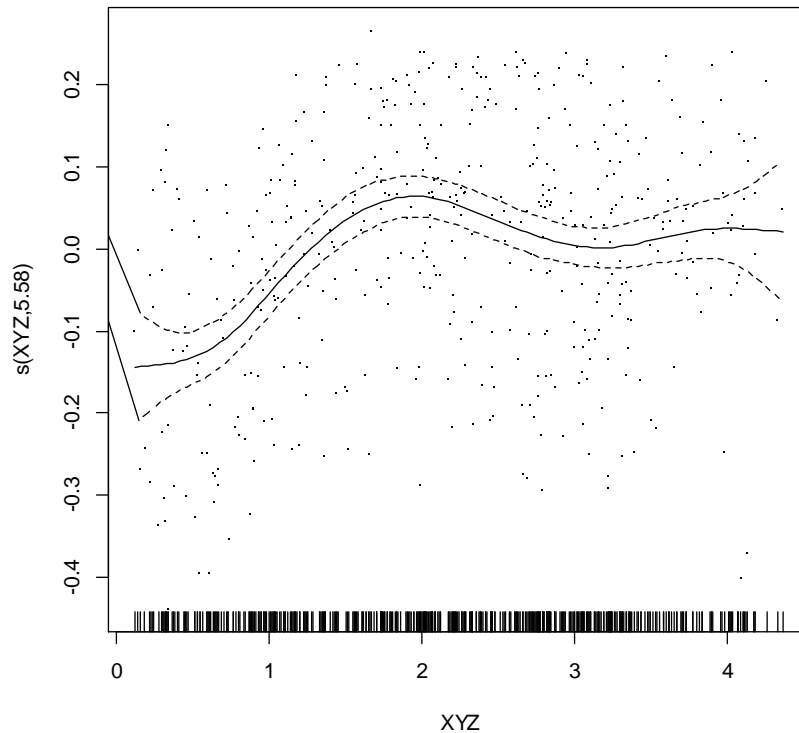


Figura 18. Correlograma entre la composición de especies y la altitud de la zona de estudio en el Corredor Biológico Rincón Cacao, Área de Conservación Guanacaste, Costa Rica.

5.8.1.2 Escalamiento no métrico multidimensional (nonmetric multidimensional scaling - NMS)

Análisis de similitud entre tratamientos en el Corredor Biológico Rincón Cacao

A partir del análisis de similitud y la respectiva comparación entre grupos, se puede afirmar que existen diferencias entre la composición de especies de al menos un par de tratamientos de restauración ($p=0,001$). Dichas diferencias se encontraron principalmente entre estrategias asistidas y estrategias pasivas de restauración como la M00 y la RPI ($p=0,0276$) y entre M99 y RPI ($p=0,0276$). Sin embargo, es interesante destacar que se presentaron diferencias marginales entre BSII y RPI ($p=0,0545$) y R97 y RPI ($p=0,0545$). Por ello, se incluyó la altitud en el análisis NMS posterior, como una de las variables que podría explicar más el comportamiento de los datos.

El análisis de ordenación reportó un estrés final de 19,74 a nivel de parcelas con una solución bidimensional (dos ejes explicativos), lo cual indica que se encuentra dentro de los rangos de inestabilidad aceptables; además, el porcentaje de la varianza total fue de 86,6% (NMS 1 = 0,53 y NMS2 2 = 0,37). Dicho análisis se considera satisfactorio cuando se puede explicar más del 50% de la varianza en estos ejes (McCune y Grace 2002 citado por Granda Moser *et al.* 2015).

El análisis de ordenación permitió visualizar las distribuciones e interrelaciones entre grupos o parcelas, en el espacio de las especies. Los resultados evidenciaron la tendencia del agrupamiento entre parcelas más similares en términos de composición y las especies más importantes en estas.

Según los resultados obtenidos, los tratamientos siguen un gradiente según diversidad de árboles; del lado izquierdo de la ordenación se encuentran los tratamientos R97, R96, M00 y M99, seguidos por RPI y RPII. En el otro extremo, se encuentran BSI y BSII, siendo los tratamientos con mayor variación de especies (Figura 19).

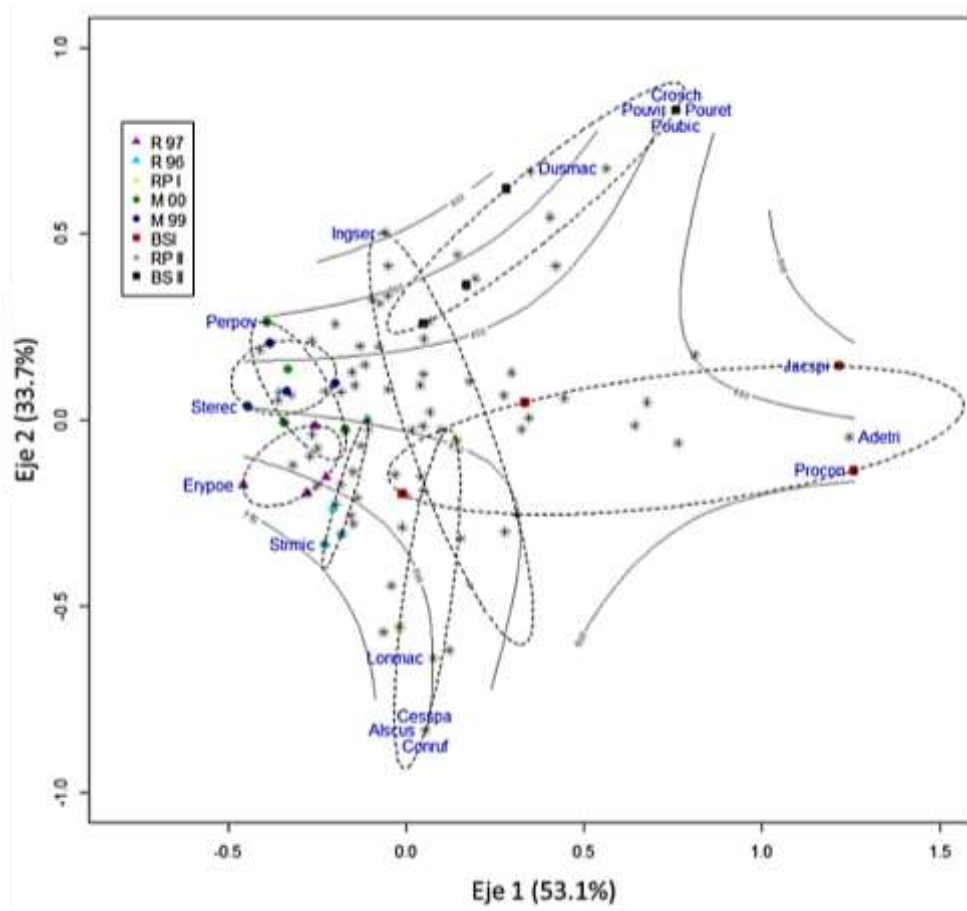


Figura 19. Diagrama de ordenación que muestra la relación entre las 31 parcelas principales de muestreo, basado en la distancia Bray- Curtis y las especies más importantes en ellas en el Corredor Biológico Rincón Cacao, Área de Conservación Guanacaste, Costa Rica

Las especies que se encuentran en el punto de inercia de la ordenación en la Figura 19 son aquellas comunes y compartidas en todos los tratamientos.

Mientras que las que se encuentran hacia afuera de la Figura 19 (códigos en azul), tienden a separar las elipses o tratamientos. Además, corresponden a especies exclusivas aquellas raras o poco comunes que aparecían en la parte terminal de la gráfica de rango de dominancia (Figura 17). Algunos ejemplos son en BSI, *Adelia triloba* (Adetri); BSII, *Pouteria reticulata*; RPI, *Cespedesia spathulata*; RPII, *Inga sertulifera*; R96, *Stryphnodenron microstachyum*; R97, *Erythrina poeppigiana*; M00, *Persea povedae* y M99, *Sterculia recordiana*.

Otro aspecto interesante de estas especies mencionadas es que además de tener bajas abundancias, son en su mayoría heliófitas durables e inclusive algunas esciófitas. Lo anterior puede ser un indicio de la maduración de los procesos de sucesión en las estrategias de restauración pasivas como en las asistidas (Finegan 1996), que no necesariamente convergen en un bosque maduro (Aide *et al.* 2000;

Letcher y Chazdon 2009). También puede ser evidencia de las dinámicas de luminosidad en los bosques (Louman *et al.* 2001).

La rareza en las especies puede llegar a ser relevante en términos de riqueza y diversidad de la comunidad; pueden ser incluso más importantes que las especies comunes en contextos específicos de conservación de la biodiversidad, ya que marcan la diferencia entre grupos de comunidades vegetales de interés (Meffe y Carrol 1997 en Delgado y Finegan 1999).

Al observar el tamaño de las elipses de predicción, se puede tener una idea de la variabilidad en una comunidad o tratamiento. De acuerdo con esto, a mayor tamaño de la elipse, mayor varianza en la composición de especies en las parcelas. El tratamiento que tiene mayor varianza en la composición es BSI, seguido de RPII, BSII; RPI; M00; M99; R97 y R96.

Finalmente, la variación espacial de hábitats creados por las actividades de manejo y las variaciones propias del sitio, determinan la diferenciación de comunidades dentro del bosque (β) (Delgado y Finegan 1999). Es así como la presencia de las curvas de altitud puede explicar –en algún grado– la similitud de entre la composición florística de las parcelas que pertenecen a tratamientos diferentes.

5.8.2 Regeneración

En el caso de las subparcelas, se registraron en total 248 individuos de 56 especies distribuidas en 32 familias botánicas. El mayor número de individuos se encontró en la familia Siparunaceae (32), seguida por las familias Fabaceae (24), Lauraceae (22) y Rubiaceae y Malvaceae (con 20 respectivamente). El menor número de individuos se presentó en familias con un solo registro como: Violaceae, Clusiaceae, Combretaceae, Dipentodontaceae, Rhamnaceae, Apocynaceae, Bignoniaceae, Ulmaceae, Caricaceae y Rutaceae.

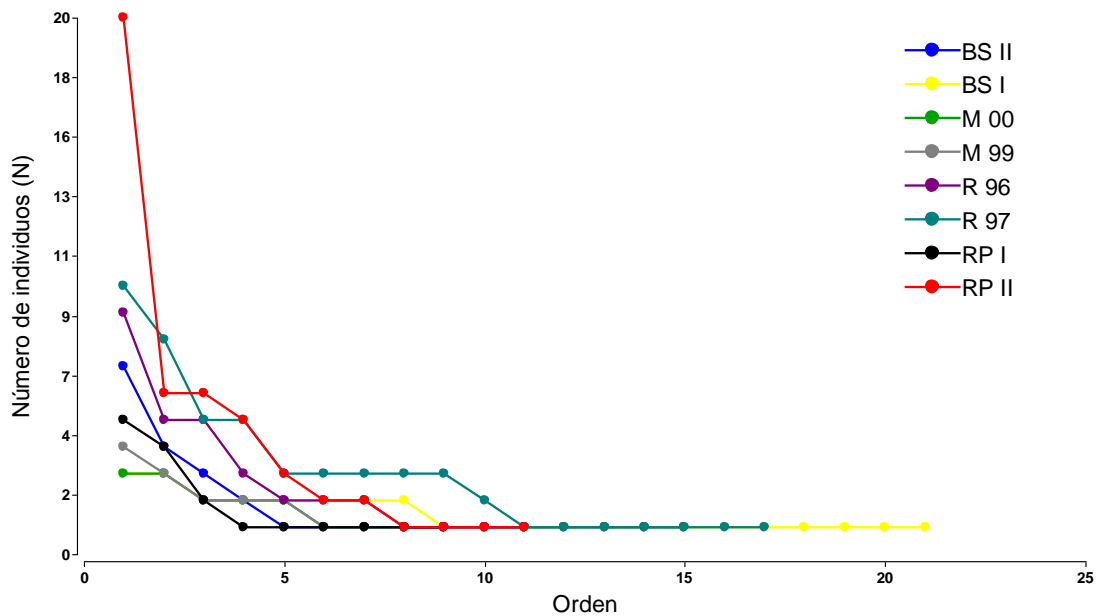
Las familias con el mayor número de especies fueron Fabaceae (5); Lauraceae (5) y Euphorbiaceae (4). Las familias con un solo registro fueron: Myrtaceae, Siparunaceae, Araliaceae, Myristicaceae, Zingiberaceae, Arecaceae, Meliaceae, Lamiaceae, Anacardiaceae, Chloranthaceae, Boraginaceae, Sabiaceae, Violaceae, Clusiaceae, Combretaceae, Dipentodontaceae, Rhamnaceae, Apocynaceae, Bignoniaceae, Ulmaceae y Caricaceae.

Las familias que presentaron registros y que según Finegan (1996), son típicas de bosques secundarios húmedos tropicales son: Moraceae, Lauraceae y Myristicaceae.

Curvas de rango-abundancia

Los análisis correspondientes a la regeneración muestran una tendencia general en donde la dominancia es baja y la mayoría de los tratamientos están representados por curvas suavizadas en donde se asume mayor equitatividad (Figura 20).

Adicionalmente, se observa que hay solo un tratamiento (RPII) que posee una especie muy dominante de acuerdo al número de individuos (*Siparuna thecaphora*), seguida por *Piper colubrinum* y *Myrcia splendens*.



*BSII: bosque secundario II; BSI: bosque secundario I; RPI: restauración pasiva I; RPII: restauración pasiva II; M00: plantaciones de melina 2000; M99: plantaciones de melina 1999; R96: islas de restauración 1996; R97: islas de restauración 1997.

Figura 20. Curvas de rango-abundancia para los ocho tratamientos identificados en las parcelas de regeneración en el Corredor Biológico Rincón Cacao, Área de Conservación Guanacaste, Costa Rica

En el tratamiento R97 las tres especies más dominantes fueron: *H. appendiculata*, seguida por *Siparuna thecaphora* y *Cecropia obtusifolia*. La primera de estas especies es la más dominante a nivel de regeneración y también a nivel de fustales en este tratamiento.

Particularmente, en el tratamiento R96 las especies más dominantes fueron: *Senna papillosa*, *Psychotria luxurians* y *Nectandra membranacea*; en el BSII corresponden a *Clarisia biflora*, *Nectandra membranacea* y *Myrcia splendens* y en el tratamiento RPI fueron *Conostegia xalapensis*, *Acalypha diversifolia* y *Nectandra membranacea*.

En el tratamiento de melina de 18 años (M00), la especie más importante en término del número de individuos presentes por especie fue *Conostegia xalapensis*, seguida por *Cestrum racemosum* y *N. membranacea*.

En la melina de 19 años (M99), las especies más importantes fueron *H. appendiculata*, *Swartzia cubensis* y *Virola koschnyi*. De todas ellas, la especie que se comparte con las parcelas de fustales en el mismo tratamiento es la primera.

Un aspecto importante a comentar en términos de restauración es el hecho de que, en las zonas terminales de las gráficas de ambos tratamientos, fue posible evidenciar en melina, unos pocos individuos de diámetro pequeño que hacen parte de las nuevas generaciones poco abundantes.

5.9 La sucesión de los bosques a partir de gremios de árboles dominantes en parcelas de fustales y de regeneración en el Corredor Biológico Rincón Cacao, Área de Conservación Guanacaste, Costa Rica

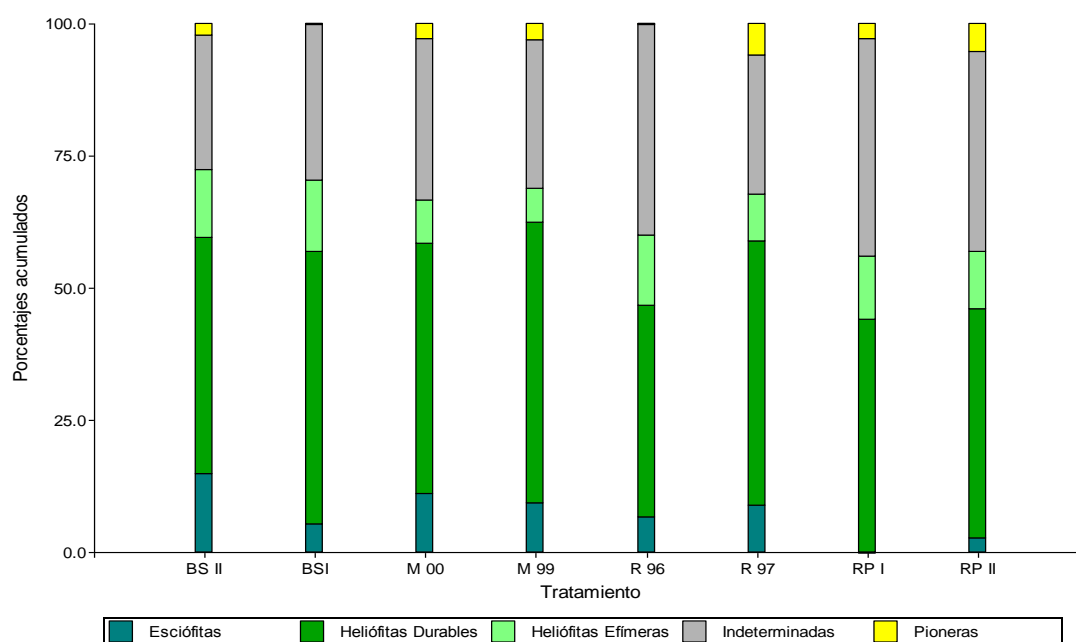
5.9.1 Fustales

Luego de la asignación de gremios a las especies identificadas, fue posible notar que una gran parte de las mismas quedaron sin gremio, debido a que esta información no estuvo disponible en las fuentes consultadas. En otras ocasiones el gremio utilizado fue aquel –que por literatura- se encontró asignado a nivel de género.

En las parcelas de fustales se tiene que los tratamientos se caracterizaron por presentar especies pioneras, heliófitas durables, heliófitas efímeras, esciófitas y algunas especies indeterminadas.

Teniendo en cuenta el gráfico de rango de dominancia (Figura 17), es posible tener conocimiento sobre las especies más abundantes en cada uno de los tratamientos y con ello asignar el gremio más representativo de cada uno de ellos. De acuerdo con esto, dentro del estado actual de los tratamientos en el CBRC, la especie más dominante –en términos del número de individuos- de la mayoría de tratamientos pertenece al gremio de heliófitas efímeras, a excepción de BSI y RP II, (en el caso particular de la melina se tuvo en cuenta la especie con mayor abundancia después de esta) (Anexo).

Sin embargo, es interesante encontrar también que, de acuerdo a la cantidad de especies presentes en cada tratamiento y su respectiva asignación de gremios, existen porcentajes altos pertenecientes al gremio de heliófitas durables (Figura 21).



*BSII: bosque secundario II; BSI: bosque secundario I; RPI: restauración pasiva I; RPII: restauración pasiva II; M00: plantaciones de melina 2000; M99: plantaciones de melina 1999; R96: islas de restauración 1996; R97: islas de restauración 1997.

Figura 21. Porcentaje de gremios de especies presentes en fustales en los tratamientos establecidos en el Corredor Biológico Rincón Cacao, Cordillera Volcánica Central, Costa Rica.

De acuerdo con lo anterior, el porcentaje de gremios más alto estuvo fue el de heliófitas durables; distribuido de la siguiente manera: BSII (44,7%); BSI (51,4%); M00 (47,2%); M99 (53,1%); R96 (40%); R97 (50%); RPI (44,1%) y RPII (43,2%). Es importante tener en cuenta que el porcentaje de individuos no identificados fue alto, sus valores se encontraron en un rango entre 25,5% (BSII) y 40% (R96).

Los individuos del gremio de pioneras (hierbas, arbustos y trepadoras) (Finegan 1996), alcanzó los valores más altos en R97 (5,9%) y el más bajo en BSII (2,1%). Este gremio no estuvo presente en los tratamientos BSI y R96.

Las heliófitas efímeras presentaron el porcentaje más alto de individuos en el BSI (13,5%) y en R96 (13,3%). La participación más baja fue en M99 (6,3%).

Finalmente, con respecto al gremio de las esciófitas, la mayor cantidad de individuos se encontró en el BSII (14,9%), el más bajo en RPII (2,7%) y no hubo en RPI.

La presencia de los diferentes gremios se puede tomar como parte de la dinámica de crecimiento de poblaciones de plantas, ya que pueden presentarse eventos temporales como inundaciones, sequías o vientos fuertes (huracanes) o disturbios a pequeña escala que pueden influir en el crecimiento de la población vegetal facilitando o limitando los procesos (Louman *et al.* 2001).

A pesar de que actualmente los individuos que están dominando la mayoría de los tratamientos son especies del gremio de heliófitas efímeras, una buena parte de las especies presentes en cada tratamiento pertenecen al gremio de heliófitas durables. Por ello se puede pensar que, la tendencia de estos bosques es que las pioneras de vida corta de crecimiento rápido irán siendo reemplazadas dentro de muchos años más por las pioneras de vida larga; teniendo en cuenta que la segunda fase de sucesión puede durar de 10-30 años y que los tratamientos tienen entre 18-22 años (Finegan 1996). Por otra parte, las pioneras de vida larga o heliófitas durables, alcanzarán un desarrollo en el dosel predominante que caracterizará la última fase de sucesión que puede durar de 75 a 150 años (Finegan 1996).

También es importante considerar que para cada tratamiento, el uso de la tierra que hubo en esa zona años atrás, pudo direccionar diferentes trayectorias sucesionales de los bosques pertenecientes a cada uno de los tratamientos y las cuales pueden variar aún mucho (Letcher y Chazdon 2009)

Otra consideración es que las especies exóticas pueden llegar a dominar algunas fases de los procesos de regeneración y eventualmente una porción considerable del dosel del bosque, especialmente en paisajes altamente perturbados (Grau *et al.* 1997; Lugo 2002; Grau *et al.* 2003). Sin embargo, se puede pensar que la dominancia de la melina en ambos tratamientos puede irse dilatando en los próximos años y el bosque subyacente puede ir aumentando sus valores de diversidad.

5.9.2 Regeneración

Teniendo en cuenta las curvas de rango abundancia (Figura 20), es posible tener conocimiento sobre las especies más abundantes por cada uno de los tratamientos y con ello, asignar el gremio más representativo de cada uno de ellos.

De acuerdo con esto, dentro del estado actual de los tratamientos establecidos en el CBRC, la especie más dominante –en términos de abundancia- de la mayoría de tratamientos pertenece al gremio de heliófitas efímeras, a excepción de BSI y RP II (en el caso particular de la melina se tuvo en cuenta la especie con mayor abundancia después de ella) y BSII cuyo gremio dominante fue el de las esciófitas (Anexo 3).

En el caso de las parcelas de regeneración, también hubo presencia de especies pioneras, heliófitas efímeras, durables y esciófitas. Sin embargo, con respecto a la composición de especies presentes en cada tratamiento, un alto porcentaje pertenecen al gremio de heliófitas durables (Figura 22).

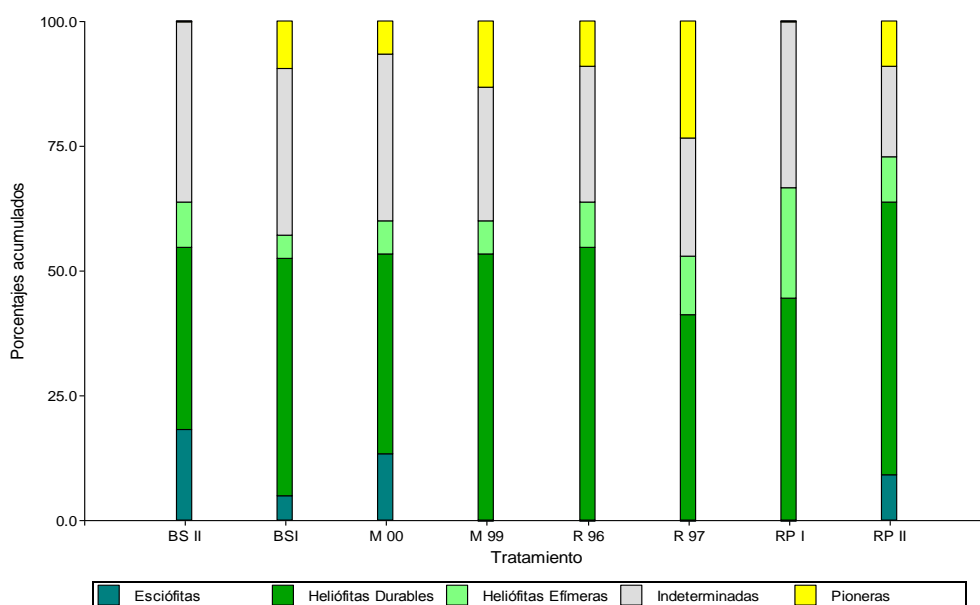
De acuerdo con lo anterior, y al igual que en los fustales, el gremio más representado en los tratamientos fue el de heliófitas durables: BSII (36,4%); BSI (47,6%); M00 (40%); M99 (53,3%); R96 (54,5%); R97 (41,2%); RPI (44,4%) y RPII (54,5%).

El porcentaje de individuos no identificados osciló entre 18,2% (RPII) y 36,4% (BSII).

Los individuos del gremio de las pioneras (hierbas, arbustos y trepadoras) (Finegan 1996), alcanzaron los valores más altos (23,5% en R97), los más bajos (6,7% en M00) y fue ausente en los tratamientos BSII y RPI.

Las heliófitas efímeras alcanzaron la representación de individuos más alta en RPI (22,2%) y BSI (4,8%).

Finalmente, el gremio de las esciófitas cuenta con la mayor representación en el BSII (18,2%), la más baja en BSI (4,8%) y es ausente en M99, R96, R97 y RPI.



*BSII: bosque secundario II; BSI: bosque secundario I; RPI: restauración pasiva I; RPII: restauración pasiva II; M00: plantaciones de melina 2000; M99: plantaciones de melina 1999; R96: islas de restauración 1996; R97: islas de restauración 1997.

Figura 22. Porcentaje de gremios de especies presentes en regeneración en los tratamientos establecidos en el Corredor Biológico Rincón Cacao, Área de Conservación Guanacaste, Costa Rica.

Con respecto a los valores encontrados a nivel de regeneración, aún se siguen viendo tendencias similares a las presentadas en fustales: cinco de los ocho tratamientos presentan especies heliófitas efímeras dominantes (según el número de individuos) (Anexo 3).

Sin embargo, con respecto a las especies presentes en cada tratamiento, hay un mayor número en el gremio de heliófitas durables; al igual que en las parcelas de fustales.

De acuerdo a Finegan (1996) y a los resultados obtenidos para los individuos de menor tamaño, la tendencia es que la composición de especies pueda permanecer estable por varias décadas más –antes de que se pueda evidenciar un cambio-, dada la dominancia de pequeños grupos de pioneras de larga vida.

5.9.3 Diagramas de Venn

Dentro del paisaje del CBRC y a partir del NMS, fueron identificadas cuatro tendencias en cuatro grupos de tratamientos, uniendo los tratamientos más similares. Así, se formó un grupo correspondiente a bosque secundario de 30 años, restauración pasiva, islas de regeneración y melina.

Los dos primeros corresponden a estrategias de restauración pasiva y los otros a estrategias asistidas de restauración. En el primer diagrama se encuentran expuestas las relaciones de los tratamientos en las parcelas de fustales, con respecto al número de especies presentes por asociación de tratamientos (Figura 23).

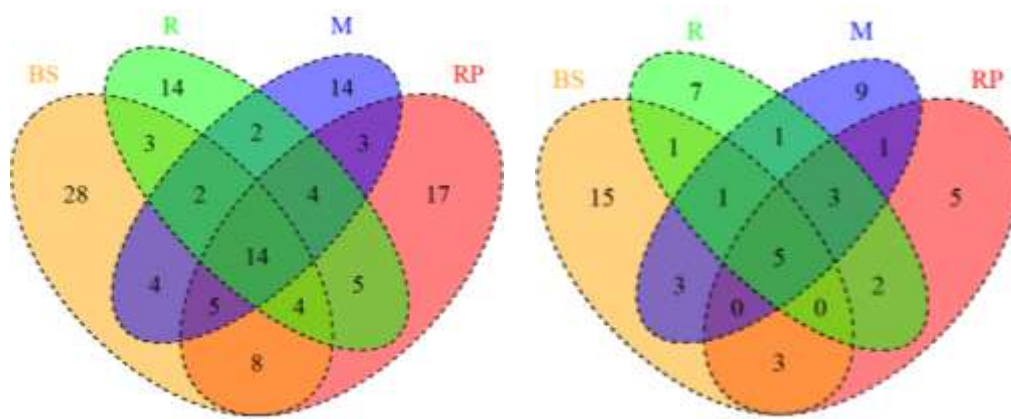


Figura 23. Diagramas de Venn correspondientes a las parcelas asignadas a cuatro grupos: bosques secundarios (BS), islas de restauración (R), melina (M) y restauración pasiva (RP), en el Corredor Biológico Rincón Cacao, Área de Conservación Guanacaste, Costa Rica

Izq: fustales; Der: regeneración.

En términos generales, para las parcelas de fustales se observó un mayor número de especies con respecto a las parcelas de regeneración, para todos los grupos de tratamientos. Una posible explicación es que estas especies nacieron del banco de semillas o llegaron por dispersión por viento o fauna, se establecieron y aún no han dado descendencia o la primera generación no ha llegado a fases reproductivas aún en fustales (Guariguata y Ostertag 2002).

Además, el primer diagrama muestra parcelas en las cuales las especies que se encuentran exclusivamente en cada asociación de tratamientos son: BS =28; R=14; M=14; RP=17, y tienen valores más altos que las especies exclusivas de las asociaciones de tratamientos en parcelas de regeneración. En el caso de estas parcelas, se tiene que la cantidad de especies que se encuentran exclusivamente en cada grupo son: BS =15; R=7; M=9; RP=5.

Vale la pena mencionar que muchas de las especies que aparecen como exclusivas o únicas para cada agrupación, son en realidad especies con muy baja abundancia (un registro); en ocasiones consideradas especies raras.

En fustales, la agrupación BS tiene 68 especies de las cuales comparte 23 con R, 25 con M y 31 con RP. De acuerdo a esto, en términos de composición, este resultado respalda las descripciones y análisis elaborados en el NMS, en donde la agrupación BS es más similar a RP; seguido por las agrupaciones de tratamientos de melina y reforestación.

En el caso de la regeneración, la agrupación BS tiene 28 especies de las cuales comparte 7 con R, 9 con M y 8 con RP. De acuerdo a esto, en términos de composición, la agrupación de tratamientos de melina es más similar a BS. Este último aspecto es interesante ya que –en términos descriptivos– revela que la composición de las nuevas generaciones de bosque, que están surgiendo en la zona de la melina, es más similar a la regeneración de bosques de referencia y de mayor edad.

Con respecto a los resultados encontrados a nivel de fustales y de regeneración, se puede decir que, en términos de la restauración, este tipo de hallazgos indican que ciertos atributos propuestos por la SERI están siguiendo trayectorias encaminadas a cumplir con los objetivos planteados por el ACG.

Los atributos que pueden estarse favoreciendo es, según SERI (2004:5), son el 1, 4 y 6. El primero ya que “*un ecosistema restaurado tiene un conjunto de especies característico que habitan en el ecosistema de referencia y proveen una estructura apropiada de la comunidad*”. Según los resultados, son varias las especies que se encuentran en R, RP y M y están también presentes en BS tanto en fustales como en regeneración.

Por ejemplo, en el caso del tratamiento agrupado BS, fue posible identificar que hay especies que se comparten en agrupaciones de tratamientos distintos (Anexo 4 y Anexo 5); tal es el caso de *Guarea rhopalocarpa*, que se encuentra no solo en BS sino también en RP. Otros ejemplos son *Parathesis trichogyne* que se encuentra en BS y en RP, *Swatarsia cubensis* que se encuentra en BS y M y finalmente *Geonoma interrupta* que se encuentra en RP y BS.

El segundo de los atributos afirma que el “*ambiente físico y restaurado del ecosistema tiene la capacidad de sostener poblaciones reproductivas de las especies necesarias para la continuidad, estabilidad o desarrollo a lo largo de la trayectoria deseada*”. Lo mencionado puede probarse con algunos ejemplos de las especies que se encuentran en común tanto en fustales como en parcelas de regeneración (Anexo 4 y 5), que son posiblemente una primera generación de individuos de los adultos que se reprodujeron. Por ejemplo: *Stemmadenia robinsonii*, *Adelia triloba*, *Nectandra purpurea*, *Persea povedae*, *Inga sapindoides*, *Terminalia bucidoides* y *Alchornea latifolia*.

Finalmente, otro de los atributos importantes hace referencia a que “*el ecosistema restaurado se ha integrado adecuadamente a una matriz ecológica o el paisaje, con los cuales interactúa a través de flujos e intercambios bióticos y abióticos*”. El hecho anterior se puede probar a través del simple hecho de compartir especies con las parcelas de restauración pasiva y asistida, ya que en el CBRC todos los tratamientos se encuentran inmersos en una matriz mixta.

Fase III

5.10 Lecciones aprendidas sobre la utilización de las estrategias de restauración asistida en fases iniciales en las islas de restauración implementadas en los años 1995, 1996 y 1997

- El terreno debe ser preparado y se debe considerar la utilización de semillas de plantas pertenecientes al gremio de heliófitas efímeras, que germinan rápidamente porque el pasto no puede ahogarlas y logran colonizar rápidamente (*Ochroma pyramidale*, *Guazuma ulmifolia*).
- Los estacones sirven como percha para las aves, que en las fases iniciales del proyecto llegaban a alimentarse inicialmente de insectos, una vez realizada la mecanización y, posteriormente, buscando alimentarse de frutos que habían llegado a la zona gracias a la dispersión de semillas.

- Una gran cantidad de semillas llegó a las áreas de las islas por efecto del viento y se estableció gracias a las actividades habilitadoras de suelos, dando como resultado mayor frecuencia y abundancia de especies por hectárea.
- La quema se presentó como un elemento muy importante, ya que se considera como una herramienta clave que acelera el proceso de restauración en este ecosistema. Este hecho puede ser atribuido a varias razones, entre ellas que el fuego pudo activar el banco de semillas que se encontraban latentes en el suelo, las cenizas pudieron constituir una fuente de fertilizantes que facilitaron el establecimiento de las especies y que la labor del tractor fue facilitada, luego de eliminar el pasto; por lo cual se pudo hacer una mejor mecanización.
- Gracias a las lecciones aprendidas y a los resultados que arrojó la implementación de esta estrategia, se utilizó posteriormente en el sector San Cristóbal del ACG, a menor escala durante 1998 y parte de 1999.

5.11 Lecciones aprendidas sobre la utilización de las estrategias de restauración asistida en fases iniciales con plantaciones de melina en los años 1999 y 2000

- La melina se consideró viable para la restauración ecológica gracias a su disponibilidad y a que su valor es más económico frente al costo de las especies nativas en vivero.
- Melina es una herramienta para establecer bosque húmedo tropical, en un proceso potenciado y acelerado.
- *G. arborea* permite el desarrollo de especies maderables nativas. En el primer año, después de ser plantada, superó la altura del pasto y tenía hojas de mayor tamaño.
- En la estrategia de melina implementada fue posible evidenciar la relación inversa entre la ocupación de la copa y la cantidad de pasto; así como que a mayor cobertura de copas mayor regeneración.
- Gracias a la sombra de *G. arborea* y al cambio en las condiciones microclimáticas del tratamiento, fue posible evidenciar que varias especies aumentaron su representatividad con el tiempo (por ejemplos: *Acalypha arvensis*, *Psidium guajaba*).
- Se volvió frecuente la reincorporación de fauna local dispersora de semillas que había desaparecido de esos terrenos años atrás a causa de las actividades de tipo antropogénico; debido probablemente al aumento de la cobertura arbórea.

5.12 Recomendaciones y consideraciones sobre la implementación de las estrategias en condiciones ecológicas similares

A partir de las dos metodologías de restauración asistida analizadas en esta investigación, se pueden generar recomendaciones con el fin de hacer más eficientes los procesos, no repetir actividades que

no resultaron positivas y posiblemente reforzar o mejorar técnicas que condujeron a fortalecer los atributos de la restauración propuestos por SERI (2004) y que definen un área restaurada o en proceso.

- Tener en cuenta como otro posible atributo de la restauración la oferta de bienes y servicios ecosistémicos que se están recibiendo de los bosques restaurados (SERI 2004); como herramienta para dar valor a los bosques y a su vez a las metodologías que sirvieron para recuperar bienes que provienen de los ecosistemas.
- Dentro de la restauración ecológica es muy importante recuperar experiencias de restauración como la del presente caso de estudio, con el fin de comprender los promotores o inhibidores de los procesos.
- Si las metodologías han de implementarse en áreas protegidas, es importante que existan mecanismos de control, como el Programa de Restauración y Silvicultura del ACG, ya que a través de estos se puede hacer un seguimiento efectivo de los procesos y tomar decisiones para favorecer la ruta de restauración, teniendo en cuenta las metas planteadas.
- Utilizar resultados de casos de estudio con especies exóticas, como en el presente caso con el propósito de que funcionen como argumentos que faciliten la consecución de mecanismos monetarios para implementar metodologías de investigación similares en otros lugares y no solo fortalecer las experiencias de restauración, sino recuperar paisajes degradados.
- Si las áreas a restaurar son ganaderas, puede marcar una gran diferencia el hecho de sacar el ganado progresivamente o sacarlo radicalmente, ya que el ganado de alguna manera actúa como controlador de pastos, y al sacarlo drásticamente las gramíneas pueden crecer exponencialmente, como cobertura densa.
- La restauración asistida en islas es una estrategia exitosa en términos de diversidad; sin embargo, es muy costosa en términos físicos y económicos con respecto al éxito obtenido con *Gmelina arborea*, que presenta mejores resultados a un menor costo en términos estructurales.
- Si es posible, debería realizarse un diseño experimental en una zona previa a restaurar, con el fin de hacer pruebas significativas que permitan comprobar si las metodologías asistidas aceleraron el proceso de restauración, frente a las estrategias pasivas.
- Tener en cuenta que el resultado de la restauración a escala local puede estar influenciado por otros factores como variaciones de substratos donde se establecieron, variaciones en términos de topografía, o como resultado de perturbaciones drásticas como huracanes o deslizamientos (Delgado y Finegan 1999).
- Monitorear la fauna con el fin de saber si la melina está siendo aprovechada por alguna especie de fauna silvestre en particular y con ello documentar los efectos de esta exótica sobre la fauna silvestre, o si prefiere una especie nativa o una exótica para alimentarse y con esto determinar el alcance.

- Monitorear el incremento o la disminución de la regeneración de melina en las áreas de influencia y sus posibles efectos para tener conocimiento y tomar medidas de precaución a tiempo, si en dado caso llega a volverse invasora.
- Evaluar las causas por las cuales la melina está muriendo para saber si la tendencia es a desaparecer de los sectores de plantaciones, dejando que siga surgiendo un bosque secundario a su paso, o coexistir en tiempo y espacio. Tener en cuenta la postura del Dr. Janzen frente a la cual se afirma que la melina está muriendo progresivamente por la presencia de hormigas que estarían migrando a través de un gradiente altitudinal impulsadas por el cambio climático.

6 Conclusiones

- Tanto el cultivo de la melina como especie habilitadora de regeneración, como el establecimiento de islas de regeneración en el Corredor Biológico Rincón Cacao resultaron estrategias que permiten favorecer la obtención de objetivos de restauración, mediante una trayectoria encaminada a alcanzar atributos de ecosistemas restaurados (SERI 2004), a través de actividades como el desplazamiento de pasturas, recuperación de estructura, aumento de riqueza y recuperación de especies de bosques naturales de la zona.
- La sucesión secundaria no intervenida, producto de la restauración pasiva, se asemeja más en su composición de especies a los bosques secundarios de edad avanzada existentes en la zona, que a la sucesión producto de restauración asistida con islas o plantación de melina, según lo evidencia el análisis de escalamiento no métrico multidimensional.
- Las familias y géneros encontrados en las parcelas son similares a los de otros bosques secundarios neotropicales y las especies heliófitas durables formaron el grupo ecológico de mayor relevancia en cada tipo de bosque tanto en parcelas de fustales como en regeneración.
- Debido a que no se presentaron diferencias significativas entre tratamientos con respecto a la diversidad, se recomienda una evaluación con mayor número de repeticiones para poder tener una prueba fehaciente que permita atribuir esta razón a la efectividad de la implementación de estrategias asistidas.

7 Literatura consultada

- ACG, (Area de Conservación Guanacaste). 2012. Programa de Restauración y Silvicultura (en línea, sitio web). Guanacaste, Costa Rica, Disponible en <https://www.acguanacaste.ac.cr/biodesarrollo/programa-de-restauracion-y-silvicultura>
- Aide, TM; Zimmerman, JK; Pascarella, JB; Rivera, L; Marcano-Vega, H. 2000. Forest Regeneration in a Chronosequence of Tropical Abandoned Pastures: Implications for Restoration Ecology *Restoration Ecology* 8(4):328-338. Consultado 2018/05/28 Disponible en <https://doi.org/10.1046/j.1526-100x.2000.80048.x> doi 10.1046/j.1526-100x.2000.80048.x
- Aide, TM; Clark, M; Grau, HR; López-Carr, D; Levy, MA; Redo, D; Bonilla-Moheno, M; Riner, G; Andrade-Núñez, M; Muñiz, M. 2012. Deforestation and Reforestation of Latin America and the Caribbean (2001–2010) *Biotropica* 45(2):262-271. Disponible en <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1744-7429.2012.00908.x> doi doi:10.1111/j.1744-7429.2012.00908.x
- Ajbilou, R; Arroyo, J; Marañón, T. 2008. Distribución de clases diamétricas y conservación de bosques en el norte de Marruecos.
- Alfaro, M; de Camino, R. 2002. Melina(Gmelina)Arborea in Central America. 1-18 p.
- Almazán-Núñez, R; del Coro Arizmendi, C; Eguiarte, LE; Corcuera, P. 2012. Changes in composition, diversity and structure of woody plants in successional stages of tropical dry forest in southwest Mexico (en línea). *Revista Mexicana de Biodiversidad* 83(4):1096-1109. Disponible en <http://search.ebscohost.com.ezproxy.javeriana.edu.co:2048/login.aspx?direct=true&db=fua&AN=91640607&lang=es&site=eds-live> doi 10.7550/rmb.30403
- Araya-Orozco, JA. 2017. Efectos del Huracán Otto sobre la estructura y composición florística de un bosque primario en Boca Tapada de Pital, San Carlos, Costa Rica (en línea). Tesis Licenciatura en ingeniería Forestal. Cartago, Costa Rica, Instituto Tecnológico de Costa Rica. 151 p. Disponible en <https://repositoriotec.tec.ac.cr/handle/2238/9400>
- Ashton, M; Gamage, S; Gunatilleke, IUCN; Gunatilleke, CVS. 1997. Restoration of a Sri Lankan Rainforest: Using Caribbean Pine *Pinus caribaea* as a Nurse for Establishing Late-Successional Tree Species. 915-925 p. doi 10.2307/2405282
- Barquero Leitón, F; Azofeifa Bolaños, M. 2012. Evaluacion del comportamiento de la regeneración natural en sitios plantados con Gmelina arborea como una técnica de restauración en sitios dominados por pastos dentro del Corredor Biológico Rincón Cacao, Guanacaste Costa Rica. Heredia, Universidad Nacional, Facultad de ciencias de la tierra y el mar, Escuela de ciencias ambientales. 65 p. Práctica profesional supervisada.
- Barrera Cataño, JI; Aguilar-Garavito, M; Rondón-Camacho, DC. 2008. Experiencias de restauración ecológica en Colombia (en línea). Bogotá, Colombia, Pontificia Universidad Javeriana. 274 p. Disponible en <http://search.ebscohost.com.ezproxy.javeriana.edu.co:2048/login.aspx?direct=true&db=cat01040a&AN=pujbc.753820&lang=es&site=eds-live>
- Beven, JL; Berg, R. 2018. Tropical cyclone report: Hurricane Nate, 4-8 October 2017 (en línea). National hurricane Center, National Oceanic and Atmospheric Administration, US Department of Commerce: Disponible en https://www.nhc.noaa.gov/data/tcr/AL162017_Nate.pdf
- Bradshaw, AD. 1984. Technology Lecture: Land Restoration: Now and in the Future *Proceedings of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences* 223(1230):1-23. Disponible en <http://www.jstor.org/stable/35946>
- Brockerhoff, EG; Jactel, H; Parrotta, JA; Quine, CP; Sayer, J. 2008. Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? *Biodiversity and Conservation* 17(5):925-951. Disponible en <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9380-x>

- Brook, BW; Sodhi, NS; Ng, PKL. 2003. Catastrophic extinctions follow deforestation in Singapore (10.1038/nature01795). *Nature* 424(6947):420-426. Reimpreso de: 10.1038/nature01795 doi http://www.nature.com/nature/journal/v424/n6947/supplinfo/nature01795_S1.html
- Brown, DP. 2017. Tropical cyclone report: Hurricane Otto, 20-26 November 2016 (en línea). National hurricane Center, National Oceanic and Atmospheric Administration, US Department of Commerce: Disponible en https://www.nhc.noaa.gov/data/tcr/AL162016_Otto.pdf
- Butler, R; Montagnini, F; Arroyo, P. 2008. Woody understory plant diversity in pure and mixed native tree plantations at La Selva Biological Station, Costa Rica *Forest Ecology and Management* 255(7):2251-2263. Disponible en <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112708000133> doi <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.12.050>
- Camacho, NL. 2002. Introducción a la Lógica. Reginal, LU (ed.). Cartago, Costa Rica, Tecnológica de Costa Rica. 256 p.
- Carmona, F; Gutierrez, LM. 2002. Informe de Avance: monitoreo del comportamiento de la regeneración del bosque húmedo utilizando melina (*Gmelina arborea*) como herramienta para la eliminación de pastos en el Corredor Biológico Rincón-Cacao. Costa Rica, Ministerio de Ambiente y Energía Sistema Nacional de áreas De conservación, Área de Conservación Guanacaste. 1-14 p. No. 1. Disponible en [http://copa.acguanacaste.ac.cr:8080/bitstream/handle/11606/442/Informe%20de%20Avance%20Monitoreo%20del%20Comportamiento%20de%20la%20Regeneraci%C3%B3n%20del%20Bosque%20H%C3%BAmedo%20Utilizando%20Melina%20\(Gmelina%20arborea\),%200Como%20Herramienta%20Para%20La%20Eliminaci%C3%B3n%20de%20Pastos%20en%20el%20Corredor%20Biol%C3%B3gico.pdf?sequence=1](http://copa.acguanacaste.ac.cr:8080/bitstream/handle/11606/442/Informe%20de%20Avance%20Monitoreo%20del%20Comportamiento%20de%20la%20Regeneraci%C3%B3n%20del%20Bosque%20H%C3%BAmedo%20Utilizando%20Melina%20(Gmelina%20arborea),%200Como%20Herramienta%20Para%20La%20Eliminaci%C3%B3n%20de%20Pastos%20en%20el%20Corredor%20Biol%C3%B3gico.pdf?sequence=1)
- Ceccon, E; Martinez-Garza, C. 2016. Experiencias mexicanas en la restauración de los ecosistemas. Universidad Nacional Autónoma de México, Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias; Universidad Autónoma del Estado de Morelos; Ciudad de México, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Celentano, D; Zahawi, RA; Finegan, B; Ostertag, R; Cole, RJ; Holl, KD. 2010. Litterfall dynamics under different tropical forest restoration strategies in Costa Rica *Biotropica* 43(3):279-287.
- Celentano, D; Zahawi, RA; Finegan, B; Casanoves, F; Ostertag, R; Cole, RJ; Holl, KD. 2011. Restauración ecológica de bosques tropicales en Costa Rica: efecto de varios modelos en la producción, acumulación y descomposición de hojarasca *Revista de Biología Tropical* 59:1323-1336. Disponible en http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77442011000300032&nrm=iso
- Clarke. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure *Australian Journal of Ecology* 18(1):117-143. Disponible en <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x> doi:10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x
- Chazdon, RL. 2008. Beyond Deforestation: Restoring Forests and Ecosystem Services on Degraded Lands (10.1126/science.1155365). *Science* 320(5882):1458. Disponible en <http://science.sciencemag.org/content/320/5882/1458.abstract>
- De Camino, R. 2005. ¿Especies nativas o exóticas? Ése es el dilema (en línea). *Ambientico (¿Cultivar árboles foráneos en Costa Rica?)* 141:7-8. Disponible en <http://www.ambientico.una.ac.cr/pdfs/ambientico/141.pdf#page=7>
- Delgado, D; Finegan, B. 1999. Biodiversidad vegetal en bosques manejados. *Ilus. 22 ref. Sum. (En, Es)*. Disponible en <http://hdl.handle.net/11554/6966>
- Di Rienzo, JA; Casanoves, F; Pla, L; Vilchez, S; Di Rienzo, MJ. 2010. Qeco-Quantitative ecology software: A collaborative approach. *Revista Latinoamericana de Conservación*(1):73-75.

- Di Rienzo, JA; Casanoves, F; Balzarini, MG; Gonzalez, L; Tablada, M; Robledo, CW. 2011. InfoStat. (programa de cómputo). versión 24-03-2011 ed. Córdoba, Argentina, Universidad Nacional de Córdoba. Disponible en <http://www.infostat.com.ar/>
- Díaz, S; Demissew, S; Carabias, J; Joly, C; Lonsdale, M; Ash, N; Larigauderie, A; Adhikari, JR; Arico, S; Báldi, A; Bartuska, A; Baste, IA; Bilgin, A; Brondizio, E; Chan, KMA; Figueroa, VE; Duraiappah, A; Fischer, M; Hill, R; Koetz, T; Leadley, P; Lyver, P; Mace, GM; Martin-Lopez, B; Okumura, M; Pacheco, D; Pascual, U; Pérez, ES; Reyers, B; Roth, E; Saito, O; Scholes, RJ; Sharma, N; Tallis, H; Thaman, R; Watson, R; Yahara, T; Hamid, ZA; Akosim, C; Al-Hafedh, Y; Allahverdiyev, R; Amankwah, E; Asah, ST; Asfaw, Z; Bartus, G; Brooks, LA; Caillaux, J; Dalle, G; Darnaedi, D; Driver, A; Erpul, G; Escobar-Eyzaguirre, P; Failler, P; Fouda, AMM; Fu, B; Gundimeda, H; Hashimoto, S; Homer, F; Lavorel, S; Lichtenstein, G; Mala, WA; Mandivenyi, W; Matczak, P; Mbizvo, C; Mehrdadi, M; Metzger, JP; Mikissa, JB; Moller, H; Mooney, HA; Mumby, P; Nagendra, H; Nesshover, C; Oteng-Yeboah, AA; Pataki, G; Roué, M; Rubis, J; Schultz, M; Smith, P; Sumaila, R; Takeuchi, K; Thomas, S; Verma, M; Yeo-Chang, Y; Zlatanova, D. 2015. The IPBES Conceptual Framework — connecting nature and people Current Opinion in Environmental Sustainability 14(Supplement C):1-16. Disponible en <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S187734351400116X> doi <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2014.11.002>
- Douterlungne, D; Herrera-Gorocica, AM; Ferguson, BG; Siddique, I; Soto-Pinto, L. 2013a. Ecuaciones alométricas para estimar biomasa y carbono de cuatro especies leñosas neotropicales con potencial para la restauración *Agrociencia* 47(4):385-397.
- Douterlungne, D; Thomas, E; Levy-Tacher, SI. 2013b. Fast-growing pioneer tree stands as a rapid and effective strategy for bracken elimination in the Neotropics *Journal of Applied Ecology* 50(5):1257-1265. Disponible en <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.12077> doi 10.1111/1365-2664.12077
- Duncan, R; Chapman, C. 1999. Seed Dispersal and Potential Forest Succession in Abandoned Agriculture in Tropical Africa. doi 10.2307/2641345
- FAO, (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). 2011. Situación de los bosques del mundo (en línea). Roma, Italia. 1-169 p. Disponible en <http://www.fao.org/docrep/013/i2000s/i2000s.pdf>
- Feinsinger, P. 2001. Designing field studies for biodiversity conservation. (en línea). Island Press (ed.). Washington. 212 p. Disponible en https://books.google.co.cr/books?hl=es&lr=&id=Bxa8BwAAQBAJ&oi=fnd&pg=PR2&ots=KAKi9Yqryy&sig=a9_tI_i5ImKOZtQBEXFqZwUPrL8&redir_esc=y#v=onepage&q=abundance&f=false
- Finegan, B. 1996. Pattern and process in neotropical secondary rain forests: the first 100 years of succession *Trends in Ecology & Evolution* 11(3):119-124. Disponible en <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0169534796810901> doi [https://doi.org/10.1016/0169-5347\(96\)81090-1](https://doi.org/10.1016/0169-5347(96)81090-1)
- Fuller, RJ; Rothery, P. 2013. Temporal consistency in fine-scale habitat relationships of woodland birds during a period of habitat deterioration *Forest Ecology and Management* 289(Supplement C):164-174. Disponible en <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112712005865> doi <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.09.035>
- García-Orth, X; Martínez-Ramos, M. 2011. Isolated Trees and Grass Removal Improve Performance of Transplanted *Trema micrantha* (L.) Blume (Ulmaceae) Saplings in Tropical Pastures Restoration *Ecology* 19(1):24-34. Disponible en <http://dx.doi.org/10.1111/j.1526-100X.2009.00536.x> doi 10.1111/j.1526-100X.2009.00536.x
- Gargiullo, M. 2008. A field guide to plants of Costa Rica (en línea). New York, Oxford University Press. 494 p.

- Gotelli Nicholas, J; Colwell Robert, K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness *Ecology Letters* 4(4):379-391. Consultado 2018/05/15 Disponible en <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2001.00230.x> doi 10.1046/j.1461-0248.2001.00230.x
- Granda Moser, V; Finegan, B; Ramos Bendaña, ZS; Detlefsen Rivera, G; Molina, A. 2015. Potencial de manejo de bosques restaurados por sucesión natural secundaria en Guanacaste, Costa Rica: composición, diversidad y especies maderables (en línea). CATIE, Turrialba (Costa Rica). 4-51 p. (78).
- Grau, HR; Arturi, MF; Brown, AD; Aceñolaza, PG. 1997. Floristic and structural patterns along a chronosequence of secondary forest succession in Argentinean subtropical montane forests *Forest Ecology and Management* 95(2):161-171. Disponible en <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112797000108> doi [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(97\)00010-8](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(97)00010-8)
- Grau, HR; Aide, TM; Zimmerman, JK; Thomlinson, JR; Helmer, E; Zou, X. 2003. The Ecological Consequences of Socioeconomic and Land-Use Changes in Postagriculture Puerto Rico *BioScience* 53(12):1159-1168. Reimpreso de: 10.1641/0006-3568(2003)053[1159:TECOSA]2.0.CO;2 Disponible en [http://dx.doi.org/10.1641/0006-3568\(2003\)053\[1159:TECOSA\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1641/0006-3568(2003)053[1159:TECOSA]2.0.CO;2) doi 10.1641/0006-3568(2003)053[1159:TECOSA]2.0.CO;2
- Guariguata, M; Ostertag, R. 2002. Ecología de bosques neotropicales: Sucesión secundaria (en línea). Kattan (ed.). Cartago Costa Rica, Tecnológica. 591-623 p. Disponible en https://www.researchgate.net/publication/235942869_Sucesion_secundaria
- Guariguata, MR; Chazdon, RL; Denslow, JS; Dupuy, JM; Anderson, L. 1997. Structure and floristics of secondary and old-growth forest stands in lowland Costa Rica *Plant ecology* 132(1):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.
- Guevara, S; Laborde, J. 1993. Monitoring seed dispersal at isolated standing trees in tropical pastures: Consequences for local species availability. 319-338 p. doi 10.1007/BF00052232
- Guimarães Vieira, I; Uhl, C; Nepstad, D. 1994. The Role of the Shrub *Cordia multispicata* Cham. as a 'Succession Facilitator' in an Abandoned Pasture, Paragominas, Amazonia (en línea). 91-99 p. doi 10.1007/BF00044863
- Hall, JS; Love, BE; Garen, EJ; Slusser, JL; Saltonstall, K; Mathias, S; van Breugel, M; Ibarra, D; Bork, EW; Spaner, D; Wishnie, MH; Ashton, MS. 2011. Tree plantations on farms: Evaluating growth and potential for success *Forest Ecology and Management* 261(10):1675-1683. Disponible en <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112710005840> doi <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.09.042>
- Hassan, R; Scholes, R; Ash, N. 2005. *Ecosystems and Human Well-Being: Current State and Trends: Findings of the Condition and Trends Working Group (Millennium Ecosystem Assessment Series)*. Washington, Island Press. 948 p.
- Hill, MO. 1973. Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology* 54:427-232.
- Holdridge, LR. 2000. *Ecología basada en zonas de vida*. 5 ed. Jiménez Saa, J (trad.). San José, Costa Rica, Instituto interamericano de Cooperación para la Agricultura, (IICA). 216 p. Disponible en https://books.google.co.cr/books?id=m3Vm2TCjM_MC&pg=PR4&lpg=PR4&dq=holdridge+2000+ecolog%C3%ADa+basada+en+zonas+de+vida.+5+edicion&source=bl&ots=oNaGXuYIEQ&sig=jpJROO-WaFdAng1hONmfGgHoDjs&hl=es-419&sa=X&ved=0ahUKEwir8a-gwrrbAhWqrVkkHVzHAXcQ6AEIKTAA#v=onepage&q=holdridge%202000%20ecolog%C3%ADa%20basada%20en%20zonas%20de%20vida.%205%20edicion&f=false

- Holl, K; Loik, M; H. V. Lin, E; A. Samuels, I. 2000. Tropical Montane Forest Restoration in Costa Rica: Overcoming Barriers to Dispersal and Establishment. 339-349 p. doi 10.1046/j.1526-100x.2000.80049.x
- Holl, KD; Perrow, MR; Davy, AJ. 2002. Tropical moist forest restoration Handbook of ecological restoration 2:539-558.
- Husch, B; Beers, TW; Kershaw Jr, JA. 2003. Forest mensuration (en línea). 4 ed. New Jersey, John Wiley & Sons, INC. 447 p. https://books.google.co.cr/books?hl=es&lr=&id=p0v3m8PaukC&oi=fnd&pg=PR11&dq=-+Husch+1993.+Forest+Mensuration.+&ots=LHFQkgJB_r&sig=rSHmkCqGrt5bPuKuFMxlCXRQRF0#v=onepage&q=-%20Husch%201993.%20Forest%20Mensuration.&f=false
- ITTO, (International Tropical Timber Organization). 2002. Guidelines for the Restoration, Management and Rehabilitation of Degraded and Secondary Tropical Forests. International Tropical Timber Organization.
- Jennings, SB; Brown, ND; Sheil, D. 1999. Assessing forest canopies and understorey illumination: canopy closure, canopy cover and other measures Forestry: An International Journal of Forest Research 72(1):59-74. Reimpreso de: 10.1093/forestry/72.1.59 Disponible en <http://dx.doi.org/10.1093/forestry/72.1.59> doi 10.1093/forestry/72.1.59
- Jerez, M; Quevedo, A; Moret, AY; Plonczak, M; Garay, V; Vincent, L; Silva, JD; Poveda, LER. 2011. Regeneración natural inducida y plantaciones forestales con especies nativas: potencial y limitaciones para la recuperación de bosques tropicales degradados en los llanos occidentales de Venezuela La Restauración Ecológica en Venezuela: Fundamentos y Experiencias. Ediciones IVIC. Caracas, Venezuela:35-60.
- Kang, K; Klompenburg, G; Taylor, E; Sihih, J; Schwendener, J; Allen, J. Comparación de la composición de especies entre islas de regeneración plantadas en 1995 y 1996 en el corredor Biológico Rincón Cacao. Trad. Milena, GL. Costa Rica, 7 p.
- Keenan, R; Lamb, D; Woldring, O; Irvine, T; Jensen, R. 1997. Restoration of plant biodiversity beneath tropical tree plantations in Northern Australia. 117-131 p. doi 10.1016/S0378-1127(97)00198-9
- Keenleyside, K; Dudley, N; Cairns, S; Hall, C; Stolton, S. 2014. Restauración Ecológica para Áreas Protegidas: principios directrices y buenas prácticas (en línea). UICN, (Unión internacional para la Conservación de la Naturaleza) (ed.). Gland, Suiza. 118 p.
- LaFrankie, JV; Ashton, PS; Chuyong, GB; Co, L; Condit, R; Davies, SJ; Foster, R; Hubbell, SP; Kenfack, D; Lagunzad, D; Losos, EC; Nor, NSM; Tan, S; Thomas, DW; Valencia, R; Villa, G. 2006. Contrasting structure and composition of the understory in species-rich tropical rain forests Ecology 87(9):2298-2305. Disponible en [http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658\(2006\)87\[2298:CSACOT\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658(2006)87[2298:CSACOT]2.0.CO;2) doi 10.1890/0012-9658(2006)87[2298:CSACOT]2.0.CO;2
- Lamb, D; Erskine, PD; Parrotta, JA. 2005. Restoration of Degraded Tropical Forest Landscapes Science 310(5754):1628-1632. doi 10.1126/science.1111773
- Laurance, WF. 2007. Have we overstated the tropical biodiversity crisis? Trends in Ecology & Evolution 22(2):65-70. Disponible en <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169534706003077> doi <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2006.09.014>
- Legendre, P; Legendre, L. 1998. Numerical Ecology (en línea). Second ed. Amsterdam, Holanda, Elsevier Science B.V. 870 p. (Developments in Environmental Modelling). Disponible en <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167889298800523> doi [https://doi.org/10.1016/S0167-8892\(98\)80052-3](https://doi.org/10.1016/S0167-8892(98)80052-3)
- 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):608-617. Disponible en <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1744-7429.2009.00517.x> doi doi:10.1111/j.1744-7429.2009.00517.x

- Loik, M; Holl, K. 2002. Photosynthetic Responses to Light for Rainforest Seedlings Planted in Abandoned Pasture, Costa Rica. 382-391 p. doi 10.1046/j.1526-100X.1999.72033.x
- Louman, B; Valerio, J; Wilberth, J. 2001. Cap 2. Bases ecológicas. (eBook). Eds. Louman, B; Quirós, D; Nilsson, M. Turrialba (Costa Rica), Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza CATIE. 21-75 p. (Silvicultura de bosques latifoliados húmedos con énfasis en América Central). Fig. Tab. 20 ref. Disponible en http://repositorio.bibliotecaorton.catie.ac.cr/bitstream/11554/3971/1/Silvicultura_de_bosques.pdf
- Lozano, M. 2015. Lógica, argumentación y pensamiento crítico: su investigación y didáctica (en línea). México, TRAUACO. 367 p.
- Lugo, A. 1997. The apparent paradox of reestablishing species richness on degraded lands with tree monocultures. 9-19 p. doi 10.1016/S0378-1127(97)00191-6
- Lugo, AE. 2002. Can we manage tropical landscapes?—an answer from the Caribbean perspective *Landscape Ecology* 17(7):601-615.
- Lugo, AE; Helmer, E. 2004. Emerging forests on abandoned land: Puerto Rico's new forests *Forest Ecology and Management* 190(2):145-161.
- Magurran. 1988. Ecological diversity and its measurement. New Jersey, Princeton University. 179 p.
- Magurran, A. 2004. Measuring biological diversity. Oxford, Backwell Science Ltd. 248 p.
- Mansourian, S; Vallauri, D; Dudley, N. 2005. Forest restoration in Landscapes: Beyond Planting Trees (en línea). New York, Springer. 3-427 p.
- Martínez Romero, E. 1996. La restauración ecológica *Ciencias*(43):56-61.
- Maza-Villalobos, S; Macedo-Santana, F; Rodríguez-Velázquez, J; Oyama, K; Martínez-Ramos, M. 2014. Variación de la estructura y composición de comunidades de árboles y arbustos entre tipos de vegetación en la Cuenca de Cuitzeo, Michoacán *Botanical Sciences* 92:243-258. Disponible en http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2007-42982014000200008&nrm=iso
- MEA, (Millennium Ecosystem Assessment). 2005. Ecosystems and human well-being: Biodiversity Synthesis. Washington D.C, World Resources Institute. 1-100 p.
- Montagnini, F. 2004. Plantaciones forestales con especies nativas: una alternativa para la producción de madera y provisión de servicios ambientales (en línea). *Recursos Naturales y Ambiente* 43(2):28-35. Disponible en <http://hdl.handle.net/11554/6673>
- Morales-Salazar, MS; Vilchez-Alvarado, B; Chazdon, R; Ortiz-Malavasi, E; Guevara-Bonilla, M. 2013. Estructura, composición y diversidad vegetal en bosques tropicales del Corredor Biológico Osa, Costa Rica (en línea). *Revista Forestal Mesoamericana Kurú* 10(24):1-13. Disponible en <http://revistas.tec.ac.cr/index.php/kuru/article/view/1319> doi <http://dx.doi.org/10.18845/rfmk.v10i24.1319>
- Morales, D. 1996. Restauración de bosque húmedo tropical en pastizales dentro del corredor biológico Rincón Cacao-Evaluación de los resultados del primer año de labores. Costa Rica, 25 p. Ministerio del ambiente y energía, Area de Conservación Guanacaste, Subdirección de Restauración y Silvicultura, Estación Experimental Forestal Horizontes.
- Moreno, C. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T-Manuales&Tesis SEA. ORCYT-UNESCO SEA (ed.). Zaragoza. 84 p.
- Murray, GF; Bannister, ME. 2004. Peasants, agroforesters, and anthropologists: A 20-year venture in income-generating trees and hedgerows in Haiti *Agroforestry Systems* 61(1):383. Disponible en <https://doi.org/10.1023/B:AGFO.0000029012.28818.0c> doi 10.1023/B:AGFO.0000029012.28818.0c
- Nepstad, DC; Uhl, C; Pereira, CA; Jos, X; Maria Cardoso da, S. 1996. A Comparative Study of Tree Establishment in Abandoned Pasture and Mature Forest of Eastern Amazonia *Oikos* 76(1):25-39. Disponible en <http://www.jstor.org/stable/3545745> doi 10.2307/3545745
- Oksanen, J; Blanchet, FG; Kindt, R; Legendre, P; Michin, PR; O'Hara, RB; Simpson, GL; Solymos, M; Stevens, RH; Wagner, E. 2013. Community Ecology Package (Package Vegan). Disponible en <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/vegan.pdf>.

- Ospina, OL; Vanegas, S; Escobar, GA; Ramírez, W; Sánchez, JJ. 2015. Plan Nacional de Restauración: restauración ecológica, rehabilitación y recuperación de áreas disturbadas Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Bogotá:
- Otero-Arnáiz, A; Argüero, S; Meave, J; Ibarra-Manríquez, G. 1999. Isolated pasture trees and the vegetation under their canopies in the Chiapas Coastal Plain, Mexico. 243-254 p.
- Parrotta, J. 1992a. The Role of Plantation Forests in Rehabilitating Degraded Tropical Ecosystems. 115-133 p. doi 10.1016/0167-8809(92)90105-K
- Parrotta, J. 1995. Influence of overstory composition on understory colonization by native species in plantations on a degraded tropical site. 627-636 p. doi 10.2307/3236433
- Parrotta, JA. 1992b. The role of plantation forests in rehabilitating degraded tropical ecosystems *Agriculture, Ecosystems & Environment* 41(2):115-133. Disponible en <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/016788099290105K> doi [https://doi.org/10.1016/0167-8809\(92\)90105-K](https://doi.org/10.1016/0167-8809(92)90105-K)
- Parrotta, JA; Knowles, OH. 1999. Restoration of Tropical Moist Forests on Bauxite-Mined Lands in the Brazilian Amazon *Restoration Ecology* 7(2):103-116. Disponible en <http://dx.doi.org/10.1046/j.1526-100X.1999.72001.x>
- Quesada, M; Sanchez-Azofeifa, GA; Alvarez-Añorve, M; Stoner, KE; Avila-Cabadilla, L; Calvo-Alvarado, J; Castillo, A; Espírito-Santo, MM; Fagundes, M; Fernandes, GW; Gamon, J; Lopezariza-Mikel, M; Lawrence, D; Morellato, LPC; Powers, JS; Neves, FdS; Rosas-Guerrero, V; Sayago, R; Sanchez-Montoya, G. 2009. Succession and management of tropical dry forests in the Americas: Review and new perspectives *Forest Ecology and Management* 258(6):1014-1024. Disponible en <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112709004289> doi <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2009.06.023>
- Reis, A; Bechara, FC; Tres, DR. 2010. Nucleation in tropical ecological restoration *Scientia Agricola* 67:244-250.
- Reyers, B. 2004. Incorporating anthropogenic threats into evaluations of regional biodiversity and prioritisation of conservation areas in the Limpopo Province, South Africa. 521-531 p. doi 10.1016/j.biocon.2003.09.027
- Reyes-Cordero, D. 2012. Análisis de los procesos de restauración pasiva para un bosque seco tropical en la Estación Experimental Forestal Horizontes Guanacaste (en línea). Tesis Licenciatura. Cartago, Costa Rica, Instituto tecnológico de Costa Rica Escuela de Ingeniería Forestal. 1-84 p. Consultado 10 Junio 2017.
- Ripley, B; Venables, B; Hornik, K; Gebhardt, A; Firth, D. 2013. Support Functions and Datasets for Venables and Ripley's MASS. Package MASS: Disponible en <http://cran.r-project.org/web/packages/MASS/MASS.pdf>
- Rojas, F; Arias, D; Moya, R; Meza, A; Murillo, O; Arguedas, M. 2004. Manual para productores de Melina (*Gmelina arborea*) en Costa Rica (en línea). Cartago. 3-151 p.
- Sabogal, C. 1992. Regeneration of tropical dry forests in Central America, with examples from Nicaragua *Journal of Vegetation Science* 3(3):407-416. Disponible en <http://dx.doi.org/10.2307/3235767> doi 10.2307/3235767
- Salazar, M; Campos, J; Villalobos, R; Prins, C; Finegan, B. 2011. La restauración y conservación del bosque y los procesos sociales en Hojanca, Costa Rica (en línea). *Recursos Naturales y Ambiente* 5(63):81-90. Disponible en <http://hdl.handle.net/11554/6470>
- SERI, (Society for Ecological Restoration International and Policy Working Group) 2004. The SER International Primer on Ecological Restoration (en línea). Washington, D.C., EEUU. (Science and Policy Working Group). Disponible en www.ser.org
- Sesnie ; Finegan ; Gessler ; Ramos 2009. Landscape-Scale Environmental and Floristic Variation in Costa Rican Old-Growth Rain Forest Remnants *Biotropica* 41(1):16-26. Disponible en <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1744-7429.2008.00451.x> doi doi:10.1111/j.1744-7429.2008.00451.x

- Siddique, I; Engel, VL; Parrotta, JA; Lamb, D; Nardoto, GB; Ometto, JPHB; Martinelli, LA; Schmidt, S. 2008. Dominance of legume trees alters nutrient relations in mixed species forest restoration plantings within seven years *Biogeochemistry* 88(1):89-101. Disponible en <https://doi.org/10.1007/s10533-008-9196-5> doi 10.1007/s10533-008-9196-5
- Smith, J; Sabogal, C; De Jong, W; Kaimowitz, D. 1997. Bosques secundarios como recurso para el desarrollo rural y la conservacion ambiental en los tropicos de America Latina. CIFOR, Bogor, Indonesia.
- Thompson, I. 2012. Biodiversidad, umbrales ecosistemicos, resiliencia y degradacion forestal (en línea). *Unasylva Revista Internacional de silvicultura e industrias forestales* v. 62(238):25-30.
- Toh, I; Gillespie, M; Lamb, D. 1999. The Role of Isolated Trees in Facilitating Tree Seedling Recruitment at a Degraded Sub-Tropical Rainforest Site. doi 10.1046/j.1526-100X.1999.72022.x
- Triana, A. 2018. Propuesta y validación de un enfoque silvicultural como base para lineamientos de manejo diversificado del bosque secundario de Nicoya, Costa Rica para el período de 2017-2047. Tesis MSc. Turrialba, Costa Rica, Centro Agroómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE). 68 p.
- Vieira, DLM; Scariot, A. 2006. Principles of Natural Regeneration of Tropical Dry Forests for Restoration *Restoration Ecology* 14(1):11-20. Disponible en <http://dx.doi.org/10.1111/j.1526-100X.2006.00100.x> doi 10.1111/j.1526-100X.2006.00100.x
- Villavicencio, R. 2009. Manual instructivo: Aprendiendo a sistematizar. Las experiencias como fuentes de conocimiento. Lima, Perú, Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ). 90 p.
- Walker, LR; Walker, J; Hobbs, RJ. 2007. *Linking Restoration and Ecological Succession*. Springer New York. (Springer Series on Environmental Management). Disponible en <https://books.google.co.cr/books?id=RYZUe7I7BZcC>
- Wortley, L; Hero, J-M; Howes, M. 2013. Evaluating Ecological Restoration Success: A Review of the Literature *Restoration Ecology* 21(5):537-543. Disponible en <http://dx.doi.org/10.1111/rec.12028> doi 10.1111/rec.12028

8 Anexos

8.1 Anexo 1. Formato de entrevista semiestructurada

Nombre del encuestado: _____

Fecha ____/____/____/

Esta encuesta es parte de un estudio sobre bosques secundarios llevado a cabo por la estudiante Ana María Sierra del CATIE. El trabajo consiste en levantar información sobre: las características de uso de los sitios antes de su abandono y sobre la implementación de las diferentes estrategias de restauración asistida, con el fin de entender la magnitud de degradación y evaluar los procesos de restauración en más de 18 años. Toda la información que usted nos brinde será utilizada para los propósitos del estudio. Gracias por su colaboración.

1. Cargo y/o vínculo con el proyecto de Restauración del Sector Rincón Cacao perteneciente al Área de Conservación Guanacaste:

2. ¿Recuerda la historia de uso de suelo en las áreas, antes de que se implementara cualquier estrategia?

A) Periodo de uso: _____ actividades

3. ¿Cuáles fueron los objetivos de la restauración planteados en las fases iniciales de cada uno de los proyectos (A) plantaciones de melina; (B) islas de restauración?

4. ¿Cuáles eran las mayores dificultades a enfrentar para restaurar esas áreas?

5. ¿Cuáles eran los retos de restauración en materia de suelos al inicio? ¿Se ha mejorado la condición de los suelos?

6. ¿Por qué se eligió la estrategia de plantaciones de melina y de islas de regeneración?, ¿Qué ventajas o desventajas presentaban frente a otras estrategias?

	Plantaciones de melina	Islas de restauración
Ventajas		
Desventajas		

7. ¿Qué especies del bosque secundario eran importantes para los objetivos del proyecto de restauración en sus inicios y cuáles considera importantes ahora?

8. ¿Cuáles fueron las decisiones de restauración tomadas (pasos a seguir), en los proyectos de restauración iniciales para las islas de restauración?, y ¿Quién tomó las decisiones?

9. ¿Cuáles fueron las decisiones de restauración tomadas (pasos a seguir), en los proyectos de restauración iniciales para las plantaciones de melina?, y ¿Quién tomo las decisiones?

10. ¿Considera usted que la regeneración ha sido exitosa en el ensayo con melina? ¿Por qué?

- 11. ¿Considera usted que la regeneración ha sido exitosa en el ensayo con islas de restauración? ¿Por qué?**
- 12. ¿Cuáles considera o consideraría que son las lecciones aprendidas buenas y malas, del proceso de restauración en cada caso?**
- 13. ¿Cree usted que la experiencia de restauración de Rincón Cacao, con melina e islas de restauración, se puede replicar en condiciones ecológicas similares en otra parte de Costa Rica?**

8.2 Anexo 2. Gremios de las especies más abundantes por tratamiento en las parcelas de fustales, Corredor Biológico Rincón Cacao, Guanacaste, Costa Rica

A continuación, se presentan las especies organizadas de tal manera que, la primera es la más abundante en cada uno de los tratamientos y disminuyen consecutivamente.

Tratamiento	Especies Representativas	Gremio
Islas de restauración 1996	<i>Hampea appendiculata</i>	Heliófito efímero
	<i>Nectandra membranacea</i>	Heliófito durable
	<i>Senna papillosa</i>	Heliófito efímero
Islas de restauración 1997	<i>H. ampea appendiculata</i>	Heliófito efímero
	<i>Gmelina arborea</i>	Heliófito durable
	<i>Psychotria luxurians</i>	Heliófito efímero
Bosque secundario I	<i>Adelia triloba</i>	Heliófito durable
	<i>Cecropia obtusifolia</i>	Heliófito efímero
	<i>Conostegia xalapensis</i>	Heliófito efímero
Bosque secundario II	<i>Hampea appendiculata</i>	Heliófito efímero
	<i>Colubrina spinosa</i>	Heliófito efímero
	<i>Clarisia biflora</i>	Esciófito
Restauración pasiva I	<i>Conostegia xalapensis</i>	Heliófito efímero
	<i>Hampea appendiculata</i>	Heliófito efímero
	<i>Cecropia obtusifolia</i>	Heliófito efímero
Restauración pasiva II	<i>Nectandra membranacea</i>	Heliófito durable
	<i>Myrcia splendens</i>	Heliófito durable
	<i>Hampea appendiculata</i>	Heliófito efímero
Melina 1999	<i>Gmelina arborea</i>	Heliófito durable
	<i>Hampea appendiculata</i>	Heliófito efímero
	<i>Nectandra membranacea</i>	Heliófito durable
Melina 2000	<i>Gmelina arborea</i>	Heliófito durable
	<i>Hampea appendiculata</i>	Heliófito efímero
	<i>Nectandra membranacea</i>	Heliófito durable

8.3 Anexo 3. Gremios de las especies más abundantes por tratamiento en parcelas de regeneración, Corredor Biológico Rincón Cacao, Guanacaste, Costa Rica

A continuación, se presentan las especies organizadas de tal manera que, la primera es la más abundante en cada uno de los tratamientos y disminuyen consecutivamente

Tratamiento	Especies Representativas	Gremio
Islas de restauración 1996	<i>Senna papillosa</i>	Heliófita efímera
	<i>Psychotria luxurians</i>	Heliófita efímera
	<i>Nectandra membranacea</i>	Heliófita durable
Islas de restauración 1997	<i>Hampea appendiculata</i>	Heliófita efímera
	<i>Siparuna thecaphora</i>	Heliófita durable
	<i>Cecropia obtusifolia</i>	Heliófita efímera
Bosque secundario I	<i>Synechanthus warscewiczianus</i>	Heliófita durable
	<i>Senna papillosa</i>	Heliófita efímera
	<i>Adelia triloba</i>	Heliófita durable
Bosque secundario II	<i>Clarisia biflora</i>	Esciófita
	<i>Nectandra membranacea</i>	Heliófita durable
	<i>Myrcia splendens</i>	Heliófita durable
Restauración pasiva I	<i>Conostegia xalapensis</i>	Heliófita efímera
	<i>Acalypha diversifolia</i>	Heliófita efímera
	<i>Nectandra membranacea</i>	Heliófita durable
Restauración Pasiva II	<i>Siparuna thecaphora</i>	Heliófita durable
	<i>Piper colubrinum</i>	Heliófita efímera
	<i>Myrcia splendens</i>	Heliófita durable
Melina 1999	<i>Hampea appendiculata</i>	Heliófita efímera
	<i>Swartzia cubensis</i>	Heliófita durable
	<i>Virola koschnyi</i>	Heliófita durable
Melina 2000	<i>Conostegia xalapensis</i>	Heliófita efímera
	<i>Cestrum racemosum</i>	Heliófita durable
	<i>Nectandra membranacea</i>	Heliófita durable

8.4 Anexo 4. Especies registradas en parcelas de fustales agrupadas por tratamientos, Corredor Biológico Rincón Cacao, Guanacaste, Costa Rica

	Tratamientos agrupados	Tratamientos independientes	Especies exclusivas de cada estrategia
	Estrategias de restauración no asistida	Bosque secundario	Bosque secundario I
<i>Lonchocarpus oliganthus</i>			
<i>Jacaratia spinosa</i>			
<i>Protium confusum</i>			
<i>Pouteria torta</i>			
<i>Ocotea tenera</i>			
<i>Parathesis trychogyne</i>			
<i>Lycianthes heteroclita</i>			
<i>Stemmadenia robinsonii</i>			
<i>Ormosia intermedia</i>			
<i>Adelia triloba</i>			
<i>Inga multiflora</i>			
		Especies en común	<i>Guarea rhopalocarpa</i>
		Bosque secundario II	<i>Pouteria viridis</i>
			<i>Acalypha diversifolia</i>
			<i>Prestoea decurrens</i>
			<i>Dussia martinicensis</i>
			<i>Annona montana</i>
			<i>Swartzia cubensis</i>
			<i>Callicarpa acuminata</i>
			<i>Pouroma bicolor</i>
	<i>Croton schiedeanus</i>		
	<i>Ceiba pentandra</i>		
	<i>Inga alba</i>		
	<i>Dussia macrophyllata</i>		
	<i>Pouteria reticulata</i>		
	<i>Chimarrhis parviflora</i>		
	<i>Colubrina spinosa</i>		
Restauración Pasiva	Restauración pasiva I	<i>Cornutia pyramidata</i>	
		<i>Cespedesia spathulata</i>	
		<i>Geonoma interrupta</i>	
		<i>Conostegia rufescens</i>	
		<i>Nectandra purpurea</i>	
		<i>Alsophila cuspidata</i>	
		<i>Tapirira guianensis</i>	

			<i>Lonchocarpus macrophyllus</i>
		Restauración pasiva II	<i>Koanophyllon hylonomum</i>
			<i>Vismia ferruginea</i>
			<i>Solanum rovirosanum</i>
			<i>Peschiera arborea</i>
			<i>Clusia gracilis</i>
			<i>Inga sertulifera</i>
			<i>Mosquitoxylum jamaicense</i>
			<i>Guatteria recurvisepala</i>
			<i>Lasianthaea fruticosa</i>
Estrategias de restauración asistida	Melina	Melina 2000	<i>Diphysa americana</i>
			<i>Perebea hispidula</i>
			<i>Musa textilis</i>
			<i>Ilex skutchii</i>
			<i>Psychotria nigrescens</i>
			<i>Persea povedae</i>
		<i>Heliconia pogonantha</i>	
		Especies en común	<i>Terminalia bucidoides</i>
			<i>Inga sapindoides</i>
		Melina 1999	<i>Sterculia recordiana</i>
			<i>Conceveiba pleiostemona</i>
			<i>Calophyllum brasiliense</i>
	<i>Inga densiflora</i>		
	<i>Pouteria izabalensis</i>		
	Islas de restauración	Islas de restauración 1996	<i>Ficus costaricana</i>
			<i>Erythrina costaricensis</i>
			<i>Stryphnodendron microstachyum</i>
			<i>Persea americana</i>
			<i>Vismia baccifera</i>
			<i>Alchornea latifolia</i>
Islas de restauración 1997		<i>Oreopanax capitatus</i>	
		<i>Inga chocoensis</i>	
		<i>Hyeronima alchorneoides</i>	
		<i>Carapa guianensis</i>	
		<i>Vitex cooperi</i>	
		<i>Erythrina poeppigiana</i>	
		<i>Alsophila firma</i>	
		<i>Cestrum microcalyx</i>	

8.5 **Anexo 5.** Especies registradas en parcelas de regeneración agrupadas por tratamientos, Corredor Biológico Rincón Cacao, Guanacaste, Costa Rica

	Tratamientos agrupados	Tratamientos independientes	Especies exclusivas de cada estrategia
Estrategias de restauración no asistida	Bosque secundario	Bosque secundario I	<i>Geonoma interrupta</i>
			<i>Mortoni dendron costaricense</i>
			<i>Meliosma glabrata</i>
			<i>Stemmadenia robinsonii</i>
			<i>Trophis involucrata</i>
			<i>Rinorea deflexiflora</i>
			<i>Coccoloba tuerckheimii</i>
			<i>Faramea occidentalis</i>
			<i>Adelia triloba</i>
			<i>Myriocarpa longipes</i>
	Bosque secundario II	<i>Clarisia biflora</i>	
		<i>Colubrina spinosa</i>	
		<i>Erythrina costaricensis</i>	
		<i>Perrotettia longistylis</i>	
		<i>Malvaviscus arboreus</i>	
Restauración pasiva	Restauración pasiva I	<i>Jacaratia dolichaula</i>	
		<i>Nectandra purpurea</i>	
		<i>Parathesis trychogyne</i>	
	Restauración pasiva II	<i>Mollinedia pinchotiana</i>	
		<i>Hedyosmum scaberrimum</i>	
estrategias de restauración asistida	Melina	Melina 2000	<i>Persea povedae</i>
			<i>Celtis schippii</i>
			<i>Lonchocarpus heptaphyllus</i>
			<i>Zanthoxylum panamense</i>
			<i>Ocotea nicaraguensis</i>
		Especies en común	<i>Gmelina arborea</i>
		Melina 1999	<i>Inga sapindoides</i>
			<i>Swartzia cubensis</i>
			<i>Terminalia bucidoides</i>
		Islas de restauración	Islas de restauración 1996
	<i>Tapirira guianensis</i>		
	Islas de restauración 1997		<i>Sapium glandulosum</i>
			<i>Solanum celsum</i>
			<i>Cecropia obtusifolia</i>
			<i>Symphonia globulifera</i>
<i>Ficus tonduzii</i>			