

**PROPUESTA PILOTO PARA LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA EN EL ÁREA
TERRESTRE EN UN ECOSISTEMA LENITICO DE BOSQUE SECO TROPICAL
EN EL VALLE DEL PATIA, CAUCA, COLOMBIA**



RAFAEL ROSERO CAMPO

**UNIVERSIDAD DEL CAUCA
FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES, EXACTAS Y DE LA EDUCACIÓN
DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA
POPAYÁN
2018**

**PROPUESTA PILOTO PARA LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA EN EL ÁREA
TERRESTRE EN UN ECOSISTEMA LENÍTICO DE BOSQUE SECO TROPICAL
EN EL VALLE DEL PATIA, CAUCA, COLOMBIA**

**TRABAJO DE GRADO, MODALIDAD INVESTIGACIÓN, COMO REQUISITO
PARA OPTAR AL TÍTULO DE BIÓLOGO**

RAFAEL ROSERO CAMPO

Director:

Mg. DIEGO JESUS MACIAS PINTO

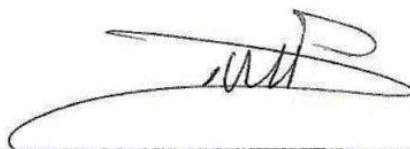
**UNIVERSIDAD DEL CAUCA
FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES, EXACTAS Y DE LA EDUCACIÓN
DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA**

POPAYÁN

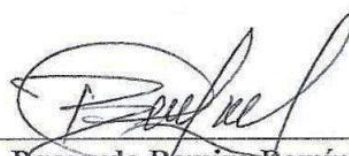
2018

Nota de aceptación

— APROBADO —



Diego Jesús Macías Pinto (Director)



Bernardo Ramiro Ramírez Padilla (Jurado)



Giovanni Varona Balcázar (Jurado)

Popayán 10 de septiembre de 2018

AGRADECIMIENTOS

- A Dios por darme sabiduría y la oportunidad de pertenecer a este mundo, guiar cada uno de mis pasos, ser el amigo constante en cada una de mis alegrías y tristezas. Gracias Dios por la experiencia adquirida en esta meta alcanzada.
- A mis padres y hermanos por todo el apoyo y motivación que me han brindado siempre.
- A mi director Diego Jesús Macías Pinto por su compromiso, sus enseñanzas, por la confianza y los aportes a mi formación académica.
- Al profesor Giovanny Varona por su apoyo incondicional, por el conocimiento aportado y acompañamiento a este trabajo.
- Al profesor Bernardo Ramiro Ramírez Padilla por sus valiosos aportes en esta investigación.
- A todos los profesores del departamento de biología que con su profesionalismo y enseñanzas contribuyeron a mi formación académica.
- A la Corporación Autónoma Regional del Cauca (CRC) en especial a los biólogos Jaime Mauna y Rodrigo Garzón.
- A la asociación FUNAMUAFRO de la finca California, en especial a la señora Ana Celi Mosquera y Amílcar Caicedo por brindarme colaboración y hospitalidad.
- A todas las personas que hicieron parte de este proceso de restauración ecológica que aportaron directa e indirectamente a mi trabajo.

TABLA DE CONTENIDO

RESUMEN

1. INTRODUCCIÓN	9
2. MARCO TEÓRICO	10
2.1. Humedales y su importancia socio-ecológica.....	10
2.2. Bosque seco tropical y sus características.....	12
2.3. Características de la vegetación del bosque secotropical	12
2.4. La restauración como el proceso de asistir la sucesión vegetal	12
2.5. La nucleación como estrategia de restauración	13
2.6. Conservación.....	13
3. ANTECEDENTES	13
4. OBJETIVOS	14
4.1. General	14
4.2. Específicos	15
5. MATERIALES Y MÉTODOS	15
5.1. Área de estudio.....	15
5.2. Metodología	16
5.2.1. Fase de vivero	16
5.2.2. Descripción general de las especies establecidas en los núcleos para la RE	18
5.2.3. Fase experimental	20
6. TRATAMIENTO DE DATOS	21
6.1. Vegetación plantada	21
6.1.1. Supervivencia de individuos	21
6.1.2. Altura.....	21
6.1.3. Cobertura.....	21
6.1.4. DAP.....	21
6.1.5. Área basal.....	21
6.1.6. Análisis de suelos.....	21
6.2. Vegetación asociada.....	22
6.2.1. Composición	22
6.2.2. Índices de diversidad.....	22
7. RESULTADOS	23

7.1. Análisis de suelos.....	23
7.2. Vegetación plantada.....	24
7.2.1. Supervivencia de individuos.....	24
7.2.2. Altura.....	24
7.2.3. Cobertura	25
7.2.4. DAP	26
7.2.5. Área basal	26
7.2.6. Índice de similaridad de Bray - Curtis.....	27
7.3. Vegetación asociada a los núcleos control y núcleos de restauración	28
7.3.1. Composición	28
7.3.2. Índices de diversidad	32
8. DISCUSIÓN.....	33
8.1. Vegetación plantada.....	33
8.2. Vegetación asociada.....	38
8.3. Índices de diversidad.....	39
9. CONCLUSIONES.....	39
10. RECOMENDACIONES.....	40
11. BIBLIOGRAFÍA.....	41
ANEXOS.....	48

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Ubicación geográfica del área de estudio Humedal California valle del Patia, Cauca, Colombia.....	15
Figura 2: Distribución de los arreglos para cada parcela, los círculos vacíos representan control sin plantación y los círculos llenos representan la plantación.....	17
Figura 3: Diseño florístico en doble círculo.....	18
Figura 4. Evaporación y precipitación media mensual, estación La Fonda Citec Patia, Cauca, 635 msnm.....	20
Figura 5: Altura promedio de las especies en los núcleos evaluados en P1- P2.....	25
Figura 6: Cobertura promedio de las especies en los núcleos evaluados en P1- P2.....	25
Figura 7: DAP promedio de las especies en los núcleos evaluados en P1- P2.....	26
Figura 8: Área basal promedio de las especies en los núcleos evaluados en P1- P2.....	26
Figura 9: Clúster de Similaridad de Bray – Curtis de la variable altura en los núcleos evaluados en P1 y P2.....	27
Figura 10: Clúster de Similaridad de Bray – Curtis de la variable cobertura en los núcleos evaluados en P1 y P2.....	28
Figura 11: Porcentaje de especie por familia presentes en los 4 NC en P1.....	29
Figura 12: Porcentaje de especie por familia presentes en los 4 NR en P1.....	30
Figura 13: Porcentaje de especie por familia presentes en los 4 NC en P2.....	31
Figura 14: Porcentaje de especie por familia presentes en los 4 NR en P2.....	32

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Atributos de las especies seleccionadas para el proceso de nucleación en el área riparia del Humedal California.....	16
Tabla 2. Especies de plantas y número de individuos plantados en cada núcleo para la restauración ecológica.....	18
Tabla 3. Análisis de suelos área de estudio Humedal California.....	23
Tabla 4. Especies propagadas por estacas y trasplante de plántulas, en condiciones de vivero.....	24
Tabla 5. Porcentaje de supervivencia de las especies empleadas en los núcleos de restauración en Humedal California.....	24
Tabla 6. Valores de diversidad para cada uno de los núcleos evaluados en P1 y P2.....	33

Resumen

Se estableció un experimento de restauración ecológica en el área riparia de un humedal en bosque seco tropical. Se propagaron individuos mediante estacas (*Gliricidia sepium*, *Spondias purpurea* y *Trichanthera gigantea*) y trasplante de plántulas (*Cassia grandis*, *Crescentia cujete*) de áreas de conservación. Posteriormente se establecieron dos parcelas con cuatro bloques cada una, en cada bloque se realizaron dos tratamientos, el primer tratamiento representa un núcleo con plantación de especies propias del bs-T (*Cassia grandis*, *Crescentia cujete*, *Gliricidia sepium*, *Spondias purpurea* y *Trichanthera gigantea*) y el segundo consistió en un núcleo control sin plantación. Se estudió durante seis meses aspectos estructurales: altura, área basal, cobertura, DAP y supervivencia de los individuos plantados. Así mismo, se determinó la composición de especies de la sucesión natural asociadas a los núcleos control y núcleos de restauración. El porcentaje de supervivencia fue del 90% para todos los individuos de las cinco especies, mostrando un alto potencial de establecimiento importante para promover procesos de restauración en bs-T. La familia Fabaceae fue la que presentó mayor número de géneros y especies seguidas por Asteraceae, Malvaceae, Solanaceae y Verbenaceae en los núcleos control y núcleos de restauración.

PALABRAS CLAVE: Nucleación, humedal, bosque seco tropical, restauración ecológica.

1. INTRODUCCIÓN

Los humedales son ecosistemas importantes y complejos a nivel mundial representan 800 millones de hectáreas, lo que equivale al 6% de la superficie terrestre (Reddy & De Laune, 2008). Los humedales prestan servicios ecológicos fundamentales y son reguladores de los regímenes hídricos, así como fuentes de biodiversidad. Estos ecosistemas constituyen un recurso de gran valor económico, científico, cultural y recreativo para la comunidad y desempeñan un papel esencial en la adaptación al cambio climático y en la atenuación de sus efectos (CAR, 2011). Colombia tiene más de 30 millones de hectáreas de humedales (IAvH, 2015) representados por ciénagas, pantanos y turberas, madre viejas, lagunas, sabanas y bosques inundados, los cuales proveen múltiples bienes y servicios para el desarrollo de las actividades económicas, así como a las comunidades locales (Ministerio Del Medio Ambiente, 2002).

Los humedales poseen una alta productividad lo que ha favorecido fuertes presiones sobre los mismos y a causa de eso gran cantidad de estos ecosistemas son transformados año tras año por actividades antrópicas, que tienen que ver con la explotación de sus recursos, contaminación, desecación e invasiones tanto de fauna como de flora, entre otros (Gibbs, 2000). La pérdida de superficie de nuestros humedales debe de ser considerable ya que históricamente se han usado para la ganadería y la agricultura y más recientemente han sido sustituidos por las urbanizaciones, encontrándose actualmente entre los ecosistemas más amenazados (Moreno-Cassasola *et al.*, 2009).

Los humedales del valle del Patía han sido transformados por actividades como la agricultura, la ganadería extensiva y las prácticas realizadas para la renovación de pasturas como son las quemas que han modificado significativamente los ecosistemas de humedal de bosque seco tropical (bs-T). Debido a las actividades de uso del suelo, los humedales de bs-T presentan una pérdida avanzada de su espejo de agua, lo que implica una pérdida de sus funciones ecológicas poniendo en riesgo a las diferentes comunidades bióticas, asimismo a los bienes y servicios ambientales que provee a la sociedad.

La restauración ecológica (RE) surge como una posibilidad para mitigar y reparar los daños ocasionados a los diferentes ecosistemas atendiendo al contexto biofísico, social, económico y político de cada área en particular (Ávila *et al.*, 2009; Pulido *et al.*, 2007; Valladares *et al.*, 2011; Vargas, 2007). La técnica de RE se basa en la teoría de nucleación de Yarranton & Morison (1974) en dunas canadienses el concepto de nucleación como un proceso en la dinámica de sucesión primaria mediante el cual algunos organismos vegetales, tienen la capacidad de crear microhábitats que atraen a otros organismos generando núcleos de diversidad.

Posteriormente, desde una visión más amplia y dirigida desde la RE, diversos estudios analizan la creación de nuevos nichos de regeneración/colonización, generadores de nuevas situaciones de conectividad en el paisaje en áreas tropicales (Reis *et al.*, 2003; Zahawi & Augspurger, 2006; Schlawin & Zahawi, 2008; Corbin & Holl, 2012; Zahawi *et*

al., 2012). Los núcleos formados pueden ser compuestos de elementos tanto abióticos como bióticos, que aceleran la formación de nichos de regeneración y colonización de nuevas poblaciones a través de la facilitación, lo que contribuye a tener nuevas conexiones en un paisaje fragmentado (Tres & Reis, 2007). Para esto, es necesario buscar varios elementos dentro de los fragmentos, tales como suelo, semillas, microorganismos, entre otros, y moverlos hacia las áreas degradadas. Esta combinación de elementos en pequeños puntos en el paisaje, permite la creación de nuevas condiciones en un área degradada, y comienza al formarse pequeños núcleos de diversidad (Reis *et al.*, 2010). El proceso de nucleación que aquí se propone representa una nueva alternativa para la restauración del medio ambiente, en contraste con los métodos normalmente utilizados, lo que da más importancia a los procesos de sucesión natural (Reis & Tres, 2007).

Consideramos los núcleos de vegetación insertos sobre la estructura de un humedal en el área riparia, en la zona donde la cobertura vegetal ha sido remplazada por matriz de pastizal para el desarrollo de actividad ganadera. La escasez de agua en el bs-T influye en los patrones temporales en el crecimiento, la productividad y el ciclo de la materia orgánica, y puede limitar adicionalmente la regeneración natural, al afectar la germinación de semillas y las plántulas establecidas (Lieberman & Li, 1992; Vieira & Scariot, 2006), llevando a la hipótesis de que uno de los principales obstáculos para la restauración ecológica de bs-T podría ser la limitación de agua, y que uno de los objetivos fundamentales de un esfuerzo de restauración sería contrarrestar el déficit de agua (Fajardo *et al.*, 2013).

El presente estudio se desarrolla en el marco del proyecto titulado Propuesta piloto para la restauración ecológica participativa en algunas áreas del departamento del Cauca. Fase I. Proyecto en colaboración con CRC-UNICAUCA, en el cual se efectuó un diseño de nucleación en parcelas experimentales de restauración ecológica. El estudio tuvo como objetivo realizar RE aplicando nucleación la cual permitió hacer una evaluación y monitoreo sobre tasas de crecimiento y mortalidad correspondiente al proceso de nucleación, además de describir la estructura y composición de la vegetación asociada a los núcleos de restauración.

2. MARCO TEORICO

2.1. Humedales y su importancia socio-ecológica

La Convención de Ramsar define los humedales como “las extensiones de marismas, pantanos y turberas, o superficies cubiertas de aguas, sean estas de régimen natural o artificial, permanentes o temporales, estancadas o corrientes, dulces, salobres o saladas, incluidas las extensiones de agua marina cuya profundidad en marea baja no exceda de seis metros” (Ramsar, 2013).

Estos ecosistemas cumplen un papel ecológico muy importante por su alta biodiversidad, por el control de inundaciones, regulación del clima, por contar con un gran valor

económico, ya que nos dota del líquido vital y provee de vida silvestre y recursos forestales; además, tienen un importante valor social, ya que permiten el desarrollo de culturas a su alrededor, la comunicación de tradiciones, el desarrollo de actividades de esparcimiento (CAR, 2011) y de investigación sobre todo su componente biótico y abiótico.

Para proteger y conservar los ecosistemas de humedal se firmó en la ciudad de Ramsar la “Convención sobre los Humedales (Ramsar, Irán, 1971)”, que es el primero de los tratados modernos de carácter intergubernamental sobre conservación y uso racional de los humedales en todos sus aspectos, reconociendo que los humedales son ecosistemas extremadamente importantes para la conservación de la biodiversidad y el bienestar de las comunidades humanas, permitiendo lograr un desarrollo sostenible en todo el mundo. Su misión es *“la conservación y el uso racional de los humedales mediante acciones locales y nacionales y gracias a la cooperación internacional, como contribución al logro de un desarrollo sostenible en todo el mundo”* (Ramsar, 2013).

En Colombia, esta convención se aprobó mediante la Ley 357 del 21 de enero de 1997, y en vista de la problemática presentada en estos ecosistemas, el Ministerio del Medio Ambiente profirió la Política para los Humedales Interiores de Colombia en 2001, a partir de los principios establecidos en la Constitución Política y en las funciones asignadas en la Ley 99 de 1993 relacionadas con la formulación, concertación y adopción de políticas orientadas a regular las condiciones de conservación y manejo de ciénagas, pantanos, lagos, lagunas y demás ecosistemas hídricos continentales. Los objetivos y acciones planteadas en esta política están encaminados a promover el uso racional, la conservación y la recuperación de los humedales del país en los ámbitos nacional, regional y local (CAR, 2011).

En el país la rápida transformación de los ecosistemas originales ha generado pérdida de biodiversidad, disminución en calidad y cantidad de los recursos hídricos (Ospina *et al.*, 2012). Recientemente la degradación de los recursos hídricos ha generado una fructífera línea de trabajo cuyo objetivo es diseñar y ensayar técnicas de restauración (Campbell *et al.*, 1998; Gonzáles & Antón, 1998). Entonces, la restauración ecológica es una estrategia concreta para abordar los procesos de degradación ambiental, conservar y aumentar la biodiversidad, mantener los servicios ecosistémicos, mejorar la calidad de vida de la sociedad y adaptarse al cambio climático (Harris *et al.*, 2006).

Teniendo en cuenta la importancia de estos ecosistemas y de la gran variedad de bienes y servicios que estos nos proveen, es necesario promover acciones técnicas de restauración ecológica y conservación de los ecosistemas de humedal de bs- T lo que permite propiciar el mejoramiento del nivel de vida tanto económico, social e individual de los habitantes del valle del Patía, buscando la sostenibilidad de los recursos naturales.

2.2. Bosque seco tropical y sus características

El bosque seco Tropical (bs-T) es uno de los ecosistemas con mayor número de endemismos, grupos funcionales y diversidad beta registrada en el neotrópico (García *et al.*, 2014), caracterizados según Sánchez *et al.*, (2005) por presentar vegetación dominada por árboles de hoja caduca (por lo menos el 50% de los árboles presentes son de hoja caduca en sequía), temperatura media anual $\geq 25^{\circ}\text{C}$, el rango de precipitación anual oscila entre 700 y 2000 mm y presenta tres o más meses secos al año (precipitación < 100 mm/mes). En la actualidad, estos ecosistemas representan el 42% de los biomas secos del mundo con aproximadamente 7.000.000 km² en su estado original, es decir un 67% (Dirzo *et al.*, 2001) de bosque, el cual se encuentra en alto grado de amenaza producto de su larga historia de transformación y degradación antrópica (Arango *et al.*, 2003), hasta tal punto que solo en América Latina el 66% ha sido destruido (Quesada *et al.*, 2009). En Colombia el bosque seco está entre los ecosistemas más amenazados del país con una relictualidad del 8% respecto a su área de distribución original y una representatividad en áreas protegidas de tan solo el 5%. Por esto los bosques secos tienen la prioridad de conservación y de restauración más altas en Colombia (Pizano & Garcia, 2014).

2.3. Características de la vegetación del bosque seco tropical

El factor más crítico para las plantas del bs-T es su estacionalidad de lluvias, dado que el agua determina la producción de hojas, la fotosíntesis, la descomposición de materia orgánica, la producción de raíces y la dinámica de nutrientes y microorganismos en el suelo (Jaramillo *et al.*, 2011). De ahí que las plantas del bs-T presenten una gran variedad de patrones fenológicos que van desde las especies que nunca pierden sus hojas “siempre verdes”, hasta aquellas que pierden todas sus hojas durante la época de sequía o de lluvias “caducifolias” (Sánchez *et al.*, 2003). Estas estrategias son ventajosas por que reducen la transpiración y la respiración durante la época seca, disminuyendo la pérdida de agua (Santiago *et al.*, 2004).

2.4. La restauración como el proceso de asistir la sucesión vegetal

La Sociedad Internacional para la Restauración Ecológica SERI, generó los principios, lineamientos y marco conceptual para el abordaje de los procesos y técnicas adecuadas para restauración ecológica. Define la restauración ecológica como el proceso de ayudar a la recuperación de un ecosistema que se ha degradado, dañado o destruido (SERI, 2004). De forma más amplia, la restauración ecológica contribuye a la recuperación del ‘capital natural’ del cual dependen los seres humanos (Aronson *et al.*, 2007) y al aumento en la resiliencia de los ecosistemas (Lamb *et al.*, 2011). En este sentido, la restauración es esencial para proporcionar un nuevo espacio para la regeneración de los hábitats y el asentamiento de la flora y fauna asociada al respectivo ecosistema (Harris *et al.*, 2006; Vargas, 2011). Por lo tanto, la restauración ecológica constituye una red de beneficios hacia los sectores sociales, productivos y económicos, igualmente distribuidos entre las comunidades locales (Clewel & Rieger, 1997).

2.5. La nucleación como estrategia de restauración

La nucleación es la inclusión de cualquier elemento biótico o abiótico, para dinamizar la formación de nichos de regeneración o núcleos, los cuales se constituyen en facilitadores para la colonización de nuevas especies, es decir, facilitadores de la sucesión natural (Bechara *et al.*, 2007; Reis *et al.*, 2010).

La nucleación representa una potencialidad de integración de los paisajes fragmentados, una vez que genera efectos *locales* (en áreas degradadas a restaurar) y efectos de *contexto* (en áreas desconectadas por la fragmentación). Para que este proceso de nucleación sea efectivo en el paisaje y promueva la conectividad, es imprescindible que los flujos biológicos ocurran en los dos sentidos: entre los “fragmentos-área en restauración” y “área restaurada-paisaje”. Podemos pensar en un mecanismo de retro-alimentación para ilustrar como es el proceso de la nucleación en el paisaje. Dos escalas pueden ser proyectadas, una *local* y otra de *contexto*. La primera vía de conectividad: la *conectividad local* que se hace entre fragmentos y área degradada. La segunda vía de conectividad: la *conectividad de contexto* que se hace entre el área restaurada y los fragmentos del paisaje. En este momento se restaura una red de conexiones, esencial para promoción de la conectividad entre las unidades del paisaje como un todo (Reis & Tres, 2007).

2.6. Conservación

El modelo ecosistémico de la conservación debe ser el resultado de la negociación entre actores sociales, con énfasis en la visión integral ecosistémica, donde exista convivencia de diferentes formas de valoración del patrimonio natural, con acuerdos entorno a una valoración integral o sistémica de la naturaleza, acentuando la relación dinámica entre preservación-restauración y uso sostenible, con reconocimiento de cambio en situaciones inevitables, adaptación de la gestión para acoplarse a estos cambios y con decisiones basadas en la gestión social y que sean asumidas por sus actores (Pontificia Universidad Javeriana, 2009).

3. ANTECEDENTES

En el contexto internacional, ante la creciente pérdida de humedales, han surgido diferentes iniciativas encaminadas a detener estos procesos; es así como en 1971, la adopción de la Convención Relativa a los Humedales de Importancia Internacional, especialmente como Hábitat de Aves Acuáticas, en Ramsar, Irán, y su subsecuente ratificación por parte de 131 países, representa un reconocimiento mundial sobre la importancia y los beneficios que ofrecen estos ecosistemas acuáticos (Ministerio Del Medio Ambiente, 2002). Hoy cuenta con 163 Estados miembros, de todo el mundo. De manera que, la Convención de Ramsar sobre los Humedales se elaboró como medio de llamar la atención internacional sobre el ritmo con que los hábitats de humedales estaban desapareciendo, en parte debido a la falta de comprensión de sus importantes funciones, valores, bienes y servicios (Ramsar, 2013).

En Colombia, a través del Ministerio de Medio Ambiente, a partir de los principios establecidos en la Constitución Política y en las funciones asignadas en la Ley 99 de 1993 se adoptan políticas orientadas a la conservación y manejo de ecosistemas de humedal. Su proceso de formulación, discusión y concertación contó con la participación de las entidades del Sistema Nacional Ambiental - SINA y de los demás sectores públicos y privados relacionados. La Política para Humedales Interiores en Colombia se formula en el contexto de la Política Nacional Ambiental, Proyecto Colectivo Ambiental, cuyo eje articulador es el agua. Los objetivos y acciones planteadas están en caminadas a promover el uso sostenible, la conservación y la recuperación de los humedales del país en los ámbitos nacional, regional y local (Ministerio de Medio Ambiente, 2002).

Con la resolución 196 de 2006 se adopta la guía técnica para la formulación de planes de manejo para humedales en Colombia, la citada resolución, dispone en relación con el plan de manejo ambiental, que las autoridades ambientales competentes deberán elaborar y ejecutar planes de manejo para los humedales prioritarios en su jurisdicción. En el año 2012 la Corporación Autónoma Regional del Cauca - CRC inicia la caracterización preliminar de los humedales del Patía y para el año 2015 se inicia un plan de manejo ambiental de los humedales del Patía - Departamento del Cauca en convenio CRC – SOLUTERRA.

En el marco para la restauración ecológica y mediante la aplicación de técnicas de nucleación han surgido diferentes trabajos de investigación que buscan por medio de la RE la recuperación de diferentes ecosistemas degradados; tales como: técnicas de nucleación para la restauración de bosque de ribera en la selva tropical, en el sur de Brasil (Tres & Reis, 2009), la nucleación en la restauración ecológica tropical (Reis *et al.*, 2010), prueba de nucleación aplicada como una estrategia para facilitar la recuperación de los bosques tropicales (Zahawi *et al.*, 2013), construcción participativa de estrategias de restauración ecológica en humedales del Magdalena Medio, Colombia: una herramienta para el ordenamiento ambiental territorial (Garzón *et al.*, 2014) y experiencia piloto de nucleación con especies nativas para restaurar una zona degradada por ganadería en el norte de Antioquia, Colombia (Diaz & Polania, 2017) así como la restauración de bosque seco tropical degradado en Macanao, Venezuela (Fajardo *et al.*, 2013) y propuesta metodológica de restauración para la vegetación riparia a partir de la variación de la composición florística en diferentes épocas climáticas del humedal Torca-Guaymaral (Clavijo *et al.*, 2017).

4. OBJETIVOS

4.1 General

Efectuar un diseño de nucleación en parcelas experimentales de restauración ecológica en el área terrestre en un ecosistema lenticó de bosque seco tropical en el valle del Patía, Cauca, Colombia.

4.2 Específicos

- Evaluar y hacer seguimiento sobre las tasas de crecimiento y mortalidad correspondiente al proceso de nucleación.
- Describir la composición de la vegetación asociada a los núcleos de restauración ecológica.

5. MATERIALES Y MÉTODOS

5.1. Área de estudio

El ecosistema lentico de bosque seco tropical se localiza en la Hacienda California, municipio del Patía - Cauca, en la gran región biogeográfica del valle del Patía a 588 msnm, en las coordenadas $2^{\circ} 02' 33.9''$ N y $77^{\circ} 06' 39.6''$ W, con un área aproximada de 3.2 hectáreas y un perímetro de 1167.65 m (Figura 1).

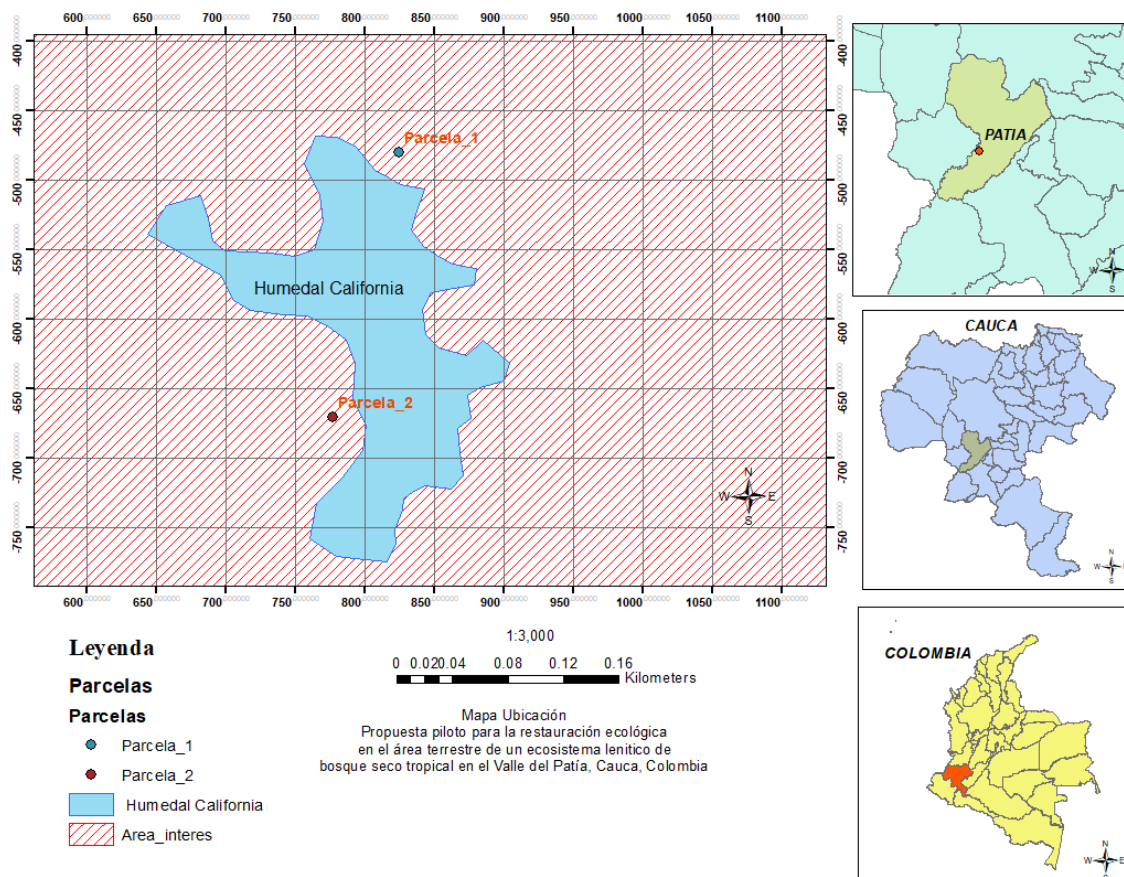


Figura 1: Ubicación geográfica del área de estudio Humedal California valle del Patía, Cauca, Colombia.

5.2 Metodología

Este trabajo de restauración ecológica se realizó teniendo en cuenta dos fases: fase de vivero y fase experimental.

5.2.1 Fase de vivero

Se realizó trasplante de plántulas de áreas de conservación con oferta de especies para la restauración que pueden ser cultivadas en condiciones de vivero, para posteriormente ser usadas en experimento de campo. Se hizo trasplante de dos especies *Cassia grandis* (15 individuos) y *Crescentia cujete* (60 individuos) en bolsas de polietileno de 16 x 20 cm. Las especies *Gliricidia sepium* (40 estacas), *Trichanthera gigantea* (60 estacas) y *Spondias purpurea* (40 estacas) se propagaron por estacas con una longitud de 20 cm y de 2 a 3 cm de diámetro y sembraron en condiciones de vivero durante cinco meses. Todos los individuos fueron tomados del bosque de referencia, con la finalidad de recuperar la fisonomía de bosque seco tropical.

Los criterios principales para la selección de especies nativas fueron de estructura, funcionalidad y servicios ecosistémicos que generen para la recuperación del humedal como son: a) Rápido crecimiento, b) Fijadoras de nitrógeno, c) Alta tasa de renovación, d) Amplia cobertura de follaje, e) Fácil propagación, f) Importancia para la fauna (alimento, anidación, polinización), g) Importancia para la comunidad local (usos e importancia ecológica). Especies que son modelo estándar en las diferentes etapas de sucesión natural en el bosque seco tropical del valle de Patía (Tabla 1).

Tabla 1. Atributos de las especies seleccionadas para el proceso de nucleación en el área riparia del Humedal California.

Espece	Atributos
<i>Cassia grandis</i>	Especie de árbol, maderable para la construcción, cercas, ebanistería y para sombra. Además aporta alimento para algunos mamíferos y aves.
<i>Crescentia cujete</i>	Especie que se cultiva como ornamental y de sombra. Con la cascara del fruto se elaboran artesanías, instrumentos musicales y recipiente para almacenar alimentos y agua.
<i>Gliricidia sepium</i>	Especie de rápido crecimiento con potencial para la restauración, empleado para cercas vivas en agrohábitats, fijador de nitrógeno atmosférico en sus nódulos radicales y producción de forraje como fuente proteica en la alimentación de rumiantes.
<i>Spondias purpurea</i>	Especie de rápido crecimiento con potencial para la restauración, empleado para cercas vivas en agrohábitats y porque algunos mamíferos y aves se alimentan de sus frutos.

<i>Trichanthera gigantea</i>	Especie con gran potencial para la producción de forraje, para la conservación de sistemas hídricos y por generar suficiente hojarasca que mejora la calidad de los suelos y evita la erosión.
-------------------------------------	--

Posteriormente, antes de establecer los núcleos en las parcelas de RE se midieron todas las plántulas a utilizar. *Cassia grandis* y *Spondias purpurea* se sembraron con una altura de 30 cm en promedio, *Crescentia cujete* 40 cm en promedio, *Gliricidia sepium* y *Trichanthera gigantea* 50 cm en promedio. Al mismo tiempo, en el área riparia del humedal se tenían dos parcelas demarcadas con un área de 15 x 30 m² cada una, dividida en cuatro subparcelas de 7.5 x 15 m², cada una con un diseño florístico en doble círculo (Figura 2). La parcela 1 (P1) es un claro muy abierto y muy expuesta, con entrada de luz directa por la zona oriental, esta cuenta con una franja de árboles (*Swinglea glutinosa*) por la parte sur-occidental lo que limita la incidencia de luz en algunos núcleos en horas de la tarde. La parcela 2 (P2) recibe luz directa hacia el mediodía, debido a que presenta una estructura arbórea (*Cassia grandis*, *Guazuma ulmifolia* y *Swinglea glutinosa*) por la zona oriental y sur-occidental. Se utilizó un diseño en bloques completos al azar (cuatro bloques); cada tratamiento contó con cuatro réplicas (una por bloque). El primer tratamiento representa la plantación a manera de agregado de especies seleccionadas, el segundo es el tratamiento control (sin plantación), los núcleos con plantación utiliza cada uno un total de 21 individuos con 5 especies de plantas (Figura 3) y (Tabla 2).

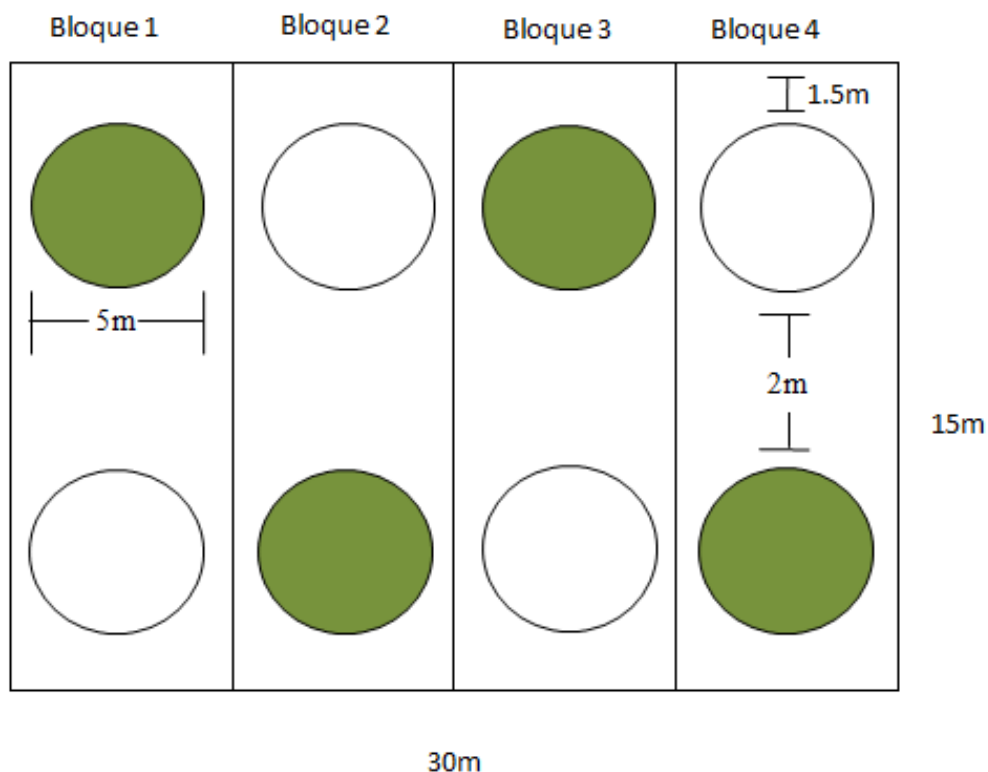


Figura 2: Distribución de los arreglos para cada parcela, los círculos vacíos representan control sin plantación y los círculos llenos representan la plantación.

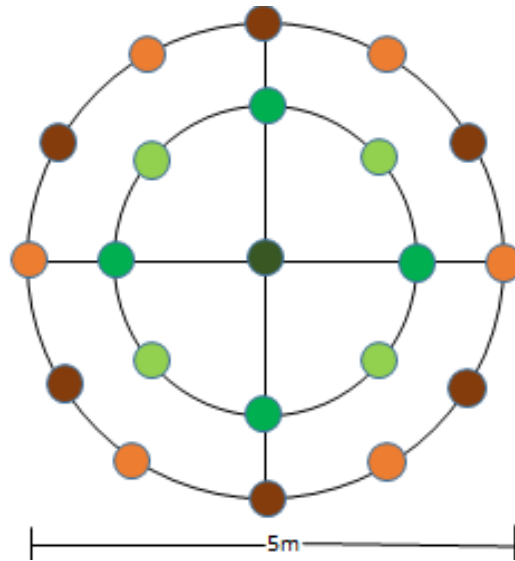


Figura 3: Diseño florístico en doble círculo.

Tabla 2. Especies de plantas y número de individuos plantados en cada núcleo para la restauración ecológica.

CONVENCIÓN	NOMBRE COMÚN	FAMILIA	ESPECIE	NUMERO
●	Cañafistol	Fabaceae	<i>Cassia grandis</i>	1
●	Ciruelo	Anacardiaceae	<i>Spondias purpurea</i>	4
●	Mataratón	Fabaceae	<i>Gliricidia sepium</i>	4
●	Nacedero	Acanthaceae	<i>Trichanthera gigantea</i>	6
●	Totumo	Bignoniaceae	<i>Crescentia cujete</i>	6

5.2.2 Descripción general de las especies establecidas en los núcleos para la restauración ecológica.

Cassia grandis L.F.

Árbol subcaducifolio de 12-30 m de alto; hojas compuestas paripinadas, alternas; savia acuosa; estípulas pequeñas; flores rosadas a púrpuras; frutos en vainas largas, leñosas con una fisura ventral, negras lustrosas maduras; las semillas cremas envuelta en una pulpa resinosa dulce, color café. Prefiere lugares húmedos, pero prospera en sitios de estación seca bien marcada, en estas áreas prefiere lugares cercanas a cursos de ríos, también es parte de los bosques subcaducifolios; en elevaciones de 0-600 msnm. Ornamental por sus flores vistosas (Grijalva, 2014).

***Crescentia cujete* L.**

Árbol de 4 a 8 m de altura, con un diámetro a la altura del pecho de hasta 30 cm. Se caracteriza por su copa deprimida o abierta. Presenta un tronco con las ramas torcidas o ramas gruesas alargadas, casi horizontales. Los frutos a menudo se originan del tronco o de las ramas. Su corteza externa es fisurada con grietas o hendiduras cortas, longitudinales, de bordes muy rectos, muy conspicuos, de color café claro a oscuro. Flores en inflorescencia cauliflora presentan una o dos flores nacidas en ramas más largas o en el tronco; con un olor a almizcle. Su fruto es un pepo o calabaza más o menos esférico, de 7 a 10 cm (hasta 15 cm) de diámetro. Es una especie melífera, útil para la apicultura y los campesinos prefieren el fruto de la especie como recipiente o vasija para almacenar alimentos y agua (Devia *et al.*, 2014).

***Gliricidia sepium* (Jack.) Walp.**

Árbol de 12-20 m de alto. Hojas compuestas pinnadas, alternas; savia acuosa; estípulas pequeñas caducas. Flores rosadas; frutos en vainas aplanadas duras, dehiscentes; semillas café-amarillentas a café-rojizas. Especie fijadora de nitrógeno. Su polinización es entomófila por abejorros. Es una especie pionera agresiva, bien adaptada a un amplio rango de suelos en climas húmedos a subhúmedos, incluyendo sitios moderadamente ácidos e infértiles; se encuentra en elevaciones de 0-1000 msnm. Se ve favorecido por perturbaciones humanas y ha colonizado grandes áreas, siguiendo la destrucción de bosque seco nativo. Usado también en planes de reforestación y en la recuperación de suelos degradados. Especie ornamental. Especie melífera (Grijalva, 2014).

***Spondias purpurea* L.**

Árbol o arbusto caducifolio, de 3-8 m de altura, con un diámetro a la altura del pecho de hasta 80 cm. Copa muy extendida. Su tronco es corto, se ramifica desde un metro de altura. Sus ramas son gruesas, retorcidas y frágiles o quebradizas (vidriosas o volubles). Tiene flores en panículas finamente vellosas, con pocas flores. Son pequeñas y de color rojo o rosado. Los frutos son drupas, de color rojo purpúreo o amarillo, ovoide, de tres cm de largo por 1.5 de ancho. Especie melífera, por lo que se emplea en apicultura. Como planta viva se utiliza como tutor de orquídeas (Devia *et al.*, 2014). En muchos lugares es plantado como cerco vivo en campos de cultivo y potreros para delimitar linderos. Con frecuencia se encuentra como frutal en los huertos familiares. En algunas áreas se utiliza con fines ornamentales y de sombra alrededor de las viviendas, calles, parques y jardines. Proporciona hábitat y alimento a la fauna silvestre. Por sus características es apropiado para ser utilizado en programas de restauración ecológica (Niembro *et al.*, 2010).

***Trichanthera gigantea* (Humb. & Bonpl.) Nees.**

Árbol de 5 m de altura promedio, aunque puede llegar a crecer hasta los 17 m; tiene un diámetro al pecho de 0,35 m. Es un árbol muy ramificado con follaje verde oscuro, con flores rojas y ramas con nudos muy pronunciados. Esta especie requiere de abundante luz y su semilla presenta inconvenientes para germinar, por lo que su propagación se facilita por medio de estacas. Crece sobre suelos profundos, aireados y de buen drenaje, generalmente cerca de aguas en movimiento. Se ha registrado como alimento de animales además de emplearse en medicina tradicional (Ospina & Murgueitio, 2002).

Las especies de plantas implementadas para proceso de RE en el área riparia del Humedal California se les realizó seguimiento durante seis meses desde abril hasta septiembre de 2017. En la Figura 4 se observa que para el mes de abril se registró la mayor precipitación 200,5 mm y los niveles más bajos fueron en julio 38.2 mm, al terminar el monitoreo en septiembre se registra un aumento en las precipitaciones 114.1 mm en el bs-T. Para garantizar el crecimiento y la supervivencia de las especies en los meses de poca precipitación se garantizó riego a las plantas.

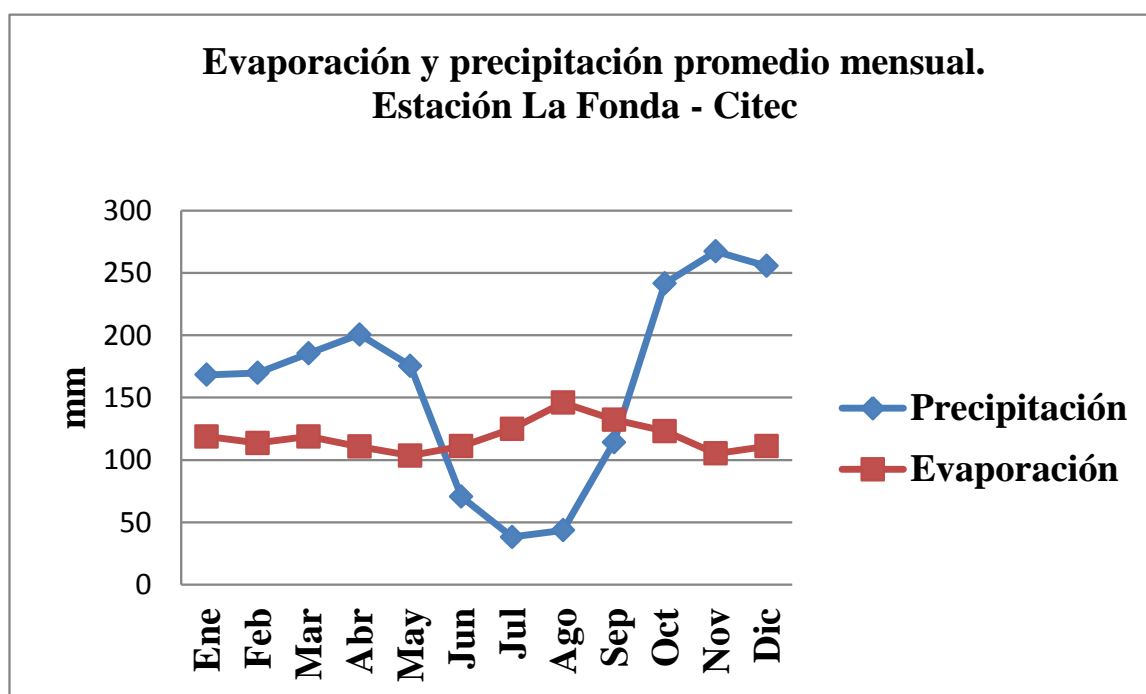


Figura 4. Evaporación y precipitación media mensual, estación La Fonda Citec Patia, Cauca, 635 msnm. Fuente IDEAM, 2013.

5.2.3 Fase experimental

El seguimiento en las dos parcelas experimentales de RE se realizó cada 20 días por un período de 6 meses a través del registro de medidas estructurales como DAP (mm), cobertura de copa (cm) y altura total (cm) (Anexo 14). Además, las tasas de supervivencia y mortalidad de los individuos plantados de las cinco especies empleadas en el proceso de

nucleación. También se analizó la composición de la vegetación asociada a los núcleos control y de restauración. Para contrarrestar el déficit hídrico en la época seca se regaron las plantas tres veces por semana en horas de la tarde.

6. Tratamiento de datos

6.1 Vegetación plantada

6.1.1 Supervivencia de individuos: Se calculó el porcentaje de supervivencia para cada una de las especies en cada uno de los núcleos de restauración ecológica.

6.1.2 Altura: Medida tomada en cm desde la base del tallo hasta el ápice de la hoja más alejada.

6.1.3 Cobertura: Se calculó la Cobertura (C) de los árboles (cm²) asumiendo que las copas tenían una forma elíptica y usando valores de diámetro mayor y diámetro menor tomados en campo (Prieto, 1994; en: Rangel & Velásquez, 1997):

$$\text{Cobertura} = (D1 \times D2)/2$$

Dónde: D1= Diámetro mayor y D2= Diámetro menor.

6.1.4 DAP: Durante el muestreo que se realizó para este estudio se utilizó un calibrador digital (Fisher Scientific Stainless), lo que permitió obtener el DAP de manera directa. Esta medida se tomó a cada individuo a una distancia de 10 centímetros desde el suelo. Formula del diámetro a la altura del pecho:

$$\text{DAP} = \text{CAP} / \pi$$

6.1.5 Área basal: Es la superficie de una sección transversal del tallo o tronco del individuo a determinada altura del suelo, se expresa en cm² de material vegetal por unidad de superficie de terreno, y se halla mediante la siguiente formula (Rangel & Velásquez, 1997):

$$\text{Área basal} = \frac{\pi}{4} \times (\text{DAP})^2$$

Con el propósito de evidenciar la variabilidad de los datos de cobertura, altura y área basal obtenidos, se halló la media aritmética, que es igual a la suma de todos los valores dividida entre el número de sumandos y la desviación estándar, una medida del grado de dispersión de los datos con respecto al valor promedio (Milton & Arnold, 2004).

6.1.6 Análisis de suelos: Se realizó un análisis de suelos para determinar las condiciones bióticas bajo las que están creciendo las plantas y poder suministrar los nutrientes necesarios que contribuyan aún mejor crecimiento y desarrollo en el proceso de restauración ecológica en etapas más avanzadas de las especies. Se tomaron diez muestras

de suelo en forma de V en cada área experimental, se homogenizaron, posteriormente se empacaron al vacío en bolsas de 1 kilo y se enviaron al laboratorio de la Secretaria de Agricultura y Desarrollo Rural - Gobernación del Cauca.

6.2 Vegetación asociada

6.2.1 Composición

- **Composición florística:** Se realizó el registro de las especies que sucedieron durante el tiempo de observación en los núcleos control y núcleos de restauración.
- **Riqueza específica:** Definida como el número total de especies encontradas en cada núcleo, y en conjunto para todos los núcleos (Gutiérrez, 2012).

6.2.2 Índices de diversidad

Índice de diversidad de Shannon-Wiener: Este índice refleja la heterogeneidad de una comunidad sobre la base de dos factores: el número de especies y su abundancia relativa (Pla, 2006). Expresa la uniformidad de los valores de importancia a través de todas las especies de la muestra. Mide el grado promedio de incertidumbre en predecir a que especie pertenecerá un individuo elegido al azar, asumiendo que todas las especies están representadas en la muestra y todos los individuos son elegidos al azar (Rangel & Velázquez 1997; Moreno, 2001; Salamanca, 2012).

Este índice se calcula mediante la siguiente formula (Magurran, 1988).

$$H' = -\sum p_i \ln p_i$$

Donde H es diversidad de especies y p_i = abundancia proporcional de la especie i, lo cual implica obtener el número de individuos de la especie i dividido entre el número total de individuos de la muestra.

El índice adquiere valores entre cero, cuando hay una sola especie, y el logaritmo de S (número de especies), cuando todas las especies están representadas por el mismo número de individuos (Magurran, 1988).

Índice de equidad de Pielou: Mide la proporción de la diversidad observada con relación a la máxima diversidad esperada. Su valor va de 0 a 1, de forma que 1 corresponde a situaciones donde todas las especies son igualmente abundantes (Magurran, 1988).

$$J' = H' / H'_{\max}$$

Donde $H'_{\max} = \ln(S)$ y S corresponde al número de especies.

Índice de Simpson: Índice basado en la dominancia, toma en cuenta la representatividad de las especies con mayor valor de importancia sin evaluar la contribución del resto de las especies, y por esto es un parámetro inverso al concepto de uniformidad o equidad de la comunidad (Moreno, 2001). Este índice se calculó usando la siguiente fórmula:

$$\lambda = \Sigma pi^2$$

Donde pi = abundancia proporcional de la especie i, es decir, el número de individuos de la especie i dividido entre el número total de individuos de la muestra.

7. RESULTADOS

7.1 Análisis de suelos

Tabla 3. Análisis de suelos área de estudio (Humedal California)

TIPO DE ANÁLISIS	UNIDAD	RESULTADO	INTERPRETACIÓN
pH	pH	5,35	Fuertemente ácido
M.O	%	3,21	Medio
P	ppm	4,7	Pobre
Sat. Al	%	4,42	****
Al	meq/100 g	0,2	****
Ca	meq/100 g	2,5	Deficiente
Mg	meq/100 g	1,15	Deficiente
K	meq/100 g	0,34	Adecuado
Na	meq/100 g	0,33	Pobre
ClCe	meq/100 g	4,32	****
B	mg/Kg	0,34	Adecuado
Cu	mg/Kg	0	Pobre
Fe	mg/Kg	33,2	Adecuado
Mn	mg/Kg	19,2	Adecuado
Zn	mg/Kg	1,8	Adecuado
Co	mg/Kg	Tranzas	Pobre
Mo	mg/Kg	Tranzas	Pobre
Textura	****	9	Franco arcilloso arenoso

La tabla 3 muestra los resultados del análisis de suelos, donde se determinó que los suelos presenta un pH fuertemente ácido con un contenido pobre de fosforo, sodio, cobre, cobalto, molibdeno. Además, el calcio y el magnesio es deficiente para estos suelos.

De las especies propagadas por trasplante la que presentó mayor supervivencia fue *Cassia grandis* solo dos individuos murieron. Para las especies propagadas por estacas *Trichanthera gigantea* presentó solo dos individuos muertos (Tabla 4).

Tabla 4. Especies propagadas por estacas y trasplante de plántulas, en condiciones de vivero.

Especie	Propagación individuos	Individuos muertos	Individuos vivos	Total
<i>Cassia grandis</i>	Trasplante	2	13	15
<i>Crescentia cujete</i>	Trasplante	4	54	58
<i>Gliricidia sepium</i>	Estacas	5	35	40
<i>Trichanthera gigantea</i>	Estacas	2	58	60
<i>Spondias purpurea</i>	Estacas	6	34	40

7.2 Vegetación plantada

7.2.1 Supervivencia de individuos

De los 168 individuos sembrados en el área terrestre en el Humedal California, después de seis meses sobrevivieron 151 individuos (90%). La especie que presentó el valor más alto de supervivencia fue *Crescentia cujete* (92%), seguida de *Gliricidia sepium* (91%) y *Trichanthera gigantea* (90%). Mientras que *Cassia grandis* y *Spondias purpurea* registraron valores de 88% (Tabla 5).

Tabla 5. Porcentaje de supervivencia de las especies empleadas en los núcleos de restauración en Humedal California.

Especies	Porcentaje de supervivencia
<i>Cassia grandis</i>	88%
<i>Crescentia cujete</i>	92%
<i>Gliricidia sepium</i>	91%
<i>Spondias purpurea</i>	88%
<i>Trichanthera gigantea</i>	90%

7.2.2 Altura

En la parcela 1 (P1) *Gliricidia sepium* registró el mayor promedio de altura en el núcleo 2 N2 (71,26 cm) con una desviación estándar de (10,04 cm). Así mismo, *Cassia grandis* fue la especie que obtuvo el menor promedio de altura en el núcleo 1 N1 (36,83 cm) con una desviación estándar de (5,37 cm) (Figura 5, Anexo 1).

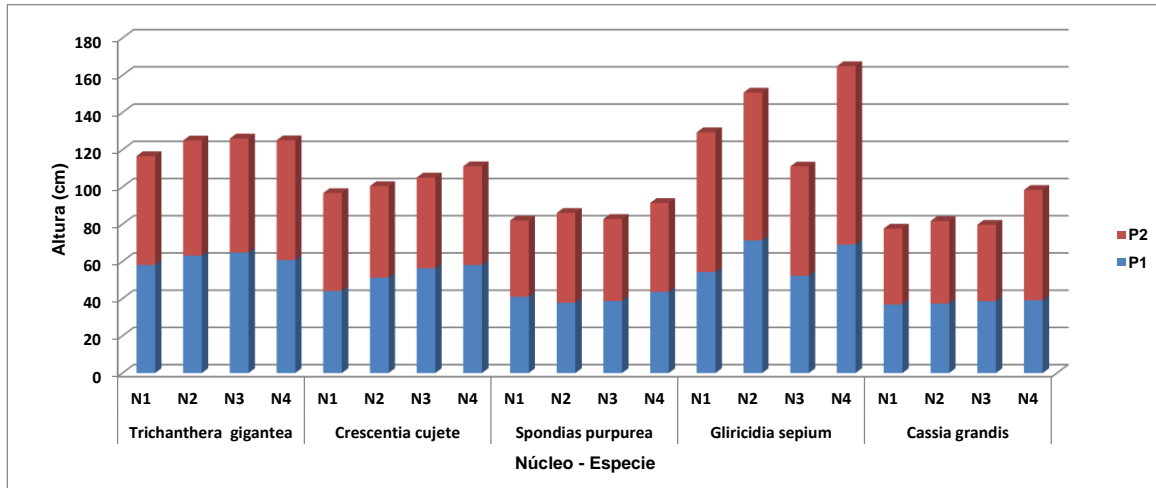


Figura 5: Altura promedio de las especies en los núcleos evaluados en P1- P2.

En la parcela 2 (P2) *Gliricidia sepium* registró el mayor promedio de altura en el núcleo 4 N4 (95,85 cm) con una desviación estándar de (28,01 cm). Así mismo, *Cassia grandis* fue la especie que obtuvo el menor promedio de altura en N1 (40,78 cm) con una desviación estándar de (8,14 cm) (Figura 5, Anexo 2).

7.2.3 Cobertura

En P1 la especie con el mayor promedio de cobertura fue *Gliricidia sepium* para N2 (398,5 cm²) con una desviación estándar de (163,3 cm²) y el menor promedio de cobertura se registró para *Crescentia cujete* en N3 (92,0 cm²) con una desviación estándar de (14,26 cm²) (Figura 6, Anexo 3).

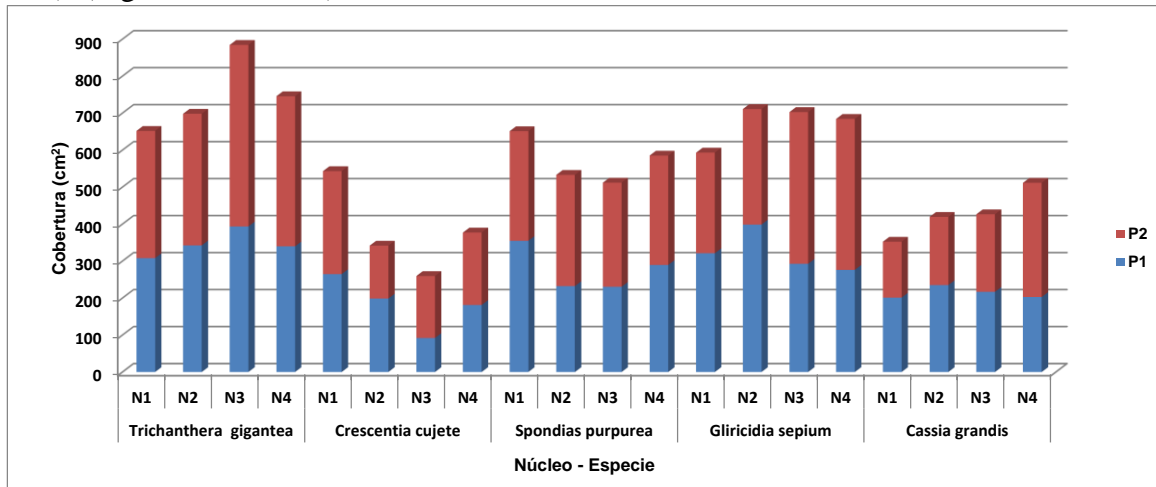


Figura 6: Cobertura promedio de las especies en los núcleos evaluados en P1- P2.

En P2 la especie con el mayor promedio de cobertura fue *Trichanthera gigantea* para N3 (490,8 cm²) con una desviación estándar de (44,15 cm²) y el menor promedio de cobertura se registró para *Crescentia cujete* en N2 (143,0 cm²) con una desviación estándar de (58,22 cm²) (Figura 6, Anexo 4).

7.2.4 DAP

En P1 *Spondias purpurea* reporto el mayor promedio de DAP en N1 (13,47 mm) con una desviación estándar de (0,73 mm). Así mismo, *Cassia grandis* fue la especie que obtuvo el menor promedio de DAP en N1 (6,24 mm) con una desviación estándar de (0,16 mm) (Figura 7, Anexo 5).

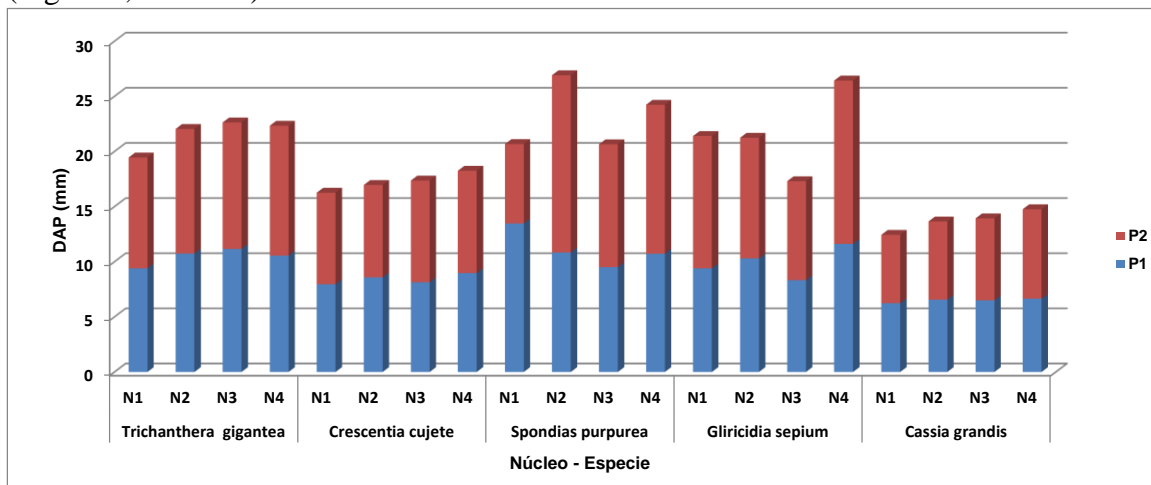


Figura 7: DAP promedio de las especies en los núcleos evaluados en P1- P2.

En P2 *Spondias purpurea* registró el mayor promedio de DAP en N2 (16,07 mm) con una desviación estándar de (0,25 mm). Así mismo, *Cassia grandis* fue la especie que obtuvo el menor promedio de DAP en N1 (6,2 mm) con una desviación estándar de (0,15 mm) (Figura 7, Anexo 6).

7.2.5 Área basal

En P1 *Spondias purpurea* presentó el mayor valor de área basal en N1 (149,91 mm²) con una desviación estándar de (14,7 mm²) y *Cassia grandis* el menor valor en N1 (30,58 mm²) con una desviación estándar de (1,58 mm²) (Figura 8, Anexo 7).

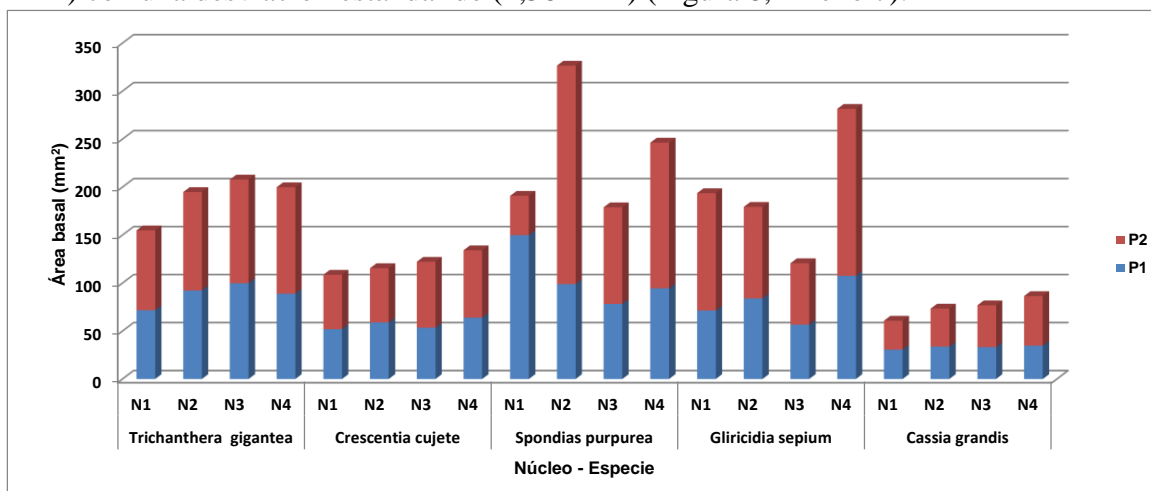


Figura 8: Área basal promedio de las especies en los núcleos evaluados en P1- P2.

En P2 *Spondias purpurea* presentó el mayor valor de área basal en N2 (227,62 mm²) con una desviación estándar de (5,33 mm²) y *Cassia grandis* el menor valor en N1 (30,17 mm²) con una desviación estándar de (1,48 mm²) (Figura 8, Anexo 8).

7.2.6 Índice de similitud de Bray-Curtis

Con la información obtenida de altura y cobertura para cada una de las especies plantadas y mediante el uso del programa Past3, se determinó la similitud para cada uno de los núcleos en P1 y P2.

Para P1 y P2 se determinó que los núcleos más similares en altura fueron el núcleo 1 (P2) y núcleo 2 (P1) con un 97% y con respecto a estos dos, el núcleo 4 (P1) presentó una similitud del 96.5%. Por otra parte, el núcleo 1 (P1) y núcleo 3 (P2) se asemejaron en un 96%. El núcleo 4 (P2) evidenció una baja similitud 89% con respecto a los demás núcleos (Figura 9).

En P1 y P2 los núcleos con mayor similitud en cobertura fueron para el núcleo 2 (P2) y núcleo 4 (P1) con un 95.5% y con respecto a estos dos, el núcleo 1 (P2) presentó una similitud del 92.5%. El núcleo 4 (P2) evidenció una baja similitud 87.8% con respecto a los demás núcleos (Figura 10).

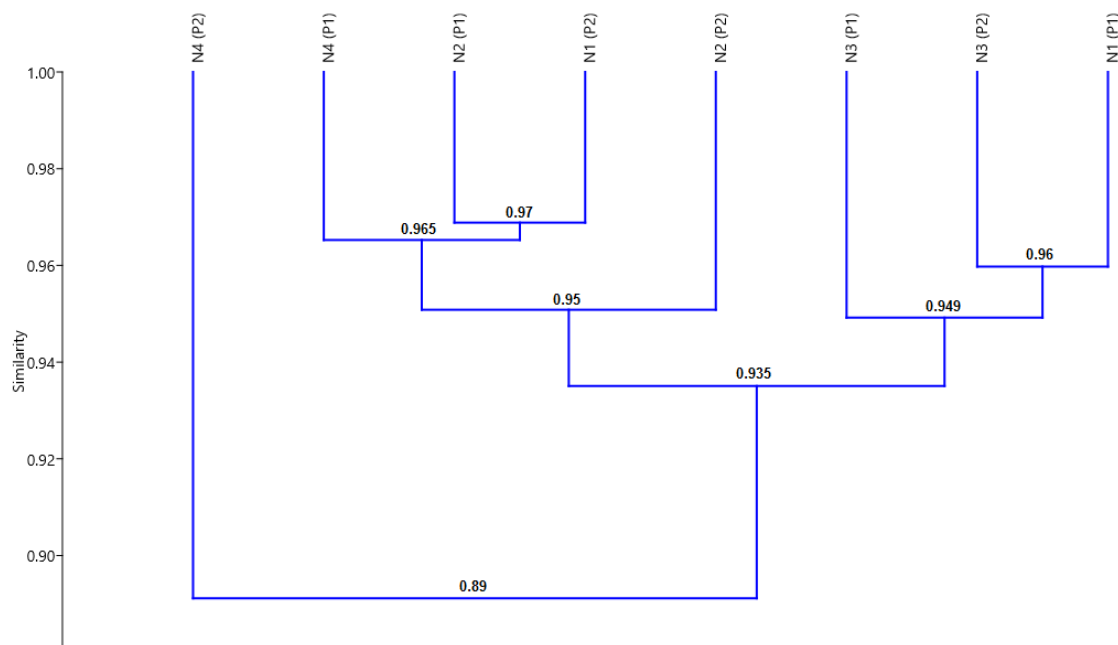


Figura 9: Clúster de Similitud de Bray-Curtis de la variable altura en los núcleos evaluados en P1 y P2.

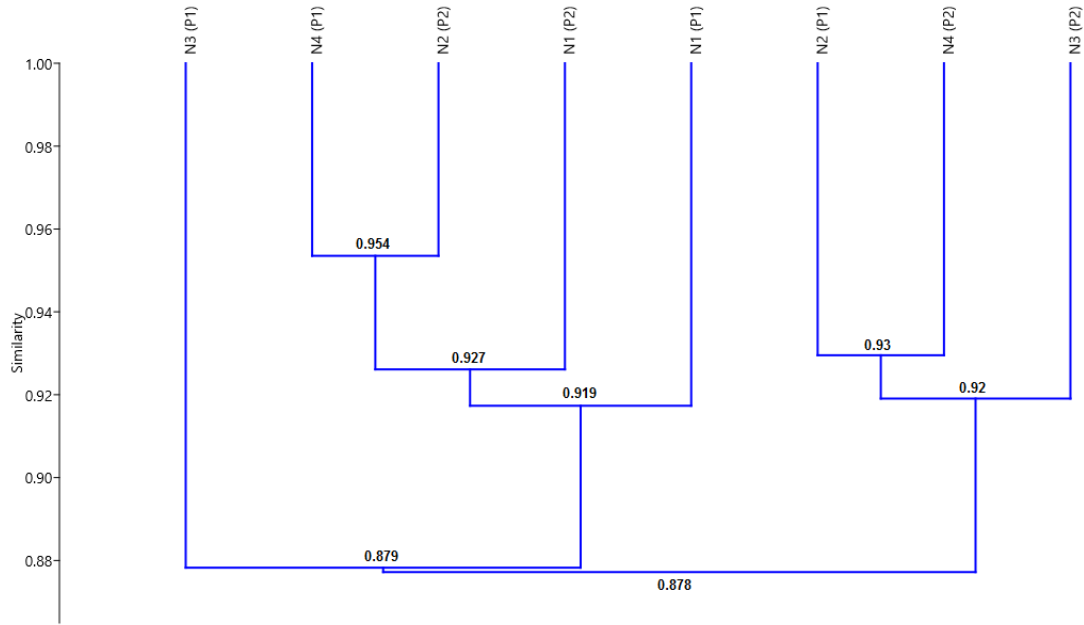


Figura 10: Clúster de Similaridad de Bray–Curtis de la variable cobertura en los núcleos evaluados en P1 y P2.

7.3 Vegetación asociada a los núcleos control y núcleos de restauración

7.3.1 Composición florística

En los núcleos control (NC) en P1 se registraron en total 32 especies distribuidas en 19 familias y 31 géneros (Anexo 9). La familia con el mayor número de especies fue Fabaceae (5 géneros/6 especies), seguida de Asteraceae y Malvaceae (3 géneros/3 especies), Lamiaceae, Rubiaceae, Solanaceae y Verbenaceae (2 géneros /2 especies cada una). Acanthaceae, Amaranthaceae, Boraginaceae, Caricaceae, Erythroxylaceae, Lythraceae, Myrtaceae, Phrymaceae, Phyllanthaceae, Polygalaceae, Rutaceae y Vitaceae (1 género/1 especie cada una) (Figura 11).

El mayor número de especies por núcleo se presentó en NC2 (26) y el menor número de especies en NC3 (13) (Tabla 6). Además, hubo 6 especies que se registraron en todos los núcleos control (*Erigeron bonariensis*, *Mimulus glabratus*, *Pectis prostrata*, *Polygala asperuloides*, *Rhynchospora nervosa* y *Spermacoce capitata*) y 4 especies que solo se registraron en uno de los cuatro núcleos (*Carica papaya*, *Cissus verticillata*, *Erythroxylum coca* y *Lycoseris colombiana*).

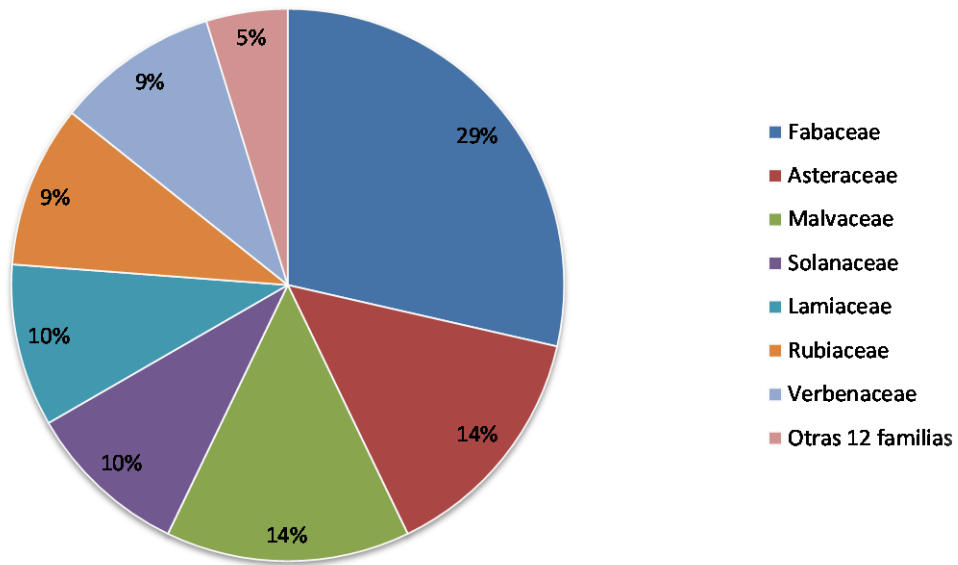


Figura 11: Porcentaje de especie por familia presentes en los 4 NC en P1.

En los núcleos de restauración (NR) en P1 se registraron en total 25 especies distribuidas en 14 familias y 24 géneros (Anexo 10). La familia mejor representada en cuanto al número de especies fue Fabaceae (5 géneros/5 especies), seguida de Solanaceae (2 géneros/3 especies). Asteraceae, Lamiaceae, Malvaceae, Rubiaceae y Verbenaceae (2 géneros/2 especies cada una). Acanthaceae, Amaranthaceae, Lythraceae, Myrtaceae, Polygalaceae, Phrymaceae y Phyllanthaceae registraron (1 género/1 especie cada una) (Figura 12).

El mayor número de especies por núcleo se presentó en NR1 (21) y el menor número de especies en NR2 (13) (Tabla 6). Además, hubo 9 especies que se registraron en todos los núcleos de restauración (*Erigeron bonariensis*, *Melochia parvifolia*, *Mimosa pudica*, *Mimulus glabratus*, *Pectis prostrata*, *Polygala asperuloides*, *Rhynchospora nervosa*, *Spermacoce capitata* y *Sida acuta*) y 7 especies que solo se registraron en uno de los cuatro núcleos (*Centrosema virginianum*, *Cestrum nocturnum*, *Citharexylum kunthianum*, *Inga coruscans*, *Ocimum campechianum*, *Phyllanthus niruri* y *Solanum jamaicense*).

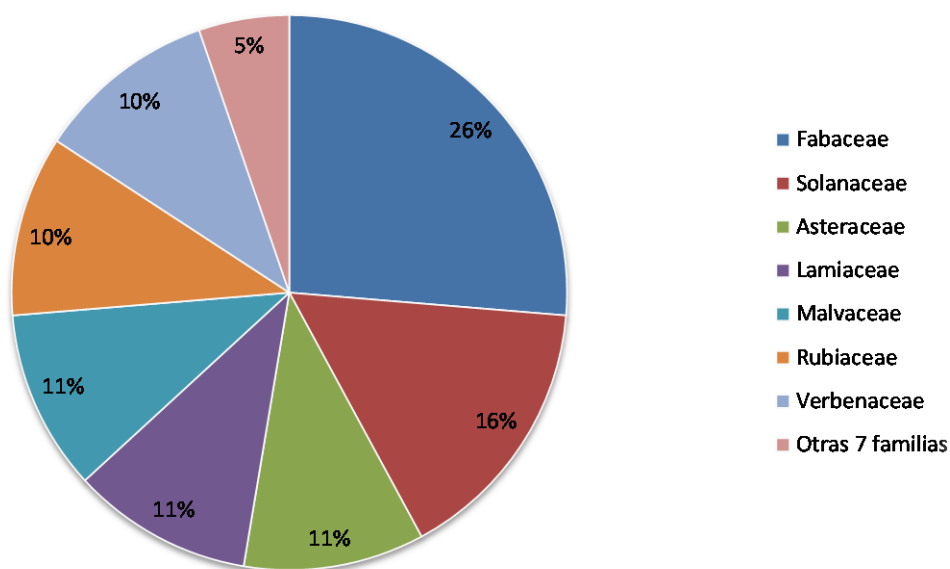


Figura 12: Porcentaje de especie por familia presentes en los 4 NR en P1.

En los NC en P2 se registraron en total 29 especies distribuidas en 17 familias y 27 géneros (Anexo 11). La familia mejor representada en cuanto al número de especies fue Fabaceae (5 géneros/5 especies), seguida de Solanaceae y Verbenaceae (2 géneros/3 especies). Asteraceae, Cyperaceae, Lamiaceae y Malvaceae (2 géneros/2 especies cada una). Acanthaceae, Amaranthaceae, Bignoniaceae, Boraginaceae, Convolvulaceae, Euphorbiaceae, Myrtaceae, Phrymaceae, Rubiaceae y Rutaceae registraron (1 género/1 especie cada una) (Figura 13).

El mayor número de especies por núcleo se presentó en NC2 (24) y el menor número de especies en NC3 (10) (Tabla 6). Además, hubo 6 especies que se registraron en todos los núcleos control (*Erigeron bonariensis*, *Cnidocolus urens*, *Cyperus laxus*, *Pectis prostrata*, *Rhynchospora nervosa* y *Sida acuta*) y 2 especies que solo se registraron en uno de los cuatro núcleos (*Amphilophium crucigerum* y *Guazuma ulmifolia*).

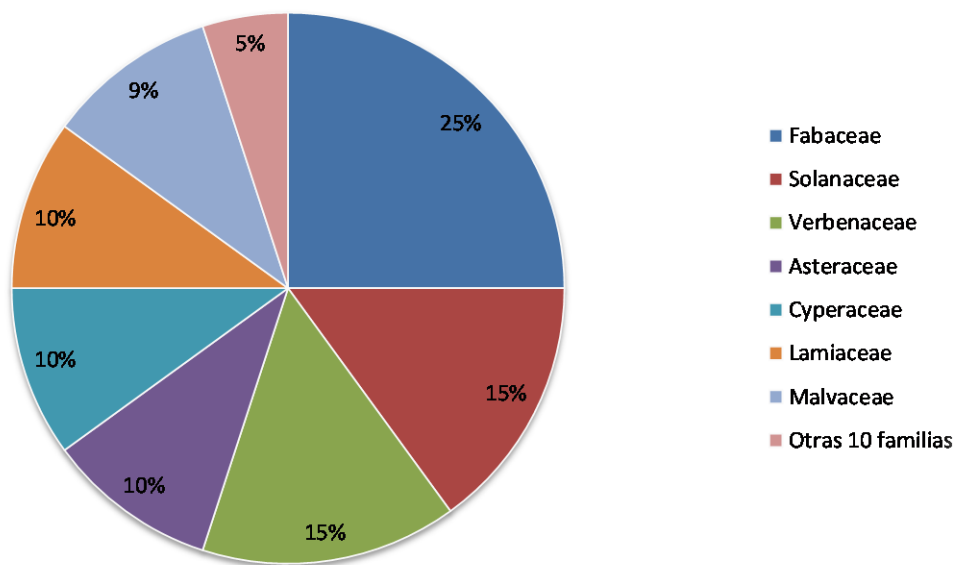


Figura 13: Porcentaje de especie por familia presentes en los 4 NC en P2.

En los NR en P2 se registraron en total 23 especies distribuidas en 16 familias y 23 géneros (Anexo 12). La familia mejor representada en cuanto al número de especies fue Fabaceae (3 géneros/4 especies), seguida de Asteraceae (3 géneros/3 especies). Amaranthaceae, Cyperaceae y Rubiaceae (2 géneros/2 especies cada una). Acanthaceae, Bignoniaceae, Boraginaceae, Convolvulaceae, Euphorbiaceae, Lamiaceae, Malvaceae, Phrymaceae, Solanaceae, Rutaceae, Verbenaceae, registraron (1 género/1 especie cada una) (Figura 14).

El mayor número de especies por núcleo se presentó en NR1 (20) y el menor número de especies en NR2 (11) (Tabla 6). Además, hubo 5 especies que se registraron en todos los núcleos de restauración (*Desmodium incanum*, *Pectis prostrata*, *Rhynchospora nervosa*, *Sida acuta* y *Spermacoce capitata*) y 2 especies que solo se registraron en uno de los cuatro núcleos (*Amphilophium crucigerum* e *Iseia luxurians*).

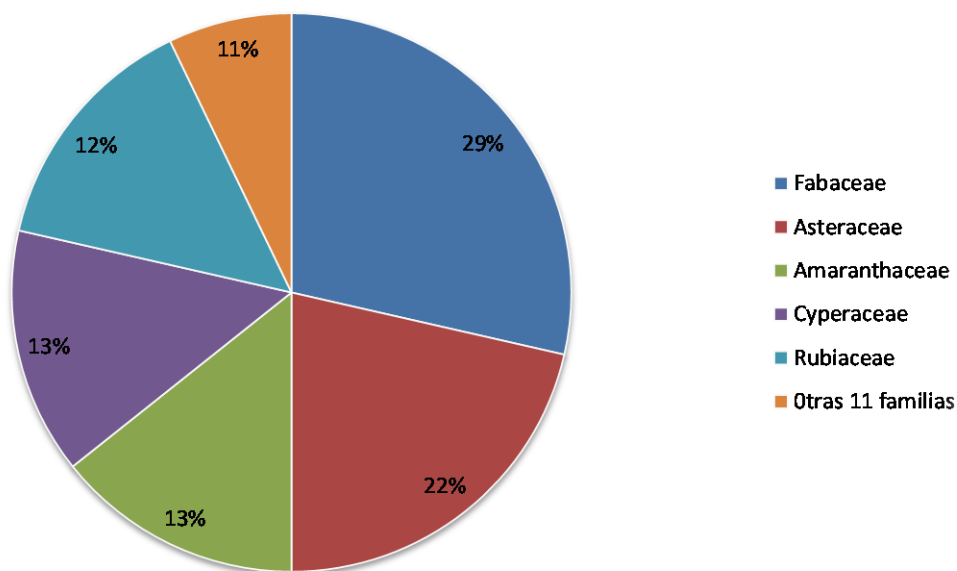


Figura 14: Porcentaje de especie por familia presentes en los 4 NR en P2.

7.3.2 Índices de diversidad

- **Diversidad Shannon-Wiener**

En P1 los núcleos control (NC) el valor más alto de diversidad que se encontró fue en NC1 (3,10) y el menor en NC3 (2,43). Para los núcleos de restauración (NR) el valor más alto de diversidad que se encontró fue en NR1 (2,96) y el menor en NR2 (2,47) (Tabla 6)

En P2 los núcleos control (NC) el valor más alto de diversidad que se encontró fue en NC2 (3,07) y el menor en NC3 (2,26). En los núcleos de restauración (NR) el valor más alto de diversidad que se encontró fue en NR1 (2,88) y el menor en NR2 (2,28) (Tabla 6)

- **Dominancia Simpson**

En P1 el mayor valor de dominancia de Simpson fue para NC3 (0,09) y el menor valor registrado fue en NC1 y NC2 (0,05). El valor más alto de dominancia de Simpson se encontró en NR2 (0,09) y el menor en NR1 (0,05) (Tabla 6).

Para P2 el mayor valor de dominancia de Simpson fue en NC3 (0,11), los NC1, NC2 y N4 registraron valores menores e iguales a (0,05). El valor más alto de dominancia de Simpson se registró en NR2 (0,11) y el menor valor fue en NR1 y NR3 (0,06) (Tabla 6).

- **Índice de equidad de Pielou**

En P1 el mayor valor de equidad fue en NC1 y NC4 (0,96) y el menor valor para NC2 y NC3 (0,95) registrando valores similares para todos los NC. El valor más alto de equidad fue en NR1 (0,97) y el menor valor fue en NR3 (0,94) (Tabla 6).

En P2 el mayor valor de equidad se registró en NC3 (0,98) los otros NC presentaron valores iguales (0,97). El mayor valor de equidad fue en NR3 (0,98) y el menor valor en NR2 (0,95) (Tabla 6).

Tabla 6. Valores de diversidad para cada uno de los núcleos evaluados en P1 y P2.

Índice de diversidad	PARCELA 1							
	Núcleo control				Núcleo restauración			
	NC1	NC2	NC3	NC4	NR1	NR2	NR3	NR4
Dominance_D	0,05	0,05	0,09	0,06	0,05	0,09	0,08	0,08
Shannon_H	3,10	3,09	2,43	2,84	2,96	2,47	2,60	2,60
Equitability_J	0,96	0,95	0,95	0,96	0,97	0,96	0,94	0,96
Taxa_S	25	26	13	19	21	13	16	15
Individuos	94	75	59	80	78	55	58	57
Índice de diversidad	PARCELA 2							
	Núcleo control				Núcleo restauración			
	NC1	NC2	NC3	NC4	NR1	NR2	NR3	NR4
Dominance_D	0,05	0,05	0,11	0,05	0,06	0,11	0,06	0,09
Shannon_H	2,91	3,07	2,26	2,97	2,88	2,28	2,77	2,38
Equitability_J	0,97	0,97	0,98	0,97	0,96	0,95	0,98	0,96
Taxa_S	20	24	10	21	20	11	17	12
Individuos	88	70	45	67	78	46	56	55

8. DISCUSIÓN

8.1 Vegetación plantada

Los resultados mostraron una supervivencia del 90% de las cinco especies plantadas y monitoreadas durante seis meses en el área terrestre del Humedal California (Tabla 5). Esto se debe a que las especies plantadas cuando se llevaron del vivero a campo eran de muy buena calidad (tamaño, formación y equilibrio entre la parte aérea y subterránea) característica que les ha permitido tener un buen desempeño en campo, lo que permitió que las probabilidades de supervivencia y crecimiento fueran altas, expresando su

capacidad de competir y adaptarse a las condiciones ambientales. Además una de las claves para el éxito de la restauración con siembra de plantas en campo es el tamaño (entre 30 - 50 cm) de los plántones, ya que las plantas pequeñas requieren de mucho mantenimiento, son rápidamente cubiertas por las pasturas, consumidas por los animales o tapadas con hojas grandes de árboles (Pizano & Garcia, 2014).

Así mismo, es posible que la cercanía a barreras vivas de *Swinglea glutinosa* y de algunos árboles de las especies *Cassia grandis*, *Citharexylum kunthianum* y *Guazuma ulmifolia* con gran cobertura hayan generado microclimas que han favorecido la supervivencia de las especies plantadas en los núcleos de restauración, pero además han permitido un mayor reclutamiento de especies y mayor expresión del banco de semillas, activando mejor el proceso sucesional en los núcleos (Anexo 13, Figura 17, Figura 18). Álvarez-Aquino & Williams-Linera (2012) reportan una mayor supervivencia en plantas de bosque seco sembradas tras un año de germinadas y en áreas cercanas a fragmentos de bosque, condiciones también presentes en este estudio siendo un soporte o base para explicar los resultados obtenidos en relación a la supervivencia.

Además, durante el proceso de restauración, hubo meses secos (Junio, Julio y Agosto) (Figura 4) y las medidas tomadas de riego (3 veces por semana) para contrarrestar el déficit hídrico en las plantas fue indispensable para garantizar la supervivencia y crecimiento de las especies. Coincidiendo con Fernández & Cintra (2015) que reportan una mayor supervivencia (100%) en la evaluación inicial (6 meses) evidenciando que la gran mayoría de las plantas son capaces de sobrevivir y soportar las condiciones adversas presentes en bosque seco, resultados que está en correspondencia con las medidas implementadas para cada especie, a las cuales se les garantizó en este período un nivel de riego.

En el área de estudio, el uso del suelo basado en la producción ganadera con pastoreo intensivo por más de 50 años ha generado compactación y erosión de los suelos además de la dominancia de gramíneas (*Dichanthium aristatum* y *Paspalum notatum*) que ejercen una fuerte competencia por recursos de nutrientes, espacio y luz para la regeneración natural y sobre las plántulas establecidas en los núcleos de RE.

El crecimiento promedio de todos los individuos durante los 6 meses de estudio fueron diferentes, con relación a los resultados en incremento de altura de las cinco especies *G. sepium* presentó el mayor crecimiento tanto en P1 y P2 para algunos núcleos (Figura 5), adaptándose a las condiciones medioambientales y de suelos, dadas las características que tienen las leguminosas de fijar nitrógeno y poseer raíces profundas que les permiten absorber humedad de las partes más profundas del suelo (Gallego *et al.*, 2012). Otra especie que presentó buen crecimiento fue *T. gigantea* para todos los núcleos evaluados (Figura 5); sus sistemas radiculares de anclaje que se distribuyen lateralmente, le han caracterizado como una especie muy utilizada en terrenos erosionados, así mismo, constituye una fuente de enriquecimiento de nutrientes para el suelo (Rios, 2001).

Las especies mencionadas anteriormente son de crecimiento rápido y son capaces de generar coberturas que beneficien el desarrollo y establecimiento de nuevas especies. *S. purpurea* es una especie de crecimiento rápido, pero su crecimiento fue menor para algunos individuos debido a la presencia de larvas del cerambícido *Lagocheirus araneiformis* que ataca el tallo, cuyo daño se caracteriza por la aparición de pequeñas erupciones de color rojizo en la corteza por donde penetra la larva del insecto (Anexo 13, figura 16). También las ramas superiores se ven afectadas con lesiones similares causadas por el mismo agente y es frecuente el ataque de este insecto a las estacas de propagación (Cruz *et al.*, 2012). *C. kujete* y *C. grandis* presentan tasas de crecimiento media a rápida, alcanzaron diferentes alturas, son especies de estadios sucesionales intermedios y tardíos respectivamente (Figura 5).

El área basal de *S. purpurea* fue mucho mayor en el núcleo 1 (149,91 mm²) en P1 y en el núcleo 2 (227,62 mm²) en P2 con relación a los demás núcleos (Figura 8). El área basal determina la distribución de las especies y su densidad alcanzada en los núcleos de RE, otra especie que presentó área basal significativa fue *G. sepium* en el núcleo 4 tanto en P1 y P2, el área basal fue mucho menor para *C. grandis* en el núcleo 1 en P1 y P2 (30,58 mm² y 30,18 mm² respectivamente) (Figura 8). Las diferencias reportadas en el área basal entre las especies evaluadas se deben a que cada especie de planta tiene cierta combinación de rasgos que determinan sus estrategias de historia de vida y su habilidad competitiva (Rösch *et al.*, 1997), para crecer y desarrollarse bajo las condiciones ambientales del bs-T.

En cuanto a la cobertura *T. gigantea* presentó la mayor cobertura en el núcleo 3 (490,81 cm²) en P2 (Figura 6), esto debido a que no se presentaron problemas por ataque de plagas o presencia de enfermedades; esto obedece en una buena medida a la asociación con otras especies vegetales (Gómez, 2002). En *G. sepium* la mayor cobertura fue para el núcleo 3 (410,2 cm²) en P2, lo cual explica su proliferación en bs-T si se tiene en cuenta sus rápidas estrategias de propagación y reproducción. A pesar que esta especie presenta herbivoría por el telarañero *Omiodes martynalis*, las larvas de esta especie son de hábito gregario y se ubican en el tercio superior de las ramas, juntando las hojas y pegándolas con una telaraña (Anexo 13, Figura 15). Las larvas consumen follaje en el interior de esta, terminando por secar el cogollo de la rama afectada (Gómez, 2002), pero *G. sepium* tiene la capacidad de generar rebrotes lo que asegura su supervivencia. Las especies pioneras tienden a tolerar la herbivoría, mientras que las tardías y las que viven en suelos muy pobres, tienden a resistirla. Esto significa que mientras las especies pioneras toleran el ataque de los herbívoros gracias a su rápido crecimiento y su capacidad de sustituir rápidamente sus hojas y producir rebrotes, las especies tardías tienden a desarrollar defensas mecánicas o químicas que las hacen menos apetecibles; estas especies al presentar tasas de crecimiento y de sustitución de hojas muy bajas, están expuestas durante mucho más tiempo a la acción de los herbívoros, razón por la cual invierten más recursos en el desarrollo de estas defensas (Barone & Coley, 2002; Davidson, 1993). De manera que *G. sepium* es considerada una especie potencialmente restauradora de ambientes perturbados (Vázquez-Yánes *et al.*, 1999).

La menor cobertura se registró para *C. kujete* en el núcleo 3 en P1 (92,00 cm²) y el núcleo 2 en P2 (143,0 cm²) (Figura 6), cobertura que fue poco significativa para la mayoría de los núcleos y con respecto a las demás especies. Piña & Arboleda (2010) reportan que plantas de *C. kujete* bajo sombra alcanzaron un mayor desarrollo en el área del tejido foliar que las crecidas a mayor luminosidad. Ello en concordancia con el hecho de que los individuos de *C. kujete* se encuentran ubicados en núcleos un poco retirados de coberturas arbóreas adyacentes a las parcelas de RE, generándose una mayor incidencia de luz, las coberturas no alcanzan a generar sombra en las horas de mayor radiación solar.

Ahora bien, *C. kujete* para el núcleo 1 en P1 y P2 que está ubicado muy cerca de coberturas arbóreas logro obtener una mayor cobertura (Figura 6), confirmando que esta especie tiene un mayor desarrollo del tejido foliar bajo menor luminosidad. Otro aspecto a tener en cuenta en relación a la cobertura de esta especie es que los suelos por actividad ganadera han sufrido compactación y erosión, condición que no favoreció el desarrollo foliar manifestándose anomalías como son coloración amarilla con zonas muertas en las hojas lo que generó defoliación para algunos individuos, siendo esta condición un indicador de la falta de fósforo en los suelos.

Respecto al DAP en *S. purpurea* este fue mayor para el núcleo 1 en P1 (13,47 mm) y núcleo 2 en P2 (16,07 mm) (Figura 7), mostró los mejores resultados para algunos núcleos, lo que confirma las características que se le atribuye como especie resistente a la sequía (Avitia *et al.*, 2000), por lo que es recomendada para la restauración de zonas afectadas por factores adversos como aridez, sequía, sobrepastoreo y degradación de los suelos (Fernández & Cintra, 2015). Considerada como una especie de rápido crecimiento aunque se desarrolle en suelos infértiles (Pimienta & Ramírez, 2004), presenta un desarrollo de raíces superficiales y no requiere elevadas precipitaciones para su crecimiento, es una especie tolerante tanto a la sequía como a la abundancia de agua (Cruz *et al.*, 2012).

Además, *S. purpurea* es un importante recurso alimenticio para la fauna, es comercial y se emplea como cerca viva. El menor DAP fue para *C. grandis* para el núcleo 1 en P1 y P2 (6,24 mm y 6,2 mm respectivamente) (Figura 7), es una especie de crecimiento moderado (Barrance *et al.*, 2002), longitudinalmente y a nivel de grosor, con capacidad de regeneración por rebrote en su sistema radicular. Es adecuado para cercas vivas, potreros arbolados, para restaurar bosques ribereños o como especie ornamental (Calle & Murgueitio, 2007). Prefiere suelos de textura arenosas a francas, ligeras a medias y pH ácido (Barrance *et al.*, 2002).

Los resultados encontrados para las cinco especies en los núcleos de restauración que fueron favorecidos por sombra de coberturas arbóreas (Anexo 13, Figura 19, Figura 20) lograron que las variables evaluadas y comparadas en P1 y P2 coincidieron con los resultados de Hastwell & Facelli (2003) quienes evaluaron los diferentes efectos del sombreado sobre el crecimiento y supervivencia durante la fase de establecimiento y

encontraron que el desarrollo en altura, cobertura y diámetro de las plántulas en sombra, en general, es mayor que en las áreas a libre exposición del sol.

De acuerdo al análisis de suelo (Tabla 3) existe deficiencias sólo en algunos nutrientes, esto no significa que estén disponibles en la misma cantidad para un crecimiento óptimo de las plantas. La relación de bases intercambiables (Calcio, Magnesio y Potasio) no guarda las proporciones ideales, de manera que el calcio y el magnesio presentan niveles muy bajos, mientras que el potasio presentó niveles adecuados. Lo que indica que el potasio puede estar interfiriendo en la toma de calcio y magnesio. El nivel de fósforo disponible es pobre, probablemente debido a la alta fijación relacionada con la presencia de aluminio intercambiable, común en suelos ácidos y que también obedece a la alta afinidad del fosforo con las alófanos y minerales arcillosos (Proyecto U.T.P. GTZ, 2001).

De manera que estos suelos requieren de 200Kg/ha de cal dolomítica, más 100Kg/ha de roca fosfórica con el fin de neutralizar el aluminio presente, facilitar la disponibilidad de los nutrientes o los agregados y mejorar la relación Ca/Mg, esta labor se debe realizar 30 a 40 días antes de iniciar el plan de abonamiento o mejoramiento de los individuos en la zona. Después de transcurrido este tiempo suministrar por planta 4Kg de abono orgánico bien tratado y desinfectado, más 8g de Urea. El abono se repite cada 4 meses hasta llegar a 6Kg planta, más 120g de Urea. Junto con el abono en una de las aplicaciones adicionar 15g de Bórax. Cada 4 meses aplicar 120g de Urea por planta. Si se desea mejorar los individuos con abono químico se puede utilizar 80g por planta de 10-30-10, más 15g de Bórax, esta aplicación repetirla sin el Bórax cada 4 meses incrementando gradualmente el abono hasta llegar a 2000g por planta, lo anterior durante un año.

Las diferencias que se encontraron en este trabajo a nivel de vegetación plantada para las variables altura y cobertura entre los diferentes núcleos, a partir de los resultados del Índice de Bray-Curtis, se deben principalmente a las tasas de crecimiento en mayor o menor grado de algunas especies en los núcleos evaluados en P1 y P2. Por ejemplo el núcleo 4 (P2) evidenció los menores valores de similaridad de Bray-Curtis, teniendo en cuenta el crecimiento en altura de *G. sepium* en el mencionado núcleo. De esta manera se puede suponer que este núcleo es en el cual existen diferencias marcadas en la altura de las especies (Figura 9). Respecto a cobertura la mayor similaridad se evidenció para el núcleo 4 (P1) y núcleo 2 (P2) esto demuestra que existen pocas diferencias en las coberturas de los individuos establecidos para estos dos núcleos, los individuos han logrado tener buen desarrollo del tejido foliar (Figura 10).

De manera que estas especies que se propagaron por estacas y por trasplante de plántulas de áreas de conservación, son estrategias que podrían ser utilizadas para procesos de restauración y recuperación de sitios alterados en la zona de vida de bs-T, puesto que presentaron un alto porcentaje de supervivencia y crecimiento, lo que facilitaría recuperar todas esas áreas degradadas y transformadas por actividades antrópicas, generando en gran medida la recuperación de la composición, estructura y funcionalidad de los ecosistemas de bs-T.

De igual manera, estudios sobre nucleación en paisajes agrícolas han demostrado que mejora la vida silvestre y algunos servicios, como el suministro de hábitat y la dispersión de semillas (Rey-Benayas & Bullock, 2015) que posibilitan la implementación de núcleos a una escala espacial mayor cuando la reforestación de tierras circundantes es abandonada. Pueden mantener así diversos usos de la tierra, lo cual es crítico en paisajes agrícolas, donde dependen de aspectos sociales, ambientales, económicos y políticos (Romero Calcerrada & Perry, 2004). Igualmente, la restauración con nucleación puede ser una herramienta para reconciliar la competencia por el uso de la tierra entre la agricultura, la conservación y la restauración de bosques a escala de paisaje, pues requiere menor área de plantación de especies nativas (Rey-Benayas & Bullock, 2015), y aumenta la viabilidad económica de los proyectos de restauración a gran escala (Rey Benayas *et al.*, 2008).

La meta de los núcleos de restauración a largo plazo es generar una cobertura vegetal nativa dominada inicialmente por las cinco especies plantadas (*C. grandis*, *C. cujete*, *G. sepium*, *S. purpurea* y *T. gigantea*) que facilite remover la competencia de las gramíneas y acelere los procesos de sucesión natural que conduzca hacia coberturas nativas de tipo bosque ripario secundario. Por tanto, es necesario realizar monitoreo a largo plazo con el fin de poder evidenciar el efecto de la plantación, de la distancia de plantación o la interacción entre estos sobre la sucesión ecológica, debido a que en este momento la sucesión se encuentra en la primera etapa.

8.2 Vegetación asociada

La composición de la vegetación asociada a NC registró la mayor riqueza de especies (S) en P1 (32) y P2 (29) (Anexo 9, Anexo 10) superando ligeramente a NR en P1 (25) y P2 (23), (Anexo 11, Anexo 12). La zona de estudio presenta familias propias del bs-T, de las cuales Fabaceae tiene el mayor número de géneros y especies, seguida de Asteraceae, Malvaceae, Solanaceae y Verbenaceae; otras familias presentaron un único género (Figura 11, 12, 13 y 14). Este resultado es coincidente con lo encontrado por Ramírez *et al.*, (2015) en bosque seco donde Fabaceae se encuentra entre las familias más ricas en especies para este ecosistema, debido a las adaptaciones fisiológicas y estructurales, como son la presencia de hojas compuestas, folíolos pequeños, presencia de espinas o aguijones, hábitos de crecimiento y formas de vida (Ceroni, 2003). Además, Asteraceae es una familia que presenta especies de fácil dispersión lo que les permite colonizar fácilmente, ambientes abandonados (Londoño & Torres, 2015) o áreas donde se han restringido los agentes de disturbio antrópicos.

Son familias con especies pioneras en las primeras etapas sucesionales que crecen muy bien en zonas abiertas que han sido disturbadas por actividad antrópica y que se expresan muy bien aunque existan barreras como son las gramíneas (*Dichanthium aristatum* y *Paspalum notatum*). Se está dando el asentamiento de las primeras especies pioneras tanto herbáceas y arbustivas que en conjunto ayudan a dinamizar la sucesión ecológica en el área riparia del humedal.

8.3 Índices de diversidad

El índice de Simpson (D), muestra, que ninguno de los NC y NR en P1 y P2, presenta tendencia a la dominancia de las especies, toda vez, que ninguno de los valores se acerca a 1, lo que define una alta tasa de heterogeneidad. En cuanto al índice Shannon-Wiener (H'), presenta su máximo valor en los NC1 y NC2 en P1 y el NC2 en P2 asumiéndose, como núcleos heterogéneos, en donde todas las especies se encuentran distribuidas uniformemente y no se presentan especies dominantes que reduzcan la diversidad. Por su parte, el índice de Pielou (J'), permitió determinar que su equitatividad fue alta y no varió sustancialmente entre los NC y NR de manera que todas las especies son igualmente abundantes (Tabla 6). De esta manera, los índices de diversidad calculados para los NC y NR en P1 y P2 permiten establecer que poseen alguna similitud en cuanto al número de individuos *versus* el número de especies, posiblemente porque se trata de áreas que estaban perturbadas por pastoreo y que al restringir los disturbios antrópicos permite la expresión de bancos de semilla, reclutamiento de especies que en conjunto intervienen en la dinámica de la sucesión natural.

9. Conclusiones

El tamaño de las especies plantadas fue clave para garantizar mayores probabilidades de supervivencia, puesto que plantas pequeñas requieren de mucho mantenimiento, son rápidamente cubierta por las pasturas, consumidas por los animales o tapadas con hojas grandes de árboles.

Las coberturas arbóreas adyacentes a las parcelas de RE son importantes, porque generan microclimas que favorecen la supervivencia de las especies plantadas en los núcleos de RE, pero además permiten tener un mayor reclutamiento de especies y mayor expresión del banco de semillas, activando mejor el proceso sucesional en los núcleos.

De las especies plantadas las que presentaron mayor rendimiento ecológico fueron *Gliricidia sepium*, *Spondias purpurea* y *Trichanthera gigantea* que obtuvieron los mayores valores en altura, área basal, cobertura y diámetro; por tanto se recomienda su propagación e inclusión para futuros procesos de restauración en áreas riparias de bs-T.

La presencia de las familias Fabaceae, Asteraceae, Malvaceae, Solanaceae y Verbenaceae en los NC y NR de las P1 y P2 son la evidencia del proceso sucesional que se está gestando con especies pioneras en las primeras etapas sucesionales que crecen muy bien en zonas abiertas que han sido disturbadas por actividad antrópica y que se expresan muy bien aunque existan barreras como son las gramíneas (*Dichanthium aristatum* y *Paspalum notatum*).

Los resultados obtenidos son gracias a la participación de la comunidad, porque son ellos quienes conocen sus recursos naturales y por lo tanto permiten un reconocimiento e intercambio de saberes para dar pautas esenciales para dirigir el proceso de RE. Buscando

conservar el recurso hídrico y generar espacios de diversidad que hagan sostenible la vida entre hombre y naturaleza.

10. Recomendaciones

En los núcleos de RE la presencia de gramíneas limita el crecimiento de las especies plantadas y el proceso sucesional de manera que es necesario realizar periódicamente un control mecánico para evitar competencia y mortalidad.

Se requiere si es posible realizar control biológico de insectos para evitar la herbivoría en *G. sepium* por *Omiodes martynalis* y daños sobre el tallo de *S. purpurea* causados por *Lagocheirus araneiformis*, asegurando así, tener un mejor crecimiento y desarrollo de las plantas. Así mismo, es necesario realizar poda a las plantas que lo requieran para aumentar biomasa de rebrotes permitiendo obtener mayores coberturas.

Es necesario continuar haciendo caracterización florística para determinar que especies van apareciendo o colonizando los NC y NR en P1 y P2; es una manera mediante la cual se puede hacer comparaciones y apreciaciones de cuanto ha sido la eficacia del proceso de RE. También es necesario realizar caracterización faunística para determinar la función ecológica que cumplen ciertos organismos en el proceso de restauración.

Se recomienda que se continúe con el monitoreo de la vegetación en los núcleos para poder evaluar en el tiempo los cambios que se van generando en estructura y composición de la vegetación a medida que avanza la sucesión, de manera que se puedan diseñar estrategias acordes a las particularidades de los núcleos de vegetación implementados en el Humedal California.

Por último, es necesario aplicar abonos para obtener un mejor crecimiento y desarrollo de los individuos plantados en el área riparia del Humedal California.

11. Bibliografía

- Alvarez-Aquino C. & Williams-Linera, G. 2012. Seedling survival and growth of tree species site condition and seasonality in Tropical Dry Forest Restoration. *Botanical Science*, 90, 311-331.
- Arango, N., Armenteras, D., Castro, M., Gottsmann, T., Hernández, O. L., Matallana, C. L., Morales, M., Naranjo, L. G., Renjifo, L. M., Trujillo, A. F. & Villareal, H. F. 2003. Vacíos de Conservación del Sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia desde una Perspectiva Ecorregional. *WWF Colombia, Instituto de investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt*. Editorial Sepia Ltda. 64 pp.
- Aronson, J., Milton, S. J. & Blignaut, J. N. 2007. Restoring Natural Capital: Definitions and rationale. pp. 3 - 8 En: Aronson J., Milton, S. J. & Blignaut, J. N. editores. Restoring Natural Capital: Science, Business and Practice. Island Press, Washington, D. C. EE.UU.
- Avila, L., Cabreraya, D., Corzo, L., Diaz, A., Franco, L., León, O., Marín, W., Pinzón, L., Rodríguez, C., Vargas, O. & Villanueva, J. 2009. Restauración ecológica en zonas invadidas por retamo espinoso y plantaciones forestales de especies exóticas. Bogotá. Editorial Gente Nueva. 306 pp.
- Avitia G. E., Castillo G. A. & Pimienta B. E. 2000. Ciruela mexicana y otras especies del genero *Spondias* L. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, Estado de México, México. 75 pp.
- Barrance, A; Beer, J.W; Boshier, D.H; Chamberlain, J; Cordero, J; Detlefsen, G; et al. 2003. Trees of Central America: a manual for extension workers. Oxford Forestry Institute/CATIE. 1079 pp.
- Barone J. A. & Coley, P. D. 2002. Herbivorismo y las defensas de las plantas. 465-492 pp En: Guariguata, M. & G. Kattan (Eds) Ecología y conservación de Bosques Neotropicales. Ediciones LUR, Costa Rica.
- Bechara, F.C., Campos, E. M., Duarte K., de Araujo V., Zamorano, A. & Reis A. 2007. Unidades demostrativas de restauração ecológica através de técnicas nucleadoras de biodiversidade. *Revista Brasileira de Biociências Porto Alegre* 5 (1): 9-11.
- Calle Díaz, Z. & Murgueitio, E. 2007. Flora amiga del ganado: El cañafístulo *Cassia grandis*. Carta Fedegan No. 101.
- Campbell, I. C., Boon, P. J., Madsen B. L. & Cummins, K. W. 1998. Objectives and approaches in lotic and riparian restoration projects. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 26: 1295-1302.
- Caviedes, B. M. 1999. Manual de métodos y procedimientos estadísticos. Universidad Jorge Tadeo Lozano, Bogotá. 67 p.
- Ceroni, A. 2003. Distribución de las Leguminosas de la parte alta de la Cuenca La Gallega. Morropón. Piura. *Ecología Aplicada*, 2(1), 9-13.
- Clavijo, K. J. & Lopez, E. A. 2017. Propuesta Metodológica de restauración para la vegetación

- riparia a partir de la variación de la composición florística en diferentes épocas climáticas del humedal Torca-Guaymaral. *Producción + Limpia*. 12 (1): 49-62.
- Clewell, A.F. & Rieger, J.P. 1997. What practitioners need from restoration ecologist. *Restorat. Ecol.* 5(4): 350-354.
- Corbin, J. D. & Holl, K. D. 2012. Applied nucleation as a forest restoration strategy. *Forest. Ecol. Manag.* 265: 37-46.
- Corporación Autónoma Regional del Cauca –CRC. 2015. Plan de manejo ambiental de los humedales del Patía - Departamento del Cauca. 221 pp.
- Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca –CAR. 2011. Humedales del Territorio CAR. Consolidación del Sistema de Humedales de la jurisdicción CAR. Bogotá D. C. 75 pp.
- Cruz, A., Pita, A. & Rodríguez, A. 2012. Jocotes, Jobos, Abales o ciruelas Mexicanas. Universidad Autónoma de Chapingo. México. 128 pp.
- Davidson, N. 1993. The effects of herbivory and granivory on terrestrial plant succession. *Oikos* 68: 23-35.
- Devia, C.A, Moncaleano, A.M. & Niño, L.M. 2014. Flora del bosque seco de los Archipiélagos Islas del Rosario y San Bernardo. Incoder- Universidad Jorge Tadeo Lozano. Cartagena, Colombia. 99 pp.
- Díaz-Páez, M. & Polanía, J. 2017. Experiencia piloto de nucleación con especies nativas para restaurar una zona degradada por ganadería en el norte de Antioquia, Colombia. *Biota Colombiana* 18 (Suplemento 1): 60–69.
- Dirzo, R., Young, H. S., Mooney, H. A. & Ceballos, G. 2001. Seasonally Dry Tropical Forest: Ecology and conservation. Washington: Island Press, Publisher. 408 pp.
- Fajardo, L., Rodríguez, J. P., González, V. & Briceño-Linares, J. M. 2013. Restoration of a degraded tropical dry forest in Macanao, Venezuela. *Journal of Arid Environments*, 88, 236–243.
- Ferrer-Gallego, P. P. 2013. La creación de núcleos de dispersión y reclamo como modelo de restauración ecológica forestal. Avances en la restauración de sistemas forestales. Técnicas de implantación. ResearchGate: 149 – 157.
- Fernández, I. & Cintra, M. 2015. Restauración de áreas degradadas de la comunidad Los Cerezos, en la franja costera sur de Guantánamo, Cuba. *Revista Forestal Baracoa vol. 34 (1)*. 55- 62
- Gallego, E. J., Morales, S. & Vivas, J. N. (2012). Propuesta para el uso de especies arbóreas y arbustivas forrajeras en sistemas ganaderos en el valle del Patía, Cauca. Biotecnología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial. Vol 10 (2): 207 - 216
- García, H., Corzo, G., Isaacs, P. & Etter, A. 2014. Distribución y estado actual de los remanentes del bioma de Bosque seco tropical en Colombia: Insumos para su gestión. En H. García & C. Pizano (eds.). El bosque seco tropical en Colombia (228-251 pp). Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH). Bogotá:

Ediprint Ltda.

- Garzón, V., Mireya, P. & Juan, C. 2014. Construcción participativa de estrategias de restauración ecológica en humedales del Magdalena Medio, Colombia: una herramienta para el ordenamiento ambiental territorial. *Biota Colombiana*, 58-86.
- Gibbs, J.P. 2000. Wetland loss and biodiversity conservation. *Conservation Biology*. 14(1):314-317.
- Grijalva, A. & Quezada, J. 2014. Un gran recurso: las plantas ornamentales en Nicaragua. Una guía sobre los árboles y arbustos ornamentales exóticos nativos y nativos potenciales. Volumen I. universidad Nacional Agraria. Managua. 256 pp.
- González Del Tánago, M. & N. Antón. 1998. Plan forestal de la Comunidad de Madrid. Subprograma de ríos y riberas. E.T.S. Ingenieros de Montes. UPM. Madrid.
- Gómez, M., Rodríguez, L., Murgueitio, E., Ríos, C., Molina, C., Molina, E., & Molina J. 2002. Árboles y Arbustos Forrajeros Utilizados en Alimentación Animal como Fuente Proteica. Centro para la Investigación en Sistemas Sostenibles de Producción Agropecuaria (CIPAV). 147 pp.
- Gutiérrez, M. N. 2012. "Estado de la vegetación en núcleos de restauración utilizados para el restablecimiento del bosque altoandino del parque forestal embalse del Neusa, Cundinamarca, Colombia." Trabajo de grado programa de ecología. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá D.C. 41 pp.
- Harris, J., Higgs, R., Higgs, E. & Aronson, J. 2006. Ecological restoration and global climate change. *Restoration Ecology*, 170 - 176.
- Hastwell G. T. & Facelli J. M. 2003. Differing effects of shade-induced facilitation on growth and survival during the establishment of a chenopod shrub. *Journal of Applied Ecology*. 91(6): 941-950.
- IAvH. (2015). *Colombia Anfibia. Un país de humedales*. Vol. 1. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá D. C., Colombia. 140 pp.
- Jaramillo, V. J., Martínez-Yrizar, A. & Sanford, Jr. 2011. Primary productivity and biogeochemistry of seasonally dry tropical forests. Pag 109-128. En R. Dirzo, H.S. Young, H.A. Mooney & G. Ceballos, editores. *Seasonally Dry Tropical Forest*. Island Press, Washington, DC, EE.UU.
- Lamb, D., Andrade, A., Shepherd, G., Bowers, K. & Alexander, S. 2011. Building resilience when restoring degraded ecosystems: Improving biodiversity values and socioeconomic benefits to communities. Pages 57-59 *En: Secretariat of the Convention on Biological Diversity, editor. Contribution of Ecosystem Restoration to the Objectives of the CBD and a Healthy Planet for All People. Resúmenes de los carteles presentados en la décimo quinta reunión del Órgano de Asesoramiento Científico, Técnico y Tecnológico del Convenio sobre Diversidad Biológica. Series técnicas No. 62. SCBD, Montreal, Canadá.*
- Londoño, V. & Torres, A. 2015. Estructura y composición vegetal de un bosque seco tropical en regeneración en Bataclán (Cali, Colombia). *Colombia Forestal*, 18(1), 71-85

- Lieberman, D. & Li, M.G., 1992. Seedling recruitment patterns in a tropical dry forest in Ghana. *Journal of Vegetation Science* 3, 375e 382.
- Magurran, A. E. 1988. *Ecological diversity & its measurement*, Princeton University press Princeton, NJ. 180 pp.
- Martins, S.V., Rodrigues, B.D. & Leite, H.G. 2007. A contribuição da ecologia florestal no desenvolvimento de modelos e técnicas de restauração florestal de áreas degradadas. *Revista Ação Ambiental* 10, 10–13.
- Milton, J. & Arnold J. 2004. *Probabilidad y Estadística con aplicaciones para ingeniería y ciencias computacionales*, McGraw-Hill. 4ª ed. 806 pp.
- Ministerio Del Medio Ambiente. 2002. Política Nacional para humedales interiores de Colombia. Estrategias Para Su Conservación Y Uso Sostenible, *Primera Ed*, 1–67 pp.
- Moreno, C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad, M & T-Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, 83 pp.
- Moreno–Casasola P, López–Rosas H., Infante–Mata D., Peralta L.A., Travieso–Bello A.C. & Warner B.G. 2009. Environmental and anthropogenic factors associated with coastal wetland differentiation in La Mancha, Veracruz, Mexico. *Plant Ecology* 200:37–52.
- Niembro, A., Vásquez, M. & Sánchez, O. 2010. Árboles de Veracruz. 100 especies para la reforestación estratégica. Centro de investigaciones Tropicales. Xalapa Veracruz., México. 130 ppp.
- Ospina Arango, O. L., Vanegas Pinzón, S. & Gnecco, M. 2012. Plan nacional de restauración: Restauración Ecológica, Rehabilitación y Recuperación de Áreas Disturbadas. Bogotá D.C.: Colombia. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. 80 pp.
- Pimienta, E. & Ramírez, B. 2004. Ecofisiología de la ciruela Mexicana (*Spondias purpurea* L., Anacardiaceae). *Scientia-Cuba* 6(1-2): 65-81.
- Piña, M., & Arboleda, M. E. 2010. Efecto de dos ambientes lumínicos en el crecimiento inicial y calidad de plantas de *Crescentia cujete*. *Bioagro*, 22(1), 61-66.
- Pizano, C. & García, H. 2014. El Bosque Seco Tropical en Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander Von Humboldt (IAvH). Bogotá D.C., Colombia. 354 pp.
- Pla, L. 2006. Biodiversidad: Inferencia basada en el índice de Shannon y la riqueza. *Interciencia*, 31 (8), 583-590.
- Prieto-C, A. 1994. Análisis florístico del Parque Nacional Natural Amacayacu e Isla Mocagua, Amazonas (Colombia). *Caldasia*, 20, 142-172.
- Proyecto U.T.P. GTZ. 2001. Suelos del eje cafetero. Facultad de Ciencias Ambientales. Cooperación alemana al desarrollo. Pereira. 199 pp.
- Pontificia universidad Javeriana. 2009. Diagnostico de Avances en la política Nacional de Biodiversidad. Instituto de Estudios Ambientales para el Desarrollo y Ministerio de Medio Ambiente vivienda y Desarrollo Territorial. 489 pp.

- Pulido, L., Vega, L., Ríos, H. & Arce, C. 2007. Protocolo para la restauración de cobertura vegetal afectada por incendios. Bogotá, D.C. Ed. InterSolugraficas Ltda. 64 pp.
- Quesada, M., Sánchez-Azofeifa, G.A., Alvaraez-Añorve, M., Stoner, K., Avila-Cabadilla, L., Calvo-Alvarado, J. C., Castillo, A., Espírito-Santo, M., Fagundes, M., Fernandes, G. W., Gamon, J. A., Lopezaraiza-Mikel, M., Lawrence, D., Cerdeira, L. P., Powers, J. S., Neves, F., Rosas-Guerrero, V., Sayago, R. & Sánchez-Montoya, G. 2009. Succession and management of tropical dry forests in the Americas: Review and new perspectives. *Forest Ecology and Management*, 258, 1014-1024.
- Ramsar. 2013. Manual de la Convención de Ramsar , Guia a la convencion sobre los humedales (Ramsar, Iran,1971), 6ª edición, Secretaría de la Convención de Ramsar, Gland (Suiza). 6, 118 pp.
- Rangel, J. & Lozano, G. 1986. "Un perfil de vegetación entre La Plata (Huila) y el volcán del Puracé." *Caldasia* 14(68-70): 503-547.
- Rangel, J. & Velázquez, A. 1997. "Métodos de estudio de la vegetación. "Colombia Diversidad Biótica II. Tipos de vegetación en Colombia. Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá D.C. 59-87.
- Ramírez-Padilla, B. R., Macías-Pinto, D. J. & Varona-Balcazar, G. 2015. Lista comentada de plantas vasculares del valle seco del río Patía, suroccidente de Colombia. *Biota Colombiana* 16 (2): 1-50.
- Reddy, K.R. & DeLaune, R.D. 2008. Biogeochemistry of Wetlands: Science and Applications. CRC Press, Boca Raton, Florida, 800 pp.
- Reis, A., Bechara, F.C., Espindola, M.B., Vieira, N.K. & Souza, L. 2003. Restoration of damaged land areas: using nucleation to improve sucesional processes. *The Brazilian Journal of Nature Conservation* 1: 85-92.
- Reis, A. & Tres, D. R. 2007. "Recuperación de áreas degradadas: la función de la nucleación." II Simposio Internacional sobre restauración ecológica, SER, Santa Clara, Villa Clara, Cuba. ResearchGate 12 pp.
- Reis, A., Bechara, F. C.w & Tres, D. R. 2010. Nucleation in tropical ecological restoration. *Scientia Agricola*, (672): 244–250.
- Rey-Benayas, J. M., J. Bullock y A. C. Newton. 2008. Creating woodland islets to reconcile ecological restoration, conservation, and agricultural land use. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6: 329-336.
- Rey-Benayas, J. M. R. & Bullock, J. M. 2015. Vegetation restoration and other actions to enhance wildlife in European agricultural landscapes. 127-142 pp.
- Rios, C. 2001. Guía para el cultivo y aprovechamiento del Nacedero, Naranjillo o Cajeto. Convenio Andres Bello ministerio de educacion y cultura de España. Santafe de Bogota, Colombia. 65 pp.
- Riveros, S. J., Vargas, R. M., Moreno, C. A. & Prado, L. 2008. Modelo participativo para la

- recuperación de las microcuencas Chiguaza y Requilina en la localidad de Usme. Bogotá DC. 174-176 pp.
- Rösc H, H., Van Rooyen, M.W. & Theron, G. K. 1997. Predicting competitive interactions between pioneer plant species by using plant traits. *Journal of Vegetation Science* 8: 489-494.
- Romero-Calcerrada, R. & Perry, G. L. 2004. The role of land abandonment in landscape dynamics in the SPA Encinares del río Alberche y Cofio, Central Spain, 1984– 1999. *Landscape and Urban Planning* 66 (4): 217-232.
- Sánchez-Azofeifa, M.E., Kalaczka, M., Quesada, M., Stoner, K.E., Lobo, J.A. & Arroyo-Mora, P. 2003. Tropical dry climates. 131-137p. En M.D. Schwartz, editor. *Phenology: An integrative Environmental Science*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Holanda.
- Sánchez-Azofeifa, G.A., Quesada, M., Rodríguez, J.P., Nassar, J.M., Stoner, K.E., Castillo, A., Garvin, T., Zent, E.L., Calvo-Avarado, J.C., R. Kalacska, M.E., Fajardo, L., Gamon, J.A. & Cuevas-Reyes, P. 2005. Research priorities for Neotropical dry forest. *Biotropica* 37:477- 485.
- Santiago, L. S., Kitajima, K., Wrigwht, S. J. & Mulkey, S. S. 2004. Cordinated changes in photosynthesis, water relations and leaf nutritional traits of canopy trees along a precipitation gradient in lowland tropical forest. *Oecologia* 139: 495 pp.
- SERI (Society for Ecological Restoration International). 2004. *The SER International Primer on Ecological Restoration*. Society for Ecological Restoration International, Tucson, A.Z. EE.UU. 16 pp.
- Schlawin, J. & Zahawi, R.A. 2008. “Nucleating” succession in recovering neotropical wet forest: The legacy of remnant trees. *J. Veg. Sci.* 19: 485-487.
- Tres, D. R. & Reis, A. 2007. “La nucleación como propuesta para la restauración de la conectividad del paisaje”, II Simposio Internacional de Restauración Ecológica, SER, Santa Clara, Villa Clara, Cuba. ResearchGate. 12 pp.
- Tres, D. R. & Reis, A. 2009. Técnicas nucleadoras na restauração de floresta ribeirinha em área de Floresta Ombrófila Mista, Sul do Brasil. *Revista biotemas*. ISSN 0103 – 1643.
- Valladares, F., Balaguer, L., Mola, I., Escudero, A. & Alfaya, V. 2011. Restauración ecológica de áreas afectadas por infraestructuras de transporte. *Bases científicas para soluciones técnicas*. Madrid, España. Editorial Fundación Biodiversidad. 164 pp.
- Vargas, O. 2007. *Guía metodológica para la restauración ecológica del bosque altoandino*. Bogotá D.C. Editorial Gente Nueva. 194 pp.
- Vargas, O. 2011. Restauración ecológica: Biodiversidad y conservación. *Acta biol. Colomb*, 221-246.
- Vázquez–Yanes, C., A. I. Bátiz M., M. I. Alcócer S., M. Gual D. & C. Sánchez D. 1999. Árboles y arbustos potencialmente valiosos para la restauración ecológica y reforestación. Reporte técnico del proyecto J084. CONABIO–Instituto de Ecología, UNAM. Mexico D.

F. 13 pp.

Vieira, D.L.M. & Scariot, A. 2006. Principles of natural regeneration of tropical dry forests for restoration. *Restoration Ecology* 14: 11-20.

Yarranton, G.A. & Morison, R.G. 1974. Spatial dynamics of a primary succession: Nucleation. *J. Ecol.* 62: 417-428.

Zahawi, R.A. & Augspurger, C.K. 2006. Tropical forest restoration: tree islands as recruitment foci in degraded lands of Honduras. *Journal of Applied Ecology*. 16: 464-478.

Zahawi, R.A., Holl, K.D., Cole, R.J. & Reid, J.L. 2012. Testing applied nucleation as a strategy to facilitate tropical forest recovery. *Journal of Applied Ecology*. 50: 88-96.

Zahawi, R. A., Holl, K. D., Cole, R. J., & Reid, J. L. 2013. Testing applied nucleation as a strategy to facilitate tropical forest recovery. *Journal of Applied Ecology*. 50(1), 88–96.

Anexos

Anexo 1. Promedio y desviación estándar para la variable altura en P1.

Especie	Núcleo 1	Núcleo 2	Núcleo 3	Núcleo 4
	$\bar{X} \pm S$	$\bar{X} \pm S$	$\bar{X} \pm S$	$\bar{X} \pm S$
<i>Trichanthera gigantea</i>	58,07 ± 2,17	63,09 ± 2,05	64,75 ± 2,54	60,72 ± 2
<i>Crescentia cujete</i>	44,08 ± 1,98	51,23 ± 3,06	56,29 ± 1,94	58,04 ± 3,97
<i>Spondias purpurea</i>	41,01 ± 4,67	37,79 ± 3,79	38,69 ± 3,13	43,64 ± 7,02
<i>Gliricidia sepium</i>	54,25 ± 15,83	71,26 ± 10,04	52,28 ± 14,21	69,04 ± 14,22
<i>Cassia grandis</i>	36,83 ± 5,37	37,33 ± 3,98	38,61 ± 6,04	39,06 ± 4,37

Anexo 2. Promedio y desviación estándar para la variable altura en P2.

Especie	Núcleo 1	Núcleo 2	Núcleo 3	Núcleo 4
	$\bar{X} \pm S$	$\bar{X} \pm S$	$\bar{X} \pm S$	$\bar{X} \pm S$
<i>Trichanthera gigantea</i>	58,48 ± 3,14	61,88 ± 2,39	61,28 ± 3,05	64,35 ± 2,74
<i>Crescentia cujete</i>	52,62 ± 2,58	49,23 ± 2,28	48,75 ± 2,95	53,06 ± 2,24
<i>Spondias purpurea</i>	40,93 ± 7,01	48,25 ± 5,03	44,11 ± 6,43	47,74 ± 8,29
<i>Gliricidia sepium</i>	75,14 ± 14,27	79,44 ± 15,1	58,69 ± 3,79	95,85 ± 28,01
<i>Cassia grandis</i>	40,78 ± 8,14	44,33 ± 7,11	41,06 ± 6,59	59,33 ± 6,5

Anexo 3. Promedio y desviación estándar para la variable cobertura en P1.

Especie	Núcleo 1	Núcleo 2	Núcleo 3	Núcleo 4
	$\bar{X} \pm S$	$\bar{X} \pm S$	$\bar{X} \pm S$	$\bar{X} \pm S$
<i>Trichanthera gigantea</i>	307,8 ± 49,36	342,2 ± 112,3	393,5 ± 43,12	339,7 ± 71,63
<i>Crescentia cujete</i>	264,6 ± 85,41	198,5 ± 53,08	92 ± 14,26	181,1 ± 66,01
<i>Spondias purpurea</i>	354,6 ± 57,73	232,2 ± 35,42	230,3 ± 15,42	289,3 ± 31,59
<i>Gliricidia sepium</i>	321,1 ± 68,62	398,5 ± 163,3	292,5 ± 52,83	276,1 ± 73,09
<i>Cassia grandis</i>	201,1 ± 35,33	234,9 ± 57,64	216,7 ± 47,47	202,7 ± 41,57

Anexo 4. Promedio y desviación estándar para la variable cobertura en P2.

Especie	Núcleo 1	Núcleo 2	Núcleo 3	Núcleo 4
	$\bar{X} \pm S$	$\bar{X} \pm S$	$\bar{X} \pm S$	$\bar{X} \pm S$
<i>Trichanthera gigantea</i>	344 ± 38,94	355,8 ± 53,69	490,8 ± 44,15	405,7 ± 33,86

<i>Crescentia cujete</i>	278,4 ± 38,28	143 ± 58,22	167,4 ± 18,14	195,9 ± 28,31
<i>Spondias purpurea</i>	296,4 ± 29,26	300,7 ± 38,18	281,5 ± 20,98	295,6 ± 51,63
<i>Gliricidia sepium</i>	272 ± 86,62	312,3 ± 33,89	410,2 ± 56,74	408,1 ± 50,87
<i>Cassia grandis</i>	151,1 ± 27,47	184,3 ± 19,09	209,6 ± 39,74	308,8 ± 117

Anexo 5. Promedio y desviación estándar para la variable DAP en P1.

Especie	Núcleo 1	Núcleo 2	Núcleo 3	Núcleo 4
	$\bar{X} \pm S$	$\bar{X} \pm S$	$\bar{X} \pm S$	$\bar{X} \pm S$
<i>Trichanthera gigantea</i>	9,4 ± 0,61	10,74 ± 0,43	11,16 ± 0,47	10,55 ± 0,24
<i>Crescentia cujete</i>	7,96 ± 0,81	8,58 ± 0,32	8,14 ± 0,17	8,97 ± 0,42
<i>Spondias purpurea</i>	13,47 ± 0,73	10,84 ± 0,63	9,51 ± 0,56	10,73 ± 0,58
<i>Gliricidia sepium</i>	9,4 ± 0,96	10,3 ± 0,65	8,33 ± 0,38	11,62 ± 0,78
<i>Cassia grandis</i>	6,24 ± 0,16	6,56 ± 0,2	6,5 ± 0,21	6,65 ± 0,19

Anexo 6. Promedio y desviación estándar para la variable DAP en P2.

Especie	Núcleo 1	Núcleo 2	Núcleo 3	Núcleo 4
	$\bar{X} \pm S$	$\bar{X} \pm S$	$\bar{X} \pm S$	$\bar{X} \pm S$
<i>Trichanthera gigantea</i>	10,05 ± 0,12	11,3 ± 0,09	11,47 ± 0,37	11,78 ± 0,12
<i>Crescentia cujete</i>	8,3 ± 0,15	8,38 ± 0,09	9,22 ± 0,26	9,28 ± 0,09
<i>Spondias purpurea</i>	7,2 ± 0,39	16,07 ± 0,25	11,14 ± 0,71	13,5 ± 0,6
<i>Gliricidia sepium</i>	12 ± 0,26	10,94 ± 0,15	8,97 ± 0,12	14,81 ± 0,22
<i>Cassia grandis</i>	6,2 ± 0,15	7,09 ± 0,27	7,43 ± 0,46	8,11 ± 0,14

Anexo 7. Promedio y desviación estándar para la variable área basal en P1.

Especie	Núcleo 1	Núcleo 2	Núcleo 3	Núcleo 4
	$\bar{X} \pm S$	$\bar{X} \pm S$	$\bar{X} \pm S$	$\bar{X} \pm S$
<i>Trichanthera gigantea</i>	71,68 ± 9,56	92,21 ± 7,45	99,81 ± 8,6	88,91 ± 3,98
<i>Crescentia cujete</i>	51,92 ± 10,12	58,96 ± 4,49	53,5 ± 2,1	63,92 ± 5,73
<i>Spondias purpurea</i>	149,91 ± 14,7	98,89 ± 11,9	78,19 ± 9,45	94,51 ± 10,43
<i>Gliricidia sepium</i>	71,35 ± 14,3	83,99 ± 10,5	56,6 ± 5,36	107,53 ± 14,6
<i>Cassia grandis</i>	30,58 ± 1,58	33,78 ± 2,08	33,24 ± 2,19	34,77 ± 1,99

Anexo 8. Promedio y desviación estándar para la variable área basal en P2.

Especie	Núcleo 1	Núcleo 2	Núcleo 3	Núcleo 4
	$\bar{X} \pm S$	$\bar{X} \pm S$	$\bar{X} \pm S$	$\bar{X} \pm S$
<i>Trichanthera gigantea</i>	83,18 ± 1,95	102,58 ± 1,67	108,03 ± 6,74	110,9 ± 2,26
<i>Crescentia cujete</i>	56,71 ± 1,95	56,54 ± 1,15	68,63 ± 3,55	70,2 ± 1,32
<i>Spondias purpurea</i>	41,01 ± 4,46	227,62 ± 5,33	100,73 ± 12,63	151,79 ± 12,5
<i>Gliricidia sepium</i>	122,3 ± 4,49	95,36 ± 2,48	64,07 ± 1,7	173,94 ± 4,92
<i>Cassia grandis</i>	30,17 ± 1,48	39,57 ± 3,03	43,55 ± 5,5	51,66 ± 1,72

Anexo 9. Lista de familias, especies y número de individuos en cada núcleo control (NC) en la parcela 1.

Familia	Especie	NC1	NC2	NC3	NC4
Acanthaceae	<i>Blechum pyramidatum</i>	4	0	0	5
Amaranthaceae	<i>Cyathula prostrata</i>	4	0	0	5
Asteraceae	<i>Erigeron bonariensis</i>	2	6	9	3
	<i>Lycoseris colombiana</i>	0	3	0	0
	<i>Pectis prostrata</i>	7	5	8	5
Boraginaceae	<i>Cordia lanceolata</i>	2	1	0	0
Caricaceae	<i>Carica papaya</i>	0	0	1	0
Cyperaceae	<i>Rhynchospora nervosa</i>	10	9	4	11
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum coca</i>	0	2	0	0
Fabaceae	<i>Crotalaria pallida</i>	0	2	1	5
	<i>Centrosema virginianum</i>	0	2	0	1
	<i>Desmodium incanum</i>	1	2	0	3
	<i>Mimosa pigra</i>	2	3	0	0
	<i>Mimosa pudica</i>	3	3	5	0
	<i>Senna obtusifolia</i>	0	0	5	3
Lamiaceae	<i>Hyptis capitata</i>	3	2	0	3
	<i>Ocimum campechianum</i>	2	0	0	2
Lythraceae	<i>Cuphea sordida</i>	3	1	0	0
Malvaceae	<i>Melochia parvifolia</i>	3	3	5	0
	<i>Sida acuta</i>	4	3	4	0
	<i>Waltheria indica</i>	2	3	4	0
Myrtaceae	<i>Psidium guajava</i>	3	1	0	4
Phyllanthaceae	<i>Phyllanthus niruri</i>	7	3	0	0
Phrymaceae	<i>Mimulus glabratus</i>	4	5	6	5
Polygalaceae	<i>Polygala asperuloides</i>	4	4	5	3
Rubiaceae	<i>Spermacoce capitata</i>	6	4	2	7

	<i>Richardia scabra</i>	5	3	0	4
Solanaceae	<i>Cestrum nocturnum</i>	3	1	0	4
	<i>Solanum americanum</i>	4	1	0	0
Verbenaceae	<i>Citharexylum kunthianum</i>	3	2	0	4
	<i>Stachytarpheta cayennensis</i>	3	1	0	0
Vitaceae	<i>Cissus verticillata</i>	0	0	0	3
TOTAL		94	75	59	80

Anexo 10. Lista de familias, especies y número de individuos en cada núcleo de restauración (NR) en la parcela 1.

Familia	Especie	NR1	NR2	NR3	NR4
Acanthaceae	<i>Blechnum pyramidatum</i>	3	0	3	0
Asteraceae	<i>Erigeron bonariensis</i>	4	6	6	3
	<i>Pectis prostrata</i>	4	8	5	4
Cyperaceae	<i>Rhynchospora nervosa</i>	9	6	8	7
Fabaceae	<i>Crotalaria pallida</i>	0	0	3	4
	<i>Centrosema virginianum</i>	0	0	3	0
	<i>Inga coruscans</i>	0	1	0	0
	<i>Mimosa pudica</i>	3	5	3	2
	<i>Senna obtusifolia</i>	0	4	0	3
Lamiaceae	<i>Hyptis capitata</i>	4	3	0	4
	<i>Ocimum campechianum</i>	3	0	0	0
Lythraceae	<i>Cuphea sordida</i>	2	0	1	0
Malvaceae	<i>Melochia parvifolia</i>	3	5	3	3
	<i>Sida acuta</i>	3	4	4	3
Myrtaceae	<i>Psidium guajava</i>	3	0	2	0
Phyllanthaceae	<i>Phyllanthus niruri</i>	5	0	0	0
Phrymaceae	<i>Mimulus glabratus</i>	5	4	6	7
Polygalaceae	<i>Polygala asperuloides</i>	5	4	7	3
Rubiaceae	<i>Spermacoce capitata</i>	5	3	2	7
	<i>Richardia scabra</i>	5	2	0	4
Solanaceae	<i>Cestrum nocturnum</i>	2	0	0	0
	<i>Solanum americanum</i>	3	0	1	2
	<i>Solanum jamaicense</i>	2	0	0	0
Verbenaceae	<i>Citharexylum kunthianum</i>	2	0	0	0
	<i>Stachytarpheta cayennensis</i>	3	0	1	1
Total		78	55	58	57

Anexo 11. Lista de familias, especies y número de individuos en cada núcleo control (NC) en la parcela 2.

Familia	Especie	NC1	NC2	NC3	NC4
Acanthaceae	<i>Blechum pyramidatum</i>	5	4	0	4
Amaranthaceae	<i>Cyathula prostrata</i>	5	3	0	4
Asteraceae	<i>Erigeron bonariensis</i>	5	4	7	2
	<i>Pectis prostrata</i>	8	4	6	4
Bignoniaceae	<i>Amphilophium crucigerum</i>	3	0	0	0
Boraginaceae	<i>Cordia lanceolata</i>	3	2	0	2
Cyperaceae	<i>Cyperus laxus</i>	7	6	4	6
	<i>Rhynchospora nervosa</i>	9	5	4	7
Convolvulaceae	<i>Iseia luxurians</i>	0	2	0	4
Euphorbiaceae	<i>Cnidocolus urens</i>	3	4	6	4
Fabaceae	<i>Cassia grandis</i>	0	3	0	2
	<i>Centrosema virginianum</i>	0	2	0	3
	<i>Desmodium incanum</i>	1	5	0	3
	<i>Mimosa pigra</i>	0	3	0	2
	<i>Senna obtusifolia</i>	4	0	5	0
Lamiaceae	<i>Gmelina arborea</i>	3	1	0	0
	<i>Hyptis capitata</i>	0	2	3	0
Malvaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i>	0	2	0	0
	<i>Sida acuta</i>	3	4	3	2
Myrtaceae	<i>Psidium guajava</i>	0	3	0	2
Phrymaceae	<i>Mimulus glabratus</i>	5	0	4	0
Rubiaceae	<i>Spermacoce capitata</i>	5	0	3	3
Rutaceae	<i>Zanthoxylum fagara</i>	4	1	0	3
Solanaceae	<i>Cestrum nocturnum</i>	3	0	0	2
	<i>Solanum americanum</i>	5	1	0	0
	<i>Solanum pseudolulo</i>	4	2	0	3
Verbenaceae	<i>Lantana camara</i>	0	2	0	3
	<i>Lantana trifolia</i>	0	3	0	2
	<i>Stachytarpheta cayennensis</i>	3	2	0	0
Total		88	70	45	67

Anexo 12. Lista de familias, especies y número de individuos en cada núcleo de restauración (NR) en la parcela 2.

Familia	Especie	NR1	NR2	NR3	NR4
Acanthaceae	<i>Blechum pyramidatum</i>	5	0	4	0
Amaranthaceae	<i>Achyranthes aspera</i>	5	0	0	0
	<i>Cyathula prostrata</i>	4	0	3	0

Asteraceae	<i>Erigeron bonariensis</i>	4	6	0	5
	<i>Emilia coccinea</i>	2	0	3	1
	<i>Pectis prostrata</i>	6	7	4	6
Bignoniaceae	<i>Amphilophium crucigerum</i>	2	0	0	0
Boraginaceae	<i>Cordia lanceolata</i>	1	0	2	0
Cyperaceae	<i>Cyperus laxus</i>	6	2	5	0
	<i>Rhynchospora nervosa</i>	9	6	5	7
Convolvulaceae	<i>Iseia luxurians</i>	0	0	3	0
Euphorbiaceae	<i>Cnidocolus urens</i>	0	5	4	6
Fabaceae	<i>Desmodium incanum</i>	3	2	4	3
	<i>Mimosa pigra</i>	2	0	1	2
	<i>Mimosa pudica</i>	3	1	0	0
	<i>Senna obtusifolia</i>	0	5	0	7
Lamiaceae	<i>Hyptis capitata</i>	4	0	4	3
Malvaceae	<i>Sida acuta</i>	5	6	4	6
Phrymaceae	<i>Mimulus glabratus</i>	5	3	0	6
Rubiaceae	<i>Spermacoce capitata</i>	4	3	4	3
Rutaceae	<i>Zanthoxylum fagara</i>	1	0	2	0
Solanaceae	<i>Solanum americanum</i>	3	0	2	0
Verbenaceae	<i>Stachytarpheta cayennensis</i>	4	0	2	0
Total		78	46	56	55

Anexo 13.



Figura 15. *Gliricidia sepium* afectada por herbivoría del Telarañero *Omiodes martynalis*

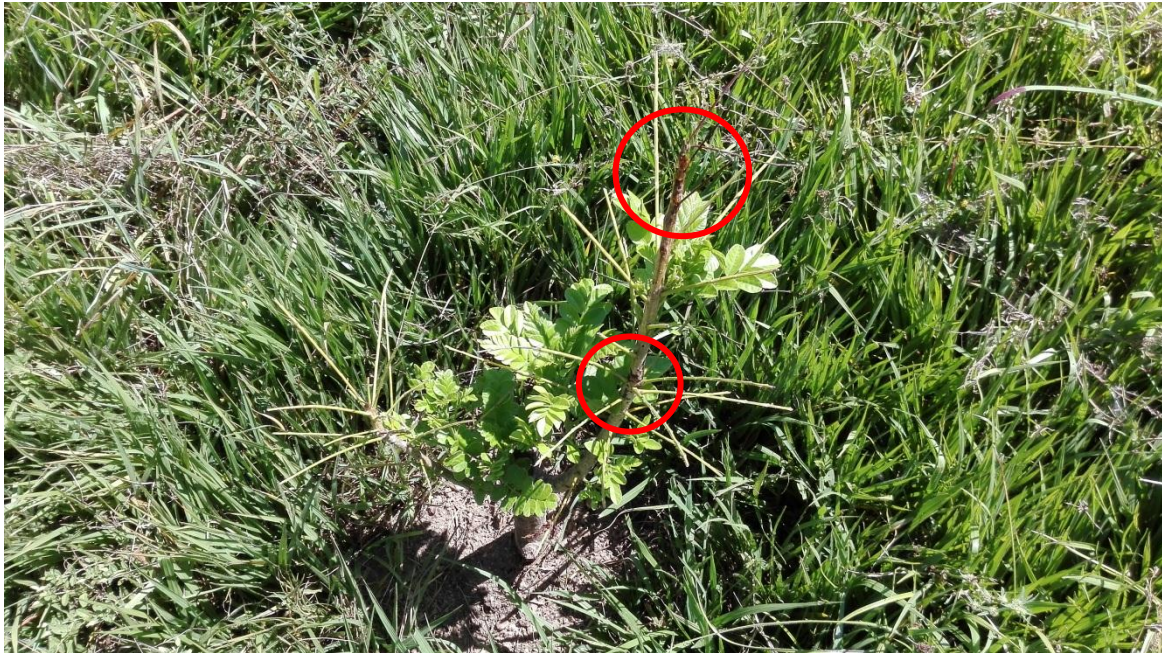


Figura 16. *Spondias purpurea* con una afección en el tallo generada por el cerambícido *Lagocheirus araneiformis*



Figura 17. Parcela 1 con un núcleo de restauración rodeada por una cobertura arbórea de *Swinglea glutinosa* y *Guazuma ulmifolia*



Figura 18. Parcela 2 con algunas especies en los NR rodeada por una cobertura arbórea de *Swinglea glutinosa*, *Cassia grandis* y *Guazuma ulmifolia*.



Figura 19. Ubicación parcela 1 de restauración ecológica en el área riparia del Humedal California.



Figura 20. Ubicación parcela 2 de restauración ecológica en el área riparia del Humedal California.

Anexo 14. Formato para registro de datos en campo parcelas de RE.

FORMATO PARA VEGETACION EN NUCLEOS DE RESTAURACION ECOLOGICA						
Proyecto:						
Colectores:		Parcela No:		Núcleo No:		Fecha:
Consecutivo	Nombre científico	DAP (mm)	Cobertura eje X (cm)	Cobertura eje Y (cm)	Altura total (cm)	Observaciones
1						
2						
3						
4						

5						
6						
7						
8						
9						
10						
11						
12						
13						
14						
15						
16						
17						
18						
19						
20						
21						