



**ECOLOGÍA DE POBLACIONES Y ASPECTOS IMPLICADOS EN LA
CONSERVACIÓN DE *Xylopia ligustrifolia* Y *Laetia americana*, DOS ESPECIES
DE LOS ECOSISTEMAS INUNDABLES DE LA CUENCA MEDIA ALTA DEL RÍO
CAUCA (VALLE DEL CAUCA)**

STEFANÍA PÉREZ MEDINA

**UNIVERSIDAD ICESI
FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES
BIOLOGÍA
CALI
2014**

**ECOLOGÍA DE POBLACIONES Y ASPECTOS IMPLICADOS EN LA
CONSERVACIÓN DE *Xylopia ligustrifolia* Y *Laetia americana*, DOS ESPECIES
DE LOS ECOSISTEMAS INUNDABLES DE LA CUENCA MEDIA ALTA DEL RÍO
CAUCA (VALLE DEL CAUCA)**

STEFANÍA PÉREZ MEDINA

Proyecto de grado

William Gerardo Vargas, M.Sc.

**UNIVERSIDAD ICESI
FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES
BIOLOGÍA
CALI
2014**

TABLA DE CONTENIDO

RESUMEN.....	9
ABSTRACT.....	10
1. INTRODUCCIÓN.....	11
2. PROBLEMA A TRATAR.....	13
2.1 DEFINICIÓN DEL PROBLEMA.....	13
2.2 FORMULACIÓN Y ANÁLISIS DEL PROBLEMA.....	13
2.3 JUSTIFICACIÓN.....	15
3. MARCO DE REFERENCIA.....	16
3.1 ANTECEDENTES.....	16
3.2 EL BOSQUE INUNDABLE.....	18
3.3 <i>Xylopia angustifolia</i> Humb y Bonpl. ex Dunal.....	20
3.4 <i>Laetia americana</i> L.....	21
3.4.1 Distribución.....	21
3.4.2 Ecología.....	22
3.4.3 Descripción Taxonómica.....	22
3.4.4 Fenología.....	22
3.5 ESTRUCTURA POBLACIONAL.....	22
3.6 POTENCIAL DE REGENERACIÓN.....	24
4. OBJETIVOS.....	26
4.1 OBJETIVO GENERAL.....	26
4.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	26
5. METODOLOGÍA.....	27
5.1 ÁREA DE ESTUDIO.....	27
5.1.1 COLINDRES.....	29
5.1.2 LAS CHATAS.....	30
5.1.3 EL TÍBER.....	32
5.2 MUESTREOS DE VEGETACIÓN.....	34
5.3 ESTRUCTURA POBLACIONAL.....	34
5.4 EVALUACIÓN DE LA REGENERACIÓN.....	34
5.5 CAPACIDAD DE GERMINACIÓN DE LAS SEMILLAS.....	35

5.5.1	Manejo de las semillas	36
5.6	VIABILIDAD DE LAS SEMILLAS.....	37
5.6.1	Extracción de la muestra	37
5.6.2	Evaluación del sustrato	37
5.7	ANÁLISIS DE LA INFORMACIÓN.....	38
5.7.1	Estructura poblacional	38
5.7.2	Distribución diamétrica	39
5.7.3	Curvas de acumulación de especies	40
5.7.4	Complementariedad	41
5.7.5	Distribución espacial.....	42
6.	RESULTADOS	43
6.1	COMPOSICIÓN FLORÍSTICA.....	43
6.1.1	Colindres	44
6.1.2	Las Chatas	45
6.1.3	El Tíber.....	47
6.2	ESTRUCTURA.....	50
6.2.1	Evaluación de la población por área de muestreo	50
6.2.2	Evaluación de la población de <i>Xylopia ligustrifolia</i> y <i>Laetia americana</i>	57
6.2.3	Evaluación de la regeneración	59
6.3	CURVAS DE ACUMULACIÓN DE ESPECIES	62
6.4	COMPLEMENTARIEDAD	65
6.5	DISTRIBUCIÓN ESPACIAL	65
6.6	BANCO DE SEMILLAS	66
6.7	VIABILIDAD DE SEMILLAS	71
7.	DISCUSIÓN	72
7.1	ESTRUCTURA POBLACIONAL.....	72
7.1.1	Colindres	72
7.1.2	Las Chatas	76
7.1.3	El Tíber.....	78
7.2	ESTADO DE CONSERVACIÓN DE <i>Xylopia ligustrifolia</i> y <i>Laetia americana</i>	80
7.3	PROPUESTA DE RESTAURACIÓN.....	84
8.	CONCLUSIONES.....	87
9.	RECOMENDACIONES	89

10. BIBLIOGRAFÍA.....	90
ANEXOS.....	101

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Análisis de abundancia y composición de especies correspondientes al bosque inundable de Colindres.....	44
Tabla 2. Análisis de abundancia y composición de especies correspondientes al bosque inundable de Las Chatas.....	46
Tabla 3. Análisis de abundancia y composición de especies correspondientes al bosque inundable de El Tíber	48
Tabla 7. Evaluación de regeneración de <i>Xylopia ligustrifolia</i> en Colindres.....	60
Tabla 8. Aparición de <i>Laetia americana</i> en la zona de Colindres.....	61
Tabla 9. Evaluación de regeneración de <i>Xylopia ligustrifolia</i> en El Tíber	61
Tabla 10. Resultados de estimadores de riqueza no paramétricos calculados para 3 bosques inundables del Valle del Cauca	62
Tabla 11. Complementariedad por parejas de zonas muestreadas. (Col) Colindres, (CH) Las Chatas, (TIB) El Tíber, (SAB) Riqueza total compartida, (UAB) Número de especies únicas, (CAB) Complementariedad calculada.	65
Tabla 12. Índice de dispersión de Morisita para <i>X. ligustrifolia</i> en dos zonas de muestreo	66
Tabla 13. Índice de dispersión de Morisita para <i>L. americana</i> en tres zonas de muestreo	66
Tabla 14. Semillas colectadas en los 3 puntos de muestreo y su estado físico	67

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Cuenca geográfica del río Cauca, Valle del Cauca.....	28
Figura 2. Vista aérea del bosque de Colindres. La flecha indica la ubicación del fragmento dentro del mapa del valle geográfico del río Cauca	29
Figura 3. Vista aérea del bosque de Las Chatas, La flecha muestra la ubicación del fragmento dentro del mapa de valle geográfico del río Cauca	31
Figura 4. Vista aérea del bosque del Tíber. La flecha muestra la ubicación del fragmento dentro del mapa del valle geográfico del río Cauca	33
Figura 5. Cuadrante de 20 x 20m con 100 subcuadrantes de 2 x 2m.....	35
Figura 6. Marco de tubos de PVC de 50 x 50m para la extracción de la muestra de suelo.	36
Figura 7. Ejemplo de curva de acumulación. El número de especies registrada se acrecienta conforme aumenta las unidades de esfuerzo de muestreo hasta llegar a la asíntota donde se considera que el muestreo está completo.	40
Figura 8. Riqueza y abundancia de especies por área de estudio.....	43
Figura 9. Abundancia relativa de las especies registradas en Colindres	45
Figura 10. Abundancia relativa de todas las especies registradas en Las Chatas	47
Figura 11. Abundancia relativa de todas las especies registradas en El Tíber	49
Figura 12. Número de individuos por clases diamétricas de los tres sitios de muestreo.....	50

Figura 13. Número de individuos por clases diamétricas área Colindres. La línea de tendencia establece un patrón de “J” invertida	51
Figura 14. Distribuciones diamétricas de las especies más abundantes de Colindres.....	52
Figura 15. Índice de valor de importancia (IVI al 100%) para las diecinueve especies encontradas en los 10 transectos realizados.....	52
Figura 16. Número de individuos por clases diamétricas área Las Chatas. La línea de tendencia establece un patrón de “J” invertida.	53
Figura 17. Distribuciones diamétricas de las especies más abundantes de Las Chatas	53
Figura 18. Índice de valor de importancia (IVI al 100%) para las doce especies encontradas en los 10 transectos realizados.....	54
Figura 19. Número de individuos por clases diamétricas área El Tíber. La línea de tendencia no muestra un patrón inespecífico	55
Figura 20. Estructura poblacional de las dos especies más abundantes dentro de los 10 transectos realizados	56
Figura 21. Índice de valor de importancia (IVI) para las dieciocho especies encontradas en los 10 transectos establecidos	56
Figura 22. Estructura diamétrica de <i>Xylopia ligustrifolia</i> en dos localidades de bosque inundable.....	58
Figura 23. Estructura diamétrica de <i>Laetia americana</i> en tres localidades de bosque seco.....	59
Figura 24. Comparación de los estadios de regeneración de <i>Xylopia ligustrifolia</i> en dos sitios de muestreo	60

Figura 25. Curvas de acumulación de especies de Colindres	63
Figura 26. Curvas de acumulación de especies de Las Chatas.....	64
Figura 27. Curvas de acumulación de especies de El Tíber	64
Figura 28. Semillas presentes en tres zonas de bosque inundable	68
Figura 29. Semilla de <i>X. ligustrifolia</i> en descomposición encontrada en Colindres	69
Figura 30. Semilla de <i>X. ligustrifolia</i> en buen estado encontrada en Colindres	69
Figura 31. Semilla de <i>X. ligustrifolia</i> hallada en Las Chatas	70
Figura 32. Semilla de <i>X. ligustrifolia</i> en descomposición encontrada en El Tíber .	70
Figura 33. Tratamientos de germinación para semillas de <i>Xylopiya ligustrifolia</i> (a) y <i>Laetia americana</i> (b y c).	71

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1. Estructura poblacional del bosque de Colindres	101
Anexo 2. Estructura poblacional del bosque Las Chatas	101
Anexo 3. Estructura poblacional del bosque El Tíber.....	102
Anexo 4. Clases diamétricas de <i>Xylopia ligustrifolia</i> de Colindres	102
Anexo 5. Clases diamétricas de <i>Xylopia ligustrifolia</i> en el Tíber	104
Anexo 6. Clases diamétricas de <i>Laetia americana</i> en Colindres	104
Anexo 7. Clases diamétricas de <i>Laetia americana</i> en Las Chatas	105
Anexo 8. Clases diamétricas de <i>Laetia americana</i> en el Tíber	106
Anexo 9. Número de individuos compartidos o únicos de las zonas de estudio	106

RESUMEN

Los bosques inundables cumplen con ciertas características dominantes que favorecen el establecimiento de especies capaces de sobrevivir a altos niveles freáticos y suelos con alta acidez como *Xylopia ligustrifolia* (burilico) y *Laetia americana* (manteco). Estas zonas son actualmente las más degradadas y amenazadas por la falta de información sobre su dinámica funcional y la fragmentación causada por la industria agropecuaria. El burilico y el manteco actualmente se encuentran afectados por la transformación de su hábitat y en categoría de amenaza regional En Peligro. La dinámica ecológica y biológica de estas especies, las convierte en soporte estructural del ecosistema de bosque inundable y en la elaboración de herramientas de protección del paisaje.

Este trabajo busca evaluar el estado de las poblaciones de dos especies emblemáticas de los ecosistemas inundables del río Cauca para diseñar una estrategia de conservación. Se evaluó la composición y estructura poblacional de las dos especies, estableciendo 5 transectos de 50x4m en cada uno de los relictos de bosque inundable (Las Chatas, El Tiber, Colindres). Se estimó la presencia de bancos de semillas, se evaluó el reclutamiento de las dos especies y se valoró la viabilidad de semillas colectadas en el vivero de la Universidad Icesi.

Los tres fragmentos presentaron una riqueza muy baja en comparación con el mínimo de 200 especies obtenidas en zonas similares y el rango observado en bosque seco que esta entre 35-90 especies. La estructura horizontal para las especies de burilico y manteco en Colindres presentó una mayor dominancia en los estadios intermedios sobre los juveniles y adultos. El bosque de las Chatas, presento un número de individuos muy bajo de manteco, lo que hizo imposible establecer una distribución horizontal. Lo anterior, también fue observado en El Tiber para ambas especies. El reclutamiento y el banco de semillas, solo se observó para el burilico en Colindres y El Tíber. Colindres presenta las poblaciones de *X. ligustrifolia* y *L. americana* en mejor estado de conservación, lo que lo hace un bosque modelo para la conservación y restauración de estas especies emblemáticas en los otros remanentes de bosque inundable del río Cauca. La cobertura vegetal de Las Chatas y El Tíber, se encuentra cubierta por especies altamente competitivas que disminuyen la heterogeneidad del ecosistema, favoreciendo su dominancia y la exclusión de especies representativas como el burilico y el manteco. La alteración en los patrones de distribución de los animales y plantas, la reducción de la calidad del hábitat y la afectación en las densidades, reproducción, crecimiento y mortalidad de las plantas nativas, hacen a estos relictos vulnerables, no solo a la extinción local de las especies nativas y endémicas, sino a la transformación total.

Palabras clave: *Xylopia ligustrifolia*, *Laetia americana*, bosque inundable, estructura poblacional, potencial de regeneración, conservación, restauración

ABSTRACT

Floodplain forest fulfills certain key characteristics that favor the establishment of species able to survive in high groundwater levels and acidic soil as *Xylopia ligustrifolia* (burilico) and *Laetia americana* (manteco). These areas are currently the most degraded and threatened by the fragmentation caused by the agricultural industry, also by the lack of information about their functional dynamics. The burilico and the manteco are currently affected by the transformation of their habitat and in regional threat status “EN” (Endangered). The biological and ecological dynamics of these species makes them the structural support for the ecosystems of flooded forests and in the elaboration of tools for the protection of the landscape.

This paper seeks to evaluate the population status of two emblematic species of the Cauca river floodplain ecosystems in order to design a conservation strategy. The study evaluated the composition and population structure of the two species, in 5 transects of 50x4m in each of fragment of flooded forest (Las Chatas, El Tiber and Colindres). We estimated the presence of seed banks; recruitment for both species and the viability of seeds collected in the nursery of the Icesi University.

The three fragments showed a very low richness compared with the minimum of 200 species obtained in similar areas and the range observed in dry forest which is among 35-90 species. The horizontal structure for the species of burilico and manteco in Colindres presented a greater dominance in the intermediate stages upon juveniles and adults. The forest Las Chatas, presented a very low number of individuals of manteco, which made impossible to determine the horizontal distribution. This was also observed in El Tiber for both species. Recruitment and seed banks only were observed for the burilico in Colindres and El Tiber. Colindres presented populations of *X. ligustrifolia* and *L. americana* in better condition, which makes it a “model” forest for the preservation and restoration of these emblematic species in the other remnants of flooded forest in the Cauca river. The vegetation of Las Chatas and El Tiber are covered by highly competitive species that diminish the heterogeneity of the ecosystem, favoring its dominance and exclusion of specialist species such as the burilico and the manteco. The alteration in the distribution patterns of animals and plants, reduced quality of the habitat affects the densities, reproduction, growth, and mortality of native plants. For those reasons these fragments remains vulnerable, not only to the local extinction of native species, but to the total transformation.

Key words: *Xylopia ligustrifolia*, *Laetia americana*, floodplain forest, population structure, potential of regeneration, conservation, restoration

1. INTRODUCCIÓN

El complejo de humedales del alto río Cauca se encuentra dentro de la eco-región bosque seco del Valle del Cauca, en donde existen varias formaciones vegetales como: bosque inundable cálido seco en planicie aluvial, bosque cálido húmedo en planicie aluvial y bosque cálido seco en planicie aluvial (CVC 2013). El bosque inundable, respectivamente es conocido como un tipo de bosque que se encuentra sujeto a inundaciones de agua dulce (Junk *et al.* 2010), es uno de los ecosistemas más emblemáticos del Valle del Cauca y una de las formaciones más complejas del Valle geográfico por su diversidad, adaptaciones y relaciones ecológicas (Vargas 2009). Actualmente las zonas pertenecientes al sistema de inundación del río Cauca, se han visto amenazadas por el desconocimiento, fragmentación y abandono; de las grande áreas boscosas existentes, el remanente de mayor tamaño es Colindres con 12.3ha, le sigue las Chatas con 8.7ha y por último el Tiber con un área de 7ha (Lozano *et al.* 2007).

El aumento periódico de la inundación permitió que la selección natural favoreciera a ciertas especies tolerantes, donde el mecanismo de competitividad efectiva guió a los ecotipos a alcanzar un punto de “no regreso”, en donde las adaptaciones ya no favorecen su establecimiento en ambientes no inundables (Wolfgang *et al.* 2010), por lo tanto, estos ecosistemas cuentan con especies altamente especializadas y exclusivas, entre ellas *Xylopia ligustrifolia* (burilico) y *Laetia americana* (manteco). El desarrollo de estas especies, requiere condiciones apropiadas, para la captación de nutrientes, dispersión y germinación de semillas. Debido al corte o reducción de las inundaciones estacionales generadas por las crecientes de los ríos, gracias a la construcción de embalses (Vargas 2009), ha afectado en gran medida, la supervivencia y la dinámica poblacional de estas especies.

La distribución potencial del *Xylopia ligustrifolia* y *Laetia americana* está circunscrita a los bosques naturales que aún conservan parte de su vegetación original, principalmente en la franja de transición de los ecosistemas de bosque seco en pie de monte aluvial (Calero 2011). Actualmente las poblaciones de estas especies están disminuyendo debido a los factores ya mencionados y *Xylopia ligustrifolia* se encuentra en categoría de amenaza regional EN-S2 (Fernández 1993) y *Laetia americana* en categoría de amenaza regional CR-S1 (Devia *et al.* 2002) en el departamento del Valle del Cauca.

Las altas tasas de depredación de las semillas, aumento en la fragmentación y la pérdida del hábitat generados por el aprovechamiento selectivo, la entrada libre de ganado (herbivoría, pisoteo, compactación) y una reducción en las condiciones de dispersión y germinación de las semillas (Simonetti *et al.* 2001), afectan la regeneración de las especies. En el caso de *Xylopia ligustrifolia* y *Laetia*

americana, ya es observable una disminución en los individuos adultos (30-40cm y >40cm) y de talla menor (< 7cm) (Calero 2011).

Como uno de los bosques más amenazados del Valle del Cauca, es prioridad generar la información faltante con respecto al estado actual de la cobertura vegetal y dinámica sucesional del bosque inundable. El grado de amenaza que presentan estos ecosistemas con el aumento de la degradación, no solo favorece en su transformación, sino también beneficia la exclusión por especies competitivas (oportunistas e invasoras), previene el desarrollo de poblaciones viables, en especial para aquellas especies endémicas y especializadas (Endels *et al.* 2004), reforzando en gran medida las problemáticas en la distribución de las especies (mortalidad, regeneración, potencial de longevidad y composición genética).

El propósito de este trabajo es conocer el estado de las poblaciones de burilico y manteco dentro de los tres relictos de bosque inundables existentes en el departamento del Valle del Cauca (Colindres, Las Chatas y El Tíber), la flora asociada y las tasas de reclutamiento. Los estudios de vivero brindarán la oportunidad de conocer la viabilidad de las semillas y la tasa de germinación, así como la capacidad de adaptación y supervivencia de las plántulas luego del trasplante. Este proyecto pretende contribuir adicionalmente en la construcción de una estrategia de conservación y restauración para las poblaciones de *Xylopia ligustrifolia* y *Laetia americana*, dos especies emblema del valle geográfico del río Cauca.

2. PROBLEMA A TRATAR

2.1 DEFINICIÓN DEL PROBLEMA

Xylopia ligustrifolia y *Laetia americana*, dos especies comunes en las zonas de bosque inundable cálido seco de planicie aluvial del departamento del Valle del Cauca se encuentran en categoría de amenaza En Peligro y Peligro Crítico, respectivamente. La degradación que amenaza los remanentes de bosque inundable desfavorece en gran medida la sostenibilidad de estas especies. La fragmentación reduce la densidad poblacional, afecta la variabilidad genética, la distribución espacial y la disponibilidad de hábitat para la fauna dispersora. Adicionalmente la interrupción de las inundaciones permite el establecimiento de especies oportunistas e invasoras que compiten por la colonización excluyendo a especies de lento crecimiento como el burilico y el manteco. La ganadería y la agricultura, generan compactación de los suelos, pisoteo, atracción de depredadores y transforma la dinámica de nutrientes de todo el ecosistema. Por último el reclutamiento de estas especies ha disminuido en respuesta a las tensiones directas e indirectas discutidas. Se han realizado algunos estudios acerca de la cobertura vegetal de los tres fragmentos (Fernández *et al.* 1986, Orozco *et al.* 2010, Calero 2011), pero en lo que respecta al estado de las poblaciones de estas dos especies solo se tienen los trabajos realizados por Calero (2011). Las estrategias de conservación para el valle alto del río Cauca, se han centrado más que todo en el sistema de humedales del mismo río, para los bosques inundables remanentes en especial EL Tiber, Colindres y Las Chatas no se han establecidos estrategias de conservación, planes de manejo o herramientas de paisaje.

2.2 FORMULACIÓN Y ANÁLISIS DEL PROBLEMA

Xylopia ligustrifolia conocida comúnmente como burilico y *Laetia americana* conocida como manteco, crecen en el sistema aluvial de las vegas del río Cauca a lo largo de las ciénagas y madre viejas de la zona plana. Por la naturaleza inestable del río, este sistema favorece condiciones biológicas y climáticas específicas que determinan su evolución (Sandoval 2009). Estas especies son emblemáticas del valle geográfico del río Cauca (Vargas 2009).

Los bosques inundables se encuentran dentro de la eco-región bosque seco del Valle del Cauca junto a los humedales y madre viejas, donde solo el 1.76% pertenece a cobertura boscosa vigente gracias a la fragmentación de grandes áreas (Arcila *et al.* 2012). La importancia de la planicie inundable se ha visto

limitada por la falta de información, por la transformación y por la prioridad que se le ha otorgado a los ecosistemas asociados (humedales y madre viejas). La condición y composición actual de los remanentes ha modificado la dinámica ecológica y biológica del ecosistema, ya que las inundaciones no son ahora muy comunes debido al cambio del cauce del río, al drenaje de algunas zonas, a la construcción de embalses, diques y canales, la entrada del ganado e incluso el vertimiento de fertilizantes de las zonas de cultivo aledañas (Vargas 2009). La fertilidad de los suelos de estos bosques ha facilitado la tala, la generación de poblaciones aisladas y finalmente la transformación de un ecosistema a otro, debido a que la fragmentación ha generado bordes artificiales de bosques inundables y no inundables (Calero 2011). Estas condiciones han favorecido a la colonización por plantas invasoras, mientras que para otras especies como burilicos y mantecos, la tasa de regeneración disminuye por falta de agua, depredación, pisoteo y la compactación del suelo (Vargas 2009). Así, los bosques antiguamente denominados burilicales y mantecales fueron talados para dar paso a áreas de cultivo dejando de lado su uso potencial como alimento para cerdos, árbol de aserrío (Mahecha y Echeverri-Restrepo 1983) y para la elaboración de fibras y amarres (Acero 2005).

La fragmentación del bosque, la extracción selectiva y la generación de claros disminuyen la protección y la sombra generada por un dosel cerrado, lo que limita el establecimiento de plántulas de las especies de dosel como el burilico, y a su vez disminuye la calidad del suelo generando sesgo en el relevo generacional de la población (Calero 2011). El manteco está siendo afectado por el cambio ecosistémico al crecer en ambientes perturbados lo que según algunos estudios realizados por Galindo (2003), genera un alto costo dada la posible disminución en la producción de sus semillas en un 25% y la viabilidad de las semillas. Estudios previos por Calero (2010) muestran que la estructura diamétrica de ambas especies tiende a un patrón en donde la tendencia del bosque va dirigida a una mayor cantidad de árboles adultos y pocos renuevos.

Estas especies presentan una amplia distribución en Suramérica pero solo presentan categoría de amenaza en Colombia: *Xylopia ligustrifolia* como Casi Amenazada y en escala regional en el Valle del Cauca, En Peligro (Fernández 1993). *Laetia americana* solo presenta amenaza regional En Peligro en el Valle del Cauca con posible traslado a Peligro Crítico (Devia *et al.* 2002) y en Venezuela se encuentra en categoría No Evaluada (Llamozas *et al.* 2003). Según la página web The IUCN Red List of Threatened Species (<http://www.iucnredlist.org>), con respecto a los géneros, *Xylopia* cuenta con quince especies que en su mayoría se encuentran en categoría de amenaza Vulnerable y son nativas de África, entre ellas *X. africana*, *X. arenaria* y *X. elliotii*. Las especies mencionadas anteriormente se encuentran amenazadas dada la necesidad de tierras para cultivo, la expansión urbana, la aparición de especies altamente competitivas y la falta de regeneración. Para el Género *Laetia*, solo se encuentra una especie, *L. micrantha* nativa de Panamá que está en estado Vulnerable, debido a la tala localizada y minería.

Actualmente las únicas poblaciones conocidas de esta especie se ubican en los bosques lluviosos siempre verdes de la provincia del Darién, Colombia (Mitré 1998). Las especies discutidas comparten con el burilico y el manteco, la misma fragilidad por la expansión agrícola que reduce el hábitat, afecta la supervivencia y genera un cambio crítico en la dinámica del ecosistema.

2.3 JUSTIFICACIÓN

El bosque inundable cálido seco en planicie aluvial se caracteriza por grupos de plantas capaces de sobrevivir a largos periodos de inundación. Presenta altas densidades de epifitas y un sotobosque escaso (CVC 2007; Vargas 2009). Las especies representativas del dosel exhiben características que las hacen dominantes, y su presencia o abundancia reflejan las condiciones ambientales que rigen el ecosistema (Lozano-Zambrano *et al.* 2009). Dentro de estas especies se encuentran el burilico y el manteco, las cuales están en la categoría regional EN (Fernández 1993); son especies exclusivas de los ecosistemas inundables, y sus estrategias de dispersión, regeneración y distribución tanto espacial como poblacional están limitadas por los cambios a los que se ve sometido el ambiente circundante. El burilico y el manteco son el soporte estructural de las especies asociadas a estos ecosistemas (Vargas 2009). El estudio de estas especies provee conocimiento sobre el estado y la calidad del bosque inundable y a su vez genera información nueva sobre la estructura poblacional, distribución, viabilidad y presencia de bancos de semillas del suelo. Esto permitirá construir una propuesta de restauración que promueva la conservación y restauración de las poblaciones de estas especies y a futuro, la de los remanentes de bosque inundable.

3. MARCO DE REFERENCIA

3.1 ANTECEDENTES

Anteriormente, el Valle del río Cauca se encontraba cubierto por grandes áreas de extensos bosques de dosel cerrado que fueron reduciéndose en tamaño por la ganadería extensiva y la industria azucarera (CVC 1982), entre los años 1957 a 1986, la cobertura del bosque se ha reducido de 25.36ha a 8.67ha, una pérdida total del 66% (CVC 1990). Las 8.67ha remanentes representaban solo un 3% del área total del valle aluvial en esta zona (421ha) y teniendo en cuenta la inclusión de zonas de cultivos con cobertura arbórea como cacao, café y cítricos, la extensión del bosque seco era aún menor, aproximadamente 5.76ha, lo cual representaba solo 1.3% de la extensión estudiada (Arcila *et al.* 2012).

En 1986 Fernández y colaboradores (1986) desarrollaron un estudio que planteaba determinar los cambios en la extensión de los bosques y de los humedales entre los años 1957 y 1986 en el valle geográfico del río Cauca. Como resultado se reconoció una pérdida importante en la cobertura de bosques y humedales del 66%. Entre los sitios muestreados, sobresale la Hacienda Colindres en donde *Xylopia ligustrifolia* y *Laetia americana* se catalogaron entre las especies en Peligro Crítico y se percibió cierto grado de intervención sobre la vegetación del relicto. El bosque de Las Chatas, presentó poca regeneración natural de las especies en general, dada la intensidad del pastoreo y la extracción de madera. Cabe mencionar además, que entre el inventario general de especies, el burilico y el manteco no estaban presentes. Por último, La Hacienda el Tíber, considerada, una vez como uno de los bosques más extensos de burilico, evidenció una disminución en las poblaciones de *X. ligustrifolia* y la afectación en los procesos de reclutamiento de las especies nativas de bosque inundable.

En 1990 la CVC reportó 32 fragmentos, de los cuales, gracias a la visita de investigadores como Silverstone y Ramos en 1994, se constata la desaparición de algunos relictos (Lozano *et al.* 2007). En un estudio realizado por Arcila y colaboradores (2012) se evaluó el estado de fragmentación del bosque seco en la cuenca alta del río Cauca, tomando como área de estudio, desde el norte del Cauca hasta el centro de Risaralda, se encontró que la cobertura boscosa constituye 1.76% del área, representada en más de 1600 fragmentos con tamaño promedio 6.03ha, 75% de los fragmentos se encontraron a 500m o más de su vecino más cercano y solo 4.57% de la cobertura dentro de las zonas amortiguadoras de los fragmentos corresponde a bosque (Arcila *et al.* 2012). Los ecosistemas inundables son una de las formaciones vegetales más

representativas del Valle del Cauca y se encuentran entre las zonas con más alto desconocimiento, deterioro y amenaza (Vargas 2009).

Ambrecht y colaboradores (2001) realizaron un estudio del estado de conservación de comunidades de hormigas en los relictos La Pilas, El Medio, La Chatas, El Vínculo, El Hatico, Colindres y San Julián, fragmentos situados en los alrededores del valle del río Cauca. Se tiene registro que durante los años 1994 y 1995 las poblaciones de las hormigas fueron muestreadas intensamente en todos los bosques. Los resultados obtenidos muestran que al igual que los archipiélagos, las hormigas se ubican en un patrón de participación el cual define que una población encontrada en una isla no será la misma en comparación con otra, según lo anterior es esencial proteger todos los componentes de la isla, pues al destruir la fauna se extingue toda la isla. Según MacArthur y Wilson (1967), los rangos de extinción dependen del tamaño de la isla, lo que implica que los fragmentos de menor tamaño separados de tierra firme por una amplia distancia, tenderán a albergar una población pequeña que será mucho más vulnerable a la extinción. Adicionalmente, cuando se toman en cuenta los aspectos paisajísticos, la riqueza de especies en el mosaico de fragmentos del paisaje depende además de otros factores como la diversidad del hábitat, el nivel de perturbación, el área del fragmento, la heterogeneidad de la matriz y el aislamiento (Forman 1995). Por ello, se establece que todos los fragmentos son igual de importantes y deben recibir la misma atención en aras de conservar la biodiversidad y evitar la desaparición o extinción local no solo de las hormigas, sino también de una amplia gama de organismos.

En el 2010 Orozco y colaboradores desarrollaron un análisis de las características ecológicas de las especies predominantes en tres grupos biológicos: macroinvertebrados acuáticos, especies arbóreas y aves. En total se visitaron 16 humedales: La Guinea, Guarinó, El Avispal, Cabezón, Colindres, La Herradura, El Madrigal, San Antonio, El Tíber, Chiquique, Gotaeleche, Cementerio, Videles, La Bolsa, Bocas de Tuluá y Sandrana. Para los macroinvertebrados se obtuvo que la riqueza en los humedales de la región del valle alto del río Cauca presenta una variación alta del 31,6%, pero ésta se asocia al estado de deterioro de El Tíber, Colindres y La Bolsa, que presentan 5, 5 y 9 especies, respectivamente, frente a la riqueza de los demás humedales que tienen entre 14 y 22 especies de macroinvertebrados. En el caso de la cobertura vegetal, se presentan zonas de vegetación con chamburos (*Erythrina fusca*), mantecos (*Laetia americana*), sauces (*Salix humboldtiana*), guaduas (*Guadua angustifolia*), burilicos (*Xylopia ligustrifolia*), higerón (*Ficus insipida*) y Jagua (*Genipa americana*). Se concluyó que la ampliación incontrolada de la frontera agrícola y su consecuente impacto sobre los sistemas naturales, como la fragmentación de los bosques, han impactado no sólo la diversidad florística sino también la fauna, ambas dependientes una de otra en lo que respecta a la alimentación, refugio, sitio de anidación, etc. La desaparición de las especies arbóreas que sirven de alimento a especies frugívoras ha contribuido a la reducción de especies nativas y en algunos

casos a la extinción local en los humedales del Valle de Cauca. Por lo tanto, concluyeron que es indispensable diseñar alternativas de manejo controlado, buscando usos compatibles que incrementen el valor del sistema como humedal, bajo el punto de vista ecológico, ambiental, político y socio-económico.

Para 2011 la CVC estudió la composición y estructura poblacional de una especie vulnerable como *Maytenus aff. corei* (familia Celastraceae), una especie objeto de conservación dada su amenaza en el Departamento del Valle del Cauca. Se muestrearon los relictos La Chatas y Colindres. Se concluyó que el bosque de Colindres al tener una composición más compleja brinda mayor protección y por ende presenta una mayor abundancia de esta especie. Por último se propone como prioridad el monitoreo de las poblaciones de *Maytenus aff. corei* en ambos relictos, el estudio de los efectos de la transformación del paisaje y las formas de mitigar los efectos adversos en especies adaptadas a estas condiciones y que hasta ahora son poco conocidas, entre ellas especies focales como *Xylopia ligustrifolia* y *Laetia americana*.

Calero (2011) realizó algunos estudios de la biología y ecología de *Xylopia ligustrifolia* y *Laetia americana* en fragmentos como Colindres, Las Chatas, laguna de Sonso y El Tiber en donde se analizaron los aspectos poblacionales y relaciones interespecíficas de cada una de las especies. *Xylopia ligustrifolia* presentó mayor representatividad en todos sus estado de desarrollo en los relictos El Tiber y Colindres, aunque es escasa la presencia de plántones establecidos, que desde el 2010, sugieren un déficit en la tasa de reclutamiento, posiblemente causado por la pérdida de anegamiento del bosque, la entrada del ganado y la productividad agrícola. *Laetia americana* presenta en las zonas planas inundables de la laguna de Sonso, mayor índice de regeneración, mientras que en fragmentos como Colindres no se está presentando regeneración natural y la producción de semillas va en descenso. Este autor sugiere que se debe a la ganadería, efectos sobre la estabilidad del suelo, la canalización de las aguas y la competencia con especies invasoras. Se desconoce la capacidad germinativa de las ambas especies.

Se estudió la riqueza y composición de especies vegetales y animales como hormigas y aves en los bosques de La Chatas y Colindres por Cárdenas y colaboradores (2012). El estudio determinó que a pesar del grado de fragmentación e intervención, ambos fragmentos albergan una apreciable riqueza biológica que debe ser conservada y mejor estudiada.

3.2 EL BOSQUE INUNDABLE

Los bosques secos tropicales del valle geográfico del río Cauca están ubicados entre los 900 y 1200msnm, con una asociación a los humedales naturales (Bolívar

et al. 2004). La naturaleza aluvial del río Cauca presenta un cause inestable, con múltiples meandros que con el tiempo cambian de dirección dejando a su paso nuevos ecosistemas que responden a las condiciones biológicas y climáticas específicas que determinan su adaptación y posterior evolución (Calero 2011). Los bosques inundables están sujetos a anegamientos periódicos causados por las crecientes de los ríos, inundaciones prolongadas en donde la mayoría de las plantas de sotobosque desaparecen. El interior del bosque presentaba pocas hierbas y arbustos, dominaban las plantas epifitas y se extendía desde el norte del río Cauca hasta Risaralda y el occidente de Caldas (Vargas 2009).

La variación en la composición de los estratos entre la temporada seca y de inundación, hacía de estos ecosistemas únicos, siendo la época seca la temporada más prolífica en donde el reclutamiento de gran variedad de especies podía observarse en el sotobosque, hasta que la próxima inundación liberara el área de especies oportunistas. Las especies que permanecen durante las inundaciones son altamente especializadas en estos hábitats y la mayoría exclusivas (Vargas 2009). Los suelos son altamente fértiles, ligeramente ácidos, limitados por los niveles freáticos y actualmente explotados en agricultura, ganadería y por otras industrias, las cuales han desplazado a la vegetación nativa y generado fragmentación (Álvarez López y Kattan 1995). No se tiene información florística suficiente de estos bosques, pues existen vacíos que debido al grado crítico de transformación y de conservación de los relictos, han sido imposibles de llenar (Vargas 2012). Los bosques inundables cálidos secos en planicie aluvial son ecosistemas bajo amenaza y sin estrategias para su conservación (Vargas 2009). Los bosques de Colindres, Las Chatas y El Tiber se consideran los mejor conservados (Lozano *et al.* 2007) y juntos hacen menos de 30ha (Vargas 2009).

La pérdida en la conectividad del paisaje o de la cobertura vegetal en un paisaje en específico, puede alterar la red alimenticia (Holyoak 2000) e interrumpir procesos ecológicos como la descomposición de residuos (Klein 1989), la dispersión de semillas (Cordeiro y Howe 2003) y la polinización (Paton 2000), ya que afecta en gran escala a la fauna nativa y a las especies asociadas a ellas. Los remanentes de hábitats naturales son los que tienen el mayor potencial de mantenimiento de la fauna, flora y microorganismos relictuales y por tanto constituyen un recurso valioso para la conservación (Renjifo *et al.* 2009), para el restablecimiento del paisaje y para la recuperación de la conectividad ecológica (Lindenmayer y Fischer 2006)

3.3 *Xylopia angustifolia* Humb y Bonpl. ex Dunal

3.3.1 Distribución

Se distribuye en Suramérica, en los países de Bolivia, Brasil, Colombia, Ecuador, Perú y Venezuela. En Colombia de acuerdo con Murillo (2001), se encuentra presente en los departamentos del Amazonas, Caquetá, Casanare y Valle del Cauca, entre los 160 y 980msnm.

En el departamento del Valle del Cauca está representada en ocho municipios: Buga, Jamundí, La Unión, Palmira, San Pedro, Tuluá, Yumbo y Yotoco. La distribución potencias del *Xylopia ligustrifolia* o burilico se encuentra circunscrita al Helobioma del Valle del Cauca, dentro de los siguientes ecosistemas: 1) Bosque Inundable Cálido Seco en Planicie Aluvial, conformada por las cuencas de los ríos Guadalajara, Sonso, San Pedro, entre los municipios de Buga y San Pedro, 2) Bosque Cálido Húmedo en Planicie Aluvial, conformado por las cuencas de los ríos Claro, Jamundí y Timba, entre los municipios de Cali y Jamundí; y 3) Bosque Cálido Seco en Planicie Aluvial, el cual se extiende sobre toda la llanura aluvial del río Cauca (Calero 2011).

3.3.2 Ecología

En Valle del Cauca se encuentra entre 900 y 1200msnm, a una temperatura promedio de 24°C y precipitación entre 1000 y 2000mm anuales en la franja inundable del río Cauca (Tokura *et al.* 1996). Son especies emblemáticas del sistema de humedales, se encuentran asociadas entre si y a una gran variedad de especies, entre ellas *Salix humboldtiana* (Sauce llorón), *Guadua angustifolia* (Guadua), *Melicoccus bijugatus* (Mamoncillo), *Cecropia* sp. y *Crateva tapia* (Totofando). El burilico posiblemente requiere de las características de un bosque en estado de sucesión tardía debido a que las plántulas de burilico crecen mejor en áreas de dosel cerrado (Vargas 2012). No se conocen estudios de ecología de la especie pero se cree que el arilo rojo que se muestran al madurar los frutos atrae a las aves (Colan 1995). Según la familia Annonaceae, la polinización se da por moscas y coleópteros (refugio y recompensa en flor fragante) (Gottensberger 1999).

3.3.3 Descripción botánica

La familia Annonaceae se distribuye en los trópicos del viejo y nuevo mundo. A nivel pantropical incluye 130 géneros y alrededor de 2000 especies (Maas *et al.* 1994). En el Neotrópico se presentan 35 géneros y más de 700 especies (Maas 2010). El género *Xylopia* es el segundo con un mayor número de especies, con 170 a nivel mundial y 22 en Colombia. En el Valle del Cauca se reportan cinco

especies: *X. colombiana*, *X. ligustrifolia*, *X. macrantha*, *X. polyantha* y *X. serícea* (Murillo 2001)

X. ligustrifolia se caracteriza por ser un árbol que alcanza más de 25m de altura y un diámetro a la altura del pecho (DAP) entre 60-70cm. Cuenta con raíces delgadas tabulares y un tronco recto, lenticelado de madera suave y de aspecto vidrioso. La corteza es lisa de un color gris, fibrosa, olorosa y corchosa. Las ramas se ubican en la parte terminal del tronco, son flexibles, delgadas, arregladas en zigzag y dispuestas en dos filas sobre la rama (Calero 2011). La hojas son brillantes, simples, alternas, sin estipula, nervios poco notorios y ápice acuminado. Las flores son blancas, bisexuales, aromáticas y solitarias, presentan tres sépalos y tres pétalos carnosos. Los frutos se encuentran dispuestos en umbelas de color rojo cuando están inmaduros y negros al madurar. Su semilla es negra, alargada y redondeada; por cada fruto se encuentran rodeadas de un arilo rojo dos semillas (Calero 2011).

3.3.4 Fenología

Según las investigaciones de Castaño y Hurtado (1982) y Giraldo (2001), el burilico tiene dos picos de floración y fructificación al año, el primero entre enero-marzo y el segundo en julio-noviembre.

3.4 *Laetia americana* L.

3.4.1 Distribución

Se distribuyen en Suramérica, desde el norte de Paraguay hasta el norte de Colombia, incluyendo los países Perú, Venezuela, Ecuador, Bolivia y Brasil. En Colombia se encuentran registros en los departamentos de Bolívar, Caldas, Córdoba, Cauca y Valle del Cauca. En el Valle del Cauca se distribuyen en los municipios de Buga, Jamundí, Palmira, San Pedro, Tuluá, Yumbo, Vijes, Cali, Candelaria, Cartago, Guacarí, Trujillo, Riofrío y Yotoco, ente los 900 y 1100msnm (Calero 2011).

Se localizan en el helobioma del Valle geográfico del río Cauca dentro de los siguientes ecosistemas: 1) Bosque Inundable Cálido Seco en Planicie Aluvial, conformada por las cuencas de los ríos Guadalajara, Sonso, San Pedro, entre los municipios de Buga y San Pedro, 2) Bosque Cálido Húmedo en Planicie Aluvial, conformado por las cuencas de los ríos Claro, Jamundí y Timba, entre los municipios de Cali y Jamundí; y 3) Bosque Cálido Seco en Planicie Aluvial, el cual se extiende sobre toda la llanura aluvial del río Cauca (Calero 2011).

3.4.2 Ecología

L. americana o manteco es una especie que puede establecerse en bosques en etapas intermedias. El fruto que produce el manteco tiene un arilo asociado a la dispersión por aves y presenta una alta remoción (95-96%) por la fauna local (Calero 2011). Además de lo anterior, la especie presenta asociaciones con epifitas como *Tillandsia usneoides* y *Guzmania monostachia*, una bromelia capaz de brindar refugio a la fauna (Vargas 2009).

3.4.3 Descripción Taxonómica

Laetia americana se describe como un árbol que crece hasta los 25m con un DAP entre 40-50cm. Tronco recto de madera fuerte, corteza escamosa color cobre. Copa cónica con ramas extendidas de las cuales salen ramas delgadas arregladas en dos filas y en forma de zigzag. Hojas simples y alternas, oblongas a elípticas, dispuestas en forma dística, con estipula decidua, libres y sésiles. Inflorescencias corimbosas axilares con 1 a 2 cimbras con longitud de 2 a 4cm. Flores bisexuales blancas (4-6cm de largo) con 4 sépalos redondeados en el ápice. Fruto ovoide, capsular hasta 3cm de diámetro, al madurar abren en tres valvas y puede llegar a albergar 36 semillas ovoides de color pardo a rojizo de 2 a 3mm (Mahecha y Echeverri-Restrepo 1983; Galindo 2003).

El género *Laetia* se compone de diez especies, todas endémicas del Neotrópico. Se distribuye en las Antillas, Centroamérica y Suramérica. Además de *L. americana*, en Colombia se encuentran: *L. corymbulosa*, *L. procera*, *L. sauveolens* y *L. cupulata* (Calero 2011).

3.4.4 Fenología

La floración del manteco ocurre entre los meses de marzo-mayo y octubre-diciembre los cuales son los de mayor precipitación. Los frutos se producen durante la mayor parte del año, pero debido a la asincronía entre fructificación y floración, es necesaria una confirmación ya que ambas se dan en gran cantidad en periodos de tiempo cortos.

3.5 ESTRUCTURA POBLACIONAL

La complejidad del bosque incluye una gran variedad de características como: 1) Árboles de múltiples cohortes, 2) Árboles vivos de gran tamaño y árboles muertos en pie, 3) Troncos de gran diámetro en el suelo del bosque, 4) Estructura vertical

compleja creada por múltiples capas de dosel, 5) Mezcla de especies de árboles y otros taxones de plantas y 6) Presencia de claros y áreas de dosel denso (Franklin *et al.* 2002). Estos elementos proporcionan componentes de hábitat crítico para la amplia gama de taxones que dependen del bosque (Lindenmayer y Franklin 2002).

La tala selectiva favorece el establecimiento de especies invasoras, beneficia en la disminución severa de algunas especies nativas y reduce la conveniencia del área como hábitat de forrajeo para la fauna, por esta razón, los cambios en la complejidad estructural pueden afectar negativamente los taxones dependientes (Gibbon y Lindenmayer 2002), ya que la prevalencia de algunos estadios dentro de la población de una especie varía dependiendo de las condiciones circundantes a las que se ve sujeto el ecosistema, el grado de perturbación o degradación del hábitat se refleja en la dominancia de ciertos individuos dentro de la población.

Laetia americana es una especie que crece en terrenos planos, de pendientes leves menores al 5%, en suelos pobremente drenados y en bosque en etapas intermedias de sucesión (Mahecha y Echeverri 1983). Las observaciones de campo sugieren que los árboles llegan a su madurez luego de alcanzar 7cm de DAP y alturas entre 3-4m en un lapso de tiempo de varios años (Calero 2011). Esta especie está representada en distintas localidades del Valle del Cauca, dada la fragmentación de estas zonas, la dominancia de los estadios adultos se hace cada vez más patente, informando así una disminución en el relevo generacional, lo que puede deberse a que los renuevos, crecen, pero la presencia continua de tractores, ganadería y herbivoría no permiten su maduración, lo que pone en riesgo a las poblaciones de manteco, ya que los árboles relictuales cumplirán su ciclo biológico sin asegurar descendencia (Calero 2011).

La disminución del reclutamiento también puede deberse a la reducción de las aves asociadas a la dispersión como el turpial lagunero (*Gymnomystax mexicanus*), tangara rastrojera (*Tangara vitriolina*), entre otros (Calero 2011); al aumento de la fauna no asociada a la dispersión que puede generar serios daños en las semillas al igual que los insectos barrenadores y otros depredadores de semillas.

Xylopia ligustrifolia es una especie que tiene unos requerimientos de calidad de hábitat hacia bosques en estado de sucesión tardía (Calero 2011). Esta especie llega a la madurez cuando alcanza 14cm de DAP, en un lapso de tiempo de varios años. Para el burilico los estadios más dominantes dentro de las poblaciones de bosque inundable, se encuentran las categorías intermedias, pero los adultos son muy pocos y aunque es observable regeneración natural, los estadios intermedios no duran lo suficiente para relevar los árboles relictuales (Calero 2011). La dispersión para el burilico no es clara, pues no se han realizado estudios exclusivos para la especie, pero es posible que las aves se encuentren relacionadas (Colan 1995). Según Gottensberger (1999), los géneros *Xylopia*,

Duguetia y *Guatteria*, pueden autofecundarse si falla la polinización, pues los estambres son liberados al final de la antesis permitiendo que las anteras toquen los estigmas, lo que reduce gradualmente la variabilidad genética de una especie.

La pérdida del hábitat y el aislamiento al que se encuentran sujetos los ecosistemas de las dos especies anteriores (manteco y burilico) tienden a reducir el tamaño de la población, afectan la distribución espacial y disminuyen la conectividad funcional del paisaje, por lo tanto, el cambio en la estructura espacial y la variación en el ciclo crítico de la dispersión, hace difícil que las interacciones entre las especies permanezcan a través del tiempo. Los bosques deben contar con los recursos suficientes para generar protección, hábitat y alimento para la fauna, sin estos factores, las especies nativas asociadas a grupos de polinizadores o dispersores específicos se verían afectadas, ya que la pérdida de estas asociaciones puede reducir el rol funcional de estas dentro del ecosistema, hacerlas vulnerables a la extinción y a la exclusión por especies invasoras (Collinge 2009).

3.6 POTENCIAL DE REGENERACIÓN

El proceso de dispersión es indispensable para la variabilidad genética de la población y para promover la colonización de la especie en diferentes hábitats, además de reducir la competencia intraespecífica y favorecer la germinación (Higuera *et al.* 2008). La propagación de las semillas es el paso final del ciclo reproductivo y difiere entre las especies.

Laetia americana es una especie dispersada por aves y tiene un alto índice de diseminación por las especies locales (Calero 2011). En el caso de *Xylopia ligustrifolia* se desconoce su ecología pero es posible que su dispersión ocurra por la avifauna de la zona (Colan 1995). Ambas especies de interés presentan problemas en su regeneración natural, debido a la depredación de sus semillas por animales y larvas de hemípteros barrenadores (Galindo 2003), además de la pérdida de los ciclos de anegamiento del sotobosque (Vargas 2009) y la competencia con otras especies.

Es importante evaluar el potencial de regeneración en las especies porque nos permite determinar las principales formas de dispersión, reconocer el potencial de la semilla para germinar en diferentes sustratos, las condiciones en la que es más favorable su diseminación o crecimiento, las interacciones o dependencias con otras especies y las posibles causas que puedan frustrar el desarrollo, la dispersión o el descenso de la población. Para ello se realizara la colecta de frutos de cada una de las especies y se analizara el potencial de germinación en varios sustratos, las interacciones entre individuos, la supervivencia de semillas, la

densidad, la mortalidad, la altura, y los diámetros basales de plántulas y brotes (Kennard *et al.* 2002).

4. OBJETIVOS

4.1 OBJETIVO GENERAL

Evaluar el estado de las poblaciones de dos especies en los ecosistemas inundables del río Cauca: *Xylopia ligustrifolia* y *Laetia americana* para diseñar una estrategia para su conservación.

4.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- 4.2.1 Evaluar la composición y la estructura de la vegetación en tres fragmentos con poblaciones de estas especies en el Valle del Cauca
- 4.2.2 Estimar la densidad y la estructura poblacional del manteco y burilico en los tres fragmentos.
- 4.2.3 Generar una propuesta para la conservación y restauración de estas especies en el Valle del cauca.

5. METODOLOGÍA

5.1 ÁREA DE ESTUDIO

La cuenca del Río Cauca muestra en su recorrido 4 zonas: alto Cauca, valle alto, Cauca medio y bajo Cauca (CVC 2007). Este estudio se enfoca en la zona “valle alto” de la cuenca hidrográfica del río Cauca ubicada entre 900 y 1000msnm entre los municipios de Suárez hasta la Virginia, en climas con temperatura de 24°C, sobre la franja de vida del bosque seco tropical (bs-T), según el sistema Holdridge (1967). Tiene una extensión aproximada a los 214km de longitud, un ancho promedio de 20km, y un área total de 440ha. Se localiza en un valle interandino de suelos fértiles, generados esencialmente por los sedimentos aluviales depositados en el inicio del periodo geológico del cuaternario (CVC-FUNAGUA 2011).

Este estudio se centró en los tres relictos de bosque inundable mejor conservados en la zona plana del Valle geográfico del río Cauca (Figura 1), conocidos como Las Chatas, Colindres y El Tíber.

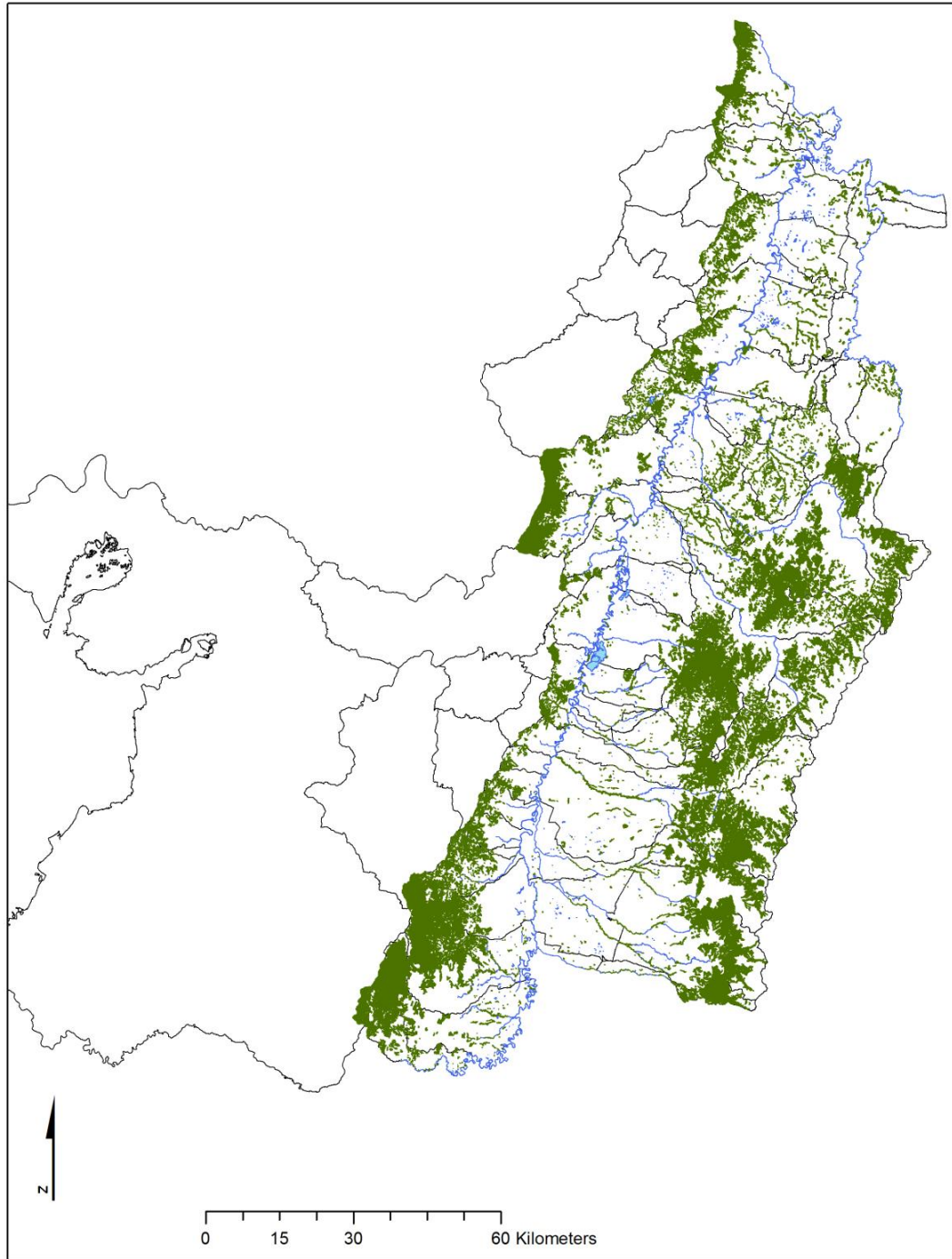


Figura 1. Cuenca geográfica del río Cauca, Valle del Cauca

5.1.1 COLINDRES

Este fragmento hace parte de la hacienda Colindres, ubicada en el corregimiento de Bocas de Palo, en el municipio de Jamundí al sur del departamento del Valle del Cauca (Figura 2). El fragmento de 12.3 ha está ubicado a una altura de 975 msnm, con las siguientes coordenadas 3°16'25.8" N - 76°29'31" W.



Figura 2. Vista aérea del bosque de Colindres. La flecha indica la ubicación del fragmento dentro del mapa del valle geográfico del río Cauca

Cuenta con una matriz conformada por tres sectores, en las márgenes noroccidental y occidental se encuentra compuesto de potrero arbolado con abundantes mantecos (*Laetia americana*) y chiminangos (*Pithecellobium dulce*), por otro lado, la zona sur, nororiental y oriental se encuentra rodeada de caña de azúcar. En el sector norte del potrero arbolado se encuentra el caño Potreritos, bordeado en su mayoría por guadua.

5.1.2 LAS CHATAS

El bosque se encuentra ubicado en la hacienda La Gloria, en el corregimiento de Quebrada Seca, en el municipio de Buga (Figura 3). El relicto se encuentra a 950 msnm, con un área de 8,7 ha situadas en las coordenadas 3°51'20.8" N y 76°20'5.35" W.

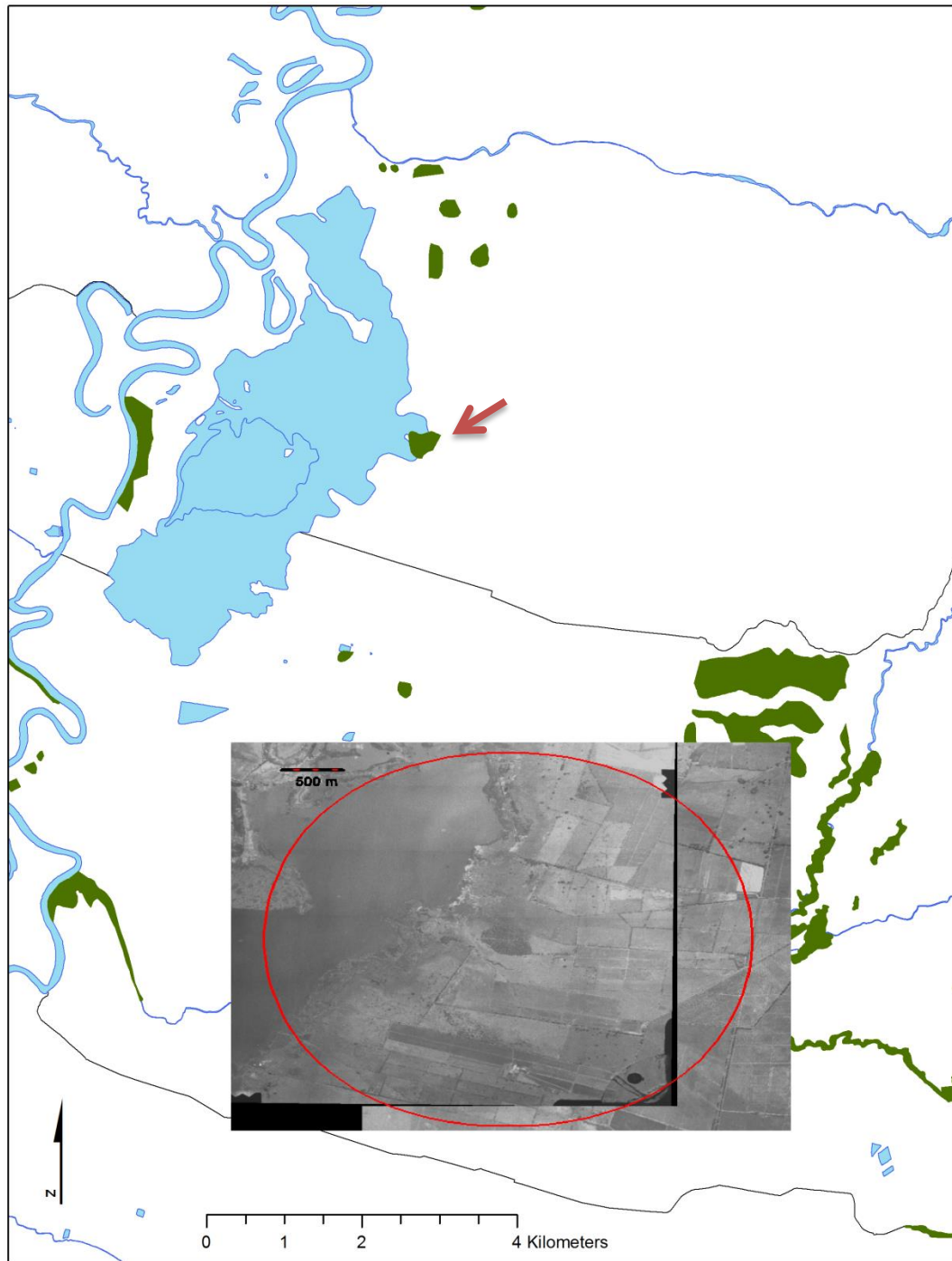


Figura 3. Vista aérea del bosque de Las Chatas, La flecha muestra la ubicación del fragmento dentro del mapa de valle geográfico del río Cauca

El fragmento se localiza en la franja amortiguadora de la Reserva Natural Laguna de Sonso, rodeada de potreros y asociada a los regímenes de inundación de la

laguna. El bosque de Las Chatas conserva muy poco de la vegetación típica, contando solamente con unos pocos mantecos (*Laetia americana*) y burilicos (*Xylopia ligustrifolia*) dentro del interior del relicto. La caña no ha llegado hasta este sector debido a las inundaciones constantes, así la actividad dominante es la ganadería.

5.1.3 EL TÍBER

Pertenece al predio del ingenio San Carlos ubicado en el corregimiento de San José, en el municipio de San Pedro sobre la margen derecha del río Cauca (Figura 4). El fragmento tiene un área de 7 ha a una altura de 950 msnm y en las siguientes coordenadas 4° 2' 44.9874"N - 76° 18' 28.08"W.

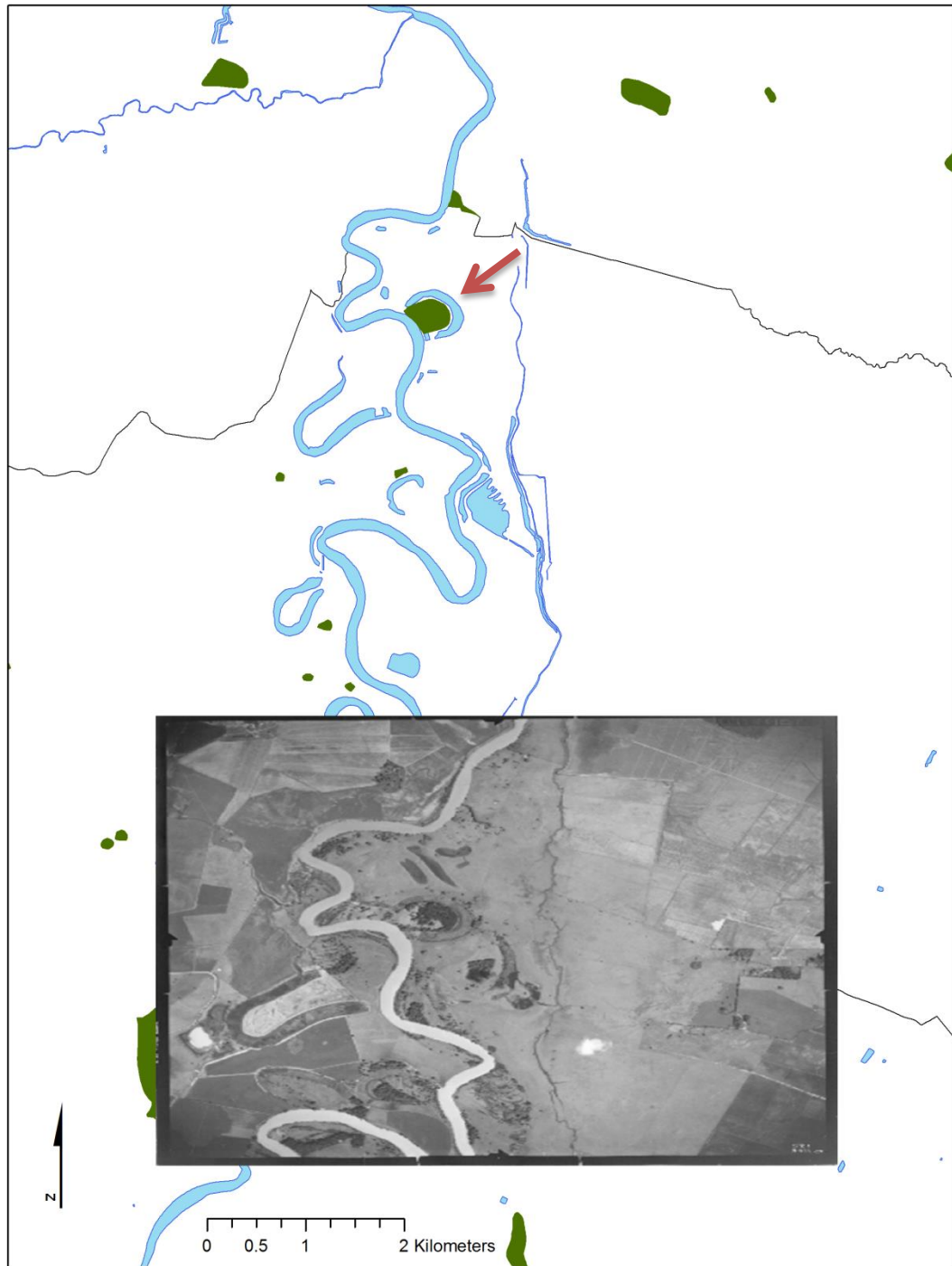


Figura 4. Vista aérea del bosque del Tíber. La flecha muestra la ubicación del fragmento dentro del mapa del valle geográfico del río Cauca

Se conocía como uno de los bosques de burilico (*Xylopia ligustrifolia*) mejor conservados. Los terrenos situados alrededor del bosque están dedicados en un 50% a cultivos de caña de azúcar y el resto a ganadería.

5.2 MUESTREOS DE VEGETACIÓN

Con el fin de evaluar la composición actual de especies de plantas en cada relicto, se trazaron 10 transectos de 50x4m, lo que da un total 0.2ha, una modificación de los transectos tipo Gentry (1982, 1988) utilizada para ambientes estratificados como los bosques inundables (Gentry y Terborgh 1990). Los transectos permiten identificar distintos aspectos de la vegetación y describir la máxima variación sobre la distancia más corta en un tiempo mínimo (Kent y Coke 1992). Es un método aplicable en todos los tipos de elementos del paisaje y especialmente en los elementos lineales de cañadas angostas, los cuales son muy frecuentes en los paisajes rurales andinos (Lozano-Zambrano *et al.* 2009). Cada uno de los transectos presento una separación mínima de 5m entre sí y se marcaron con tubos de PVC de media pulgada con 20cm sobresaliendo a nivel del suelo.

5.3 ESTRUCTURA POBLACIONAL

Para determinar la riqueza de las especies de plantas leñosas de interés y suministrar información sobre la estructura poblacional de la vegetación de los tres relictos, se censaron los individuos cuyo tallo tenía un diámetro a la altura del pecho (DAP) mayor o igual a 1cm dentro del área de muestreo. Se estimó la altura, el hábito de crecimiento, estado fenológico, presencia de epifitas y se colectaron muestras de herbario de cada especie. Los especímenes colectados se procesaron de acuerdo a los procedimientos estandarizados por el herbario de la Universidad Icesi (ICESI).

5.4 EVALUACIÓN DE LA REGENERACIÓN

Para el estudio de regeneración de *Xylopia ligustrifolia* y *Laetia americana*, se realizaron cinco parcelas con cuadrantes de 20x20m en cada una de las áreas de estudio según metodología propuesta por Joyas y colaboradores (2005), cada parcela fue dividida en subcuadrantes de 2x2m, para un total de 100 subcuadrantes (Figura 5). En cada subcuadrante se registró la altura de las plántulas de manteco y burilico. Para los resultados, la altura se dividió en 5 categorías: Plántula (todos los individuos ≤ 10 cm), Juvenil (todos los individuos entre 10.1-30cm), Juvenil intermedio (todos los individuos entre 30,1-50cm) y Adulto (todos aquellos ≥ 50 cm).

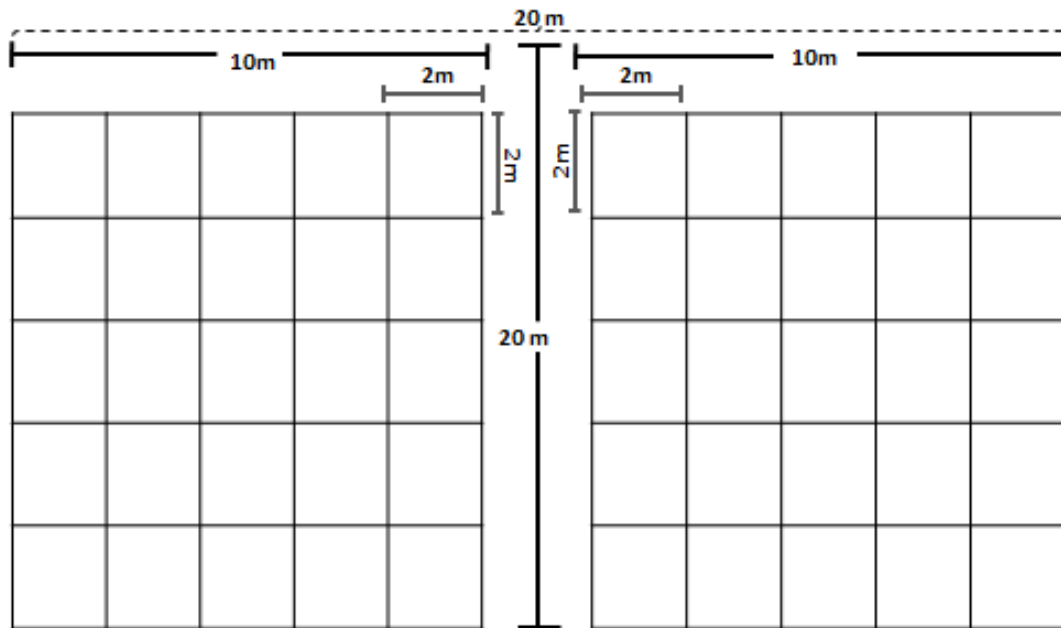


Figura 5. Cuadrante de 20 x 20m con 100 subcuadrantes de 2 x 2m

5.5 CAPACIDAD DE GERMINACIÓN DE LAS SEMILLAS

Se estableció un patrón de colección al azar a lo largo de los transectos de 50 x 4m, consistiendo en coleccionar 2 muestras de mantillo y hojarasca de 5cm de profundidad por cada transecto, un total de 20 muestras de suelo por área de muestreo.

La muestra se extrajo tomando como referencia un marco elaborado a partir de PVC de 50x50cm (Figura 6).



Figura 6. Marco de tubos de PVC de 50 x 50m para la extracción de la muestra de suelo.

Inicialmente se extrajo la capa superior (hojarasca) de la zona de muestra, posterior a su colección, se tomaron los 5cm de mantillo manualmente; con el fin de no generar daños a las muestras de semillas, solo se utilizó la pala para denotar la profundidad de la muestra. Cada muestra se almaceno en bolsas debidamente rotuladas.

Las porciones de mantillo se extendieron en bandejas de plástico (73.2x34.6cm) debidamente marcadas con el número de la muestra y el área de estudio. La búsqueda de semillas se hizo de forma manual, usando adicionalmente, un tamiz con un tamaño de poro de un milímetro y pinzas de disección para facilitar el alcance y evitar daños en las semillas. Se extrajeron todos los frutos y propágulos con el fin de establecer la riqueza de semillas.

5.5.1 Manejo de las semillas

La limpieza se realizó sumergiendo 30 segundos cada una de las semillas en agua para separar las impurezas, consecutivamente se secaron las semillas dejándolas sobre papel periódico al aire libre. Una vez limpias, se contabilizaron, separaron en morfotipos y se almacenaron las semillas en bolsas herméticas con el objetivo de evitar daños en las muestras. Cada una de las semillas fue cuantificada sin importar el estado actual y fotografiada con la ayuda de dos métodos. Inicialmente se empleó un estereomicroscopio Nikon SMZ 1500 con cámara digital Nikon DS-Fi1, utilizando el software Nikon NIS Elements Advanced Research, con el propósito de ver claramente la estructura, coloración y estado de las semillas. Como segundo método se usó una Cámara Nikon D70S, con un lente 55 mm Micro-Nikkor y un flash de anillo marca Vivitar, para realizar una colección fotográfica de todas las semillas. Finalmente cada semilla fue identificada utilizando la información de flora Mesoamericana presente en la página de internet Tropicos (www.tropicos.org) en varias publicaciones de los autores Kirkbride,

Gunn y Weitzman (2003) y CVC-FUNAGUA (2011). Cada una de las semillas fue preservada en alcohol al 70% en el herbario de la Universidad Icesi, como aporte para la colección inicial de banco de semillas.

5.6 VIABILIDAD DE LAS SEMILLAS

5.6.1 Extracción de la muestra

Dentro del tratamiento que se le da a las semillas se consideran todas aquellas actividades que deben realizarse desde su colección hasta su almacenamiento (Mesén *et al.* 1996). Involucra las etapas de recolección y extracción de la semilla, limpieza previa de impurezas, secado y almacenamiento. Se colectaron frutos de *Laetia americana* y *Xylopia ligustrifolia* en Colindres y en la laguna de Sonso. En la primera etapa del proceso, los frutos maduros de manteco que aún no habían hecho dehiscencia fueron puestas en bolsas de cierre hermético hasta su apertura. Los frutos color rojizo del burilico, se conservaron en bolsas cerradas herméticamente para acelerar su maduración hasta tornarse negros y por último las semillas se extrajeron manualmente del fruto. En la segunda etapa cada una de las semillas fue sumergida en agua durante 30 segundos para eliminar los residuos carnosos del arilo, una vez limpias se dejaron secar en un periódico al aire libre. Se separaron las viables de las no viables, por observación, tacto y flotación por diferencia de peso, siendo eliminadas las semillas más livianas. Por último se promueve un secado natural, consistiendo en distribuir los frutos en capas sobre lonas o papel periódico exponiéndolos al calor solar, teniendo la precaución de remover y dar vuelta las semillas frecuentemente para facilitar su secado (FAO 1991; Mesén *et al.* 1996).

5.6.2 Evaluación del sustrato

Se utilizaron 3 tratamientos de suelos, el primero se basó en arena estéril autoclavada tres veces para mayor asepsia, para el segundo se utilizó mantillo proveniente del suelo de Colindres y por ultimo una mezcla de arena y mantillo en relación 1:1. Se utilizaron bandejas de plástico (56x29cm) de 128 compartimentos.

Para *Xylopia ligustrifolia* se tuvo un total de 128 semillas viables, por esta razón se utilizó una bandeja para todos los experimentos. El primero y segundo tratamiento usó 40 semillas cada uno divididas en 20 para el tratamiento y su réplica, mientras que para el tercero, se utilizaron 28 para el ensayo y 20 para su duplicado. Antes de la siembra, las semillas permanecieron 12 horas sumergidas en agua a temperatura ambiente y después se ubicaron a 5mm de profundidad. La

germinación de esta especie es hipogea y se estimaba de una duración de 95 días (Tokura *et al.* 1996).

En el caso de *Laetia americana* la cantidad de semillas obtenidas fue mayor, llegando a 200 semillas viables, por lo tanto se utilizaron 2 bandejas para los ensayos. Para los 2 tratamientos iniciales se utilizaron réplicas de 40 semillas cada una y para la tercera prueba, 20 semillas en el tratamiento y 20 semillas para su réplica. Estas semillas se hidrataron durante una hora antes de su siembra (Calero 2011). La germinación de esta especie es epigea y se presumía oscilaba entre 50-60 días (Tokura *et al.* 1996).

Finalmente se tenía planteada la evaluación de la tasa de crecimiento y la supervivencia al trasplante, para ello las plántulas emergentes de los tratamientos se iban a trasladar a bolsas de polietileno en donde cada tres días se evaluaría su altura.

5.7 ANÁLISIS DE LA INFORMACIÓN

5.7.1 Estructura poblacional

Con el fin de evaluar la estructura poblacional de las tres áreas de estudio, al igual que la distribución de tamaños a través de las distribuciones diamétricas y altimétricas obtenidas para todos los individuos presentes en cada transecto, se realizaron los siguientes cálculos:

El perímetro o la medida de la circunferencia a la altura del pecho (CAP) se transformó a DAP utilizando la siguiente ecuación $DAP = CAP/\pi$. Después de realizar la sustitución propuesta, se procedió a determinar el área basal conocida como el área de la sección horizontal que se encuentra a 1.3 m del suelo (Villareal *et al.* 2004), según la ecuación

$$AB = \pi/4 DAP^2$$

La abundancia conocida también como el número de individuos por especie, cubre otros dos conceptos ligados estrechamente como son la abundancia absoluta la cual proporciona una estimación de la población expresada en número de individuos por unidad de área, fue calculada como el número total de individuos de cada especie en la comunidad y la abundancia relativa tratada también como la proporción porcentual de cada especie en el número total de individuos, se valoró utilizando la siguiente expresión:

AR: (abundancia absoluta/ número total de individuos en la comunidad) x 100.

La frecuencia se conoce como la probabilidad de encontrar la especie de interés en un área específica (Cherng-Jian y Beazley 1957). Greig Smith (1957) define la frecuencia como la oportunidad de hallar la especie en cualquier ensayo. El valor numérico de la frecuencia varía dependiendo de la descripción o el tipo de muestra, por ello se cree que esta no es una característica de la población del ensayo, sino del método de muestreo (Kylin 1926). Se utilizó la frecuencia como el número de muestreos, en la cual una especie es encontrada, expresada como la proporción del número total de muestras que contiene la especie en cuestión (Villareal *et al.* 2004). Por consiguiente, la frecuencia absoluta se calculó como el número de veces en la que la especie aparece en cada transecto y la frecuencia relativa o grado de dispersión de las especies individuales en el área en relación al número de todas las especies proyectadas (Curtis 1959), se valoró de acuerdo a la siguiente expresión:

FR: (frecuencia absoluta/sumatoria de las frecuencias de todas las especies) x 100.

La dominancia es una forma de indicar la superficie ocupada por una especie en cuanto espacio se refiere, sea parcela o transecto, dentro de la cual se distinguen la dominancia absoluta y la relativa (Mueller-Dumbois y Ellenberg 1974). La dominancia absoluta es la sumatoria de las áreas basales de los individuos que pertenecen a la especie, mientras que la dominancia relativa refleja la proporción de una especie en el área basal total estimada (Mueller-Dumbois y Ellenberg 1974), determinada por la siguiente ecuación

DR: (Área basal de la especie/ total de las áreas basales en la parcela o transecto considerados) x 100.

El IVI (Índice de valor de importancia) es utilizado. Para calcular este índice se efectuó la sumatoria de la frecuencia, abundancia y la dominancia relativa y este valor es designado como el índice de valor de importancia al 300% (Curtis 1959). Se determinó adicionalmente el IVI al 100% para una mejor interpretación de los resultados.

Por último, según las categorías establecidas anteriormente para los resultados obtenidos en las parcelas de 20x20m, se evaluó la regeneración natural de *Xylopia ligustrifolia* y *Laetia americana* presentes en las zonas de muestreo a través de los cálculos expuestos anteriormente.

5.7.2 Distribución diamétrica

A través de las unidades de área basal fijadas previamente y los datos de altura obtenidos en cada una de las mediciones realizadas en los transectos de 50x4m, se puede describir la estructura de edades y tamaños de un ecosistema,

adicionalmente permite sacar conclusiones sobre las estrategias de regeneración, los patrones de mortalidad, los efectos del pastoreo e incluso la sincronía de los eventos climáticos (Batcheler 1985).

Se realizaron distribuciones diamétricas para evaluar el estrato arbóreo de cada una de las áreas utilizando los intervalos de clase previamente establecidos por Calero (2011), con el objetivo de comparar el estado actual de los tres bosques inundables. Se determinó de la misma forma las distribuciones individuales de las dos especies de interés, también evaluadas por Calero (2011).

5.7.3 Curvas de acumulación de especies

Las curvas de acumulación sirven para determinar si la muestra tiene la representatividad necesaria para el atributo medido, para ello se evalúa si se obtuvo la mayoría de las especies de los grupos objeto de estudio (Villarreal *et al* 2004). A través de este medio se puede conocer la riqueza total de especies de una comunidad, además estima la calidad del muestreo, ya que la curva señala el número de especies acumuladas conforme se va aumentando el esfuerzo de colecta (Ugland *et al.* 2003) como muestra el Figura 7.

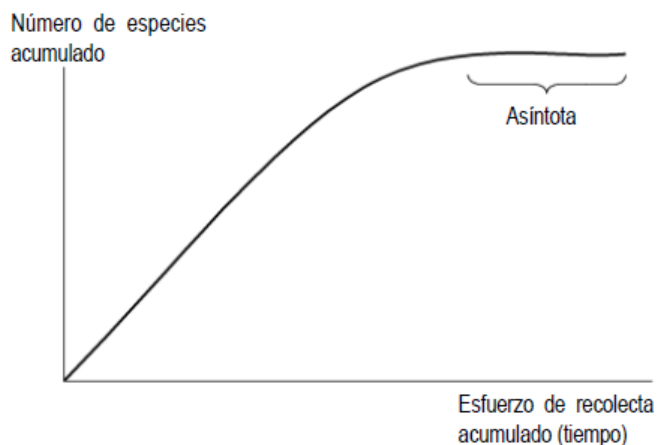


Figura 7. Ejemplo de curva de acumulación. El número de especies registrada se acrecienta conforme aumenta las unidades de esfuerzo de muestreo hasta llegar a la asíntota donde se considera que el muestreo está completo.

Las curvas de acumulación se realizaron haciendo uso de programa EstimateS 9.1.0 (Colwell 2013), el cual toma los datos provenientes de un sistema de muestreo estandarizado y ejecuta 100 procesos de aleatorización antes de generar resultados (Colwell y Coddington 1994), usando estimadores paramétricos o no paramétricos y considerando las desviaciones estándar (Villareal *et al.* 2004). Para este estudio se aplicaron los estimativos no paramétricos basados en

abundancia conocidos como ACE y Chao 1, los especializados en incidencias tales como ICE, Chao 2, Jacknife de primer y segundo orden (Colwell 2013). Este sistema también permite calcular especies que solo están representadas por pocos individuos en una muestra, aquellos que están representados por uno o dos individuos, se denominan singletons y doubletons; mientras que los que se registraron en una o dos muestras se hacen llamar uniques y duplicates (Villarreal *et al.* 2004).

Según Harris (1959) el índice de Chao 1 es derivado del verdadero número de individuos ordenados de acuerdo al número de las especies raras, por esta razón depende de la distribución y los datos que aparecen en doubletons y singletons (Colwell y Coddington 1994). Junto a Chao 1, ACE se utilizan para cuantificar la rareza dependiendo de la abundancia, mientras que los estimadores como ICE, Chao 2 y Jacknife (1-2) dependen de la presencia- ausencia introducida en las cantidades de uniques y duplicates (Burnham y Overton 1979).

5.7.4 Complementariedad

Con el fin de evaluar que tanto se complementan las tres zonas de muestreo considerando el número de especies exclusivas de cada muestra y el número total de especies entre todas las áreas (Villarreal *et al.* 2004), se determinó la diversidad beta mediante la complementariedad de especies entre pares de hábitats. La complementariedad hace referencia al grado de disimilitud en la composición de especies entre pares de biotas (Colwell y Coddington 1994) la variación oscila entre cero y uno; a medida que aumenta este valor también aumenta la diferencia entre pares de biotas. Se calculó inicialmente la riqueza total para ambos sitios compartidos (S_{AB}) como sigue a continuación (Villarreal *et al.* 2004):

$$S_{AB} = a + b - c$$

Dónde:

a= Número de especies en el sitio A

b= Número de especies en el sitio B

c= Número de especies en común o compartidas entre los sitios A y B

Luego se determinó el número de especies únicas a cualquiera de los sitios (U_{AB}), como sigue:

$$U_{AB} = a + b - 2c$$

Y a partir de estos valores se calculó la complementariedad utilizando la siguiente ecuación:

$$C_{AB} = \frac{U_{AB}}{S_{AB}}$$

La complementariedad varía desde 0, cuando ambos sitios son idénticos, hasta uno, cuando las especies de ambos sitios son completamente distintas (Villarreal *et al.* 2004). De igual forma, se calculó el porcentaje de complementariedad entre hábitats a partir del número de especies compartidas sobre el número total de especies entre hábitats por cien (Moreno 2001, Magurran y McGill 2011)

5.7.5 Distribución espacial

Para determinar el patrón espacial de las especies se utilizó el índice de dispersión de Morisita. Es un patrón estadístico poco influenciado por el tamaño de las parcelas y presenta excelentes cualidades para la detección del grado de dispersión de las especies (Villarreal *et al.* 2004). El índice puede asumir el valor de 1,0 en el caso de la dispersión al azar, el valor menor a 1,0 para la distribución uniforme y mayor a 1,0 para una distribución agregada (Cadalto *et al.* 2002).

$$I_s = \left[\frac{\sum ni(ni - 1)}{n(n - 1)} \right] \times N$$

Donde n_i es el número de individuos en el i -ésimo transecto, n en el número total de individuos en todos los transectos y N equivale al número de unidades muestrales o transectos (Badii *et al.* 2011). La significancia del índice de dispersión de Morisita se calculó a través de la prueba Fisher, F_c para una significancia de I_0 ($gl=n-1$, $p<0.05$) (Badii *et al.* 2011).

$$F_c = \frac{I_0(n-1) + N - n}{N-1}$$

6. RESULTADOS

6.1 COMPOSICIÓN FLORÍSTICA

Con un total de 30 transectos establecidos entre las tres áreas de muestreo, se encontraron 744 individuos correspondientes 22 familias, 33 géneros y 41 especies arbóreas (diámetro superior o igual a 5cm) y arbustivas (diámetros entre 1 y 2.5cm). El mayor número de individuos se encontró en Las Chatas con 349, seguido por Colindres con un total de 251 y por último 144 en El Tíber. Por otro lado, la mayor riqueza se obtuvo en Colindres, seguida estrechamente por El Tíber y finalmente por Las Chatas. En la Figura 8 se compara la riqueza y la abundancia para cada una de las áreas estudiadas.

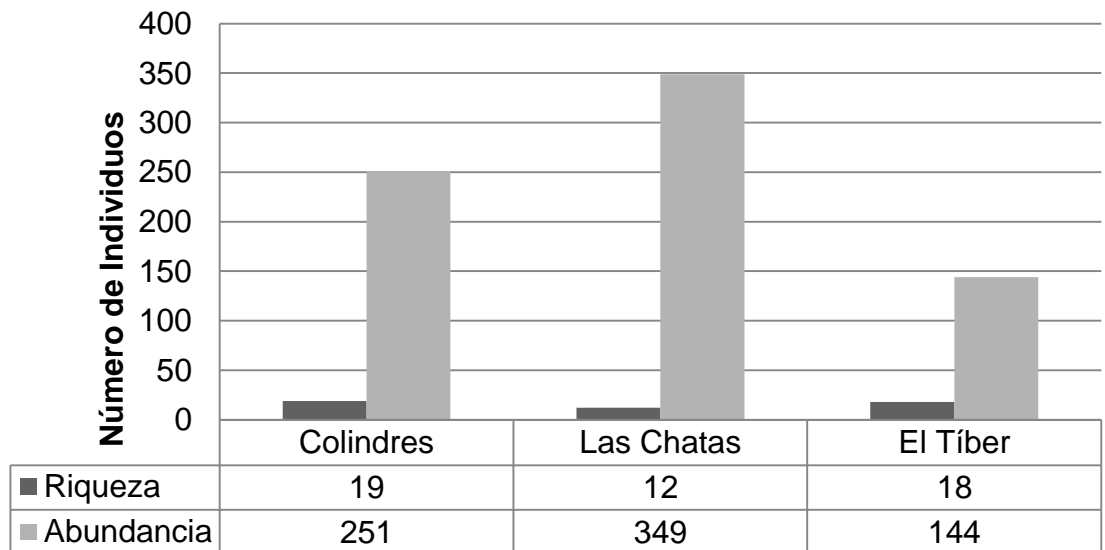


Figura 8. Riqueza y abundancia de especies por área de estudio

6.1.1 Colindres

En los 10 transectos establecidos se encontraron 251 individuos representados en 14 familias, 18 géneros y 19 especies. Entre las familias Salicaceae, Annonaceae, Melastomataceae y Myrtaceae representan el 78% de los individuos dentro de los transectos. También se debe resaltar que aunque algunas familias no representaron un porcentaje significativo para la comunidad, si manifestaron mayor diversidad en cuanto a género y especie, como es el caso de Rubiaceae y Fabaceae, para la primera 3 géneros y 3 especies y para el segundo 2 géneros y 3 especies; el género más diverso es *Pithecellobium* con 2 especies (*P. dulce*, *P. lanceolatum*) (Tabla 1) (Anexo 1).

Tabla 1. Análisis de abundancia y composición de especies correspondientes al bosque inundable de Colindres

Familia	Especie	Abundancia	
		Absoluta	Relativa (%)
Rubiaceae	<i>Pcpsychotria</i> sp.	1	0
Moraceae	<i>Ficus glabrata</i>	1	0
Rubiaceae	<i>Palicourea</i> sp.	1	0
Primulaceae	<i>Parathesis</i> sp.	1	0
Solanaceae	<i>Solanum nudum</i>	1	0
Salicaceae	<i>Xylosma intermedia</i>	1	0
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum hondense</i>	1	0
Achatocarpaceae	<i>Achatocarpus nigricans</i>	1	0
Fabaceae	<i>Pithecellobium lanceolatum</i>	1	0
Meliaceae	<i>Trichilia pallida</i>	2	1
Urticaceae	<i>Cecropia</i> sp.	2	1
Fabaceae	<i>Inga ingoides</i>	4	2
Rubiaceae	<i>Genipa americana</i>	6	2
Celastraceae	<i>Maytenus corei</i>	12	5
Fabaceae	<i>Pithecellobium dulce</i>	20	8
Annonaceae	<i>Xylopia ligustrifolia</i>	39	16
Melastomataceae	<i>Miconia ruscifolia</i>	47	19
Myrtaceae	<i>Eugenia biflora</i>	50	20
Salicaceae	<i>Laetia americana</i>	60	24
Total general		251	100

En términos de abundancia, *Laetia americana* alcanzó el mayor valor con 24%, le sigue *Eugenia biflora* con 19%, posteriormente *Miconia ruscifolia* con 15% y por último *Xylopia ligustrifolia* con el 15% (Figura 9) (Tabla 1) (Anexo 1).

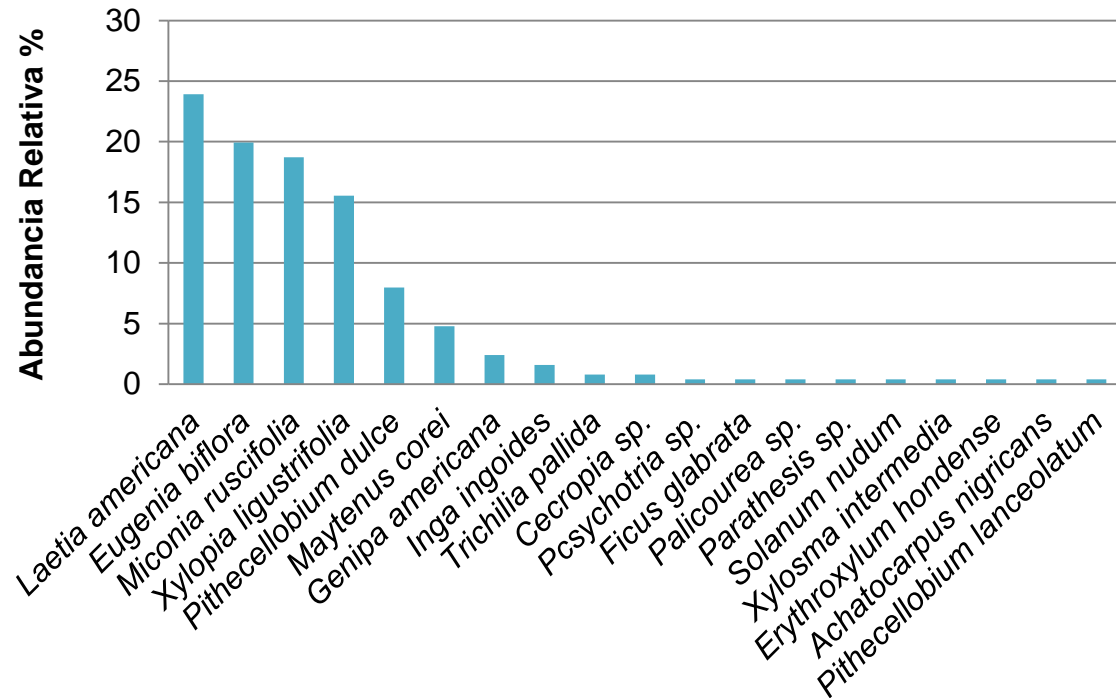


Figura 9. Abundancia relativa de las especies registradas en Colindres

Por otra parte, se pudo observar la presencia de epifitas como las bromelias, principalmente del género *Tillandsia* como: *T. elongata*, *T. juncea*, *T. mima* y *T. usneoides*. De la misma familia se encuentran *Aechmea angustifolia* y *Guzmania monostachia*. En segundo puesto las aráceas como *Anthurium scandens*, *Philodendron sp.* y *Monstera sp.* Por último y no menos importante la presencia de una orquídea como *Dimerandra emarginata* y una cactácea conocida como *Rhipsalis baccifera*.

6.1.2 Las Chatas

En los 10 transectos establecidos se localizaron 349 individuos representados en 9 familias, 11 géneros y 12 especies. Entre las familias Capparaceae, Fabaceae, y Sapindaceae representan el 81% de los individuos dentro de los transectos. Una de las familias más diversas sin un porcentaje significativo, fue Polygonaceae, con

1 género y 2 especies diferentes (*Coccoloba obovata*, *Coccoloba* sp.) (Tabla 2) (Anexo 2).

Tabla 2. Análisis de abundancia y composición de especies correspondientes al bosque inundable de Las Chatas

Familia	Especies	Abundancia	
		Absoluta	Relativa (%)
Solanaceae	<i>Solanum umbellatum</i>	1	0
Fabaceae	<i>Machaerium capote</i>	1	0
Polygonaceae	<i>Coccoloba</i> sp.	2	1
Polygonaceae	<i>Coccoloba obovata</i>	4	1
Fabaceae	<i>Lonchocarpus macrophyllus</i>	7	2
Myrtaceae	<i>Eugenia biflora</i>	7	2
Celastraceae	<i>Maytenus corei</i>	8	2
Achatocarpaceae	<i>Achatocarpus nigricans</i>	16	5
Salicaceae	<i>Laetia americana</i>	19	5
Capparaceae	<i>Crateva tapia</i>	81	23
Sapindaceae	<i>Sapindus saponaria</i>	87	25
Fabaceae	<i>Pithecellobium lanceolatum</i>	116	33
Total general		349	100

En términos de abundancia relativa los individuos de *Pithecellobium lanceolatum* corresponden a la mayor proporción con un 33%, seguido de *Sapindus saponaria* con 25%, *Crateva tapia* con 23% y en menor presencia por *Laetia americana* con 5% (Tabla 2) (Figura 10) (Anexo 2).

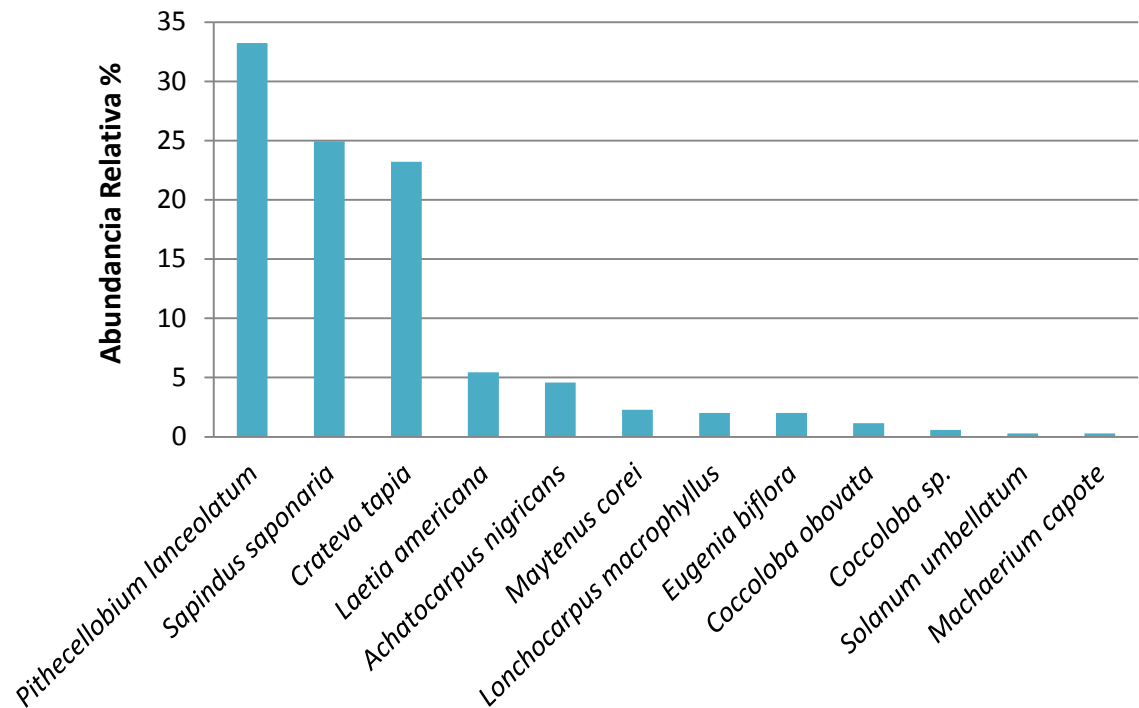


Figura 10. Abundancia relativa de todas las especies registradas en Las Chatas

Se encontraron cuatro especies de bromelias del género *Tillandsia* (*T. juncea*, *T. mima*, *T. recurvata* y *T. usneoides*), además de *Guzmania monostachia*. Adicionalmente se encontró a *Hylocereus lemairei*, una especie de cactus de estado sucesional tardío, relacionado en compañía de las especies anteriores, con los planos inundables del Valle del Cauca (Vargas 2012).

6.1.3 El Tíber

En los 10 transectos establecidos se encontraron 144 individuos representados en 14 familias, 17 géneros y 18 especies. Entre las familias Fabaceae y Malvaceae representan el 49% de los individuos dentro de los transectos. También se debe resaltar a pesar de su bajo porcentaje a la familia Moraceae, pues presenta una mayor variedad en cuanto especie en el género *Ficus* (*F. obtusifolia*, *F. insipida*). Las especies *Laetia americana* y *Xylopia ligustrifolia* representan menos del 6% (Tabla 3) (Anexo 3).

Tabla 3. Análisis de abundancia y composición de especies correspondientes al bosque inundable de El Tíber

Familia	Especies	Abundancia	
		Absoluta	Relativa (%)
Piperaceae	<i>Piper peltatum</i>	1	1
Melastomataceae	<i>Miconia ternatifolia</i>	1	1
Moraceae	<i>Ficus obtusifolia</i>	1	1
Poaceae	<i>Guadua angustifolia</i>	2	1
Myrtaceae	<i>Myrcia sp.</i>	3	2
Phytolaccaceae	<i>Trichostigma octandrum</i>	3	2
Moraceae	<i>Ficus insipida</i>	3	2
Meliaceae	<i>Trichilia pallida</i>	4	3
Urticaceae	<i>Cecropia angustifolia</i>	5	3
Myrtaceae	<i>Eugenia monticola</i>	6	4
Malvaceae	<i>Ceiba pentandra</i>	6	4
Salicaceae	<i>Laetia americana</i>	6	4
Meliaceae	<i>Guarea guidonia</i>	7	5
Annonaceae	<i>Xylopia ligustrifolia</i>	7	5
Rubiaceae	<i>Notopleura macrophylla</i>	8	6
Caricaceae	<i>Carica papaya</i>	10	7
Malvaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i>	15	10
Fabaceae	<i>Albizia saman</i>	56	39
Total general		144	100

En lo que en abundancia porcentual respecta, prima la especie *Albizia saman* con un 39% y le sigue *Guazuma ulmifolia* con un 10% (Tabla 3) (Figura 11) (Anexo 3).

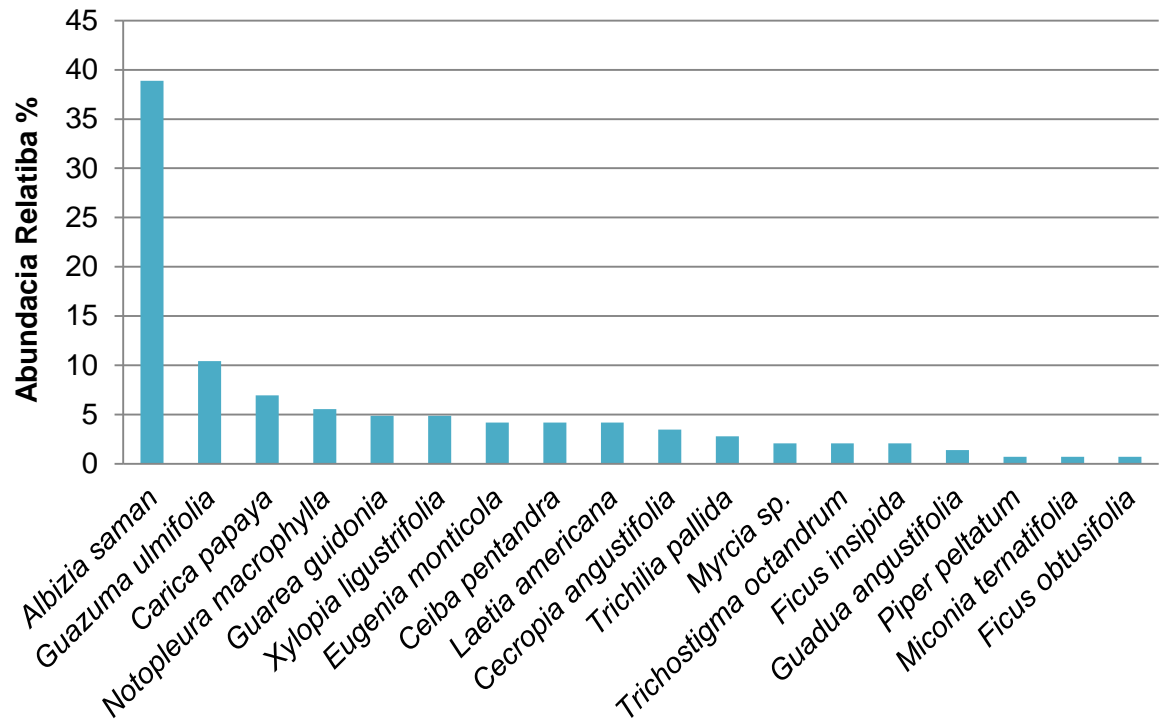


Figura 11. Abundancia relativa de todas las especies registradas en El Tíber

En esta zona se hallaron unos cuantos elementos florísticos relevantes en donde se destaca la presencia de bromelias del género *Tillandsia* (*T. juncea*, *T. mima* y *T. usneoides*) y *Guzmania* (*G. monostachia*), además de *Rhipsalis baccifera*, una especie de cactácea, una aráceas conocida como *Monstera* sp. y finalmente una enredadera del género *Passiflora* sp. Todas las especies epifitas encontradas en este bosque, han sido registradas en los bosques secos del Valle del Cauca (Vargas 2012).

6.2 ESTRUCTURA

6.2.1 Evaluación de la población por área de muestreo

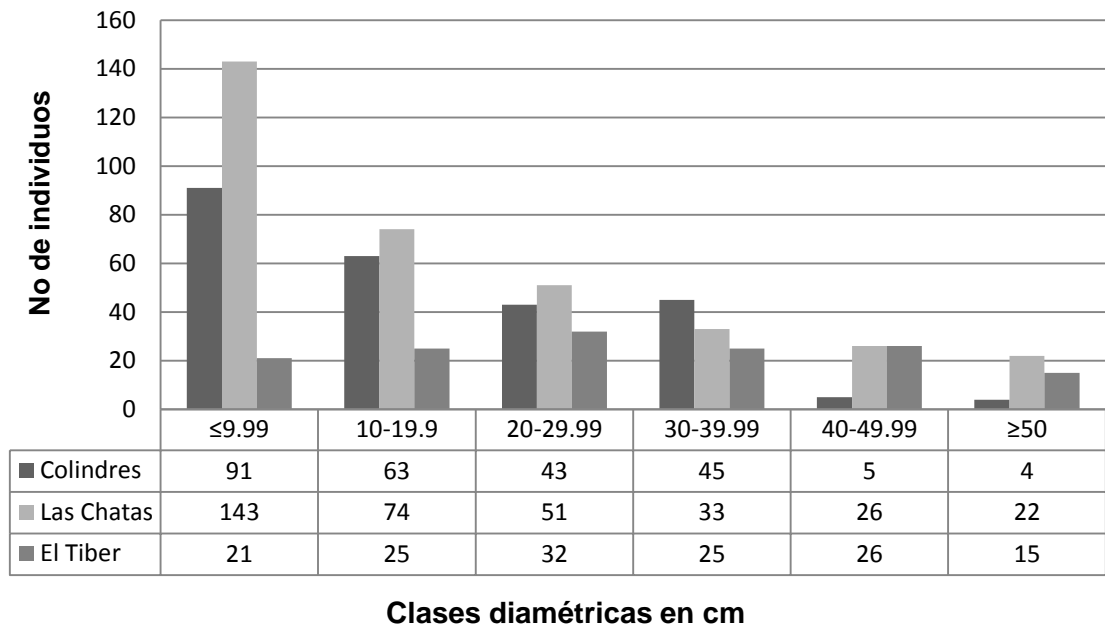


Figura 12. Número de individuos por clases diamétricas de los tres sitios de muestreo.

Según la Figura 12, la distribución de diámetros para los relictos de Colindres y Las Chatas presenta un comportamiento de “J” invertida, en donde priman los estadios de plántulas y juveniles sobre los adultos. En el Tíber no se percibe un patrón específico, aun así, el diámetro más abundante se encuentra entre la categoría diamétrica 20-29.99cm. A continuación se expondrán más a fondo la estructura de cada uno de los fragmentos de bosque inundable.

6.2.1.1 Colindres

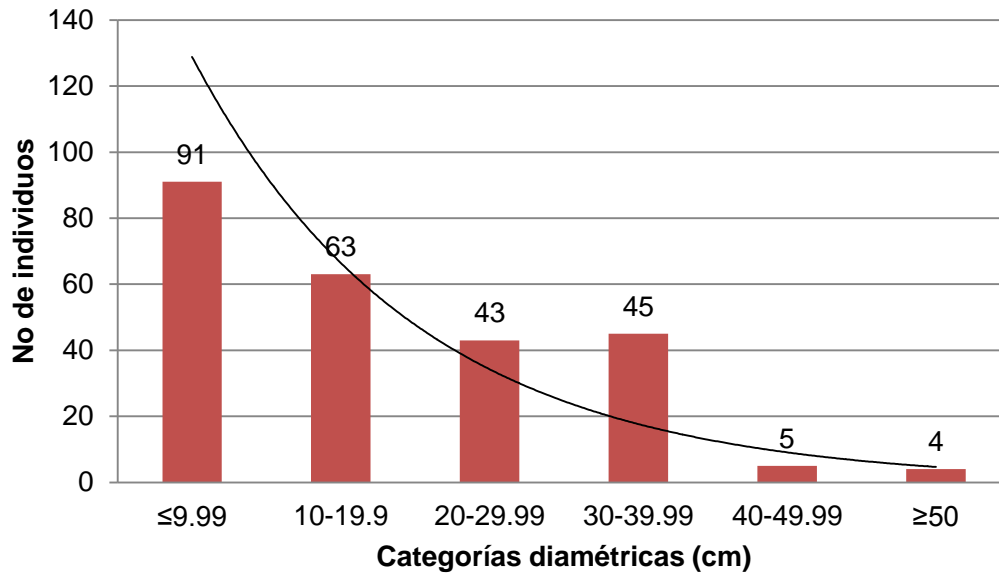


Figura 13. Número de individuos por clases diamétricas área Colindres. La línea de tendencia establece un patrón de “J” invertida

El patrón de la Figura 13 también se ve influenciado por las especies de mayor abundancia, en este caso *Laetia americana*, *Eugenia biflora*, *Miconia ruscifolia* y *Xylopia ligustrifolia* (Figura 14). Individualmente cada una de las especies muestra un mayor número de individuos en las primeras cuatro categorías (≤ 9.99 , 10-19.99, 20-29.99, 30-39.99) y una disminución muy marcada en las especies ≥ 40 cm, también se observa que solo dos de las especies (*Laetia americana* y *Xylopia ligustrifolia*) se encuentran representadas en todas las categorías, en cuanto a las demás su ubicación dentro de los transectos no fue uniforme. Todas las especies en conjunto muestran un patrón de “J” invertida, siendo *Laetia americana* la más abundante (Figura 14).

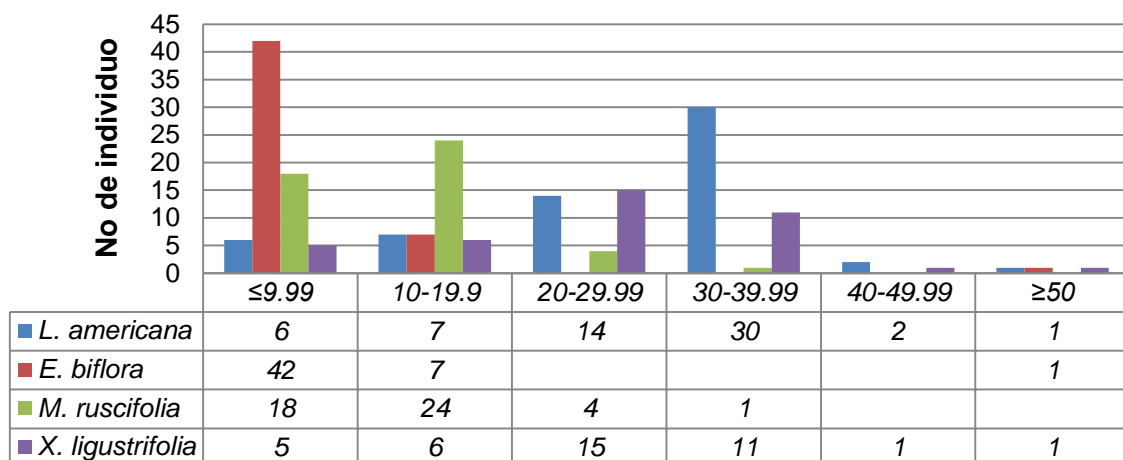


Figura 14. Distribuciones diamétricas de las especies más abundantes de Colindres

A través del IVI (Índice de Valor de Importancia) se encontró a las especies que presentan un óptimo desarrollo dentro de la comunidad vegetal y a aquellas con mayor dominancia con respecto a la totalidad de las especies registradas en el muestreo (Figura 15), estas son *Laetia americana* (28%), *Xylopia ligustrifolia* (18%), *Miconia ruscifolia* (13%), *Eugenia biflora* (12%), *Pithecellobium dulce* (9%) y *Maytenus corei* (6%) (Anexo 1).

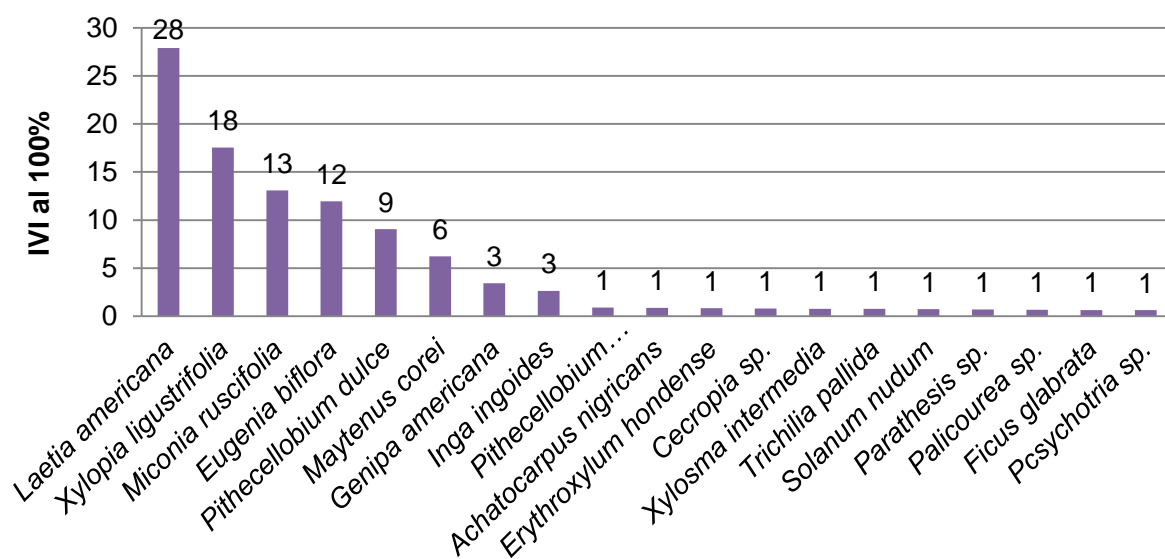


Figura 15. Índice de valor de importancia (IVI al 100%) para las diecinueve especies encontradas en los 10 transectos realizados

6.2.1.2 Las Chatas

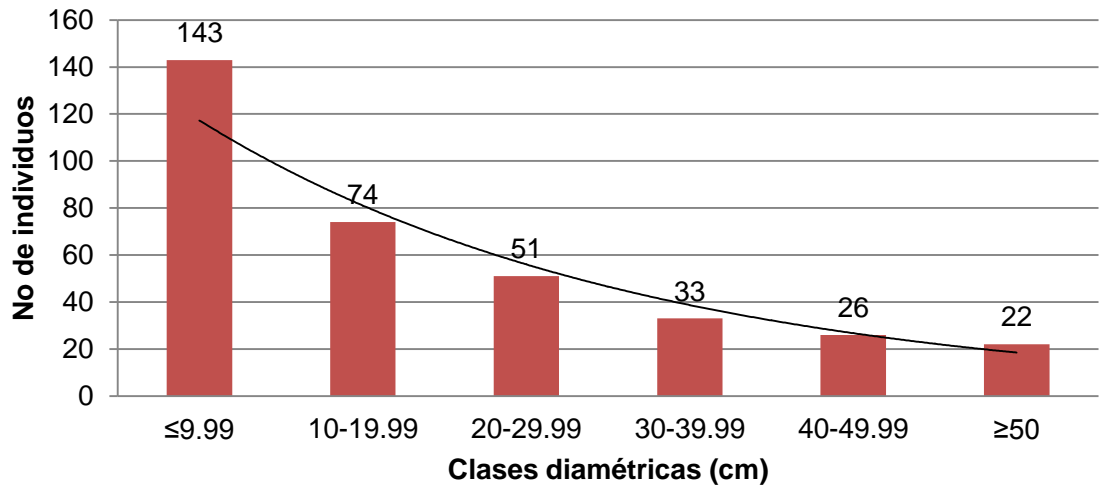


Figura 16. Número de individuos por clases diamétricas área Las Chatas. La línea de tendencia establece un patrón de “J” invertida.

La especies más abundantes presentes en Las Chatas tales como *Pithecellobium lanceolatum*, *Sapindus saponaria* y *Crateva tapia* son capaces de influenciar el patrón de distribución visto en la gráfica anterior (Gráfica 9). Las tres especies presentan una mayor cantidad de individuos ≤ 9.99 cm que va disminuyendo a media que aumenta los intervalos de clase. Las tres especies presentan un patrón de “J” invertida (Figura 17).

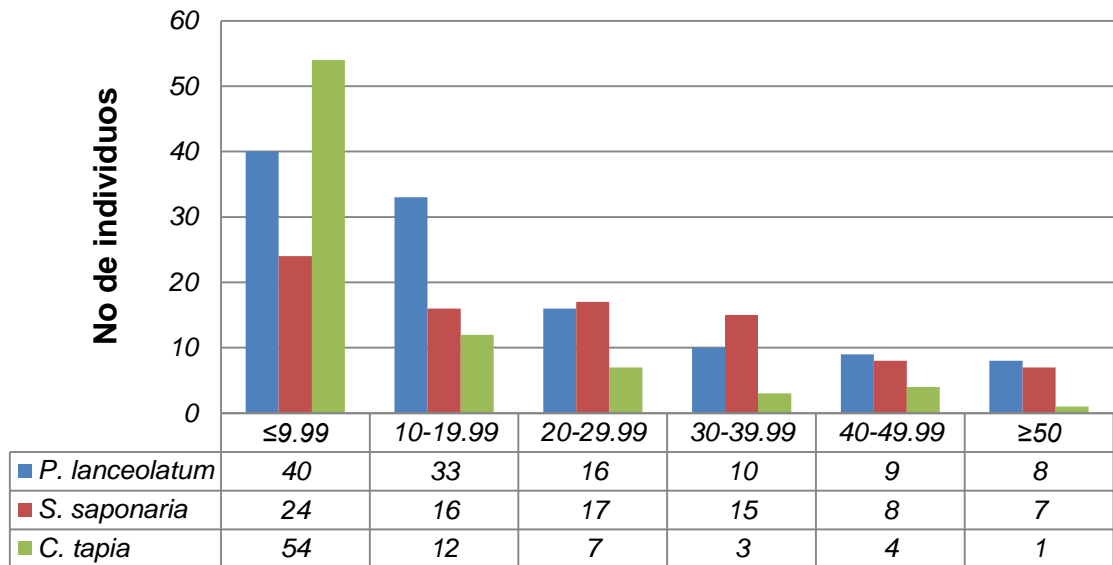


Figura 17. Distribuciones diamétricas de las especies más abundantes de Las Chatas

A través del IVI (Índice de Valor de Importancia) se encontró a las especies que presentan un óptimo desarrollo dentro de la comunidad vegetal y a aquellas con mayor dominancia con respecto a la totalidad de las especies registradas en el muestreo (Figura 18), de acuerdo a lo expuesto, estas son *Pithecellobium dulce* (30%), *Sapindus saponaria* (26%), *Crateva tapia* (17%) y *Maytenus corei* (6%) (Anexo 2).

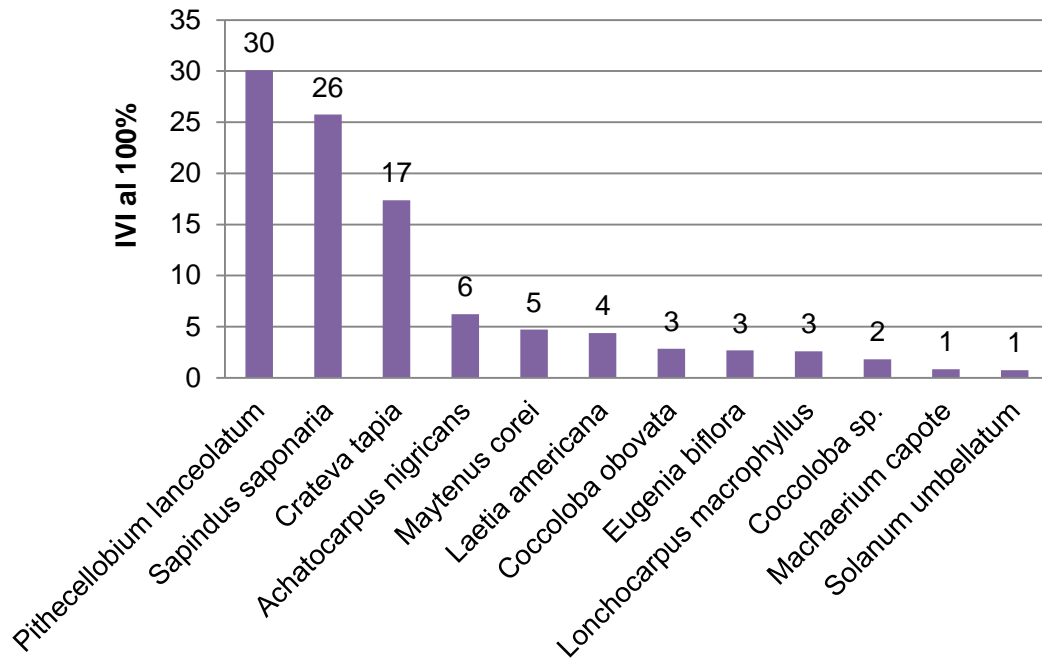


Figura 18. Índice de valor de importancia (IVI al 100%) para las doce especies encontradas en los 10 transectos realizados

6.2.1.3 El Tíber

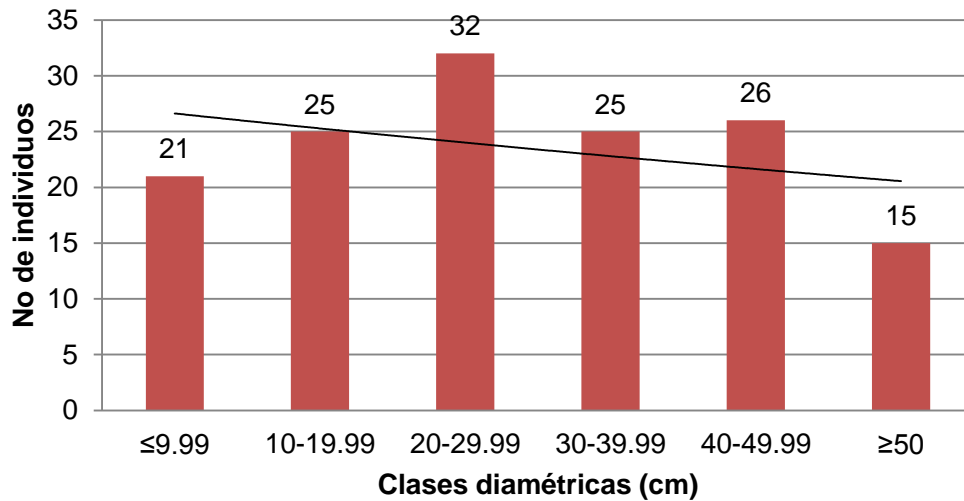


Figura 19. Número de individuos por clases diamétricas área El Tíber. La línea de tendencia no muestra un patrón inespecífico

Las especies más abundantes son *Albizia saman* y *Guazuma ulmifolia*. La primera especie llega a alcanzar diámetros de altura al pecho (DAP) entre 2 a 3m (Elevitch 2006). Esta especie muestra un patrón en donde dominan las especies juveniles intermedias y adultos, por esta razón las primeras categorías no representan un porcentaje significativo de la población siendo el 2% la proporción más pequeña dentro del intervalo ≤ 9.99 cm (Figura 20). Por otro lado, *Guazuma ulmifolia* muestra un patrón de “J” invertida en donde la abundancia de individuos es mayor en los juveniles (10-29.99cm) y no existe representación significativa en los individuos adultos, en especial aquellos ≥ 50 cm donde el número de individuos es nulo (Figura 20).

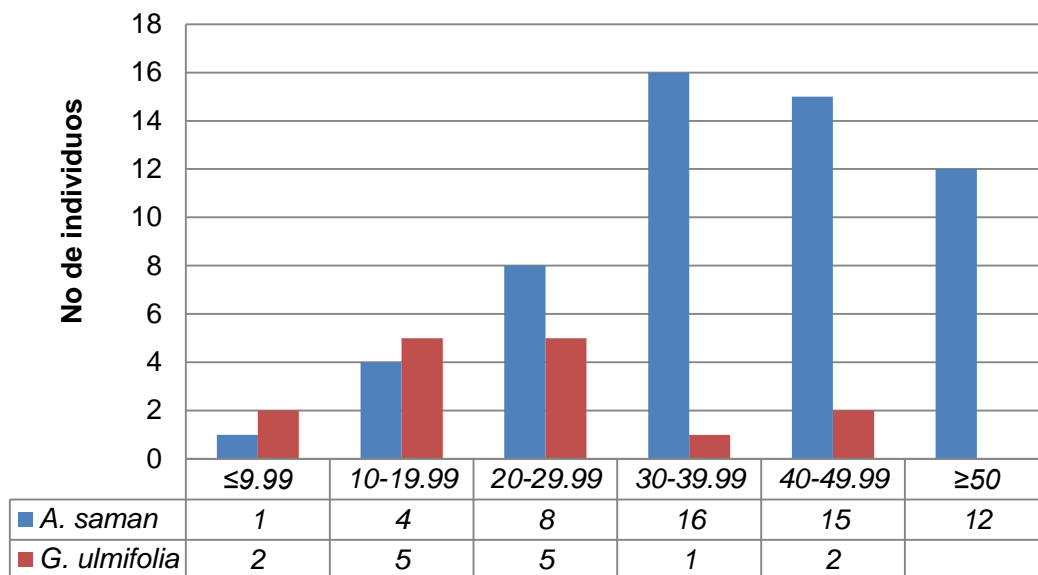


Figura 20. Estructura poblacional de las dos especies más abundantes dentro de los 10 transectos realizados

La estructura, puede valorarse a través de índices que expresan la ocurrencia e importancia ecológica de las especies dentro del ecosistema (Lamprech, 1990), para ello las especies con mayor índice de valor de importancia (IVI), fueron *Albizia saman* (39%), *Guazuma ulmifolia* (9%), *Carica papaya* (6%) y *Laetia americana* (6%) (Figura 21) (Anexo 3).

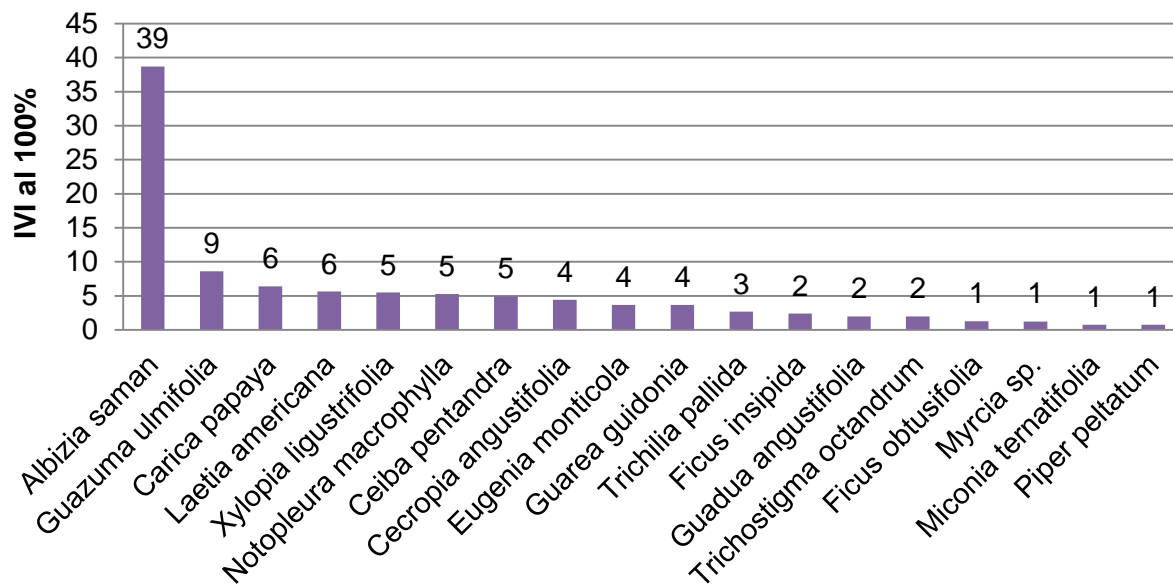


Figura 21. Índice de valor de importancia (IVI) para las dieciocho especies encontradas en los 10 transectos establecidos

6.2.2 Evaluación de la población de *Xylopia ligustrifolia* y *Laetia americana*

6.2.2.1 *Xylopia ligustrifolia*

Se evaluó la estructura diamétrica de juveniles y adultos, utilizando los intervalos de clase previamente analizados por Calero (2011) para el estudio de estas especies en zonas como Colindres y el Tíber. Los diámetros se dividieron en 6 clases diamétricas con una amplitud de 10 cm: ≤ 9.9 , 10-19.9, 20-29.9, 30-39.9, 40-49.9 y ≥ 50 (Figura 22) (Anexo 4-5). Teniendo en cuenta que se realizó una segunda evaluación únicamente para plántulas en cada una de las zonas de muestreo que se describirá más tarde, se debe resaltar que no se encontraron individuos de *X. ligustrifolia* en Las Chatas, resultado que se comparte con el trabajo realizado por Calero (2011), a pesar de que Lozano y colaboradores (2007) reportó una población en detrimento en esta zona.

La evaluación poblacional del bosque de Colindres mostro un mayor número de individuos (39) en donde la abundancia más alta se encontró en la clase diamétrica entre 20-39.9cm con un 64%, seguidos por los individuos menores a 9.9 cm con 13% y por último, los adultos o aquellos mayores a 50cm con un 2% (Figura 22). El porcentaje promedio de diámetro para esta zona de muestreo fue de 24.68cm.

Por otro lado, El Tíber presento 7 individuos repartidos solo en tres categorías (20-29.9, 30-39.9 y 40-49.9), mostrando la mayor cantidad de individuos con un 43% para aquellos diámetros dentro de 20-29.9cm y un 57% entre las cuarta y quinta categoría (Figura 22). El porcentaje promedio para este fragmento de bosque inundable fue de 34.48m.

Debido a la falta de significancia de esta especie dentro de la población muestreada (144) de El Tíber, el burilico representa solo el 5%, mientras que en Colindres con un total de 251 especies muestreadas, *X. ligustrifolia* representa el 15%.

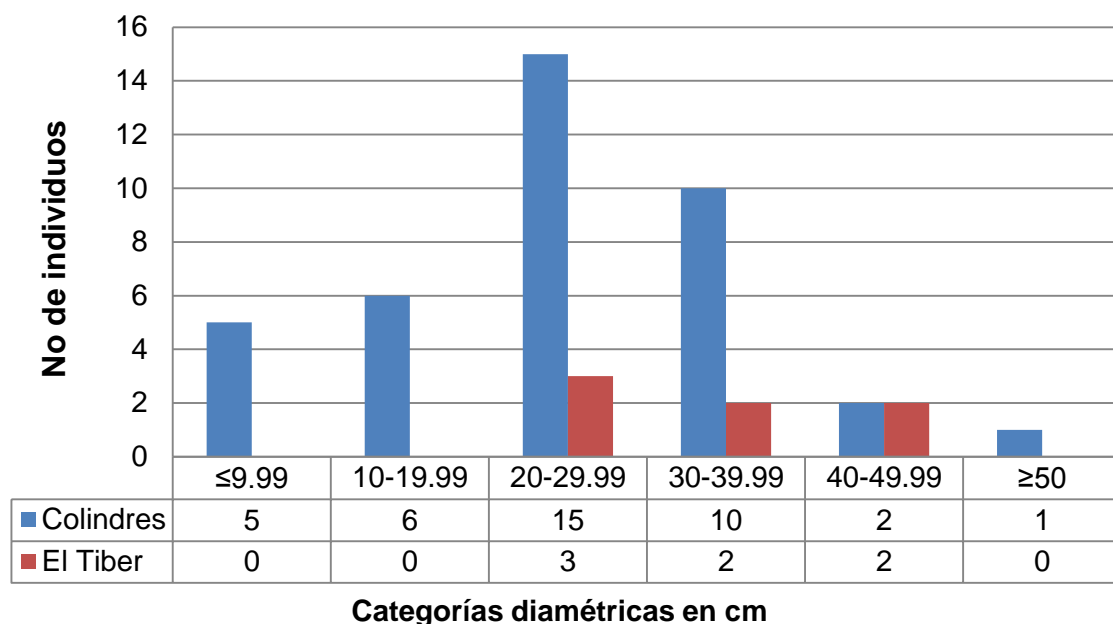


Figura 22. Estructura diamétrica de *Xylopia ligustrifolia* en dos localidades de bosque inundable.

6.2.2.2 *Laetia americana*

Se evaluó la estructura diamétrica de juveniles y adultos, utilizando los intervalos de clase previamente analizados por Calero (2011) para el estudio de esta especie en zonas como Colindres, Las Chatas, laguna de Sonso, entre otros. Los diámetros se dividieron en 6 clases diamétricas: ≤6.9, 7-19.9, 20-29.9, 30-39.9, 40-49.9 y ≥50 (Figura 23) (Anexo 6-8). La decisión de iniciar con una categoría menor a 7 cm, se debe a que *L. americana* se encuentra en estado reproductivo a partir de este diámetro mínimo.

Colindres fue una de las zonas con mayor individuos de esta especie (251) en donde el 24% de la población muestreada perteneció a *L. americana*, le sigue Las Chatas con solo el 5% y por último El Tíber con el 4% (Figura 23).

Las tres zonas concuerdan con un déficit en especies mayores a 40 cm de diámetro. También se observa una cantidad poco significativa en las primeras categorías, aun así, las Chatas presentó un mayor número de individuos (89.5 %) en los dos primeros intervalos. Mientras que El Tíber en las dos primeras categorías no presentan representación alguna y las especies existentes se distribuyen bastante uniforme sumando un valor por categoría del 33.3% (20-29.9, 30-39.9, 40-49.9cm). Colindres presenta pocos individuos debajo del mínimo (7cm) solo el 5%, mientras que su mayor cantidad se ubica entre aquellos

individuos mayores a 30 pero menores a 40cm, siendo este el 50% de los individuos encontrados en la población (Figura 23).

En cuanto al diámetro promedio, el Tíber presento 35.3cm, seguidos por Colindres con 28.28cm y finalmente Las Chatas con 11.4cm. Según esto la dominancia de Colindres y las Chatas radica en los individuos de talla intermedia (20-29.9cm), mientras que el Tíber, muestra mayor preferencia en individuos adultos intermedios (30-39.9cm) (Anexo 6-8).

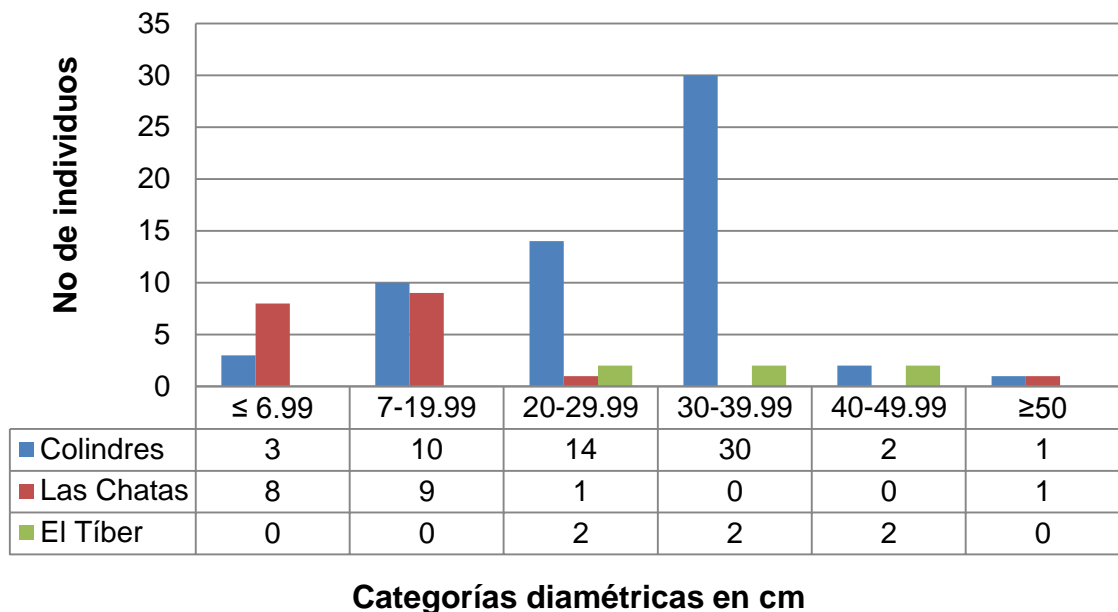


Figura 23. Estructura diamétrica de *Laetia americana* en tres localidades de bosque seco

6.2.3 Evaluación de la regeneración

En las 5 parcelas realizadas se tomaron en cuenta solo las plántulas de *Xylopia ligustrifolia* y *Laetia americana*. Es preciso mencionar que sólo se encontraron algunos individuos de *Laetia americana* en Colindres. En Las Chatas no se hallaron plántulas de ninguna de las especies de interés.

Al hacer una comparación entre Colindres y El Tíber, se muestra que en los dos relictos de bosque inundable es mayor el número de individuos en estado juvenil a diferencia de las categorías subsiguientes, que parecen disminuir a media que aumenta la altura en centímetros. Se debe resaltar que a pesar de que El Tíber es

uno de los fragmentos más pequeños, el número de especies en diferentes estadios de desarrollo fue significativo (489 individuos) (Figura 24)

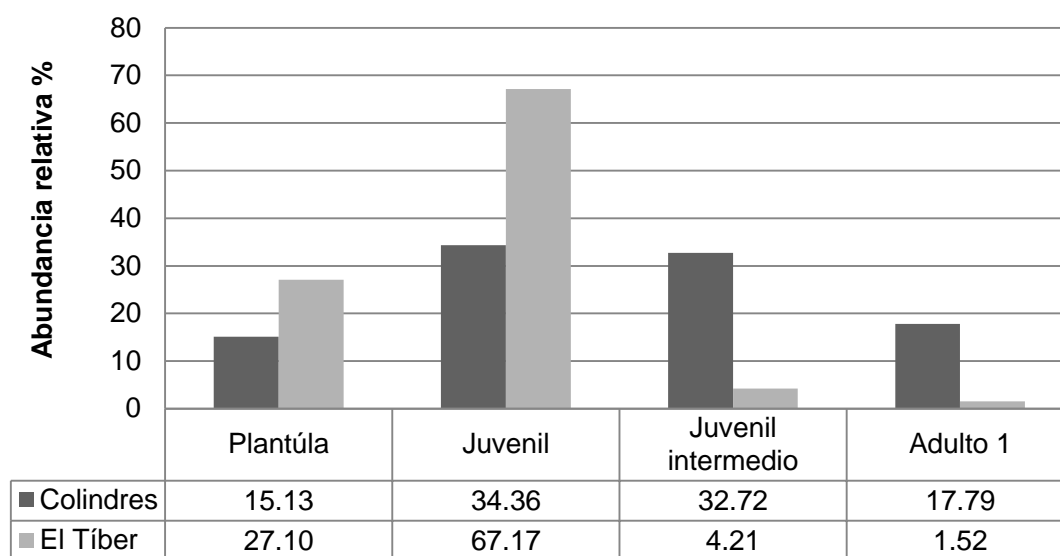


Figura 24. Comparación de los estadios de regeneración de *Xylopia ligustrifolia* en dos sitios de muestreo

6.2.3.1 Colindres

En las 5 parcelas establecidas se obtuvo un total de 594 especies de *Xylopia ligustrifolia* en varios estadios. El mayor número de individuos se encontró en la clasificación de juveniles con un total de 399, acorde al 67% de la población, le sigue el estadio conocido como plántula con 161, lo que equivale al 27%. Por último, el valor menos significativo, fue para los adultos con un porcentaje de 2% correspondiente a 9 individuos (Tabla 6).

Tabla 4. Evaluación de regeneración de *Xylopia ligustrifolia* en Colindres

Categorías	Adundancia	
	Absoluta	Relativa (%)
Plántula	161	27
Juvenil	399	67
Juvenil intermedio	25	4
Adulto 1	9	2
Total general	594	100

Solo se encontraron 5 individuos de *Laetia americana* dentro de la primera parcela realizada, sólo 3 individuos clasificados como plántulas. Al finalizar el muestreo se tomaron en cuenta tres individuos encontrados en el potrero contiguo al relicto, en este caso primó la categoría adulto con 2 individuos localizados y un juvenil intermedio (Tabla 7).

Tabla 5. Aparición de *Laetia americana* en la zona de Colindres

Parcela	Sub parcela	Altura (cm)	Categoría
1	55	10	Plántula
1	65	5	Plántula
1	92	4	Plántula
Potrero		35	Juvenil intermedio
Potrero		92	Adulto 1
Potrero		55.4	Adulto 1

6.2.3.2 El Tíber

En esta zona sólo se establecieron 4 parcelas, debido a que en la quinta parcela se obtuvieron resultados nulos. Para esta zona se obtuvieron un total de 489 individuos de *Xylopiya ligustrifolia* muestreados, donde el mayor número correspondió a la categoría juvenil con 168 equivalente al 34% de la población. Le sigue en mayoría, el estadio juvenil intermedio con el 33%(160), mientras que la categoría plántula, es la menos representada con un 15% (Tabla 8).

Tabla 6. Evaluación de regeneración de *Xylopiya ligustrifolia* en El Tíber

Categorías	Adundancia	
	Absoluta	Relativa(%)
Plántula	74	15
Juvenil	168	34
Juvenil intermedio	160	33
Adulto 1	87	18
Total general	489	100

La mayor dominancia en este fragmento, resalta estadios juveniles con un 67%, en menor instancia se encuentran las plántulas y los adultos.

6.3 CURVAS DE ACUMULACIÓN DE ESPECIES

Los estimadores no paramétricos utilizados indican que el número de especies en Colindres, fluctúa entre 28.9 según el índice de Jack-Knife1 hasta 68.5, determinado por Chao 2 (Tabla 7). La eficiencia promedio del muestreo total es de 46.7%.

En el caso de Las Chatas, los estimadores no paramétricos utilizados indican que el número de especies fluctúa entre 14.7 (Jack-Knife1) hasta 13.3 (Chao 2), con una eficiencia promedio del muestreo total de 84.7% (Tabla 7).

Para la última zona de muestreo (el Tíber) los estimadores no paramétricos utilizados indican que el número de especies fluctúa entre 21.6 (Jack-Knife1) hasta 19.3 (Chao 2) (Tabla 7). La eficiencia promedio del muestreo total fue de 83.7%.

Tabla 7. Resultados de estimadores de riqueza no paramétricos calculados para 3 bosques inundables del Valle del Cauca

	Colindres	Las Chatas	El Tíber
Riqueza	19	12	18
Abundancia	251	349	144
UM	10	10	10
Singletons	9	2	3
Doubletons	2	1	1
Únicos	11	3	4
Duplicates	0	1	3
ACE	41.28	13.2	19.25
ICE	36.72	14.82	26.56
Chao 1	30.95	12.5	19.49
Chao 2	68.5	13.35	19.35
Jack 1	28.9	14.7	21.6
Jack 2	37.7	16.39	22.67
Eficiencia promedio de muestreo (%)	46.71	84.75	83.77

Comparando el porcentaje de singulares y duplicados (Singletons y doubletons) entre las tres zonas de muestreo, se obtuvo que la mayor proporción fue para Colindres con un 58%, seguido por Las Chatas con un 25% y por último el Tíber con un 22.1% (Tabla 7). Cada uno de los porcentajes representa la proporción de especies raras donde su rango de aceptación se encuentra por debajo del 30% (Sabogal-Gonzales *et al.* 2011).

La curva de acumulación fue realizada para las tres zonas de muestreo (Figura 25-27). Analizando el comportamiento de los estimadores no paramétricos se puede percibir en el caso de Colindres, que no se alcanza una asíntota con el esfuerzo de muestreo aplicado (Figura 25), que fue de un total de 46.71 % (Tabla 7), el cual según Magurran y McGill (2011) está por debajo del valor teórico igual al 85%. Como la zona de mayor tamaño, un aumento en las unidades de muestreo se evidenciaría en un incremento en el número de especies, lo que tiene relación con los porcentajes altos obtenidos en los estimativos Uniques con un 58% y Singletons con un 42%.

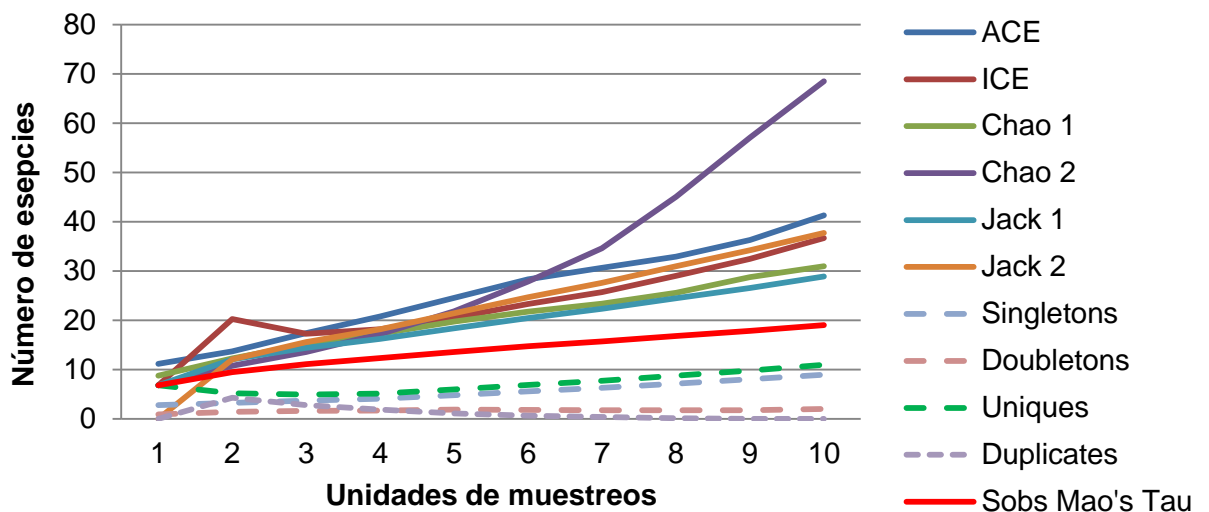


Figura 25. Curvas de acumulación de especies de Colindres

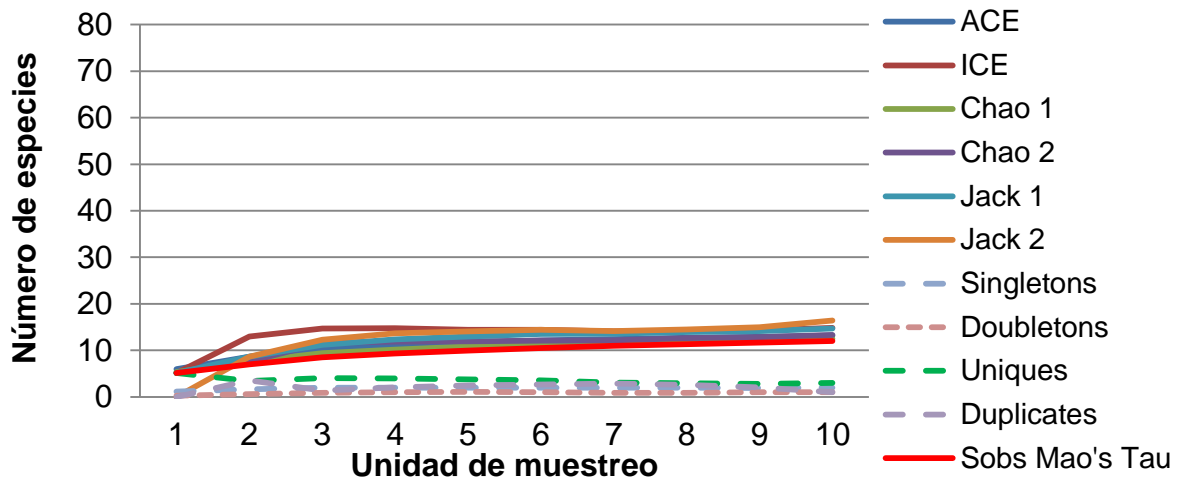


Figura 26. Curvas de acumulación de especies de Las Chatas

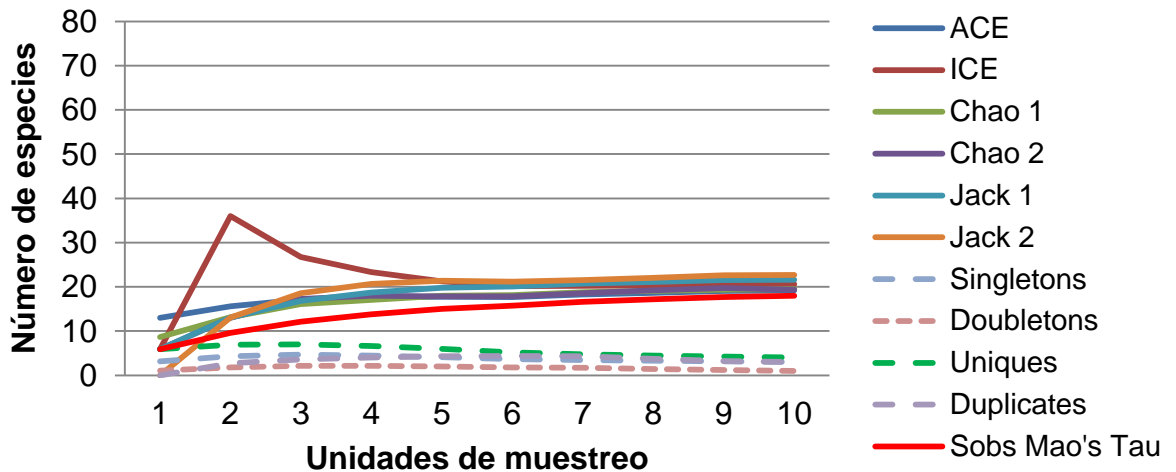


Figura 27. Curvas de acumulación de especies de El Tíber

Para la siguiente dos zona de muestreo, Las Chatas y El Tíber, la curva de acumulación realizada (Figura 26-27) presenta como los estimadores se agrupan hasta cierto punto (máximo) y se encuentra próximo a la estabilización o formación de una asíntota, lo que refleja que el esfuerzo de muestreo está cercano al valor teórico (85%), que en el caso de Las Chatas fue 84.8% y para El Tíber, 83.8%. Para el ambos sitio el número individuos únicos (Uniques) se mantuvo menor o igual al 25% y para los singulares (Singletons) fue del 16.6% (Tabla 7).

6.4 COMPLEMENTARIEDAD

La mayor similitud entre áreas fue entre Colindres y Las Chatas con un 16% y un valor de complementariedad de 0.5, lo que refleja una semejanza media entre los dos bosques. Le sigue con un valor de 8%, las zonas del Tíber y Colindres, con un índice de complementariedad afín a 1. Por último con una similitud solo del 3%, Las Chatas y El Tíber, la cuales comparten con la pareja anterior, la misma estimación de complementariedad (0.8).

Tabla 8. Complementariedad por parejas de zonas muestreadas. (Col) Colindres, (CH) Las Chatas, (TIB) El Tíber, (SAB) Riqueza total compartida, (UAB) Número de especies únicas, (CAB) Complementariedad calculada.

Parejas	S _{AB}	U _{AB}	Complementariedad	
			C _{AB}	%
Col-CH	26	14	0.5	16
CH-TIB	29	23	0.8	3
TIB-Col	34	28	0.8	8

Los porcentajes de complementariedad obtenidos (Tabla 11), son poco significantes debido a que cada una de las zonas presenta un total de especies únicas mayor a las compartidas entre bosques (Anexo 9), lo que implica un alto grado de disimilitud entre los tres fragmentos de bosque inundable ubicados en el Valle del Cauca.

6.5 DISTRIBUCIÓN ESPACIAL

6.5.1 *Xylopia ligustrifolia*

Teniendo en cuenta que no hubo registro de *X. ligustrifolia* en Las Chatas, solo se determinó la distribución espacial para Colindres y El Tíber respectivamente.

El Índice de Morisita-Horn para la población de esta especie en la zona de Colindres, en los 10 transectos evaluados fue de 1.0 lo que representa un patrón de distribución al azar (Tabla 8).

Para la siguiente área de estudio, El Tíber, se evaluó la distribución espacial de la especie en los 10 transectos establecidos, obteniendo un índice con valor igual a 0, lo que representa una distribución uniforme.

Tabla 9. Índice de dispersión de Morisita para *X. ligustrifolia* en dos zonas de muestreo

Área	Índice de Morisita
Colindres	1
El Tíber	0

6.5.2 *Laetia americana*

El Índice de Morisita-Horn para la población de esta especie en la zona de Colindres, en los 10 transectos evaluados fue de 1.0, lo que representa un patrón de distribución al azar. En cambio, para Las Chatas y el Tíber, se obtuvieron valores de 0, lo que corresponde a una distribución uniforme (Tabla 9).

Tabla 10. Índice de dispersión de Morisita para *L. americana* en tres zonas de muestreo

Área	Índice de Morisita
Colindres	1
Las Chatas	0
El Tíber	0

6.6 BANCO DE SEMILLAS

En Colindres se encontraron un total de 47 semillas de *X. ligustrifolia* en donde el 21.2 % estaba en buen estado y el 78.72% en estado de descomposición, también se hallaron siete semillas de *Margaritaria nobilis* en buen estado y adicionalmente

dos morfotipos sin clasificación. En Las Chatas se encontró una semilla en descomposición de *X. ligustrifolia*, dos semillas de *C. tapia* bien conservadas y por ultimo 5 morfotipos con el mayor número de semillas (21).

En El Tíber dominaron las semillas de *A. saman* con un total de ocho en buen estado. Se encontraron cuatro semillas de *C. papaya*, una de *G. americana* y cinco para *X. ligustrifolia* con cuatro en buen estado y una en descomposición (Tabla 14).

Tabla 11. Semillas colectadas en los 3 puntos de muestreo y su estado físico

	Semillas	No de Individuos	Estado
Colindres	<i>Margaritaria nobilis</i> - Frutos	3	Inmaduros
	<i>Margaritaria nobilis</i>	7	Buen estado
	Morfotipo 1	1	Buen estado
	Morfotipo 2	2	Quebradiza
	Poaceae	1	Buen estado
	<i>Xylopi ligustrifolia</i>	10	Buen estado
	<i>Xylopi ligustrifolia</i>	37	En descomposición
	<i>Xylopi ligustrifolia</i> - Frutos	17	-
Las Chatas	<i>Crateva tapia</i>	2	Buen estado
	<i>Erythroxylum hondense</i> - Frutos	6	-
	Morfotipo 2	8	Buen estado
	Morfotipo 2	6	Quebradiza
	Morfotipo 3	2	Buen estado
	Morfotipo 4	3	Buen estado
	Morfotipo 5	2	Buen estado
	<i>Xylopi ligustrifolia</i> - Fruto	1	Residuos de la cascara
	<i>Xylopi ligustrifolia</i>	1	En descomposición
El Tíber	<i>Albizia saman</i>	8	Buen estado
	<i>Carica papaya</i>	4	Buen estado
	<i>Genipa americana</i>	1	Buen estado
	Morfotipo 6	2	Buen estado
	<i>Xylopi ligustrifolia</i>	4	Buen estado
	<i>Xylopi ligustrifolia</i>	1	En descomposición

Para las tres zonas evaluadas, se analizaron 60 muestras de suelo; como muestra la Tabla 14, la zona con mayor número de especies encontradas fue Las Chatas

con tres especies (*C. tapia*, *E. hondense* y *X. ligustrifolia*) y cuatro morfotipos diferentes. Les sigue Colindres y El Tiber, la primera con tres especies (*M. nobilis*, *X. ligustrifolia* y una semilla de la familia Poaceae) y dos morfotipos, mientras que la segunda contó con cuatro especies (*A. saman*, *C. papaya*, *G. americana* y *X. ligustrifolia*) y un morfotipo (Figura 28).

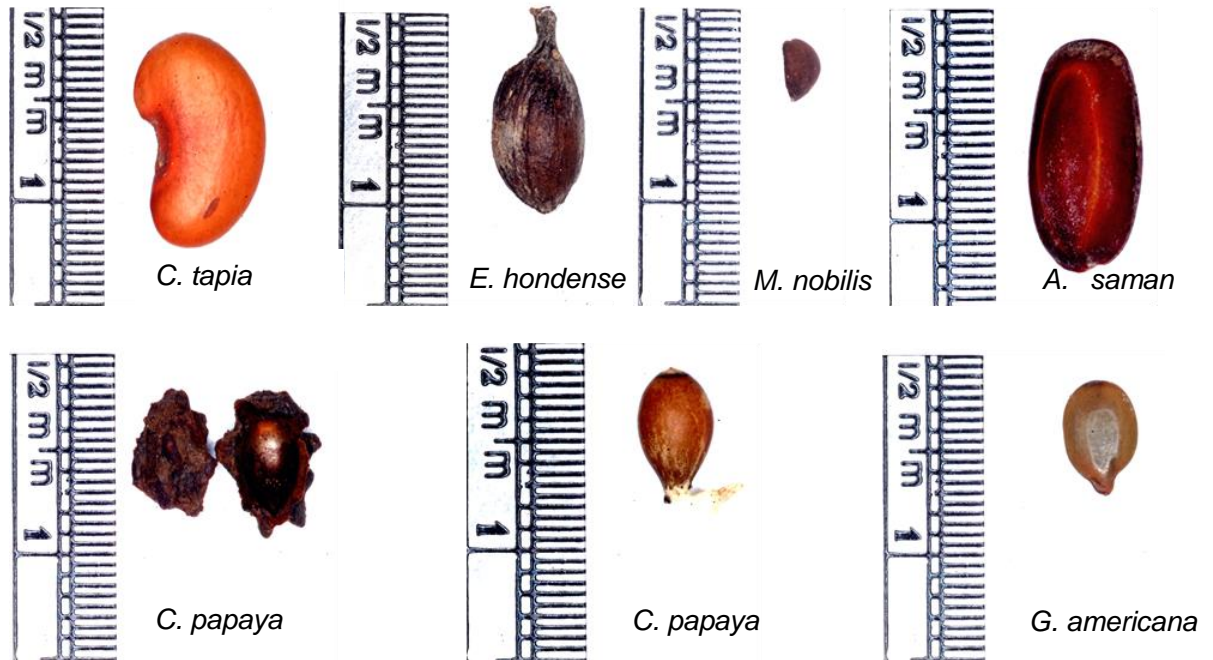


Figura 28. Semillas presentes en tres zonas de bosque inundable

La mayoría de las semillas de *X. ligustrifolia* encontradas entre los tres sitios estaban en estado de descomposición y tenían un tamaño mínimo de 5.5mm de largo-4.8mm de ancho y un máximo de 7.0mm de largo-8.0mm de ancho (Figura 29-32).

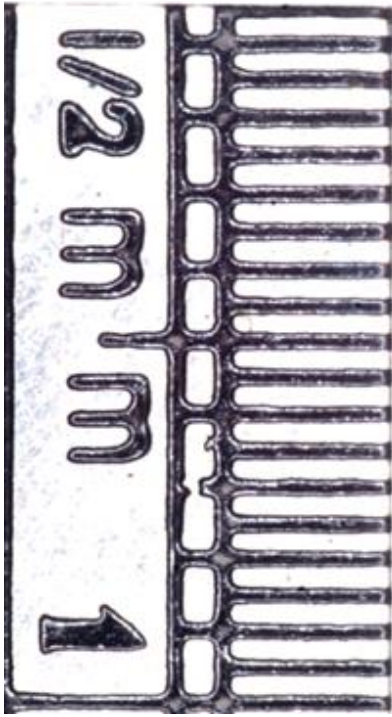


Figura 29. Semilla de *X. ligustrifolia* en descomposición encontrada en Colindres

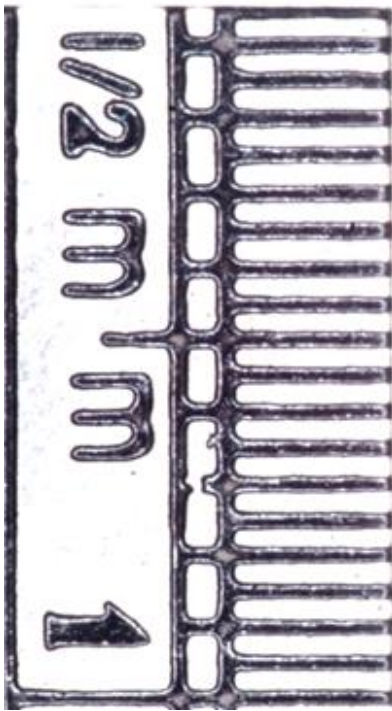


Figura 30. Semilla de *X. ligustrifolia* en buen estado encontrada en Colindres



Figura 31. Semilla de *X. ligustrifolia* hallada en Las Chatas



Figura 32. Semilla de *X. ligustrifolia* en descomposición encontrada en El Tíber

6.7 VIABILIDAD DE SEMILLAS

Como muestra la Figura 33, los tratamientos implementados para evaluar la viabilidad de las semillas fueron monitoreadas por más de dos meses sin la obtención de resultados positivos para *Laetia americana* ni para *Xylopia ligustrifolia*.

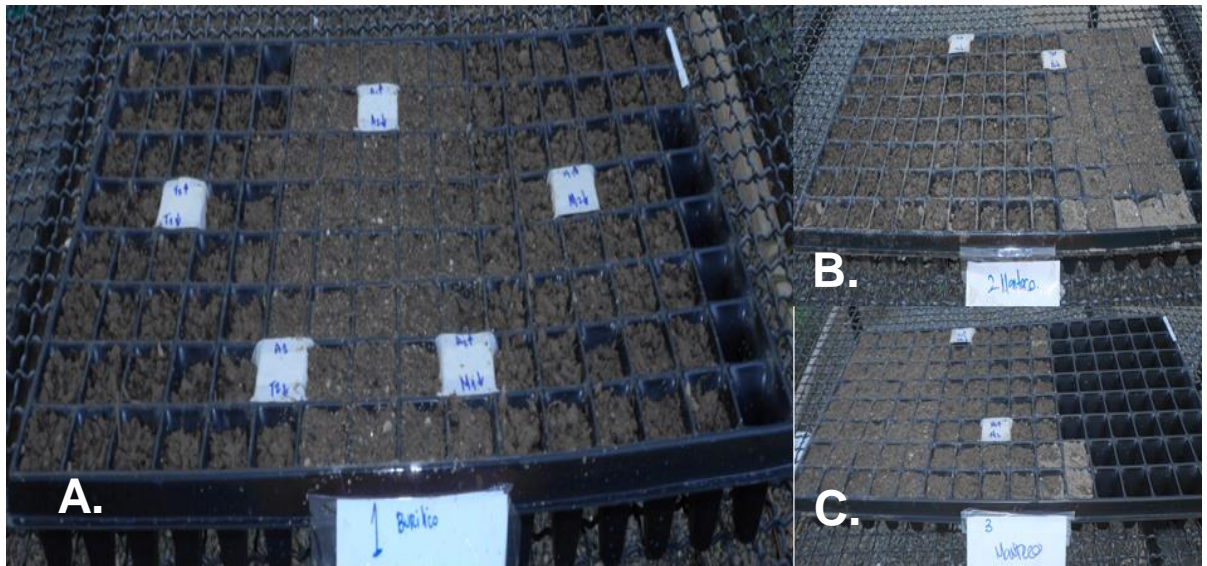


Figura 33. Tratamientos de germinación para semillas de *Xylopia ligustrifolia* (a) y *Laetia americana* (b y c).

7. DISCUSIÓN

7.1 ESTRUCTURA POBLACIONAL

Los tres bosques inundables ubicados en el departamento del Valle del Cauca (Colindres, Las Chatas, El Tíber), presentan una riqueza muy baja, a comparación con otros estudios realizados en zonas similares en donde se obtuvieron hasta 200 especies (Gentry y Terborgh 1990) y con los rangos de riqueza observados para bosque seco tropical, los cuales están entre las 35 y 90 especies por hectárea (Murphy y Lugo 1986). Esto puede deberse a la permanente tensión causada por las acciones antrópicas directas e indirectas que cotidianamente se desarrollan en su zona de influencia, produciendo alteraciones notorias en el equilibrio del sistema; y por consiguiente, en los flujos normales de la materia y energía (Orozco *et al.* 2010). Los bosques riparios se consideran ecosistemas complejos y dinámicos que dependen de los pulsos de inundación, ya que la dinámica del río no solo afecta en la arquitectura del área, sino también en la distribución del hábitat de las especies, el ciclo de nutrientes de todas las comunidades del bosque y la porosidad de los suelos (Schnitzler 2010).

7.1.1 Colindres

Este fragmento obtuvo el mayor número de especies en comparación con los otros dos relictos. Comparando los resultados con respecto a la cobertura vegetal con otros trabajos previamente realizados en estas zona, se percibe poca variación en lo que a especies respecta, ya que *L. americana*, *X. ligustrifolia* y *P. lanceolatum* siguen dominando el estrato arbóreo (Fernández *et al.* 1986). Adicionalmente se obtuvo un patrón de “J” invertida en el análisis de la estructura horizontal de la comunidad en general, esto quiere decir que los estadios de plántula y juveniles, priman sobre los intermedios y adultos. La estructura de la comunidad puede verse afectada por el comportamiento de las especies más dominantes, en este caso, el patrón que se observa en la Figura 13, se ve influenciado por las especies más abundantes, entre ellas *Xylopia ligustrifolia*, *Laetia americana*, *Miconia ruscifolia* y *Eugenia biflora*.

Las especies de bosque seco *M. ruscifolia* y *E. biflora*, son pioneras intermedias de ciclo de vida corto (Vargas 2009), lo que indica que la alta cantidad de individuos en categoría de plántula y juveniles, se encuentran en proceso de colonización del sotobosque. Estas son especies tolerantes a zonas degradadas, lo que implica que un cambio permanente en las condiciones autóctonas del bosque inundable, como un cese total de la inundación y un aumento de las

actividades antrópicas, podría favorecer a futuro, en la transformación del bosque inundable a bosque seco.

Las especies clave de la comunidad son *X. ligustrifolia* y *L. americana* según los datos obtenidos por el Índice de Valor de Importancia (Figura 15). Lo que concluye que a pesar de la presencia de perturbación, las especies exclusivas de bosque inundable aun hacen parte importante del soporte estructural de ecosistema.

X. ligustrifolia y *L. americana* se encuentra representadas en todas las clases diamétricas (Figura 14) y presentan una tendencia similar en donde priman los individuos en tallas intermedias sobre juveniles y adultos. La evaluación de la regeneración mostró resultados positivos para el burilico, en donde se observa individuos en todas las categorías (plántula, juvenil 1, juvenil 2 y adulto1), siendo el estadio Juvenil I el más dominante. Aun así, son pocos los individuos que llegan a la adultez. El reclutamiento del manteco fue nulo dentro del bosque, pero se observaron algunos renuevos en la zona de potrero.

La presencia del burilico y el manteco en esta zona se corrobora con estudios anteriores, donde se obtuvo el mismo patrón de “J” invertida (Calero 2011). A pesar de ser una de las zonas con las poblaciones más conservadas de estas especies, el sesgo en el relevo generacional establecido por otros trabajos, persiste, lo que vulnera la permanencia de estas especies a futuro, ya que el número de individuos en estadios intermedios no están cumpliendo su ciclo, probablemente por la muerte prematura, que reduce la descendencia .

Lo anterior puede afectar la dinámica funcional en el ecosistema, en el sentido de que estas, son especies que para alcanzar su madures requieren de años y la disminución en la cobertura presente podría generar un cambio en la complejidad del ecosistema como la disminución de árboles de múltiples cohortes, la estructura vertical compleja creada por múltiples capas de dosel y la mezcla de especies de árboles y otros taxones de plantas que podrían depender del áreas de dosel denso, que estas especies proveen (Keddy 2010). Otros factores seriamente afectados, son los posibles recursos que estas especies proveen para la fauna, ya que su decadencia no solo afecta su dispersión, sino la de otras especies nativas.

Colindres cuenta con una conexión por un canal artificial que no funciona naturalmente sino por manejo de operarios, donde la anegamiento en verano no alcanza los 20 días (Orozco *et al.* 2010). Las crecientes de los ríos generan cambios en la arquitectura de la zona plana, estableciendo zonación en donde las densidades de especies varían (Keddy 2010). La duración de la primera inundación es crítica ya que los 70 días de inundación corresponden a la tercera parte de la temporada de crecimiento y donde se da el tiempo suficiente para excluir plantas terrestres oportunistas e invasoras (Keddy 2010). Según Calero (2011) y Vargas (2013), la inundación ocurrida en el año 2011, favoreció en el establecimiento y propagación de especies como el burilico. Lo mencionado,

implica que este proceso es clave para la regeneración y dispersión de algunas especies.

La interrupción en las fluctuaciones de la inundación son una de las mayores causas de extinción (Local o total), el anegamiento de agua convierte a estas zonas en ambientes estuarinos temporales en donde se da la cría y reproducción de la fauna, mientras que la temporada seca atrae a mamíferos que se alimentan de lo que queda atrapado. La inundación enriquece en nutrientes, favorece en la explosión del crecimiento de bacterias, algas y zooplancton que se tornan en el soporte de la fauna de insectos acuáticos y otros invertebrados. La erosión y el movimiento del sedimento se ven reducidos con la construcción de canales y andamios, lo que elimina los sitios para el establecimiento de semillas (Johnson *et al.* 1976) del burilico y manteco.

A su vez, la fragmentación permite la entrada de fauna no asociada a la dispersión, disminuye la biodiversidad, aumenta la depredación de semillas y facilita el vertimiento de fertilizantes, lo que no solo daña a las especies, sino también a la dinámica ecológica de todo el ecosistema. Juntos, la pérdida, la degradación y subdivisión del hábitat, conducen cambios en la biología, comportamiento e interacción entre las especies (Lindenmayer y Fischer 2006). La evaluación del banco de semillas, informó que existe para especies como *X. ligustrifolia* y para otras especies de bosque inundable como *Margaritaria novilis*, en cambio para *L. americana*, no se encontraron semillas en ninguna de las unidades de muestreo. Según lo anterior, si los factores como la dispersión se podrían estar viendo afectados para *X. ligustrifolia* y *L. americana*, los resultados obtenidos para el banco de semillas podrían incrementar con el tiempo y así aumentar el riesgo de supervivencia de las especies dentro del relicto, en especial para el manteco.

El manteco puede crecer en ambientes en donde la presencia de un dosel cerrado no es tan importante y según Mahecha y Echeverri (1983), es tolerante en cierto porcentaje a suelos perturbados. Según Galindo (2003), esta capacidad tiene cierto "trade off", como la reducción en un 25% de la producción de semillas y la viabilidad de las mismas. Adicionalmente, la falta de "establecidos" dentro del bosque puede deberse a la disminución en la cantidad y calidad del polen conoespecífico que llega a los estigmas que, de acuerdo a Aizen y Feisinger (1994), es una respuesta muy común para aquellas poblaciones aisladas reducidas en número. Por otro lado, las plántulas presentes en potreros, pueden encontrarse allí, por la actuación de la garza de ganado o *Bubulcus ibis* como dispersor, pues la falta de fauna especializada, las cuales no encuentran protección en zonas más abiertas y posiblemente ya no son tan comunes dentro del bosque, favorecen esta propagación y ponen en riesgo a los renuevos que se establecen en estas zonas gracias a la presencia constante del ganado que reduce la prevalencia de estas especies.

Las semillas de manteco son muy pequeñas (2-3mm) y según lo observado en los experimentos de germinación, son débiles, lo que podría establecer que al permanecer en condiciones perturbadas, la viabilidad de sus semillas, si disminuye. Cabe mencionar además, que la entrada libre de ganado dentro del bosque, puede generar daños permanentes en el banco de semillas gracias al pisoteo y compactación de los suelos, esto podría explicar la ausencia de este reservorio dado al tamaño y la debilidad de la semilla.

Lo anterior también afecta al banco de semillas del burilico, del cual, un 50 % de las semillas, ya está presentando daños no solo debido al ganado, sino también a insectos barrenadores y a la fauna depredadora que puede no estar asociada a estos ecosistemas, pero dada la ubicación del bosque dentro de una matriz rodeada de actividades agropecuarias, hace fácil la entrada y atracción de estas especies.

Algunos ensayos por Holguín y Ossa (2001) con el fin de evaluar la propagación sexual del manteco, utilizaron siete tratamientos pregerminativos: 1) agua por 24 horas, 2) agua hirviendo por cinco minutos, 3) purín vegetal (melado de panela), 4) cadillo de bestia (*Triumfetta lappula*), 5) jugo biliar de cerdo, 6) ácido sulfúrico (H_2SO_4) y 7) escarificación mecánica. Se obtuvo que la germinación sin tratamientos fue del 13.1% y el mejor se obtuvo con jugo biliar de cerdo con un 22.8% en sustrato de tierra. Lo que indica que para esta especie la fauna cumple un valor esencial y en su ausencia, las fuertes condiciones de perturbación, actúan como inhibidores del desarrollo para el manteco y posiblemente para el burilico.

La fragmentación del hábitat puede inducir que las plantas generen semillas de menor calidad, debido a que las poblaciones más pequeñas y aisladas son más propensas a sufrir depresión por endogamia (Jennerten 1988, Barret y Kohn 1991, Routley *et al.* 1999), dentro de las posibles consecuencias, está la reducción de la viabilidad, el tamaño o la capacidad germinativa (Charlesworth y Charlesworth 1987, Wolf 1995). El tamaño mínimo de las semillas de manteco podría afectar negativamente el reclutamiento de las plántulas, ya que estarían sometidas a ambientes más competitivos (Venable y Brown 1988). Finalmente lo anterior no parece problema para el establecimiento de renuevos en la laguna de Sonso, área donde el anegamiento periódico del humedal favorece en el establecimiento y germinación de semillas, asegurando la importancia del papel de la inundación y la fauna nativa, que en esta zona es mucho mayor. Para algunas especies en ecosistemas similares, la maduración de los frutos ocurre en la temporada de inundaciones, en donde la fauna dispersora aumenta y las semillas pueden caer al agua y flotar o sumergirse por varias semanas (Kubitzki y Ziburski 1994). También es posible que, la viabilidad de las semillas tenga un tiempo límite en donde se espera la época de inundación y la pérdida de los anegamientos periódicos, reduce el reclutamiento (Parolin *et al.* 2004).

7.1.2 Las Chatas

Esta fue el área con mayor abundancia con un total de 349 individuos (Figura 8) y solo 12 especies. En uno de los primeros estudios realizados por Fernández y colaboradores (1986), en este bosque semidecídulo, se observó la dominancia de árboles como *Sapindus saponaria*, *Erythrina* sp., además de un estrato arbustivo inexistente. De acuerdo con la Figura 16, se obtuvo un patrón de “J” invertida para la estructura horizontal de la comunidad, en donde los estadios juveniles priman sobre las categorías intermedios y adultos. Según la Figura 17, las especies más abundantes son las causantes del resultado anterior *Pithecellobium lanceolatum*, *Sapindus saponaria* y *Crateva tapia*, las cuales representan el 95% de la comunidad muestreada. La tendencia observada en la Figura 17, se encuentra asociada al ciclo de vida de estas especies, el cual es rápido, corto y caracterizado por una alta capacidad de colonización; estas especies se encuentran en un constante relevo generacional lo que explica la gran cantidad de individuos en etapa de regeneración y establecimiento.

Según el Índice de Valor de Importancia (Figura 18), las especies clave en la comunidad de este bosque, son *S. saponaria*, *P. lanceolatum* y *C. tapia*. Este es un bosque que no conserva cobertura original, gracias a la tala extensiva que aún persiste (Vargas 2009). La eliminación del soporte estructural del bosque compuesto por especies exclusivas, favoreció en la apertura de grandes áreas en donde la radiación, favorece en la evaporación de la humedad en temporada seca, reduciendo y alterando la composición característica de los suelos y debilitando el reclutamiento para aquellas especies con necesidad de un dosel cerrado. La inundación aún se presenta en esta zona, pero gracias al cambio climático y al manejo de las corrientes del río Cauca, el tiempo de duración puede haber disminuido lo que podría favorecer en el establecimiento de especies invasoras a futuro. La aparición de estas tres especies oportunistas pone en riesgo al 1% de las especies muestreadas que corresponden al bosque inundable (*L. americana* y *M. corei*).

Las especies oportunistas son comunes en la sucesión primaria (Vargas 2009), dada la capacidad que tienen para colonizar nuevos nichos vacantes. La adaptabilidad de estas especies puede hacerlas tan exitosas que pueden convertirse en plagas. Estas especies nativas presentan una variabilidad genética muy alta, incluso más que las especies mejor establecidas o desarrolladas (Collinge 2009). Los bosques inundables se caracterizan por poseer hábitats y biota diversa, que se encuentran adaptados a la heterogeneidad espacial y temporal del ecosistema (Poff *et al.* 1997). Las Chatas ha perdido mucha de esa heterogeneidad dada la baja riqueza en especies y a la alta dominancia de unas cuantas. Los ciclos hidrológicos modificados pueden llevar a periodos más largos de estabilidad y al confinamiento de los bosques, lo que resulta en una sucesión

natural dirigida a comunidades adaptativas con baja biodiversidad (Gasith y Resh 1999).

Los bosques semi-inundables están sujetos a bajas concentraciones de nutrientes inorgánicos, baja producción primaria, niveles intermedios de sólidos disueltos y acumulación de sedimentos orgánicos. En este bosque la estabilidad del agua dura un tiempo corto, lo que favorece la sucesión hasta que esta se interrumpe por el rejuvenecimiento después del evento de inundación, permitiendo que las especies exclusivas coexistan con las oportunistas (Ward *et al* 1999).

La disminución de las inundación, la eutrofización presente en la laguna de Sonso, y la falta de complejidad característica de un bosque, como la falta de árboles de múltiples cohortes, árboles vivos de gran tamaño, una estructura vertical compleja creada por múltiples capas de dosel, la deficiencia en especies de arbóreas y otros taxones de plantas y la presencia de claros y áreas casi nulas de dosel denso (Franklin *et al.* 2002), influyen en la disminución de las poblaciones de especies exclusivas de bosque inundable.

Analizando la distribución horizontal de *L. americana* en este relicto, la cantidad de individuos encontrados no son suficientes para establecer una tendencia. La hipótesis de Galindo (2003) de que el manteco presenta cierta capacidad de permanecer en suelos perturbados podría explicar su presencia en la zona, aun así, no existe reclutamiento lo que implica que los pocos individuos que quedan están en riesgo de desaparecer sin dejar descendencia. Lo anterior podría ser obra de las especies oportunistas y el ganado que generan presión sobre el manteco, una especie poco competente. También, la falta de un soporte estructural en el bosque desfavorece la entrada o el establecimiento de dispersores. La falta de conectividad con la fauna ubicada en la laguna de Sonso también puede causar un efecto relevante en las condiciones de esta especie.

Por último la presencia constante del ganado favorece las bajas tasas de reclutamiento de algunas especies, debido al efecto negativo sobre las plántulas, causado por la fragmentación y la cercanía de los potreros (Augspurger y Kitajima 1992). Por consiguiente, la alteración o eliminación de elementos estructurales claves, pueden liderar el camino a la extinción de *L. americana* y otra especie actualmente en categoría regional Vulnerable como *M. corei* (CVC 2011).

Analizando el banco de semillas de este fragmento, *C. tapia* y algunos morfotipos posiblemente del género Fabaceae, dominan. Cabe mencionar que se encontraron semillas de burilico en mal estado, con posibles daños generados por depredadores de semillas. Los insectos barrenadores y la fauna no asociada a esta zona como algunos roedores, pueden generar daños permanentes en la viabilidad de las semillas. Probablemente las inundaciones temporales, favorece la migración de algunas semillas de *X. ligustrifolia* desde la laguna de Sonso, pero dada las condiciones de dosel, el cambio en las condiciones fisicoquímicas del

suelo, la ganadería y los depredadores de semillas, no se favorece el establecimiento de esta especie. Finalmente, *Xylopia ligustrifolia* es una especie de bosque maduro, sus renuevos crecen en mayor abundancia en zonas de dosel cerrado, por lo tanto la luz directa puede afectar a la germinación de las semillas (Tabares 2001), modificar la temperatura, humedad y riqueza de nutrientes en el suelo (Calero 2011).

7.1.3 El Tíber

El fragmento presentó la menor abundancia con solo 144 individuos y 18 especies. La estructura horizontal de la comunidad por otro lado (Figura 19), no mostro un patrón específico, lo que se debe haber influenciado por las dos tendencias observadas en la distribución horizontal de las especies más abundantes (Figura 20).

La Figura 20 muestra dos tendencias, la más importante es la establecida por la especie *Albizia saman*, para la cual la mayor cantidad de individuos se encuentran en las etapas intermedias. El patrón observado para *A. saman* indica que esta especie llegó a la zona y tuvo una dispersión exitosa, lo que podría ser corroborado por el estado de colonización de dosel que se observa en la Figura 20. Para la especie *Guazuma ulmifolia* se percibe un patrón de “J” invertida, esta es una especie de bosque seco que presenta mayoría en individuos de talla menor. El Índice de Valor de importancia (Figura 21), indica que a especie con más valor en la comunidad es *A. saman*, seguida por *G. ulmifolia* y *C. papaya*.

Las especies invasoras son especies no nativas que se expanden y aumentan en abundancia en un tiempo corto y en algunas ocasiones a expensas de las especies nativas (Wilson *et al.* 2009). *A. saman*, una especie exótica e invasora que debió llegar a la zona gracias a la dispersión por parte de caballos, ganado, otros animales o directamente cultivada, cuenta con unas características que favorecen su rápido establecimiento, ya que puede crecer en mesetas y llanos, con drenaje moderado (Flores 2010). También se encuentra a campo abierto, en áreas cultivadas y pastizales (Janzen y Martins 1982), puede sobrevivir de 2 a 6 meses de sequía, es indiferente a la textura del suelo y la germinación es de 36 a 50%, sin necesidad de tratamiento, con un crecimiento rápido el primer año (Flores 2010). Esta especie puede desplazar a las especies nativas como *L. americana* y *X. ligustrifolia* utilizando la competencia por los recursos limitados, de igual forma puede alterar el hábitat previniendo el establecimiento de otras especies diferentes a ella (Gooden *et al.* 2009).

La presencia de otras especies exóticas como *Carica papaya* es clave, dado que esta crece en suelos con texturas livianas, excelente drenaje y zonas de alta luminosidad (Guzmán 1998). Lo anterior implica que la composición tanto química

como física, está sufriendo un cambio, lo que puede deberse a la disminución en las fluctuaciones de los niveles freáticos, que hacen que el suelo, de textura porosa único de bosques inundables, descienda dada la reducción en la sedimentación y acumulación de materia orgánica, que era común en las épocas de inundaciones. El canal presente en este fragmento, se encuentra cubierto de pastos y colmatado de sedimentos posiblemente por el exceso de nutrientes generado por factores como la escorrentía de fertilizantes de los cultivos de caña aledaños, aguas residuales, ganado, falta de movimiento y polución. Los factores anteriormente discutidos aumentan las proporciones de fósforo, nitrógeno y otros nutrientes fuera de lo normal lo que favorece a las especies altamente competitivas que maximizan la hipoxia de las zonas en las que se ubican reduciendo el espejo de agua. Las temporadas de inundaciones cada vez más cortas permiten la concentración de estos nutrientes y el anegamiento de solo una parte del área. Las zonas más cercanas al canal podrían guardar cierta composición y humedad de un plano inundable, ya que se encuentran cubiertas de dosel cerrado y guaduales, mientras que el interior presenta pocas especies nativas, dada a un cambio en la composición de los suelos y a la dominancia *A. saman*.

Las alteraciones del paisaje resultan en la modificación de la cobertura vegetal nativa y está puede dirigir la pérdida de hábitat para muchas especies (Fahrig 2003), mientras que para algunos individuos más tolerantes o generalistas puede aumentar. También son aquellas áreas o fragmentos de mayor tamaño los que sostienen en mejor medida a una mayor cantidad de especies que los relictos más pequeños (Kjoss y Litvaitis 2001). Como el fragmento más pequeño, la capacidad de especies que puede albergar El Tíber, es menor y por ende, son poblaciones más vulnerables.

Las densidades poblacionales de las especies de bosque inundable como *Xylopia ligustrifolia* y *Laetia americana*, son mínimas para establecer un patrón de distribución horizontal. En el caso de *X. ligustrifolia* la regeneración natural estuvo presente, en donde el mayor número de individuos es para la categoría "Juvenil 1", pero los estadios disminuyen en cantidad una vez aumentan en altura, lo que implica que no están llegando a etapas adultas. La posición de los individuos de burilico (incluyendo plántulas y estadios juveniles) y manteco se encuentra circunscrita al borde más cercano al canal, probablemente porque han sido excluidas hacia los bordes por la especie invasora, pero también, a que es en esta zona en donde la estructura arbórea, mantiene la humedad y proyecta una buena sombra que permite el establecimiento de plántulas de burilico.

La fragmentación permite que los bordes sufran una serie de condiciones alteradas, conocidas como efecto de borde (Primack 2010), el cual puede generar cambios en los microclimas: luz, temperatura, viento, humedad e incidencia al fuego (Laurance 2008). El aislamiento aumenta la vulnerabilidad de los parches a la invasión por especies exóticas y especies oportunistas, siendo el mismo borde, la ruta dispersora, pues representa un ambiente rico en energía y nutrientes (Flory

y Clay 2009). La presencia del burilico y el manteco en el borde las hace vulnerable a cualquier perturbación, dado que se reduce su dispersión, se limita el reclutamiento, las semillas se vuelven muchos más vulnerables a la depredación y no se asegura de ninguna forma la supervivencia de la especie.

7.2 ESTADO DE CONSERVACIÓN DE *Xylopia ligustrifolia* y *Laetia americana*

El género *Xylopia* pertenece a árboles y arbustos nativos de Brasil y otras zonas cálidas de Suramérica. Está ampliamente distribuido por las zonas tropicales en donde su ubicación más abundante pertenece a Suramérica y se conocen algunas especies en la península Malaya, África, Sri Lanka y una nativa en Isla Mauricio al este de Madagascar (Hooker y Thomson 1855). Las especies presentes en este género se encuentran circunscritas a ecosistemas específicos en donde la menor perturbación las hace vulnerables. *Xylopia* cuenta con quince especies que en su mayoría se encuentran en categoría de amenaza Vulnerable, entre ellas *X. africana*, *X. arenaria* y *X. elliotii.*, dada la necesidad de tierras para cultivo, la expansión urbana, la aparición de especies altamente competitivas y la falta de regeneración (IUCN-SSC 2014)

El género *Laetia* por otro lado, son árboles y arbusto nativos de Centroamérica, Suramérica y las Antillas. Se encuentra ampliamente distribuido en las regiones tropicales (Tropicos 2014). Se conoce poco con respecto al grado de conservación de las especies de este género, aun así, existe una sola especie en categoría Vulnerable, *L. micrantha*, nativa de Panamá y actualmente, con pocas poblaciones existentes únicamente en el Municipio del Darién en Colombia (IUCN-SSC 2014), se encuentra amenazada por la tala extensiva y la minería.

Ambas especies son de crecimiento lento y larga duración, sus estadios más vulnerables son los intermedios (Juveniles), pues es una etapa fuertemente afectada por las condiciones a las que se encuentra sujeto el ecosistema (Oliveira *et al.* 1995). Por esta razón, la estrategia de crecimiento puede afectar los patrones de dispersión en una categoría de desarrollo particular, bajo la fuerte influencia de la heterogeneidad espacial-temporal de los patrones fisionómicos del bosque (Oliveira *et al.* 1995).

Para los tres fragmentos analizados (Colindres, El Tíber y Las Chatas), no se han implementado estrategias de manejo o conservación del bosque inundable y el Índice de Complementariedad indica que no existe similitud en composición entre ninguno de los fragmentos, por esta razón se debe evaluar cuál de las zonas presenta un mejor estado de conservación que pueda colaborar en los procesos de restauración y conservación de estas especies.

7.2.1. Colindres

Para el área de mayor tamaño (12.3ha), a diferencia de los otros dos remanentes, se obtuvo una eficiencia de muestreo promedio de 46.71%, que indica que aún faltan aproximadamente, el 53.3% de la comunidad por muestrear para así llegar al número de especies esperadas (Tabla 10). Chao 1 y Chao 2 trabajan bajo una regla para el muestreo de biodiversidad en donde ninguna especie adicional será encontrada cuando todas las especies en la muestra están representadas por lo menos por dos individuos (Chao *et al.* 2009). La obtención de un 58% en Uniques y 42.3% en Singletons para Colindres, revela una alta proporción de especies raras que sobrepasan el rango del 30% aceptado según Sabogal y colaboradores (2011). En algunas ocasiones cuando existe un mayor número de especies raras sobre las comunes, la curva de acumulación tendera a crecer más lentamente, porque la mayoría de los individuos muestreados representarían a más especies comunes de las que en realidad se han agregado a la muestra, en vez de las raras que aún están para ser detectadas (Magurran y MacGill 2011). El algoritmo de Jackknife 2 estima el mayor número de especies esperadas en el muestreo (Magurran 2004), en el caso de Colindres fue de 37.7 especies, lo que solo corrobora la baja representatividad comparada con la riqueza obtenida (19 especies). Los resultados anteriores pueden verse influenciados por el tamaño de la zona, la heterogeneidad y al tipo de muestreo.

La rareza se puede definir como especies que son: (1) de amplio alcance, pero generalmente distribuidos escasamente; (2) localmente densas pero con una gama muy restringida; y (3) localmente escasas con una gama muy restringida (Graham *et al.* 2003). Las interacciones complejas que resultan por los diferentes tipos de rareza como endemismo y la sensibilidad a las actividades antropogénicas, poco entendidas, hacen poco posible que los taxones raros puedan perdurar por si mismas (Caro 2010), lo que las hace claves para la conservación.

Las zonas de gran tamaño pueden contener al menos una parte que permanece inafectada y la cual será un refugio importante para algunas especies (Mackey *et al.* 2002). Por lo tanto grandes áreas podrán mantener los espacios centrales lejos de los bordes, los cuales pueden generar impactos negativos en la mayoría de las especies (Harris 1984). Colindres se divide en tres sectores, un paisaje heterogéneo, que según Lindenmayer y Fischer (2006) favorece en el establecimiento de diferentes tipos de vegetación, alta complejidad estructural y una gran cantidad de nichos disponibles para la fauna y a su vez, favorece en la conectividad reduciendo los efectos negativos del aislamiento.

La heterogeneidad favorece la diversidad de hábitats, lo que se considera importante, ya que los fragmentos más grandes cubren mayor espacio y son más proclives a sostener más tipos de hábitat (Fox 1983). El área también afecta la

forma en que las especies se ubican en el espacio y el concepto de distribución al azar, describe el hecho de que las zonas de mayor tamaño pueden capturar un número más grande de especies establecidas irregularmente (Haila *et al.* 1993), patrón observado para las especies de *Xylopia ligustrifolia* y *Laetia americana* en esta zona de estudio.

Colindres presentó una mayor riqueza en especies lo que puede establecer cierta heterogeneidad y complejidad estructural que se refleja en la presencia de especies nativas y exclusiva de bosque inundable como *X. ligustrifolia*, *L. americana* y *M. corei*. Demostró además, un número de epifitas muy comunes en hábitat de alta humedad, todas encontradas entre las especies de mayor interés para la conservación, consideradas por su hábito, ambientes específicos, abundancia y estado de amenaza (Vargas 2012). Foster (1990) considero como unas de las familias de epifitas más importantes a las Aráceas, Bromelias, Cactus y Orquídeas, todas las anteriores presentes en Colindres. Estas hierbas de hábito epífita se encuentran fuertemente asociadas a sistemas de alta humedad y a especies de habito arbóreo (CVC-FUNAGUA 2011). Los géneros presentes de las cinco familias discutidas, son conocidas por establecerse en ecosistemas con una estructura arbórea desarrollada y en un estado sucesional tardío (Vargas 2012). Estos elementos florísticos son típicos de la eco-región bosque seco, en donde se encuentran gran parte de los bosques inundables del valle geográfico del río Cauca.

Finalmente, fue una de las zonas con una población de *X. ligustrifolia* y *L. americana* en mejor estado de conservación, lo que lo hace un bosque modelo para la conservación y restauración de estas especies emblemáticas y los otros remanentes de bosque inundable, dada la presencia de una cobertura vegetal original y a la afectación en menor grado de la estructura del bosque.

7.2.2. Las Chatas y El Tíber

Ambos bosques presentan un nivel de deterioro muy alto, en el caso de Las Chatas, la tala selectiva ha eliminado por completo la cobertura original, mientras que para El Tíber el aislamiento ha facilitado la transformación casi total gracias al aumento de los efectos negativos que persisten gracias al efecto de borde y a un cambio en la duración de las inundaciones.

Las Chatas presenta un daño total de la estructura compleja del bosque, dado que no existe una mezcla de especies arbóreas y plantas de otros taxones, a la extensa cantidad de claros y al daño en la disponibilidad de recursos para la fauna. Para *Xylopia ligustrifolia* es importante un estrato arbóreo denso que genere sombra, ya que la distribución espacial de la especie no solo se ve afectada por el área y los dispersores, sino también por la incidencia de la luz, la

cual inhibe el proceso de germinación para esta especie. La tala selectiva además, pudo haber eliminado a los individuos relictuales del burilico y los cambios críticos del periodo de inundación, la humedad y la composición fisicoquímica del suelo, no favoreció el mantenimiento de esta especie. Para *Laetia americana* la permanencia en esta zona no se ha eliminado por completo, gracias a su tolerancia, pero la cantidad de individuos es muy pequeña, sin reclutamiento, lo que indica que su estadía en esta zona no será por mucho tiempo.

El efecto de borde, como zona marginal en donde la alteración del microclima y las condiciones ecológicas contrastan con el interior, permite la entrada de enfermedades, depredadores, especies invasoras y oportunistas (Laurance 1997). La cobertura vegetal de Las Chatas y El Tíber, se encuentra cubierta por especies altamente competitivas que disminuyen la heterogeneidad del ecosistema, favoreciendo su dominancia y la exclusión de especies nativas como el burilico y el manteco.

La alteración en los patrones de distribución de los animales y plantas, la reducción de la calidad del hábitat y la afectación en las densidades, reproducción, crecimiento y mortalidad de las plantas nativas, hacen a estos relictos vulnerables, no solo a la extinción local de las especies nativas, sino a la transformación total. Lo que ya es visible en la baja riqueza y en la homogeneidad presente.

La modificación del paisaje cambia la extensión y la configuración espacial de un área, por esta razón los fragmentos resultantes pueden ser demasiado pequeños y con baja conectividad para mantener a las especies características de su estado original (Lindenmayer y Fischer 2006).

Las poblaciones de *L. americana* presentes en ambas zonas, es muy pequeña para establecer un patrón de distribución, ya que el índice de Moirista-Horn, se ve influenciado por la especie más abundante, en este caso la falta de reclutamiento hace que las especies intermedias y adultas que aún permanecen no produzcan descendencia por la cercanía que presentan con el borde. En cambio, para *X. ligustrifolia*, presente solo en el Tíber, los renuevos se ven afectados no solo por el efecto de borde, sino por la cercanía al parental, que según Janzen y Connell (1970,1971), entre más lejos las plántulas estén de él, tienen una ventaja competitiva, dado que no sufren de los depredadores especies específicos que se encuentran con mayor frecuencia alrededor del parental. Lo anterior, reduce la supervivencia de la mayoría de los renuevos, agregándole adicionalmente, el daño irreversible causado por el pisoteo del ganado y la presión por las especies invasoras, que limita, a los estadios juveniles, que tanto para el manteco y el burilico, son la etapa crítica y más vulnerable.

7.3 PROPUESTA DE RESTAURACIÓN

El trabajo a futuro con *Xylopia ligustrifolia* y *Laetia americana* debe enfocarse en el mantenimiento y recuperación de sus poblaciones, ya que a través de ellas se puede restablecer, de igual forma especies asociadas y en grado de amenaza como *Maytenus corei*. Se debe enfocar en la disminución de impactos, recuperación de parte del sistema de anegamiento y un trabajo extenso en el vivero que favorezca y permita estudiar la propagación de estas especies. El logro para la restauración de ecosistemas riparios se basa en el control de la erosión, la estabilización de los canales, reducción de escorrentía y el restablecimiento de la diversidad (Dreesen *et al.* 2002). Como prioridad de conservación está el bosque de Colindres, el cual, según los resultados obtenidos, es el bosque mejor conservado, debe estar dirigido al problema de la ausencia o al bajo relevo generacional. En el caso de Las Chatas, se debe realizar una recuperación de la estructura poblacional de *Laetia americana* y *Xylopia ligustrifolia*. En el caso El Tíber, disminuir la dominancia de las especies invasoras.

Algunos lineamientos que se han establecido anteriormente se han enfocado más que todo a los humedales (CVC-FUNAGUA, 2011). Aunque El Tíber figura como una Zona de Interés Cultura declarada según la resolución N° 255 de 1973, no se ha realizado ningún plan de manejo para la zona.

De acuerdo con los resultados obtenidos y con la información comparada con algunos trabajos realizados en las zonas de estudio y ecosistemas similares (bosques riparios e inundables del Amazonas, Brasil, Costa Rica y Perú), se debe enfocar la recuperación de estas dos especies en varios aspectos: el primero se debe dirigir en la regeneración de las poblaciones, para ello es preciso promover el aislamiento del bosque generando cercado para evitar la entrada del ganado, ya que posiblemente sean los causantes de que la cantidad de plántulas observadas no alcancen la madurez. Para este fin sería necesario implementar un programa de monitoreo a largo plazo, que podría realizarse con el establecimiento de parcelas permanentes, también se podría aprovechar el suministro de propágulos de algunas zonas, en el caso del burilico de bosques como El Tíber y/o Colindres, mientras que para el manteco, de la laguna de Sonso. El rescate y extracción de plántulas se podría realizar a través de un vivero de conservación, así se podría realizar un seguimiento de los renuevos y posteriormente enfocarse en actividades de reforestación y restauración, ya que la propagación representa un punto de gran valor para generar herramientas de manejo del paisaje (Lozano *et al.* 2007).

Se conoce poco sobre el tipo de dispersores para estas dos especies, por lo tanto es importante realizar estudios que permitan identificar las especies asociadas a estas dos plantas. Respecto a la propagación, dispersión y viabilidad de semillas se tienen pocos estudios que expliquen lo que está pasando con estas especies, y estos son aspectos claves en el mantenimiento de las poblaciones. En este

sentido, se debe hacer un monitoreo a largo plazo que incluya producción de frutos, estudios de dispersión, viabilidad de semillas y evaluaciones *in situ* y *ex situ* de los procesos de germinación, desarrollo de plántulas, de acuerdo a estudios previos (Holguin y Ossa 2001), y otros estudios que se deben diseñar para este fin.

Los suelos tienen un papel clave en la germinación de las semillas y en el establecimiento de plántulas, y estos procesos pueden estar siendo fuertemente influenciados por los cambios en los patrones de inundación, así como en los impactos generados por la ganadería y los cultivos vecinos. Es prioritario realizar estudios que permitan determinar las características químicas (pH, fertilidad, CIC, otros), ya que tanto *Laetia americana* como *Xylopiya ligustrifolia* parecen ser bastante específicas en cuanto a las características que favorecen su establecimiento y permanencia en los ecosistemas, este tipo de información es clave para entender la dinámica de los suelos, y por lo tanto puede ser incorporada a procesos de conservación y restauración.

Según Vargas (2014) en el año 2007 se registró un avance significativo de quince especies invasoras y cinco especies oportunistas nativas, así como una alta presión de hormiga arriera (*Atta cephalotes*) en el bosque de Colindres. Así mismo se evaluó la regeneración de burilico, sin resultado alguno (Lozano *et al.* 2007). Siete años después mediante este estudio se encontró que la mayor parte de ellas había desaparecido al igual que las especies oportunistas. Por otro lado, se obtuvo que la regeneración de burilico había alcanzado niveles no registrados en los últimos años, con densidades en algunos sectores de hasta 25 plántulas por metro cuadrado. Lo anterior pudo deberse a las inundaciones que cubrieron todo el bosque en el 2011.

Teniendo en cuenta lo anterior, para prevenir el impacto de especies invasoras y oportunistas sobre especies poco competitivas como el burilico y el manteco en el caso de Colindres, se podría realizar un estudio en cuanto al restablecimiento del anegamiento de agua, para buscar opciones que favorezcan por cierto tiempo la inundación, se sabe que en esta zona los canales establecidos son manejados por los dueños de la hacienda, así que una evaluación del funcionamiento de estos canales podría generar una propuesta que implemente una desviación o nuevos canales que faciliten que la dinámica del bosque no se pierda. También se podrían implementar piscinas artificiales para la evaluación de la adaptación de plántulas y juveniles, una medida que a través de cuadrantes huecos estratégicos, se favorece la captación de agua (Schnitzier 2010). Para El Tíber se debe prevenir la colmatación de la madre vieja previniendo el vertimiento de fertilizantes y aguas residuales. Por último se debería hacer un análisis de la duración de la inundación, con el fin de determinar si después de la construcción del canal se provocó una disminución en esta.

También se podría realizar un estudio adicional sobre depredación de semillas, para conocer sobre la dinámica de los bancos y consumo de semillas frescas. A su vez se verificar si la fauna presente ha variado con respecto a algunos trabajos realizados en los tres sitios (Fernández *et al.* 1986; Orozco *et al.* 2010; CVC 2011), esto permite identificar la presencia de especies invasoras que están consumiendo las semillas o un abundancia exagerada de especies nativas que se están alimentando de estos recursos.

Adicionalmente, para las zonas como El Tíber y Las Chatas se debe proponer una estrategia que permitan disminuir la tala y la extracción, en lo posible la erradicación de esta dentro de los fragmentos. El uso de cercas vivas puede establecerse en los tres transectos utilizando especies como *Laetia americana* dada su capacidad de tolerar cierto nivel de perturbación, y así disminuir el impacto al no requerirse madera para el establecimiento de cercas. El consumo de madera para leña puede manejarse con controles más estrictos y con el uso de otras especies para este fin.

Como último aspecto, es necesario incorporar el desarrollo sostenible en las estrategias de conservación de los bosques inundables y de sus especies nativas, teniendo en cuenta aspectos sociales, económicos, jurídicos, normativos, institucionales, culturales y a los dueños que tienen cargo la protección de estos relictos y así poder considerar un proyecto de restauración y reforestación en mayor escala en La hacienda Colindres, El bosque de Las Chatas y El Tíber.

8. CONCLUSIONES

Los tres bosques inundables ubicados en el departamento del Valle del Cauca (Colindres, Las Chatas y El Tíber), presentan una riqueza muy baja a comparación con otros ecosistemas similares ya que la alteración generada por acciones antrópicas directas e indirectas que cotidianamente se desarrolla, producen daños notorios en el equilibrio del sistema.

La interrupción en las fluctuaciones de la inundación son una de las mayores causas de extinción local y total, ya que afectan la biodiversidad y reducen el establecimiento de especies

La pérdida, degradación y fragmentación del hábitat conducen a cambios en la biología, comportamiento y generan un efecto negativo en la interacción entre especies

La fragmentación del hábitat puede inducir que las plantas como el burilico y el manteco generen semillas de menor calidad, ya que las poblaciones más pequeñas y aisladas son más propensas a la endogamia. La viabilidad también puede verse afectada por un tiempo límite, en donde la inundación es un proceso crucial para la germinación y eliminación de la competencia causada por especies exóticas o nativas oportunistas

Las Chatas se vio influenciado por especies oportunistas como *Sapindus saponaria*, *Crateva tapia* y *Pithecellobium lanceolatum*. Estas especies tienen la capacidad de colonizar nuevos nichos vacantes, lo que las puede hacer exitosas, las hace una amenaza de peste a futuro

La falta de árboles de múltiples cohortes, dosel cerrado, árboles vivos de gran tamaño, una estructura vertical compleja creada por múltiples capas de dosel en un fragmento como Las Chatas, reduce la heterogeneidad de especies de árboles y otros taxones de plantas

Las especies oportunistas y las condiciones permanentes de tensión como la tala y el daño de los suelos no permiten el reclutamiento de especies como *Laetia americana* en zonas como Las Chatas, lo que implica que con los pocos individuos que quedan, su supervivencia está en riesgo de desaparecer sin dejar descendencia

El Tíber presenta una dominancia muy alta de una especie como *Albizia saman*, que como especie exótica e invasora, se expande y aumentan en abundancia en un tiempo corto, a expensas de especies nativas o de lento crecimiento como *X. ligustrifolia* y *L. americana*, las cuales se ven reducidas en densidad y reclutamiento

Las zonas de gran tamaño pueden contener al menos una parte que permanece inafectada y la cual será un refugio importante para algunas especies, por esta razón Colindres presentó una mayor riqueza en especies lo que puede establecer cierta heterogeneidad y complejidad estructural que se refleja en la presencia de especies nativas y exclusiva de bosque inundable como *X. ligustrifolia*, *L. americana* y *M. corei*

Colindres presenta las poblaciones de *X. ligustrifolia* y *L. americana* en mejor estado de conservación, lo que lo hace un bosque modelo para la conservación y restauración de estas especies emblemáticas y los otros remanentes de bosque inundable, dada la presencia de una cobertura vegetal original y a la afectación en menor grado de la estructura del bosque

La cobertura vegetal de Las Chatas y El Tíber, se encuentra cubierta por especies altamente competitivas que disminuyen la heterogeneidad del ecosistema, favoreciendo su dominancia y la exclusión de especies nativas como el burilico y el manteco. La alteración en los patrones de distribución de los animales y plantas, la reducción de la calidad del hábitat y la afectación en las densidades, reproducción, crecimiento y mortalidad de las plantas nativas, hacen a estos relictos vulnerables, no solo a la extinción local de las especies nativas y endémicas, sino a la transformación total

La implementación de la estrategia de conservación para las dos especies de interés, debe enfocarse en el mantenimiento, recuperación de poblaciones, disminución de impactos, recuperación de parte del sistema de anegamiento y un trabajo extenso en el vivero que favorezca y permita estudiar la propagación del burilico y el manteco

9. RECOMENDACIONES

Se recomienda trabajar más a fondo con las semillas de *Laetia americana* y *Xylopia ligustrifolia* en lluvia de semillas, procesos de germinación, dispersores, depredación, rescate de plántulas en viveros de conservación y su respuesta al trasplante.

Se debe realizar un aumento en las unidades de muestreo en el área de Colindres debido a que la eficiencia obtenida fue del 46.71% que indica que aún faltan aproximadamente, el 53.3% de la comunidad por muestrear para así llegar al número de especies esperadas.

Establecer parcelas permanentes con el fin de realizar un monitoreo a largo plazo sobre las tasas de reclutamiento de las plántulas de *Xylopia ligustrifolia* que se encuentren dentro de los bosques (Colindres y El Tíber) para conocer que individuos se llegan a convertirse en adultos.

Se deben analizar los individuos de *Laetia americana* presentes en los potreros aledaños, con el fin de reconocer si existen cambios físicos y fisiológicos que afecten su crecimiento, la viabilidad de las semillas o incluso el número de semillas que produce.

Realizar una evaluación sobre la estructura del suelo con el fin de determinar la composición estructural del suelo de los tres relictos estudiados, conocer el grado de transformación e indagar en las diferencias de la composición con respecto a bosques inundables en mayor grado de preservación. También se podría analizar la estructura del suelo de los potreros ya que algunos individuos sobreviven en estas áreas.

Xylopia ligustrifolia es una especie que se encuentra categorizada como Casi amenazada (NT) según IAvH (2010), mientras que *Laetia americana* se encontraba en categoría nacional vulnerable (VU) pero debido al poco conocimiento del estado poblacional de la especie, se eliminó la categorización. Es necesaria la implementación de nuevas estrategias de conservación y el fuerte apoyo de la comunidad para generar una mejora en la estructura poblacional de estas especies.

10. BIBLIOGRAFÍA

- (IUCN), I. U., & (SSC), S. S. (2014). Red List Guiding Conservation for 50 Years. Obtenido de <http://www.iucnredlist.org>
- Acero, L. (2005). Plantas útiles de la Cuenca del Orinoco. Bogotá: BP Exploration Company.
- Aizen, M., & Feisinger, P. (1994). Forest fragmentation, pollination, and plant reproduction in a Chaco dry forest. *Ecology*(75), 320-341.
- Alvares López, H., & Kattan, G. H. (1995). Notes on the conservation status of resident diurnal raptors of the middle Cauca Valley, Colombia. *Bird Conservation International*, 5, 341-348.
- Arcila, A. M., Valderrama, C., & Chacón, P. (2012). Estado de fragmentación del bosque seco de la cuenca alta del río Cauca, Colombia. *Biota Colombiana*, 13(2), 86-101.
- Armbrecht, I., Tischer, I., & Chacon, P. (2001). Nested subsets and partition patterns in ant assemblages (Hymenoptera, Formicidae) of Colombian dry forest fragments. *Pan-Pacific Entomologist*, 77(3), 196-209.
- Augsburger, C. K., & Kitajima, K. (1992). Experimental studies of seedling recruitment from contrasting seed distribution. *Ecology*(73), 1270-1284.
- Badii, M., Guillen, A., Cerna, E., & Landeros, J. (2011). Spatial Dispersion: The Essential Prerequisite for Sampling. *International Journal of Good Conscience*, 1, 40-77.
- Barret, S., & Kohn, J. (1998). Genetic and evolutionary consequences of small population size in plants: implication for conservation. En D. Falk, & K. Holsinger, *Genetic and conservation of rare plants* (págs. 3-30). United Kingdom: Oxford University Press.
- Batcheler, C. (1985). Note on Mesurment of Woody Plant Diameter Distributions (Vol. VIII). Christchurch: New Zealand Journal of Ecology.
- Black, C. (1975). Methods of soil analysis (Vol. IX). Wisconsin, Estados Unidos: Agronomy.
- Bolívar, J., Echeverri, J., Reyes, M., Gómez, N., Salazar, M., Muñoz, L., y otros. (2004). Bosques secos tropicales y humedales del Valle geográfico del río Cauca. En J. Bolívar, J. Echeverri, M. Reyes, N. Gómez, M. Salazar, L.

- Muñoz, y otros, *Plan de acción en biodiversidad del Valle del Cauca* (págs. 17-18). Bogotá - Santiago de Cali: CVC- Instituto Alexander Von Humboldt.
- Burnham, K., & Overton, W. (1979). Robust estimation of population size when capture probabilities vary among animals. *Ecology*(60), 927-936.
- Cabrera, W. H., & Wallace, R. (2007). Densidad y distribución espacial de palmeras arborescentes en un bosque preandino-amazónico de Bolivia. *Ecología en Bolivia, II*(42), 121-135.
- Caldato, S. L., Vera, N., & Mac Donagh, P. (2002). Estructura poblacional de *Ocotea puberula* en un bosque secundario y primario de la selva mixta misionera. *Ciência Florestal*, 13(1), 25-32.
- Calero, V. (2011). *Laetia Americana* L. (Manteco o pino). En CVC, Planes de manejo para la conservación 22 especies focales de plantas e el departamento del Valle del Cauca (págs. 187-198). Santiago de Cali: CVC - Funagua.
- Calero, V. (2011). *Xylopia ligustrifolia* Humb. y Bonpl. ex Dunal. (Burilico). En F. F. CVC, Planes de manejo para la conservación de 22 especies focales de plantas en el departamento del Valle del Cauca (págs. 117-127,187-198). Santiago de Cali: CVC- FUNAGUA.
- Cárdenas, M., Llano, M., Tamayo, J., & Garzón, E. (2012). Monitoreo de biodiversidad en bosque seco tropical: Las Chatas y Colíndres y seguimiento de la especie *Maytenus aff. corei*. Santiago de Cali.
- Caro, T. (2010). Conservation by proxy: Indicator, Umbrella, Keystone, Flagship and Other Surrogate Species. Washington : Island Press.
- Castaño, F., & Hurtado, M. (1982). Normas sobre registros fenológicos y obtención de semillas. Santiago de Cali: CVC.
- Chao, A., Colwell, R., Lin, C., & Gotelli, N. (2009). Sufficient sampling for asymptotic minimum species richness estimators. *Ecology*, 90, 1125-1133.
- CharlesWorth, D., & CharlesWort, B. (1987). Inbreeding depression and its evolutionary consequences. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 237-268.
- Cherng-Jian, S., & Beazley, R. (1957). Classification of the spatial distribution of trees using the area sampling method (Vol. III). *Forest Sci.*
- Colan, V. (1995). Ecología de frutos y semillas de seis especies maderables en un bosque húmedo tropical secundario de Costa Rica y posibilidades de

conversión del rodal en fuente semillera. Turrialba: Centro agronómico tropical de investigación y enseñanza.

- Collinge, S. (2009). *Ecology of Fragmented Landscapes*. MD: Johns Hopkins University Press.
- Colwell, R. (2013). EstimateS Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from samples, Version 9.0. Obtenido de <purl.oclc.org/estimates>
- Colwell, R., & Coddington, J. (1994). Estimating Terrestrial Biodiversity through Extrapolation. *The Royal Society*, 101-118.
- Connell, J. (1971). On the role of natural enemies in preventing competitive exclusion in some marine and animals and rain forest trees. En P. den Boer, & G. Gradwell, *Dynamics of population* (págs. 298-312). The Netherlands: PUDOC.
- Corderio, N., & Howe, H. (2003). Forest fragmentation severs mutualism between seed dispersers and an endemic African tree. *Proceeding of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 100, 14052-14056.
- Curtis, J. T. (1959). *The Vegetation of Wisconsin*. Madison: Wisconsin Press.
- CVC. (1990). Informe 90-7. Comparación de cobertura de bosques y humedades entre 1957 y 1986 con delimitación de las comunidades naturales críticas en el valle geográfico del río Cauca. Santiago de Cali: CVC.
- CVC. (1982). *Historia del habitat Vallecaucano 1536-1982*. Santiago de Cali: CVC.
- CVC. (2007). *El río Cauca en su Valle alto: Un aporte al conocimiento de uno de los ríos más importantes de Colombia*. (M. C. Sandoval, & C. A. Callejas, Edits.) Santiago de Cali: CVC.
- CVC. (2011). *Monitoreo de la especie Maytenus aff. corei en dos bosques secos del Valle del Cauca*. Santiago de Cali: CVC.
- CVC. (2013). *Biomás y Ecosistemas del Departamento del Valle del Cauca - Colombia*. Cali: CVC.
- CVC-FUNAGUA (ed.). (2011). *Planes de manejo para la conservación de 22 especies focales de plantas en el departamento del Valle del Cauca*. Cali, Valle del Cauca, Colombia: CVC.

- Devia, W., Adarve, J., & Giraldo, V. (2002). Estado actual de los estudios fenológicos y ubicación de especies de flora amenazada en el Valle del Cauca. Santiago de Cali: INCIVA.
- Dreesen, D., Harrington, J., Subirge, T., Stewart, P., & Fenchel, G. (2002). Riparian Restoration in the Southwest- Species Selection, Propagation, Planting Methods and Case Studies. New Mexico: Rocky Mountain Research Station .
- Elevitch, C. R. (2006). Traditional Trees of Pacific Island: Their culture, environment and use. Holualoa: Permanent Agriculture Resources.
- Endels, P., Adriaens, D., Verheyen, K., & Hermy, M. (2004). Population structure and adult plant performance of forest herbs in three contrasting habitats. *Ecography*(27), 225-241.
- ENSCONET. (2009). Manual para la Recolección de semillas De Epecies Silvestres. (U. p. Royal Botanic Garden, Ed.)
- Fahring, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annua Rewiew of Ecology*(34), 487-515.
- FAO. (1991). Guía para la manipulación de las semillas forestales. Roma.
- Fernández, J. (1993). Especies consideradas en peligro para la jurisdicción de la CVC. En CVC, *Memorias del primer taller sobre conservación de plantas del Valle del Cauca* (págs. 3-18). Santiago de Cali: CVC.
- Fernández, J. F., Forero, J., Quiceno, C. A., Piñeros, Z., Restrepo, C., & Ruíz, R. (1986). Estado de los ecosistemas asociados al plano inundable del valle geografico del río Cauca entre 1957-1986. Cali: CVC.
- Flores, E. (2010). *Samanea saman* (Jacq.) Merr. Manual de semillas de árboles tropicales, 685-687.
- Flory, S., & Clay, K. (2009). Effects of roads and forest sucesional age on experimental plant invasion . *Biological conservation* , 2531-2537.
- Forman, R. (1995). Land Mosaics: The Ecology of Landscape and Regions . New York: Cambridge University Press.
- Foster, R. B. (1990). The Floristic Composition of the Rio Manu Floodplain Forest. En A. H. Gentry, *Four Neotropical Rainforest* (págs. 99-111). New Haven and London: Yale University Press.

- Fowler, N. (1988). The effects of environmental heterogeneity in space and time on the regulation of populations and communities. *Plant Population Ecology*, 249-269.
- Fox, B. (1983). Mammal species diversity in Australian heathlands: the importance of pyric succession and habitat diversity. En F. Kruger, D. Mitchel, & J. Jarvis, *Mediterranean-Type Ecosystem: The role of nutrients* (págs. 473-489). Berlin: Springer-Verlag.
- Franklin, J., Spies, T., van Pelt, R., Carey, A., Thornburgh, D., Berg, D., y otros. (2002). Disturbances and the structural development of natural forest ecosystems with some implications for silviculture. *Forest Ecology and Management*(155), 399-423.
- Galindo, V. (2003). Procesos que condicionan la regeneración por semillas de la especie de árbol *Laetia americana* (Flacourtiaceae) en el Valle geográfico del río Cauca. Santiago de Cali.
- Gasith, A., & Resh, V. (1999). Streams in Mediterranean Climate Regions: Abiotic influences and biotic responses to predictable seasonal events. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*(30), 51-81.
- Gentry, A. (1982). Patterns of neotropical plant species diversity. *Evolutionary Biology*(15), 1-84.
- Gentry, A. H. (1988). Changes in plant community diversity and floristic composition on environmental and geographical gradients. *Annals of the Missouri Botanical Garden*(35), 1-34.
- Gentry, A. H., & Terborgh, J. (1990). Composition and Dynamics of the Cocha Cashu "Mature" Floodplain forest. En A. H. Gentry, *Four Neotropical Rainforests* (págs. 542-562). London: Yale University Press.
- Gibbons, P., & Lindenmayer, D. (2002). Tree hollows and Wildlife Conservation in Australia. Melbourne: CSIRO Publishing.
- Giraldo, V. (2001). Recopilación de estudios para especies vegetales del Valle del Cauca. Tuluá.
- Gooden, B., French, P., Turner, P., & Downey, P. (2009). Impact threshold for an alien plant invader, *Lantana camara*, on native plant communities. *Biological conservation*(142), 2631-2641.
- Gottensberger, G. (1999). Pollination and evolution in neotropical Annonaceae. *Plant Species Biology*, 14(2), 143.

- Greig-Smith, P. (1957). *Quantitative Plant Ecology*. New York: Academic Press.
- Guzmán, G. (1998). *Guía para el cultivo de la papaya: Carica papaya L.* San José: Ministerio de agricultura y gandería.
- Haila, Y., Hanski, I., & Raivio, S. (1993). Turnover of breeding birds in small forest fragment: The sampling colonization hypothesis corroborated. *Ecology*, 714-725.
- Harris, B. (1959). Determining bounds on integrals with applications to cataloging problems. *Ann. Math. Statist.*(30), 521-548.
- Harris, L. (1984). *The Fragmented Forest: Island biogeography: Theory and the preservation of Biotic Diversity*. Chicago: University of Chicago Press.
- Higuera, E. E., Gutiérrez, V., Mondragón, D. F., & Alvarado, C. L. (2008). Caracterización y valoración del potencial de regeneración del banco de semillas germinable de la Reserva Forestal Cárpatos (Guasca, Cundinamarca). *Revista Colombiana Forestal*, 11.
- Holdridge, L. (1967). *Life Zone Ecology*. San José: Tropical Science Center.
- Holguín, Y., & Ossa, P. (2001). Evaluación de ensayos pregerminativos, métodos de propagación por estaca y determinación cualitativa de metabolitos secundarios de *Laetia americana* (Salicaceae), de la Reserva Laguna de Sonso. Tesis de grado, Unidad Central del Valle del Cauca, Facultad de Ingeniería ambiental y recursos ambientales, Tuluá.
- Holyoak, M. (2000). Habitat subdivision causes changes in food web structure. *Ecology letter*(3), 509-515.
- Hooker, J., & Thomson, T. (1855). *Flora Indica: being a systematic account of the plants of British India*. Londres: W. Pamplin.
- Hubbell, S., & Foster, R. (1986). Canopy gaps and the dynamics of a Neotropical forest. *Plant Ecology*, 77-95.
- Janzen, D. (1970). Herbivores and the number of tree species in tropical forest. *Am. Nat.*, 501-528.
- Janzen, D., & Martins, P. (1982). Neotropical anachronisms: The fruits the Gomphotheres ate. *Science*, 1(215), 19-27.
- Jennersten, O. (1988). Poliantion of *Dianthus deltoides* (Caryophyllaceae): effects of fragmentation on visitation and seed set. *Conservation Biology*, 359-366.

- Johnson, W., Burgess, R., & Keammerer, W. (1976). Forest overstory vegetation and environment on the Missouri River floodplain in North Dakota. Ecological Monograph.
- Joyas, M., Londoño, A., López, R., Galeano, G., Dávila, E., & Devia, W. (2005). Establecimiento de parcelas permanentes en bosques de Colombia. Bogotá D. C, Colombia: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Junk, W., Piedade, M., Wittman, F., Schöngart, J., & Parolin, P. (2010). *Amazonian Floodplain Forest: Ecophysiology, Biodiversity and Sustainable Management*. Londres: Springer.
- Kattan, G., Naranjo, G., & Rojas, V. (2008). Especies focales y monitoreo. En: Regiones biodiversas: herramientas para la planificación de áreas protegidas. Cali: Fundacion Ecoandina; Wildlife Consevation Society.
- Keddy, P. A. (2010). *Wetland Ecology: Principles and Conservation*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Kennard, D., Gould, K., Putz, F., Fredericksen, T., & Morales, F. (2002). Effect of disturbance intensity on regeneration mechanisms in a tropical dry forest. *Forest Ecology and Management*, 197-208.
- Kent, M., & Coke, P. (1992). *Vegetation Description and Analysis: A practical approach*. *Belhaven Press*, 363.
- Kirkbride, J., Gunn, C., & Weitzman, A. (2003). Fruits and seeds of genera in the subfamily Faboideae (*Fabaceae*). Washington DC: United States Department of Agriculture.
- Kjoss, V., & Litvaitis, J. (2001). Community structure of snakes in a human dominated landscape. *Biological* , 285-292.
- Klein, B. (1989). Effects of forest fragmentation on dung and carrion beetle communities in central Amazonia. *Ecology*(70), 1715-1725.
- Kubitzki, K., & Ziburski, A. (1994). Seed dispersal in flood plain forests of Amazonia. *Biotropica*(26), 30-43.
- Kylin, H. (1926). About conceptualization and statistics in plant sociology. *Bot Notiser*.
- Lamprech, H. (1990). *Silvicultura en los trópicos*. República federal de Alemania:Eschborn.

- Laurance, W. (1997). Responses of mammal to rainforest fragmentation in tropical Queensland: a review and synthesis. *Wildlife Research*, 603-612.
- Laurence, W. (2008). Theory meets reality: how habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. *Biological Conservation*, 1731-1734.
- Lindenmayer, D., & Fischer, J. (2006). *Habitat Fragmentation and Landscape Change: An ecological and conservation synthesis*. Washington: IslandPress.
- Lindenmayer, D., & Franklin, J. (2002). *Conserving Forest Biodiversity: A Comprehensive Multiscaled Approach*. Washington D.C.: IslandPress.
- Llamozas, S., Duno de Stefano, R., Meier, W., Riina, R., Stauffer, F., Aymard, G., y otros. (2003). *Libro rojo de la flora Venezolana*. PROVITA.
- Lozano, F. H., Vargas, W., Caycedo, P. C., Jiménez, E., Guerra, G., & Cardona, C. A. (2007). *Herramientas de manejo del paisaje para la conservación de la biodiversidad en el valle geográfico del río Cauca*. Informe Final, IAvH, CVC, Palmira.
- Mackey, B., Lindenmayer, D., Gill, A., MacCarthy, M., & Lindesay, J. (2002). *Wildlife, fire and future climate: A forest Ecosystem Analysis*. Melbourne: CSIRO Publishing.
- Magurran, A. E. (2004). *Measuring biological diversity*. Blackwell: Oxford University Press.
- Magurran, A. E., & McGill, B. J. (2011). *Biological Diversity: Frontiers in Measurement and Assessment*. Oxford University Press,.
- Mahecha, G., & Echeverri-Restrepo, J. (1983). *Árboles del Valle del Cauca*. Cali, Bogotá: Litografía Arco.
- Mass, P. (2010). *Annonaceae*. (W. Milliken, B. Klitgaard, A. Baracat, & N. Hind, Edits.) Obtenido de Neotropikey- Interactive key and information resources for flowering plants of the Neotropics: www.kew.org/neotropikey
- Mass, P., Mennega, E., & Westra, T. (1994). *Studies in Annonaceae XXI Index to species and infraspecific taxa of neotropical Annonaceae Candollea*. *II*(49), 389-481.
- McArthur, R., & Wilson, E. (1967). *The theory of island biogeography*. Princeton: Princeton University Press.

- Mesén, F., Guevara, A., & Jiménez, M. (1996). Guía Técnica para la producción de semilla forestal certificada y autorizada. Tumbalpa: CATIE.
- Mitré, M. (2 de Septiembre de 2014). The IUCN Red List of Threatened Species, 2014.2. Obtenido de *Laetia micrantha*: www.iucnredlist.org
- Moreno, C. (2001). *Índice de Morisita-Horn* (Vol. I). Zaragoza: SEA.
- Mueller-Dombois, D., & Ellenberg, H. (1974). *Aims and Methods of vegetation ecology*. New York: John Wiley and Sons.
- Murillo, A. (2001). Las Annonaceae de Colombia. *Biota Colombiana*, *11*(1), 49-58.
- Murphy, P., & Lugo, A. (1986). Ecology of tropical dry forest. *Annual Review of Ecology and Systematics*(17), 67-88.
- Oliveira-Filho, A. T., Camisao-Neto, A. A., & Volpato, M. M. (1996). Structure and Dispersion of Four Tree Populations in an Area of Montane Semideciduous Forest in Southeastern Brazil. *Biotropica*, *28*(4), 762-769.
- Orozco, L., Chara, A., Bocanegra, R., Cantera, J., Ramirez, C., Salazar, M. I., y otros. (2010). Sectorización de Humedales del Valle alto del río Cauca: Gestión Integrada Del Recurso Hídrico Frente al Cambio Climático. Cali: Programa Editorial Universidad Del Valle.
- Parolin, P., De Simone, O., Haase, K., Waldhoff, D., Rottenberger, S., Khuhn, U., y otros. (2004). Central Amazonian Floodplain Forests: Tree Adaptations in a Pulsing System. *The Botanical Review*, 357-380.
- Paton, D. (2000). Disruptions of bird-plant pollination systems in southern Australia. *Conservation Biology*, *14*, 1232-1234.
- Poff, N., Allan, J., Bain, M., Karr, J., Prestegard, K., Richter, B., y otros. (1997). The natural flow regime. *Bioscience*(47), 769-784.
- Primack, R. B. (2010). *Essencial of Conservation Biology*. Sunderland: Sinauer Associates, Inc.
- Ramos, J., & Silvertone, P. (1994). Floral relictual del Valle geográfico del río Cauca. Informe final de investigación a Colciencias, Universidad del Valle, Cali.
- Renjifo, L. M., Aristizabal, S. I., Zambrano-Lozano, F. H., Vargas, W., Vargas, A. M., & Ramírez, D. P. (2009). Diseño de a estrategia de consrvación en el paisaje rural (Fase II). En F. Lozano-Zambrano, *Herramientas de manejo para la conservación de la diiversidad en paisajes rurales*. (págs. 87-119).

Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander Von Humboldt y Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca.

- Routley, M., Mavraganis, K., & Eckert, C. (1999). Effect of population size on the mating system in a self-compatible, autogamous plant, *Aquilegia canadensis* (Ranunculaceae). *Heredity*, 518-528.
- Sabogal-Gonzales, A., Valderrama, C., & Florez, E. (2011). Estudio comparativo de comunidades de arañas asociadas a bosques conservados y áreas intervenidas en el Santuario de Flora y Fauna Otún, Quimbaya (Risaralda, Colombia). Tesis de Maestría, Universidad Nacional, Biología, Bogotá.
- Sandoval, M. C. (2009). Hidrología y la ordenación de los humedales. En H. Álvarez-L., *Humedales del Valle geográfico del río Cauca: génesis, biodiversidad y conservación* (págs. 41-47). Santiago de Cali: CVC.
- Schnitzler, A. (2010). Biodiversity threats in floodplain forests of Europe. What can we do? University Paul Verlaine, Metz.
- Simonetti, J. A., Morales, M., Bustamante, R. O., & Grez, A. A. (2001). Regeneration of Tropical Forest Fragments in Beni, Bolivia. En B. Mostacedo, & T. Fredericksen, *Regeneración y Silvicultura de Bosques Tropicales en Bolivia* (págs. 140-155). Santa Cruz: El País.
- Tabares, M. (2001). Distribución espacial de *Caraipa llanorum*, *Xylopia ligustrifolia* y *Calophyllum brasiliense*, teniendo en cuenta su comportamiento demográfico y heterogeneidad ambiental en un bosque aluvial del río Yucao (Meta). Bogotá.
- Thompson, G. G., Withers, P. C., Pianka, E. R., & Thompson, S. A. (2003). Assessing biodiversity with species accumulation curves; inventories of small reptiles by pit-trapping in Western Australia. *Austral Ecology*, 361-383.
- Tokura, Y., Rondón, M. A., Villanueva, G., & Botero, L. F. (1996). Especies forestales del Valle del Cauca. CVC-KUM.
- Ugland, K., Gray, J., & Ellingsen, K. (2003). The species-accumulation curve and estimation of species richness. *Journal of Animal Ecology*(72), 888–897.
- Vargas, W. (2009). Las plantas de los ecosistemas inundables. En CVC, *Humedales del Valle geográfico del río Cauca: génesis, biodiversidad y conservación* (págs. 82-93). Santiago de Cali: CVC.
- Vargas, W. (2012). Los bosques secos del Valle del Cauca, Colombia: una aproximación a su flora actual. *Biota Colombiana*, 13(3), 102-164.

- Vargas, W. (2014). Plantas invasoras, su impacto sobre los procesos de sucesión y restauración, experiencias en Valle del Cauca y Quindío. En prensa, Universidad Icesi, Biología, Cali.
- Venable, D., & Brown, J. (1988). The selective interactions of dispersal, dormancy, and seed size as adaptations for reducing risk in variable environment. *American Naturalist*(131), 360-384.
- Villarreal, H., Álvarez, M., Córdoba, S., Escobar, F., Fagua, G., Gast, F., y otros. (2004). Manual de métodos para el desarrollo de inventario de biodiversidad. Bogotá, Colombia: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Ward, J., Tockner, K., & Schiemer, F. (1999). Biodiversity of floodplain river ecosystems ecotones and connectivity. *Reg. River Res & Manage*(15), 125-139.
- Wilson, J., Dormontt, E., Prentis, P., Lowe, A., & Richardson, D. (2009). Something in the way you move: dispersal pathway affect invasion success. *Trends in Ecology and Evolution*(24), 136-144.
- Wolf, L. (1995). The genetic and ecology of seed size variation in a biennial plant, *Hydrophyllum appensiculatum* (Hydrophyllaceae). *Oecologia*, 343-352.

ANEXOS

Anexo 1 Estructura poblacional del bosque de Colindres

Familia	Especie	Ab	Ar %	Fb	Fr %	Db	Dr %	IVI 300%	IVI 100%
Rubiaceae	<i>Pcychotria sp.</i>	1	0	1	1	0	0	2	1
Moraceae	<i>Ficus glabrata</i>	1	0	1	1	0	0	2	1
Rubiaceae	<i>Palicourea sp.</i>	1	0	1	1	0	0	2	1
Primulaceae	<i>Parathesis sp.</i>	1	0	1	1	0	0	2	1
Solanaceae	<i>Solanum nudum</i>	1	0	1	1	0	0	2	1
Salicaceae	<i>Xylosma intermedia</i>	1	0	1	1	0	0	2	1
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum hondense</i>	1	0	1	1	0	1	2	1
Achatocarpaceae	<i>Achatocarpus nigricans</i>	1	0	1	1	0	1	3	1
Fabaceae	<i>Pithecellobium lanceolatum</i>	1	0	1	1	0	1	3	1
Urticaceae	<i>Cecropia sp.</i>	2	1	1	1	0	0	2	1
Meliaceae	<i>Trichilia pallida</i>	2	1	1	1	0	0	2	1
Fabaceae	<i>Inga ingoides</i>	4	2	4	6	0	1	8	3
Rubiaceae	<i>Genipa americana</i>	6	2	5	7	0	1	10	3
Celastraceae	<i>Maytenus corei</i>	12	5	7	10	0	4	19	6
Fabaceae	<i>Pithecellobium dulce</i>	20	8	6	9	1	10	27	9
Annonaceae	<i>Xylopi ligustrifolia</i>	39	16	9	13	2	24	53	18
Melastomataceae	<i>Miconia ruscifolia</i>	47	19	9	13	1	7	39	13
Myrtaceae	<i>Eugenia biflora</i>	50	20	8	12	0	4	36	12
Salicaceae	<i>Laetia americana</i>	60	24	10	14	4	45	84	28
Total general		251	100	69	100	9	100	300	100

Anexo 2 Estructura poblacional del bosque Las Chatas

Familia	Especie	Ab	Ar %	Fb	Fr %	Db	Dr %	IVI 300%	IVI 100%
Solanaceae	<i>Solanum umbellatum</i>	1	0	1	2	0	0	2	1
Fabaceae	<i>Machaerium capote</i>	1	0	1	2	0	0	2	1
Polygonaceae	<i>Coccoloba sp.</i>	2	1	2	4	0	1	5	2
Polygonaceae	<i>Coccoloba obovata</i>	4	1	3	6	0	2	9	3
Fabaceae	<i>Lonchocarpus macrophyllus</i>	7	2	1	2	1	4	8	3
Myrtaceae	<i>Eugenia biflora</i>	7	2	3	6	0	0	8	3
Celastraceae	<i>Maytenus corei</i>	8	2	5	10	0	2	14	5
Achatocarpaceae	<i>Achatocarpus nigricans</i>	16	5	3	6	2	8	19	6
Salicaceae	<i>Laetia americana</i>	19	5	3	6	0	2	13	4
Capparaceae	<i>Crataeva tapia</i>	81	23	10	19	2	10	52	17
Sapindaceae	<i>Sapindus saponaria</i>	87	25	10	19	6	33	77	26
Fabaceae	<i>Pithecellobium lanceolatum</i>	116	33	10	19	7	38	90	30
Total general		349	100	52	100	19	100	300	100

Anexo 3 Estructura poblacional del bosque El Tíber

Familia	Especie	Ab	Ar %	Fb	Fr %	Db	Dr %	IVI 300%	IVI 100%
Piperaceae	<i>Piper peltatum</i>	1	1	1	2	0	0	2	1
Melastomataceae	<i>Miconia ternatifolia</i>	1	1	1	2	0	0	2	1
Moraceae	<i>Ficus obtusifolia</i>	1	1	1	2	0	2	4	1
Poaceae	<i>Guadua angustifolia</i>	2	1	2	3	0	1	6	2
Phytolaccaceae	<i>Trichostigma octandrum</i>	3	2	2	3	0	1	6	2
Myrtaceae	<i>Myrcia sp.</i>	3	2	1	2	0	0	4	1
Moraceae	<i>Ficus insipida</i>	3	2	2	3	0	2	7	2
Meliaceae	<i>Trichilia pallida</i>	4	3	3	5	0	0	8	3
Urticaceae	<i>Cecropia angustifolia</i>	5	3	3	5	1	5	13	4
Myrtaceae	<i>Eugenia monticola</i>	6	4	4	6	0	1	11	4
Salicaceae	<i>Laetia americana</i>	6	4	5	8	1	5	17	6
Malvaceae	<i>Ceiba pentandra</i>	6	4	4	6	1	4	15	5
Meliaceae	<i>Guarea guidonia</i>	7	5	3	5	0	1	11	4
Annonaceae	<i>Xylopia ligustrifolia</i>	7	5	4	6	1	5	16	5
Rubiaceae	<i>Notopleura macrophylla</i>	8	6	5	8	0	2	16	5
Caricaceae	<i>Carica papaya</i>	10	7	7	11	0	1	19	6
Malvaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i>	15	10	6	10	1	6	26	9
Fabaceae	<i>Albizia saman</i>	56	39	9	14	8	63	116	39
Total general		144	100	63	100	13	100	300	100

Anexo 4 Clases diamétricas de *Xylopia ligustrifolia* de Colindres

Familia	DAP cm	Altura m	Clases diamétricas
Annonaceae	3	15	≤9.99
Annonaceae	3.5	18	≤9.99
Annonaceae	4.6	15	≤9.99
Annonaceae	5.7	24	≤9.99
Annonaceae	7.2	24	≤9.99
Annonaceae	10	6	10-19.99
Annonaceae	14.3	25	10-19.99
Annonaceae	16.2	22	10-19.99
Annonaceae	17.6	30	10-19.99
Annonaceae	17.7	22	10-19.99
Annonaceae	19.6	18	10-19.99
Annonaceae	20.4	23	20-29.99
Annonaceae	20.8	15	20-29.99

Annonaceae	20.9	12.5	20-29.99
Annonaceae	21.1	30	20-29.99
Annonaceae	21.6	27	20-29.99
Annonaceae	21.7	30	20-29.99
Annonaceae	25.2	21	20-29.99
Annonaceae	25.5	30	20-29.99
Annonaceae	26.4	20	20-29.99
Annonaceae	26.7	25	20-29.99
Annonaceae	26.8	30	20-29.99
Annonaceae	26.9	19	20-29.99
Annonaceae	27.1	25	20-29.99
Annonaceae	29.6	4	20-29.99
Annonaceae	29.8	25	20-29.99
Annonaceae	30.4	26	30-39.99
Annonaceae	30.7	20	30-39.99
Annonaceae	31.4	28	30-39.99
Annonaceae	32	28	30-39.99
Annonaceae	32.6	25	30-39.99
Annonaceae	32.8	25	30-39.99
Annonaceae	36.3	20	30-39.99
Annonaceae	37.4	7	30-39.99
Annonaceae	37.6	20	30-39.99
Annonaceae	39.8	20	30-39.99
Annonaceae	32.6	5	40-49.99
Annonaceae	40.5	24	40-49.99
Annonaceae	58.4	4	≥50
Promedio	24.7	20.7	-

Anexo 5 Clases diamétricas de *Xylopia ligustrifolia* en el Tíber

Familia	DAP cm	Altura m	Clases diamétricas
Annonaceae	28.6	20	20-29.99
Annonaceae	28.6	30	20-29.99
Annonaceae	28.6	30	20-29.99
Annonaceae	31.5	30	30-39.99
Annonaceae	33.8	30	30-39.99
Annonaceae	42.3	30	40-49.99
Annonaceae	47.7	5	40-49.99
Promedio	34.5	25	-

Anexo 6 Clases diamétricas de *Laetia americana* en Colindres

Familia	DAP cm	Altura m	Clases diamétricas
Salicaceae	3.8	20	≤ 6.99
Salicaceae	3.9	25	≤ 6.99
Salicaceae	4.8	18	≤ 6.99
Salicaceae	7.3	18	7-19.99
Salicaceae	7.3	12	7-19.99
Salicaceae	7.7	28	7-19.99
Salicaceae	11.9	18	7-19.99
Salicaceae	15.4	28	7-19.99
Salicaceae	17.3	25	7-19.99
Salicaceae	17.5	7	7-19.99
Salicaceae	18.1	18	7-19.99
Salicaceae	19.2	25	7-19.99
Salicaceae	19.6	18	7-19.99
Salicaceae	23.6	28	20-29.99
Salicaceae	24.9	18	20-29.99
Salicaceae	25.7	25	20-29.99
Salicaceae	25.9	20	20-29.99
Salicaceae	25.9	30	20-29.99
Salicaceae	26.4	30	20-29.99
Salicaceae	26.7	25	20-29.99
Salicaceae	26.8	30	20-29.99
Salicaceae	27.4	25	20-29.99
Salicaceae	27.5	30	20-29.99
Salicaceae	27.9	25	20-29.99

Salicaceae	28.8	28	20-29.99
Salicaceae	29	20	20-29.99
Salicaceae	29.9	20	20-29.99
Salicaceae	30.2	18	30-39.99
Salicaceae	30.9	20	30-39.99
Salicaceae	31	30	30-39.99
Salicaceae	32.2	9	30-39.99
Salicaceae	32.3	24	30-39.99
Salicaceae	32.5	25	30-39.99
Salicaceae	32.5	30	30-39.99
Salicaceae	32.5	3	30-39.99
Salicaceae	32.5	25	30-39.99
Salicaceae	32.6	17	30-39.99
Salicaceae	32.8	10	30-39.99
Salicaceae	33.3	20	30-39.99
Salicaceae	33.3	23	30-39.99
Salicaceae	33.4	20	30-39.99
Salicaceae	33.6	20	30-39.99
Salicaceae	33.8	28	30-39.99
Salicaceae	34.4	8	30-39.99
Salicaceae	35.2	25	30-39.99
Salicaceae	35.4	30	30-39.99
Salicaceae	35.7	12	30-39.99
Salicaceae	35.8	17	30-39.99
Salicaceae	36.1	20	30-39.99
Salicaceae	36.1	8	30-39.99
Salicaceae	36.3	6	30-39.99
Salicaceae	36.4	30	30-39.99
Salicaceae	36.7	27	30-39.99
Salicaceae	36.9	24	30-39.99
Salicaceae	36.9	30	30-39.99
Salicaceae	37.2	25	30-39.99
Salicaceae	38.4	20	30-39.99
Salicaceae	41.1	24	40-49.99
Salicaceae	47.2	27	40-49.99
Salicaceae	51.2	25	≥50
Promedio	28.3	21.6	-

Anexo 7 Clases diamétricas de *Laetia americana* en Las Chatas

Familia	DAP cm	Altura m	Clases diamétricas
Salicaceae	3.8	12.0	≤6.99
Salicaceae	3.8	3.0	≤6.99
Salicaceae	4.2	10.0	≤6.99
Salicaceae	5.4	12.0	≤6.99
Salicaceae	5.4	3.0	≤6.99
Salicaceae	5.6	5.0	≤6.99
Salicaceae	5.7	8.0	≤6.99
Salicaceae	6.7	16.0	≤6.99
Salicaceae	7.4	10.0	7-19.99
Salicaceae	8.9	10.0	7-19.99
Salicaceae	8.9	12.0	7-19.99
Salicaceae	10.0	6.0	7-19.99
Salicaceae	10.2	10.0	7-19.99
Salicaceae	11.8	10.0	7-19.99
Salicaceae	13.4	12.0	7-19.99
Salicaceae	16.3	8.0	7-19.99
Salicaceae	16.6	12.0	7-19.99
Salicaceae	21.7	4.0	20-29.99
Salicaceae	51.6	10.0	≥50
Promedio	11.4	9.1	-

Anexo 8 Clases diamétricas de *Laetia americana* en el Tíber

Familia	DAP cm	Altura m	Clases diamétricas
Salicaceae	22.3	40.0	20-29.99
Salicaceae	29.7	40.0	20-29.99
Salicaceae	38.7	20.0	30-39.99
Salicaceae	31.8	30.0	30-39.99
Salicaceae	41.4	40.0	40-49.99
Salicaceae	47.7	5.0	40-49.99
Promedio	35.3	29.2	-

Anexo 9 Número de individuos compartidos o únicos de las zonas de estudio

Áreas	No de individuos	
	Únicos	Totales
Colindres	12	19
Chatas	7	12
Tiber	15	18
Parejas	No de individuos compartidos	
Col-CH	5	
CH-TIB	1	
TIB-Col	3	