

ANÁLISIS ESPACIO TEMPORAL DEL PROCESO DE FRAGMENTACIÓN DE LA
VEGETACIÓN EN LA PARTE MEDIA DE LA CUENCA DEL RÍO PALACÉ,
MUNICIPIO DE POPAYÁN, CAUCA

NILSA LORENA ALVEAR NARVÁEZ

UNIVERSIDAD DEL CAUCA
FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES EXACTAS Y DE LA EDUCACIÓN
PROGRAMA DE BIOLOGÍA
POPAYÁN
2006

ANÁLISIS ESPACIO TEMPORAL DEL PROCESO DE FRAGMENTACIÓN DE LA
VEGETACIÓN EN LA PARTE MEDIA DE LA CUENCA DEL RÍO PALACÉ,
MUNICIPIO DE POPAYAN, CAUCA

NILSA LORENA ALVEAR NARVÁEZ

Trabajo de Grado como requisito para optar al título de Bióloga



Director
APOLINAR FIGUEROA CASAS Ph. D.



Asesor
Esp. BERNARDO RAMÍREZ PADILLA
Taxonomía, Ecología Vegetal

UNIVERSIDAD DEL CAUCA
FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES EXACTAS Y DE LA EDUCACIÓN
PROGRAMA DE BIOLOGÍA
POPAYÁN
2006

Nota de aceptación:

Director

Apolinar Figueroa Casas Ph. D.

Jurado

Mg Diego Macias Pinto

Jurado

Biólogo Hernando Vergara Varela

Fecha de sustentación: Popayán, 6 de diciembre de 2006

AGRADECIMIENTOS

A **Dios, mis Ángeles y los Ángeles de la naturaleza** por ser fuente constante de mi razón de ser.

A **mi Madre** por enseñarme a vivir felizmente dando lo mejor de mi, a **mi Padre Hernán, mis hermanos** Diana y Pablo por darme la oportunidad, el apoyo y su amor, y a las personas de mi familia que me acompañaron con su apoyo y oraciones en todo este camino.

A mi profe Apolinar por sus enseñanzas de vida, por la oportunidad de trabajar a su lado, la amistad y el constante apoyo para que siempre se cumplan mis metas.

A mi amiga Vicky por la compañía en todo el proceso que llevamos juntas realizando este trabajo conjunto, en las caminatas en campo, el frío, la lluvia, el cansancio, pero ante todo la compañía y la palabra precisa para tener el ánimo de continuar.

A mis amigos Angélica, Eduardo y Jairo por la compañía en el trabajo de campo y en especial a Jairo por toda su valiosa ayuda para que mi trabajo siempre este a tiempo.

A la comunidad de las veredas Guacas y Clarete por permitirnos entrar, conocer y aprender de su territorio y en especial a José Fernando y Pablo Mafla por su hospitalidad, y a los perritos que siempre nos acompañaron en campo.

A mis compañeros de GEA, Juan Pablo por los aportes con sus conocimientos, a Samir por la colaboración en todo el trabajo de SIG, a Luz Amparo, Maria Cristina, Luz Stella y a los demás integrantes del grupo que sin nombrarlos saben que tiene mi mayor agradecimiento por que han estado conmigo en todo este proceso.

Al profesor Bernardo Ramírez, Adalberto y en especial a mi amiga Lucely por las recomendaciones y colaboración en la identificación del material vegetal colectado.

A Lisbeth González por su amistad y dedicación para aportes a mi trabajo con sus conocimientos en el análisis del estudio de la vegetación.

A mis compañeros de Conservación Biológica por sus aportes valiosos y oportunos.

A Diana, Carlos, mis compañeros de carrera, profesores y todos los que sin nombrarlos saben que están aquí porque con sus palabras de aliento, sonrisas y amistad verdadera han sido una constante compañía y el mejor apoyo y finalmente a los jurados Mg. Diego Macias y Biólogo Hernando Vergara por su decidida colaboración y aportes.

TABLA DE CONTENIDO

	pág.
RESUMEN	9
INTRODUCCIÓN	10
1. JUSTIFICACIÓN	11
2. OBJETIVO	13
3. MARCO TEÓRICO	14
3.1 ECOLOGÍA DEL PAISAJE	14
3.2 FRAGMENTACIÓN	15
3.2.1 Patrones y Consecuencias de la Fragmentación.	16
3.2.2 El estudio de la Fragmentación	17
3.3 ESTUDIO DE LA VEGETACIÓN	18
3.3.1 Medida de la diversidad de la vegetación	18
3.3.2. La Cobertura Vegetal y el Régimen Hidrológico.	19
3.4 SISTEMAS DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA (SIG)	20
3.3.1 Aplicaciones de un SIG en el Medio Ambiente.	21
4. ANTECEDENTES	22
5. HIPÓTESIS	25
6. ÁREA DE ESTUDIO	26
6.1 Localización de la zona de estudio	26
7. METODOLOGÍA	29

7.1 ANÁLISIS DE LA FRAGMENTACIÓN	29
7.1.1 Procesamiento fotogramétrico	29
7.1.2 Estudio de cambio de área en las coberturas vegetales	32
7.1.3 Estudio de la Fragmentación	32
7.2 ESTUDIO DE LA VEGETACIÓN	34
7.2.1 Análisis estructural de la vegetación.	35
7.2.2 Análisis de la composición florística de la vegetación.	36
7.2.3 Similitud florística de la vegetación.	36
7.3 DESCRIPCIÓN DE LAS ACTIVIDADES ANTRÓPICAS.	37
8. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	39
8.1 ANÁLISIS DE LA FRAGMENTACIÓN	39
8.1.1 Estudio de las Coberturas Vegetales	39
8.1.2 Estudio de la Fragmentación	46
8.2 ESTUDIO DE LA VEGETACIÓN	55
8.2.1 Estructura de la vegetación.	56
8.2.2 Similitud florística	65
8.2.3 Riqueza y composición florística.	66
8.3 DESCRIPCIÓN DE LAS ACTIVIDADES ANTRÓPICAS	73
9. CONCLUSIONES	86
10. RECOMENDACIONES	88
BIBLIOGRAFÍA	89
ANEXOS	99

LISTA DE TABLAS

	pág.
Tabla 1. Insumos cartográficos empleados para el procesamiento fotogramétrico.	30
Tabla 2. Categorías de clasificación de coberturas y comunidades vegetales naturales y antrópicas.	31
Tabla 3. Índices de similitud evaluados en los fragmentos de Guacas y Clarete	37
Tabla 4. Áreas ocupadas por las coberturas vegetales identificadas en la zona de estudio para los años 1961, 1983 y 1991 a partir de fotografías aéreas.	39
Tabla 5. Indicadores de cambio de coberturas vegetales identificadas en la zona de estudio para el periodo de 1961–1983 a partir de fotografías aéreas	41
Tabla 6. Indicadores de cambio de coberturas vegetales identificadas en la zona de estudio para el periodo de 1983 – 1991 a partir de fotografías aéreas	41
Tabla 7. Indicadores de cambio de coberturas vegetales identificadas en la zona de estudio para el periodo de 1961 – 1991 a partir de fotografías aéreas.	42
Tabla 8. Índices de fragmentación de las coberturas vegetales a partir de fotografías aéreas para el año 1961.	46
Tabla 9. Índices de fragmentación de las coberturas vegetales a partir de fotografías aéreas para el año 1983.	46
Tabla 10. Índices de fragmentación de las coberturas vegetales a partir de fotografías aéreas para el año 1991.	47
Tabla 11. Especies mas abundantes en los bosques de Guacas y Clarete.	62
Tabla 12. Familias con el mayor índice de valor de importancia (IVF) para los bosques I y II	64
Tabla 13. Riqueza de familia, géneros y especies para el inventario general de la zona de los bosques.	66
Tabla 14. Riqueza de familia, géneros y especies para los bosques de Guacas y	67

Clarete.

Tabla 15. Comparación de la riqueza florística del número de plantas con un DAP \geq 2.5 cm., en 0.1 ha, entre las localidades muestreadas de este estudio y otras localidades de Colombia	71
Tabla 16. Listado de familias y géneros de plantas leñosas que difieren en los listados de composición florística entre el presente estudio y el de Alcázar C	72
Tabla 17. Matriz de Fearo para la evaluación de las principales actividades antrópicas identificadas en la zona de estudio	74

LISTA DE FIGURAS

	pág.
Figura 1. Localización general de la subcuenca del río Palacé en el departamento del Cauca. Fuente GEA. 2004	26
Figura 2. Mapa de localización de la ventana de estudio y de los fragmentos de vegetación Guacas y Clarete.	28
Figura 3. Áreas por tipo de cobertura vegetal para los años 1961, 1983 y 1991	40
Figura 4. Coberturas Vegetales para el año 1961 empleando fotografías aérea	43
Figura 5. Coberturas Vegetales para el año 1983 empleando fotografías aéreas	44
Figura 6. Coberturas Vegetales para el año 1991 empleando fotografías aéreas	45
Figura 7. Dinámica de cambio de las coberturas boscosas durante los años 1961,1983 y 1991.	48
Figura 8. Índice NP (numero de parche) para los años 1961, 1983 y 1991 analizado con fotografías aéreas.	49
Figura 9. Índice LPI (parche mayor) para los años 1961, 1983 y 1991 analizado con fotografías aéreas.	50
Figura 10. Índice LSI (forma del paisaje) para los años 1961, 1983 y 1991 analizado con fotografías aéreas.	51
Figura 11. Cambio ocurridos sobre las coberturas boscosas durante los años 1961, 1983 y 1991. (las flechas muestran los puntos donde se han visto mas afectados los bosques)	52
Figura 12. Índice MPS (tamaño medio del fragmento) para los años 1961, 1983 y 1991 analizado con fotografías aéreas.	53
Figura 13. Índice PROX_MN (proximidad media) para los años 1961, 1983 y 1991 analizado con fotografías aéreas.	54

Figura 14. Distribución de los individuos con $DAP \geq 1$ cm, en clases de alturas para los Bosque de Guacas y Clarete	56
Figura 15. Estructura vertical y proyección horizontal (individuos $DAP \geq 5$ cm) en el fragmento de bosque Guacas	57
Figura 16. Estructura vertical y proyección horizontal (individuos $DAP \geq 5$ cm) en el fragmento de bosque Clarete	58
Figura 17. Distribución de los individuos en clases de $DAP \geq 1$ cm para el bosque de Guacas.	60
Figura 18. Distribución de los individuos en clases de $DAP \geq 1$ cm para el bosque de Clarete.	61
Figura 19. Comparación de la riqueza florística entre los bosques Guacas y Clarete.	67
Figura 20. Representación de las familias con mayor número de especies presenten en los bosques de Guacas, Clarete.	68
Figura 21. Representación de los géneros con mayor número de especies presenten en los bosques de Guacas, Clarete.	68
Figura 22. Curva especies-área para los bosques de Guacas y Clarete, en el municipio de Popayán.	69
Figura 23. (a) Cultivos al borde del bosque y extracción de material vegetal – (b) tala	75
Figura 24. Cultivos de fique.	79
Figura 25. Pastos dedicados a ganadería extensiva	80
Figura 26. (a). Trazado de la red vial y camino de conducción de tubería construida para el nuevo acueducto de la ciudad de Popayán sobre el Bosque de Guacas. La cobertura del bosque corresponde a la definida en el mapa de coberturas vegetales para el año 1991, la línea vial se delimitó por Georeferenciación en el año 2006. (b-c). Carretera hacia el acueducto en el sector de Guacas, las estrellas en la figura (a) representan los puntos de las imágenes (b) estrella azul y (c) amarilla.	82
Figura 27. Lugar de construcción de la bocatoma del nuevo acueducto de Popayán.	83

Figura 28. Tendido eléctrico en la vereda Clarete Alto (al fondo bosque de Clarete).	84
Figura 29. Mapa de las coberturas boscosas de la zona de estudio con los principales afluentes hídricos	85

LISTA DE ANEXOS

	pág.
Anexo 1. Listado general de flora encontrada en el bosque de la vereda Guacas, municipio de Popayán.	99
Anexo 2. Listado general de flora encontrada en el bosque de la vereda Clarete, municipio de Popayán.	100
Anexo 3. Listado de especies y parámetros estructurales evaluados en individuos con $DAP \geq 1$ cm en 0.1 ha del bosque de Guacas.	102
Anexo 4. Listado de especies y parámetros estructurales evaluados en individuos con $DAP \geq 1$ cm en 0.1 ha del bosque de Clarete.	104

RESUMEN

La fragmentación del hábitat es la pérdida de continuidad de un ecosistema, que ocasiona cambios en la estructura de las poblaciones y comunidades de flora y fauna, al igual que en el ambiente físico, conlleva además a cambios en el funcionamiento del ecosistema, en las relaciones de las comunidades entre los remanentes de bosque y serias implicaciones en la conservación de la biodiversidad.

En Colombia se ha centrado interés en contrarrestar esta situación mediante el análisis de las interacciones ecológicas que generan cambios, buscando la comprensión de los procesos que se desencadenan, por medio de investigaciones enfocadas a ofrecer alternativas de gestión para áreas protectoras de fuentes de agua, refugios de fauna y flora silvestre cuya diversidad biótica no solo es importante para la dinámica de los ecosistemas sino en la sostenibilidad de la vida.

La investigación se realiza en la parte media de la cuenca del río Palacé en el municipio de Popayán, y se orientó a analizar los cambios espaciales y temporales que determinan el proceso de fragmentación que sufren las comunidades vegetales, caracterizando su estructura y diversidad florística en los fragmentos de bosque analizando la similitud entre ellos. El estudio se realiza a partir de imágenes de sensores remotos de los años 1961, 1983 y 1991, que permiten elaborar patrones de ocupación y transformación de las coberturas vegetales del área de estudio, asociando las actividades antrópicas identificadas y espacializando los análisis mediante los Sistemas de Información Geográfica (SIG). El análisis de los índices de fragmentación permitió identificar la dinámica de cambio espacial de las coberturas vegetales naturales y antrópicas y los patrones de ocupación que han sido los determinantes en la zona y que han afectado principalmente las coberturas boscosas. Aunque no se encontró un proceso de fragmentación significativo en las coberturas boscosas los cambios porcentuales del uso del suelo permiten inferir que si ese cambio persiste se potenciará el proceso de fragmentación.

Los datos obtenidos demostraron que la vegetación de los bosques ha sido afectada alterando la similitud florística en presencia y/o ausencia de especies, pero no en su abundancia.

INTRODUCCIÓN

El proceso de fragmentación del hábitat está identificado como una consecuencia de las actividades antrópicas sobre el medio natural, los cambios que ocurren, se pueden ver reflejados en el estudio de las coberturas vegetales. Estos cambios propician que los hábitats naturales estén sometidos a cambios inducidos que favorecen la fragmentación de los ecosistemas, por esto el deterioro parcial o la destrucción de los hábitats naturales se convierte en la principal amenaza para la conservación de la biodiversidad.

En Colombia se ha empezado a centrar interés en contrarrestar esta situación mediante el análisis de las interacciones ecológicas que generan los cambios, buscando la comprensión de estos procesos por medio de investigaciones enfocadas a ofrecer alternativas de gestión para áreas protectoras de fuentes de agua, refugios de fauna y flora silvestre cuya diversidad biótica no solo es importante en la dinámica del ecosistema sino en la sostenibilidad de la vida.

La cuenca del río Palacé, en el departamento del Cauca cubre un área de 65.000 ha y es de importancia estratégica para el municipio de Popayán, al ser la fuente abastecedora de agua para las veredas del área de influencia y del acueducto de la zona norte del municipio de Popayán (Ministerio del Medio Ambiente. Corporación Autónoma Regional del Cauca, 2002); característica que prioriza el estudio de esta cuenca, sobretodo en la dinámica y el estado de sus bosques protectores del recurso agua y suelo, por estar expuestos de manera constante a la intervención antrópica, por lo cual convierte la zona en altamente prioritaria para la conservación.

Por ello, esta investigación se orientó a evaluar los cambios espacio temporales de la transformación del paisaje, que determinan el proceso de fragmentación de las coberturas vegetales, caracterizando la estructura y composición florística de fragmentos de bosque para analizar la similitud entre ellos.

Estos análisis permitirán elaborar patrones de ocupación y transformación de las coberturas vegetales mediante análisis con los Sistemas de Información Geográfica (SIG), asociándolo con las actividades antrópicas, con el fin de formular pautas de gestión ambiental encaminadas a facilitar el manejo y la conectividad de los parches de bosque de la cuenca.

1. JUSTIFICACIÓN

Los fragmentos de bosque que sufren una permanente presión antrópica están sujetos a la exposición constante de su biota, desencadenando procesos perjudiciales para la biodiversidad como la alteración de el microclima, estas variaciones ambientales drásticas de sistemas desprovistos de cubierta arbórea producen el desplazamiento y reemplazo por especies propias de la zona de borde o hábitats abiertos, mejor adaptados a las variaciones (Lovejoy *et al.* 1986) reduciendo drásticamente la biodiversidad. En Colombia, las zonas de bosque andino han sido fuertemente fragmentadas al albergar gran parte de la población humana (IAvH 1998), siendo la franja en la cual se concentra buena parte de la biodiversidad de plantas de la zona tropical.

Se ha demostrado que la fragmentación del hábitat ocasiona profundas consecuencias en la estructura y funcionamiento de los sistemas, declinando el número de especies propias de las zonas de los fragmentos (Murcia 1995) y la diversidad nativa. La fragmentación también conlleva a cambios en las relaciones de la comunidad entre los remanentes de bosque (Saunders *et al.* 1991) y puede causar la pérdida de especies claves (Wilson 1992), con serias implicaciones para la conservación de la biodiversidad (Lovejoy *et al.* 1986).

La zona de la cuenca del río Palacé sobre el municipio de Popayán está sufriendo procesos de alteración del paisaje natural como la disminución de cobertura vegetal protectora de suelos y aguas, y también la diversidad biológica y microclimática, ya que menos del 35% del área es bosque natural y esto puede alterar el balance hídrico del río Palacé al ser la fuente abastecedora del nuevo acueducto de la zona norte del municipio de Popayán y las veredas noroccidentales (Ministerio del Medio Ambiente. Corporación Autónoma Regional del Cauca 2002). Lo anterior ha llevado a que la zona sea identificada como área a conservar pues conforma una de las mayores áreas de bosque natural con gran riqueza hídrica (POT Popayán 2002) y biodiversidad florística; al igual que ha tomado una importancia social por las acciones que se deben desarrollar de conservación del agua para los acueductos de Clarete Alto, bajo, El Cabuyo y el nuevo acueducto de Palacé, emprendidas por las comunidades de la zona de influencia.

Por esto, es importante identificar las consecuencias ecológicas que causan las intervenciones antrópicas sobre esta zona de la cuenca, obteniendo estimaciones de los cambios en el paisaje, evaluando la similitud de las comunidades vegetales de los fragmentos de bosque y la cuantificación de los procesos de fragmentación en las coberturas vegetales,

evaluándolos con índices de tamaño, forma, conectividad y área, características que juegan un papel importante en la determinación del flujo de energía de organismos y de factores abióticos del paisaje (Etter 1991) y de la calidad de los ecosistema (IAvH 2002); usando como soporte los Sistema de Información Geográfica (SIG) para espacializar las dinámicas de cambio de los elementos del Paisaje.

2. OBJETIVO

Analizar el proceso de fragmentación en las coberturas vegetales de la parte media de la cuenca del río Palacé, mediante el estudio espacio temporal, estableciendo su relación con las actividades antrópicas; y la alteración de las comunidades vegetales.

3. MARCO TEÓRICO

3.1 ECOLOGÍA DEL PAISAJE

El estudio de la Ecología del Paisaje parte de la premisa que los patrones de los elementos del paisaje (fragmentos), influyen en los procesos ecológicos y se ven influidos por estos (Mc. Garigal y Cushman 2002), entendiendo el paisaje como un conjunto de fragmentos que interaccionan.

El Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt en su documento Sistema de Indicadores de Seguimiento de la Política de Biodiversidad en la Amazonia Colombiana dice: “La ecología del paisaje es una aproximación teórica al estudio del estado de los ecosistemas, los patrones del paisaje, la interacción entre los fragmentos existentes en el Paisaje y la manera en que los patrones y las interacciones cambian en el tiempo. La aplicación de estos principios en la solución de problemas y en la comprensión de las dinámicas y los desarrollos de la heterogeneidad espacial, son también parte de los objetos de estudio de la Ecología del paisaje”.

La ecología del paisaje considera un espacio específico del paisaje como una entidad holística que incluye componentes heterogéneos, teniendo como objeto de estudio el “**paisaje**” definido como una área de suelo heterogéneo compuesta por una variedad de ecosistemas interactuantes que se repiten de forma similar (Forman y Godron 1986).

Las actividades antropogénicas alteran la estructura y los flujos ecológicos de los paisajes, de igual modo las disrupciones en los elementos del paisaje comprometerían su funcionalidad dada la interferencia en los procesos ecológicos críticos necesarios para la persistencia de las poblaciones, el mantenimiento de la biodiversidad y la salud de los ecosistemas.

Partimos de los principios planteados por Forman y Godron, que se tendrán en cuenta:

- **Estructura y Función del Paisaje.** El paisaje es heterogéneo y difiere estructural y funcionalmente en la distribución de especies, energía y materiales entre los parches, corredores, y la matriz.
- **Flujo de Energía.** El flujo de energía calórica y de biomasa a través de los límites de los parches, corredores y matriz de un paisaje se incrementan con los paisajes heterogéneos.
- **Cambio de Paisaje.** Cuando no hay perturbación, la estructura horizontal del paisaje tiende progresivamente hacia la homogeneidad; el disturbio moderado incrementa la heterogeneidad, y el disturbio severo puede incrementar o disminuir la heterogeneidad.

- **Estabilidad del Paisaje.** La estabilidad del mosaico del paisaje se puede incrementar de tres diferentes modos, (a) estabilidad de sistemas físicos, (b) rápida recuperación del disturbio o (c) alta resistencia hacia el disturbio.

Elementos del Paisaje.

Parche. Etter (1991) define un Parche como “una superficie no lineal de tamaño variable, que difiere fisionómicamente de sus alrededores, y que posee un grado de homogeneidad interno. Los parches varían de acuerdo al tamaño, forma, tipo, heterogeneidad y características de borde. Generalmente están inmersos en una matriz de características contrastantes en cuanto a fisionomía y composición” (Rutledge 2003). Para este trabajo se empleara el término clase (clases de uso del suelo) para referirse a las diferentes categorías de parches semejantes.

Los tipos de parches se han determinado según sus características y dinámica evolutiva, se pueden clasificar de la siguiente manera (Etter 1991):

- *Parches de perturbación:* natural o antrópica de tipo eventual (deslizamientos, quemas ocasionales) o crónico (pastoreo, inundaciones, quemas cíclicas)
- *Parches remanentes:* perturbación extensa que forman islas no afectadas por el disturbio. Su magnitud es más severa y se puede presentar extinción de especies.
- *Parches de recursos ambientales:* por diferencias en las condiciones del suelo, drenaje o características litológicas. Se caracteriza por bordes abruptos.
- *Parches introducidos.* Originados por actividades humanas como la introducción de especies, establecimiento de enclaves industriales y actividades antropogénicas de tipo permanente. Detiene el proceso de sucesión vegetal.

Corredor. Es otro elemento estructural y funcional del paisaje, conformado por fragmentos alargados o lineales que conectan o separan elementos dentro de la matriz. Estos juegan un papel importante en el aumento de la preservación de la diversidad biótica en ecosistemas muy fragmentados (Forman y Godron 1986). Estructuralmente se pueden definir en tres: lineales, franjas y riparios. Entre sus características está la conectividad o los puntos de interrupción.

Matriz. Los fragmentos y corredores están dentro de la matriz, la cual es usualmente el elemento más grande y conectado (menos fraccionado) dentro del paisaje, controlando su dinámica y función. Los criterios de selección de la matriz son (Forman y Godron 1986): El elemento de mayor área dominante en el paisaje, el grado de conectividad y los elementos del paisaje que ejercen el mayor grado de control sobre la dinámica del paisaje

3.2 FRAGMENTACIÓN

La fragmentación de bosques es un proceso a nivel del paisaje, en el cual un bloque de bosque es subdividido en fragmentos mas pequeños, geométricamente más complejos y más aislados como resultado tanto de procesos naturales como de actividades humanas (Harris, 1988) . Estos procesos implican cambios en la composición, estructura y función

del paisaje. (UNISIG. IAvH²) y constituye una de la mayores amenazas a la biodiversidad (Chapin *et al.* 2000).

Dentro de los componentes de la fragmentación están:

1. Reducción del hábitat disponible (perdida de hábitat)
2. Aislamiento de los parches y ruptura de continuidad (fragmentación en sentido estricto).

La fragmentación ocurre a diferentes escalas espaciales y temporales (Forman 1995), convirtiéndose en un termino que va mas allá de la conservación y que no debe tomarse solamente en sentido perjudicial, por lo que es importante separar los procesos de fragmentación y pérdida de hábitat, siendo éste ultimo el que más afecta a la biodiversidad que es compensada algunas veces por la fragmentación con el apoyo a la dinámica de las poblaciones. Wilcox y Murphy (1985) señalan que a medida que la fragmentación del bosque proceda, el tamaño de los fragmentos disminuye, y el aislamiento aumenta, conformándose los llamados “hábitat - isla”.

La fragmentación se convierte en una fase de transformación espacial del paisaje por causas naturales o humanas, esos cambios se pueden analizar con otros procesos que son equivalentes ecológicamente, y que explican las transformaciones de las coberturas cuando no se da la fragmentación per se, esos procesos son (Forman 1995): *Perforation* (perforación), en el que se hacen agujeros en un tipo de hábitat creando claros. *Dissection* (disección) es otro proceso espacial de transformación del paisaje, es considerada como un caso especial de fragmentación en el que se divide o subdivide un área con líneas de un ancho igual, ej: división con senderos o caminos. *Shrinkage* (contracción), disminución del tamaño de los elementos del paisaje ejemplos: contracción por expansión de frontera agrícola, construcciones de casas. *Attrition* (agotamiento), proceso de transformación del paisaje que implica la desaparición de parches o corredores, se da generalmente en parches pequeños que desaparecen.

3.2.1 Patrones y Consecuencias de la Fragmentación.

Según Bustamante y Grez (1995) un bosque fragmentado puede ser descrito por atributos como numero de fragmentos, tamaño, forma y grado de aislamiento de los fragmentos. El tipo de matriz que rodea a los fragmentos también es importante en esta caracterización. Los fragmentos pequeños tienen una relación perímetro/área mayor que fragmentos grandes, lo cual significa una mayor influencia de la matriz circundante.

Los efectos biológicos de la fragmentación de bosques se enfatizan en efectos sobre las condiciones microclimáticas de los parches, la abundancia de algunas especies y las interacciones biológicas. Entre estos se encuentra: el efecto borde que esta definido como una zona de transición entre hábitats adyacentes (López-Barrera 2004) que puede manifestarse en cambios abióticos y bióticos al interior del fragmento (Bustamante y Grez 1995); y el grado de aislamiento que esta determinado por la distancia que existe entre los

fragmentos, por el tipo de matriz que los separa y por las características de las especies en estudio. Otros son efectos ecológicos del tamaño y número del parche y movimiento de especies.

Efectos abióticos. Hay un aumento dentro de los fragmentos; de la luz, la humedad, temperatura del aire y reducción significativa de la humedad de suelo, que puede afectar las condiciones para la regeneración de las plantas, pues estas condiciones crean ambientes más secos, con más exposición a la luz y calurosos, que pueden inhibir la germinación de semillas y crecimiento de plántulas de las especies de bosque alterando significativamente el reclutamiento arbóreo (Bustamante *et al.* 2005).

Efectos bióticos. Puede alterar las interacciones planta–animal al reducir o cambiar la diversidad y abundancia de especies herbívoras, granívoras, polinizadoras y dispersoras de semillas. El grado de aislamiento entre fragmentos tiene implicaciones en el desplazamiento de especies entre parches, disminuyendo el intercambio genético y la diversidad genética de las poblaciones de plantas y animales (Bustamante *et al.* 2005). Esta cascada de efectos bióticos puede alterar los procesos de regeneración arbórea y, junto a los cambios abióticos, podrían determinar cambios de largo plazo en composición y estructura de los fragmentos remanentes (Laurance *et al.* 1997).

3.2.2 El estudio de la Fragmentación

La Biología de la Conservación y la Ecología del Paisaje aportan los elementos conceptuales y teóricos para el estudio de las características del Paisaje entendidas como la estructura, la función y el cambio. Estas dos disciplinas conjuntamente con las herramientas de Sensores Remotos y Sistemas de Información Geográficos son el soporte para el desarrollo de los trabajos orientados a entender el proceso de la fragmentación.

Los estudios de fragmentación aportan al mayor entendimiento de la estructura del paisaje, que puede definirse como la composición (variedad y abundancia de tipos de fragmentos), configuración (distribución física de los fragmentos dentro del paisaje) y cambios (alteraciones en la estructura y función de los ecosistemas a través del tiempo), para lo cual es importante identificar los elementos del Paisaje (fragmentos, matriz y corredores).

Para la evaluación de la fragmentación contamos con los indicadores de estado de los ecosistemas que son empleados para evidenciar los factores de presión producidos por la actividad humana y su efecto en la biodiversidad.

Entre estas variables de estado encontramos los índices de fragmentación que reflejan los patrones de la misma en un área de estudio, incluyendo índices de número, tamaño, borde y forma de fragmentos de los ecosistemas. Estos expresan una medida de presión humana definida por la exposición de zonas naturales a zonas intervenidas. El índice no reconoce ningún otro tipo de presión humana que pueda determinar su grado de amenaza como

presencia en áreas naturales o vías, así como políticas estatales de extracción o de preservación de recursos.

3.3 ESTUDIO DE LA VEGETACIÓN

El estudio de la vegetación tiene como objeto principal definir patrones o caracterizar comunidades vegetales, que se puede abordar según la fisionomía y la composición florística (Rangel y Velásquez, 1997).

Una comunidad vegetal es una unidad sociológica que posee una composición (aspecto florístico) y una estructura (aspecto morfológico), que resultan de las interacciones que se presentan a través del tiempo (Ramírez, 1995) y se reflejan en los factores abióticos y bióticos de los ecosistemas, estas características son resultado de las interacciones directas o indirectas que se presentan a través del tiempo dentro de un área definida.

La fisionomía toma en consideración la estructura, que fue definida por Barkman¹ (1979) como el patrón espacial de distribución de las plantas. El estudio de la estructura se define por el ordenamiento en sentido horizontal que es la manera en que las plantas están dispuestas en la superficie de la tierra, destacándose la densidad, la cobertura y el área basal; y el ordenamiento en sentido vertical o estratificación dentro de la comunidad. La estructura está directamente involucrada en el mantenimiento de una atmósfera relativamente homogénea, ya que influye sobre la radiación incidente, la escorrentía al interior de la selva y la acción del viento (Rangel y Velásquez 1997). La composición florística es el conjunto de especies vegetales que denotan maneras de asociarse en patrones o comunidades definiendo su riqueza y diversidad (Rangel y Velásquez 1997) y puede cambiar a través del tiempo y el espacio, especialmente cuando se encuentra en etapas de sucesión.

3.3.1 Medida de la diversidad de la vegetación

La diversidad se compone de dos elementos riqueza y abundancia relativa de las especies, su expresión se logra mediante el registro del número de especies y la descripción de la abundancia relativa o mediante el uso de una medida que combine los dos componentes (Magurran 1988)

Los estudios de la diversidad se pueden considerar en diferentes componentes, escalas y niveles, por ello hay diversas formas de evaluarlos según los tipos de diversidad sobre los

¹ BARKMAN, J.J. The investigation of vegetation texture and structure. En: The study of vegetation, Dr. W. Junk by Publishers Holanda, 1979. p. 125-160. Citado por: VILLARREAL, H. *et al.* Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad. Programa de inventarios de biodiversidad. Instituto de Investigación de Recursos Alexander von Humboldt. Bogotá, Colombia. 236 p.

que se requiera trabajar a saber: alfa que es la diversidad dentro del hábitat, beta o diversidad entre diferentes hábitats y gama que es la diversidad de todo el paisaje

Para monitorear los cambios en los paisajes es necesario contar con información de la diversidad biológica en las comunidades naturales y modificadas que lo componen, como también de la tasa de cambio en la biodiversidad entre distintas comunidades con la idea de conocer su contribución al ecosistema, información que nos permita diseñar estrategias de conservación a escala local y regional. La diversidad alfa es la riqueza de especies de una comunidad particular a la que consideramos homogénea, en tanto la diversidad beta, es la medida que permite comparar dos o más comunidades en función de los cambios en la composición de las especies que presentan (Moreno 2001).

El grado de cambio de las especies se evalúa con los índices de similitud/disimilitud que indican que tan afines son dos hábitats o comunidades muestreadas; y puede evaluarse de forma cualitativo (presencia – ausencia) y cuantitativo (abundancia proporcional de cada especie o grupo de estudio). Dentro de las medidas de similaridad se encuentran el índice cualitativo de Jaccard que compara las especies compartidas por dos comunidades sin tener en cuenta las abundancias (Magurran 1988) y el índice cuantitativo de Morisita-Horn que relaciona las abundancias específicas con las abundancias relativas y total, además es altamente sensible a la abundancia de las especies numerosas (Villareal H. *et al.* 2004)

3.3.2. La Cobertura Vegetal y el Régimen Hidrológico.

La cobertura vegetal y en especial la vegetación boscosa constituyen uno de los factores físicos de las cuencas hidrográficas que tienen gran incidencia en el régimen hidrológico de las aguas. Por ello, conocer los cambios espacio temporales de un bosque y la incidencia de la capa vegetal sobre el territorio de la cuenca, pueden ayudarnos a determinar consecuencias ambientales y económicas, que servirán como elementos básicos para su manejo acertado.

Las coberturas vegetales boscosas intervienen en el circuito general del agua como factor de atenuación y regulación, pues se comporta normalmente como un filtro que retrasa la llegada de las aguas de precipitación a los ríos, debido a que se interpone entre las lluvias y la superficie del suelo, disminuyendo la velocidad de escurrimiento superficial y favorece la infiltración. El papel de la vegetación forestal se hace sentir también en la magnitud e intensidad de la erosión y del transporte de material sólido. La capa vegetal protege el suelo y normalmente impide la erosión de éste por las aguas de precipitación y escorrentía superficial.

Las Cuencas Hidrográficas en Colombia. Una cuenca hidrográfica es un sistema abierto complejo donde interactúan estrechamente una serie de ecosistemas naturales con elementos como el aire, el clima, el suelo, el agua, la vegetación, la fauna, entre otros, que conforman “la oferta de bienes y servicios ambientales” para la población (CRC. 2003).

Esta variedad de condiciones biofísicas han determinado que sean las cuencas los territorios más poblados del país y por ende las zonas más vulnerables en términos de la alteración del rendimiento hídrico superficial y la capacidad natural para la recuperación sucesional vegetal (IAvH 1998).

La alteración en la dinámica y estructura de los ecosistemas naturales de las cuencas hidrográficas es provocada principalmente por las acciones antrópicas, el aumento de la población y la mala gestión de los recursos naturales. El índice de deforestación, erosión, agotamiento de las aguas de quebradas y ríos de las cuencas, la extinción de las especies de flora y fauna y la contaminación del agua y aire presentan cifras cada vez mayores en el país que están dejando ecosistemas fragmentados y pérdida de hábitats naturales en estas zonas (Mozo M., Teobaldo. 1999). Entre los impactos más fuertes que sufren las cuencas está el de la deforestación, ya que la tala no solo es pérdida de especies vegetales, sino que también incide en la regulación del recurso hídrico. Se ha calculado que más del 40% de la cobertura vegetal original del país ha desaparecido. Las causas a las cuales se les atribuye la deforestación en Colombia son la expansión de la frontera agropecuaria y la colonización (73.3%), la producción maderera (11.7%), el consumo de leña (11.0%), los incendios forestales (2.0%) y los cultivos ilícitos (2.0%) (IAvH 1998).

3.4 SISTEMAS DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA (SIG)

Los SIG son un conjunto de programas de computación que tienen la capacidad de almacenar, organizar, analizar y presentar datos espaciales de aquellos que tengan referencias geográficas, que pueden ser incorporados a un SIG para luego ser utilizados en la confección de mapas o coberturas temáticas que permitan la visualización y análisis de forma integrada de los datos originales y no como entidades individuales. Los dos tipos de datos que constituyen las características geográficas (espaciales y descriptivas) son combinados en los SIG permitiendo analizar su interacción dentro de un mapa o entre varios mapas, y obtener uno nuevo con características propias (Cigliano, M. *et al.* 1999).

Los componentes de los Sistemas de Información Geográfica son (IAvH, s.f.):

Hardware. Los SIG corren en un amplio rango de tipos de computadores, una organización requiere de hardware suficientemente específico para cumplir con las necesidades de aplicación.

Software. Los programas SIG proveen las herramientas y funcionalidades necesarias para almacenar, analizar y mostrar información geográfica, los componentes principales del software SIG son: Sistema de manejo de base de datos, interfase grafica de usuarios (IGU) para el acceso a las herramientas, herramientas para captura y manejo de información geográfica y herramientas para soporte de consultas, análisis y visualización de datos geográficos.

Información. El componente más importante para un SIG es la información. Se requieren de buenos datos de soporte para que el SIG pueda resolver los problemas y contestar a preguntas de la forma mas acertada posible. La información producida solo tiene el valor de los datos introducidos previamente.

Personal. El recurso humano hace funcionar eficazmente todo el sistema, las tecnologías SIG son de valor limitado sin los especialistas en manejar el sistema y desarrollar planes de implementación del mismo.

Métodos. Para que un SIG tenga una implementación exitosa debe basarse en un buen diseño y reglas de actividad definidas, que son los modelos y practicas operativas exclusivas en cada organización.

3.3.1 Aplicaciones de un SIG en el Medio Ambiente.

Las soluciones a muchos de los problemas ambientales requieren procesar diferentes tipos de información. Los SIG permiten almacenar y manipular la información usando la geografía como enlace, para descubrir patrones, relaciones y tendencias en la información, cuyo análisis contribuye a tomar mejores decisiones (Parra S *et al.* 1997).

Los SIG se están aplicando en el medio ambiente y en el estudio de la biodiversidad, haciendo de estos una herramienta fundamental para las Corporaciones Regionales y demás entidades ambientales en la toma de decisiones. Los SIG son utilizados para soportar las estrategias tendientes a la conservación del medio ambiente; también para producir mapas, inventarios de especies, medidas de impacto ambiental, caracterización de escenarios y otras como son (Parra S *et al.* 1997): estudio y manejo de ecosistemas, manejo de basuras, administración de emergencias, monitoreo de áreas de protección, distribución de especies, manejo de áreas costeras, monitoreo de la calidad de las aguas. En los últimos años se han usado imágenes de satélite para inventariar y monitorear los cultivos, lo que permite hacer análisis de crecimiento, de producción, predicciones de demanda y abastecimiento, conflictos en el uso del suelo etc.

4. ANTECEDENTES

El estudio del proceso de fragmentación se lo ha abordado desde la Ecología del Paisaje con varias técnicas de investigación tales como: sensores remotos, sistemas de información geográfica, investigaciones del paisaje a gran escala espacial y modelamientos espaciales. Según Forman (1995) estos estudios a escala del paisaje ayudan a evaluar los efectos ecológicos del tamaño del parche de los bosques usando controles con y sin tratamientos previos.

Otros investigadores estudian la fragmentación con diferentes enfoques como lo plantea Saunders *et al.* (1991) en la revisión que realizó acerca de las Consecuencias Biológicas de la Fragmentación Ecosistémica, planteando que las investigaciones sobre los ecosistemas fragmentados se han enfocado a las consecuencias biogeográficas de la creación de islas de hábitats de diferentes tamaños, pero los cambios físicos y biogeográficos están influenciando las dinámicas en los remanentes y afectando considerablemente a la biota tanto de los bordes como del interior. Por esto sugiere que las investigaciones deben dirigirse al entendimiento y control de estas influencias externas y a la biota remanente, dándole un enfoque integrado a las zonas de reserva y conservación.

Como lo plantean varias revisiones (Fahrig 2003, Bustamante *et al.* 1995) a pesar de que se han realizado muchos estudios de los efectos de la fragmentación, ha sido difícil el enlace de la teoría y los datos encontrados especialmente para estudios a gran escala y diferentes temporalidades, además cada autor mide el proceso de diferente manera (escala del parche y/o del paisaje) y la relación de los efectos en grupos biológicos diferentes, a esto se le suma que algunos no determinan la diferencia entre pérdida de hábitat y procesos de fragmentación, lo que dificulta la comparación de resultados entre trabajos, y puede tener incidencia en el seguimiento que se quiera hacer en años próximos a estudios realizados.

En estas diferentes metodologías de evaluación cuantitativa de la fragmentación tenemos las aplicadas por Zerda (1999) en un Estudio de la Fragmentación del Bosque Chaqueño de Argentina en el cual determina una metodología que permita cuantificar con índices estructurales alteraciones degradativas de las coberturas boscosas, a través de datos provenientes de sensores remotos integrándolos en un SIG. Por otro lado, en Europa se está homogenizando la metodología con la propuesta del programa CORINE LAND COVER (CLC) que se trata de un inventario geográfico de la ocupación del suelo para constituirlo como herramienta política del medio ambiente para ordenación territorial y toma de decisiones. Dentro de estos estudios tenemos el de la Comunidad Autónoma del País Vasco (CPV) (Gurrutxaga 2003) con su trabajo sobre Índices de fragmentación y conectividad para el indicador de la biodiversidad y el paisaje de la Comunidad Autónoma del País Vasco, donde aplican con la CLC un índice de fragmentación que solo tiene en cuenta la superficie total, la dispersión y el número de los parches.

En general, hace ya varios años que se vienen llevando a cabo investigaciones acerca de la fragmentación, en los países en los que se encuentran trabajos al respecto están Brasil, México, Chile, Costa Rica y Colombia; aunque muy pocos de ellos usan índices de fragmentación.

Este es el caso de los estudios que se han desarrollado para el proyecto Manaus en Brazil liderados por Laurance W. del Instituto de Investigaciones Tropical Smithsonian de Panamá, que ha desarrollado por 20 años investigación en selvas con una intervención mínima del hombre, la “Amazonia”, evaluando las alteraciones en la dinámica de los bosques y los procesos de fragmentación de la vegetación en diferentes comunidades vegetales y los efectos de borde en zonas de reserva, en los que muestra una alteración en la composición florística, la estructura, la biomasa, el microclima y la sensibilidad de algunas especies a los cambios que se expresan en su desarrollo

En Chile, en donde el grupo de Ecología de Ambientes fragmentados de la Universidad de Chile viene liderando varias investigaciones dentro del bosque Maulino a una escala similar al trabajo de Laurance, aplicando métricas de patrones del paisaje estudiando los procesos ecológicos con varios grupos taxonómicos principalmente en insectos y plantas, como ejemplo esta el trabajo de Salazar (2005) que evalúa los efectos de los patrones del uso del suelo sobre la dinámica espacio-temporal del bosque Maulino en base al análisis de imágenes satelitales entre los años 1975 y 2000 y aplicando el software Fragstats 3.3 mide las métricas de área de la clase y proporción del paisaje.

En Colombia son escasos los estudios que se han hecho del proceso de fragmentación, pero se han ido consolidando espacios dentro de Institutos y unos pocos Grupos de Investigación. En este sentido Instituciones como el IDEAM e Instituto Alexander von Humboldt (2002) y otras publicaron el documento de Sistema de Información Ambiental para Colombia SIAC, en el que incluye el desarrollo de indicadores de estado del paisaje, entre los que están los índices de fragmentación, asociándolos a fenómenos antrópicos y respuestas ecosistémicas, con énfasis en zonas protegidas del país. Este documento ha marcado la pauta para que se generen estudios de fragmentación a una escala macro que permita dar idea de el proceso de fragmentación en los departamentos del país, labor liderada por las CAR. Dentro del IAvH, Armenteras *et al.* (2003) realizaron el trabajo “Fragmentación de Bosques Andinos y su representatividad en áreas Naturales protegidas en el oriente de los Andes Colombianos”, caracterizando 11 ecosistemas dentro de áreas protegidas valorando su representatividad dentro de la región cubriendo 6 sitios. La metodología de mapeo de los ecosistemas se hizo con imágenes de satélite Landsat de diferentes años utilizando los software ERDAS Imagine y ArcView para un mapa de ecosistemas a escala 1:250.000 que se verifico con mapas mas detallados obtenidos de fotos aéreas de alrededor de 8000 ha. Los parámetros de fragmentación usados fueron tamaño del parche, forma del parche, numero de parches, distancia al vecino más cercano e índice de forma del paisaje; el cálculo se hizo con el software Fragstats, concluyendo con

una propuesta de áreas de alta priorización para conservación y establecimiento de régimen de manejo especial.

En cuanto a grupos de investigación dedicados a estudiar la fragmentación solo se tiene reporte del trabajo del grupo de estudios ambientales de la Universidad del Cauca que ha empezado a aproximarse al estudio de este proceso desde la perspectiva de la ecología del paisaje y la biología de la conservación, buscando evaluar en distintas cuencas del departamento del Cauca y/o ecosistemas estratégicos, los patrones de cambios espacial del paisaje que causan la fragmentación y su incidencia sobre la vegetación principalmente, cabe mencionar a Martínez (2005) que evaluó la fragmentación ejercida por presiones antrópicas sobre el sector de San Rafael ubicado dentro del parque Nacional Natural Puracé, a partir de la caracterización de la vegetación presente en los parches del mosaico estudiado y analizando los cambios generados por el proceso de fragmentación que causó distribuciones espaciales particulares y variaciones en las características de los elementos del paisaje, además con información espacial y de campo construyó modelos fenomenológicos y espacio temporales con la herramienta SIG y el software Fragstats

Por otro lado, en la evaluación de las comunidades vegetales, cabe resaltar el estudio de Alcázar (2003) acerca de la Vegetación y Análisis Multitemporal de dos fragmentos de Bosque Subandino en el valle interandino del río Cauca, municipio de Popayán, que comparo la diversidad florística en dos fragmentos de vegetación subandina entre 1550 y 1850 m. s. n. m., muestreando en 0.1 ha los individuos del sotobosque con DAP > a 2.5 cm., además de colectas libres de individuos de estrato epifito, realizado por Alcázar C. (2002) dentro de la línea de énfasis de Recursos Vegetales del programa de Biología de la Universidad del Cauca.

5. HIPÓTESIS

Las actividades antrópicas que se han desarrollado en los últimos años en la parte media de la cuenca del río Palacé, municipio de Popayán:

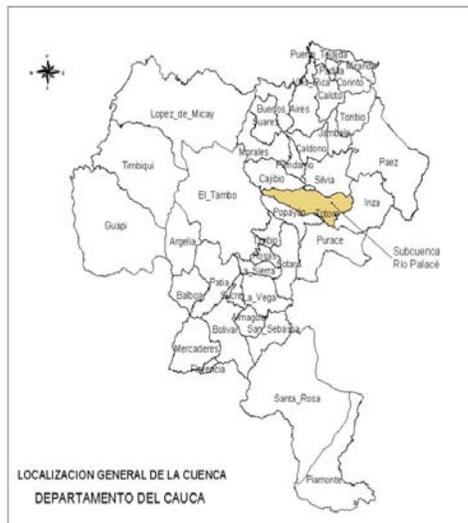
Hi: están generando procesos de fragmentación en la cobertura vegetal, y por tanto se han generado cambios en las comunidades vegetales de los bosques.

Ho: no están generando procesos de fragmentación en la cobertura vegetal, ni generando cambios en las comunidades vegetales de los bosques.

6. ÁREA DE ESTUDIO

El estudio se realizó sobre una zona de influencia de la cuenca del río Palacé en el municipio de Popayán. La cuenca hace parte de la cuenca Cauca y tiene una extensión de 65.000 ha sobre el departamento del Cauca cubriendo los municipios de Popayán, Totoró y Cajibío, de las cuales 18.219 ha (27.7%) corresponden a Popayán (Figura 1.). Está conformada por 6 afluentes: río Cofre, río Blanco, río Molino, quebrada Chamizal, río Guangubio y río Minchicao.

Figura 1. Localización general de la subcuenca del río Palacé en el departamento del Cauca. Fuente GEA. 2004



6.1 Localización de la zona de estudio

La zona de estudio se ubica en el corregimiento Las Piedras del municipio de Popayán (Figura 2.) localizado a 15 Km. al Oriente de la ciudad, con un área de 6.322 ha, lo conforman las veredas Clarete, Guacas, El Cabuyo y San Isidro, haciendo parte de las cuencas de los ríos Palacé y Cauca. La ventana de estudio está delimitada sobre las veredas Guacas y Clarete, su ubicación geográfica es: coordenadas máximas N: 770.220 – W: 1.059.335 y mínimas N: 765.320 – W: 1.062.581 y con un área aproximada de 1325 ha. Las muestras de vegetación se tomaron sobre las unidades boscosas de mayor extensión sobre las microcuencas de Clarete y río Blanco (POT Popayán 2002), veredas Guacas y Clarete, en las que se destaca el bosque Guacas por su densa cobertura y gran área.

Las veredas Guacas y Clarete se encuentran a una altura entre 1800-2000 m.s.n.m. haciendo parte de la selva subandina según Cuatrecasas (1986)², tiene una temperatura promedio que va de los 16 a 24° C, precipitación promedio de 1000 a 4000 mm anuales distribuidos regularmente. Las principales actividades agrícolas de la zona son ganadería, sistemas silvopastoriles, producción forestal multipropósito, zonas de reforestación y educación forestal con predominio de tierras forestales (POT Popayán 2002). En la figura 2 se presenta el área de estudio y el recuadro representa la ventana de estudio en la que se desarrollo el procesamiento con las fotografías aéreas para el estudio de fragmentación, y además se señala la localización de los bosques donde se realizaron los muestreos de vegetación.

² En: Perez-Arbelaezia. Vol. 2, No. 8 (ene. – dic. 1989): p. 155-283.

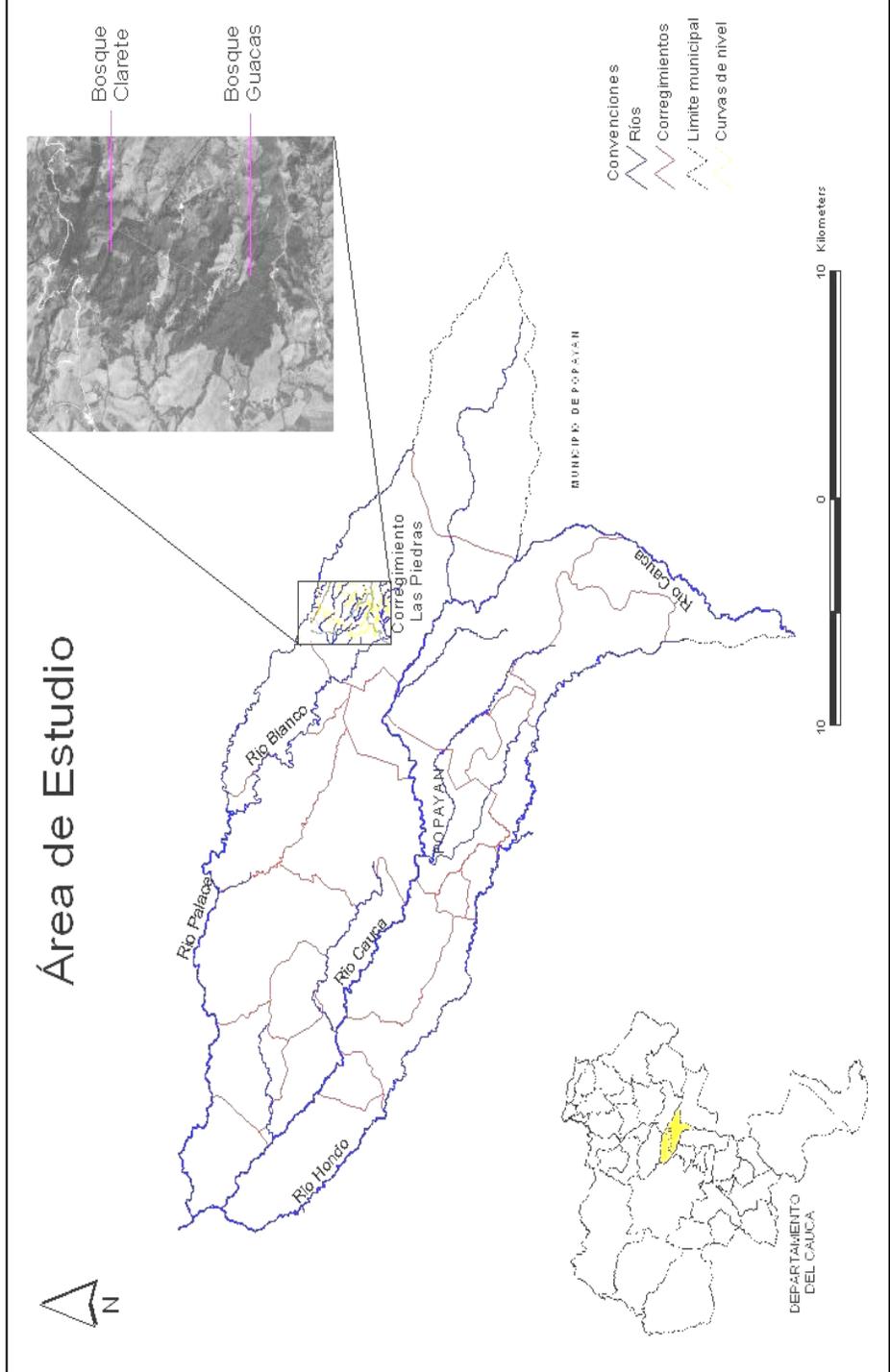


Figura 2. Mapa de localización de la ventana de estudio y de los fragmentos de vegetación Guacas y Clarete.

7. METODOLOGÍA

Este estudio se abordó a dos escalas espaciales distintas. Por un lado, a una escala de paisaje mediante el análisis de fotografías aéreas en tres décadas diferentes; por otro, a escala de comunidad mediante la realización de un estudio de vegetación en los fragmentos boscosos, orientando la investigación a analizar el proceso de fragmentación de las coberturas vegetales al que se ve sometida una zona de la cuenca del río Palacé en el municipio de Popayán, para tal efecto se desarrollaron procedimientos encaminados a:

- Análisis de la fragmentación:
 - Procesamiento digital de imágenes empleando sistemas de información geográfica SIG.
 - Estudio de cambio de área en las coberturas vegetales
 - Aplicación de índices de fragmentación
- Estudio de la vegetación
- Identificación de presiones antrópicas relacionadas con la fragmentación

7.1 ANÁLISIS DE LA FRAGMENTACIÓN

7.1.1 Procesamiento fotogramétrico

El procesamiento fotogramétrico se apoyó en los SIG, en cual se emplearon diferentes software y procedimientos los cuales se describen a continuación de forma general.

Método fotogramétrico³

El procedimiento se centra en la creación de un mapa de coberturas vegetales para la generación del mapa de comunidades vegetales, a partir de fotografías aéreas en la suite LISA⁴, la aplicación ILWIS 3.1⁵ y el software ArcView⁶, atendiendo las siguientes pautas:

³ Técnica que consigue información métrica fiable a partir de fotogramas, y cuya principal característica proviene, pues, de su fuente de información, la fotografía (ILSPRS 2001).

⁴ Software empleado para procesamiento y administración de información espacial sobre la base de imágenes raster, el módulo LISA Base, maneja todas las funciones esenciales estándar de SIG.

⁵ ILWIS: The Integrated Land and Water Information System. SIG para el procesamiento y análisis de productos generados por sensores remotos.

⁶ Herramienta SIG de análisis espacial que ayuda a descubrir y entender mejor las relaciones espaciales de los datos que se tengan, para crear una aplicación integrada.

1. El área de estudio geográfica fue delimitada en la zona nor-oriental del municipio de Popayán, corregimiento Las Piedras, entre las coordenadas máximas N: 770.220 – W: 1.059.335 y mínimas N: 765.320 – W: 1.062.581, en un área aproximada de 1325 ha.
2. Recopilación de información espacial disponible del área de estudio a diferentes niveles.

Tabla 1. Insumos cartográficos empleados para el procesamiento fotogramétrico.

INSUMO	ESCALA	FUENTE	DATOS
Fotografías aéreas	1:35000	IGAC	Vuelo M-52 (1961)
	1:27050	IGAC	Vuelo C2089 (1983)
	1:43250	IGAC	Vuelo C2458 (1991)
Imagen de satélite		WWF -UAESPNN	Landsat TM escena 958 del año 1999
Mapa base de la subcuenca del río Palacé	1:25000	IGAC-CRC	1999

3. Las aerofotografías se escanean por mitades con una resolución no inferior a 600 dpi⁷ en escala de grises, obteniendo un archivo de extensión BMP.

Para obtener las imágenes enteras de las fotografías, se procesaron los archivos en la plataforma LISA BASE.

Los archivos de las fotografías obtenidos en LISA BASE de extensión BMP son convertidos a extensión TIFF para poder ser empleados en el software ERDAS Imagine 8x., donde se realizó su respectiva rectificación⁸.

4. Las fotografías aéreas y la imagen satelital (georreferenciada) fueron usadas como insumos para el trabajo fotogramétrico, y puesto que las fotografías no poseen un sistema de coordenadas, estas se asignaron con ayuda de la imagen satelital⁹ Landsat TM escena 958 del año 1999 en el software ERDAS Imagine 8x. Para la georeferenciación se identifican puntos de control precisos que puedan ser identificados fácilmente en la foto y la imagen.

5. Con la foto georreferenciada se inició el proceso de digitalización de las coberturas vegetales en el programa ILWIS 3.1, donde se delimitaron según las categorías determinadas, las cuales se explican mas adelante.

⁷ dpi: *dots per inch* (puntos por pulgada), unidad de medida para resoluciones de imágenes

⁸ La rectificación es el proceso de proyectar los datos en un plano de acuerdo con un sistema de proyección cartográfica

⁹ El Grupo de Estudios Ambientales GEA de la Universidad del Cauca dispone de esta Imagen, a la cual se le asignó previamente (Joaqui y Martínez 2005) un sistema de coordenadas planas (Transversor de Mercator, con origen Occidente). Este insumo fue adquirido mediante el convenio con la Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parque Nacionales Naturales -UAESPNN-, donadas a estos por la WWF.

Identificación de coberturas vegetales

La clasificación de las coberturas o tipo de vegetación se realizó con base en las características de la vegetación natural y antrópica, que puedan ser identificadas en el análisis fisiográfico¹⁰. En cuanto a la clasificación de las categorías, no se aplicó una metodología estricta, pero se tuvo en cuenta lo planteado por el Instituto Humboldt en el documento sobre Indicadores de Seguimiento de la Política de Biodiversidad en la Amazonia Colombiana; y la identificación se basó en interpretaciones visuales (digital y análogo) de cada unidad o tipo de cobertura definida en las categorías (Tabla 2).

La vegetación natural se clasificó usando los datos estructurales y fisonómicos generales de la vegetación identificables en las fotografías; y para la categorización antrópica se tuvo en cuenta el nivel de uso del suelo producto de la intervención antrópica.

Tabla 2. Categorías de clasificación de coberturas y comunidades vegetales naturales y antrópicas.

CATEGORÍA	DESCRIPCIÓN
Bosque denso	Vegetación dominada por especies de árboles con alturas superiores a 6m y con dosel continuo.
Bosque abierto	Vegetación dominada por especies de árboles con alturas superiores a 6m y con dosel abierto o ralo resultado de la presión antrópica. (se incluyen corredores de bosques de galería)
Bosque intervenido	Bosque abierto con especies de árboles y arbustos asociado a pastizales, rastrojos o cultivos.
Relicto de bosque	Cobertura vegetal boscosa que persiste después de una intervención antrópica, aislándolo de un bosque más extenso (área no mayor a 4 ha).
Pastos	Cobertura vegetal de tipo graminoide natural o plantada (se incluyen las áreas sin vegetación).
Pastos con rastrojo	Vegetación de tipo graminoide natural o plantada, con árboles y arbustos, pero en forma dispersa.
Rastrojo	Incluye rastrojo alto y bajo, vegetación herbácea o leñosa que nace por regeneración natural, en un terreno despojado de su cobertura vegetal o dejado sin cultivo por un tiempo
Cultivos	Cobertura compuesta por especies de uso agrícola y forestal.

Una vez realizada la digitalización de las coberturas en las ventanas de estudio se realizó la poligonización¹¹ dichas áreas en la aplicación ILWIS 3.1, con lo cual se obtuvo el mapa de

¹⁰ Método de interpretación de sensores remotos que se basa en el análisis de elementos.

¹¹ Los polígonos (objeto que tiene longitud y ancho), constituye el tipo de datos más común usado en SIG, para este estudio se generaron los polígonos como son, regiones limitadas, los límites pueden ser definidos por fenómenos naturales como formas naturales de la tierra, o por fenómenos antrópicos.

coberturas vegetales, insumo necesario para el análisis de cambio de área por categorías y el del proceso de fragmentación.

7.1.2 Estudio de cambio de área en las coberturas vegetales

Para evaluar las tasas de cambio de las coberturas vegetales se empleo el indicador de cambio multitemporal del área de páramos, bosques, sabanas, agroecosistemas y humedales, que esta planteado por el IDEAM (2002) en el documento del SIAC (Sistema Nacional Ambiental), pues este indicador estima los cambios de área (perdida o ganancia), ocurridos en un grupo de coberturas vegetales, en un periodo determinado, indicando la expresión territorial de las presiones naturales y antrópicas que incide en el tamaño de las coberturas naturales.

El análisis de cambio multitemporal en áreas se evalúa mediante:

- Porcentaje de cambio: $(A_2 - A_1) / A_1 * 100$
- Cambio medio anual: $(A_2 - A_1) / T_2 - T_1$

Donde:

DA = cambio en la superficie de la cobertura de los ecosistemas analizados

A₁ = superficie total de la cobertura analizada para el año inicial

A₂ = superficie total de la cobertura analizada para el año final de observación

T₁ = tiempo inicial

T₂ = tiempo final

Si el resultado es negativo (-) hay perdida en la superficie de la cobertura analizada en el lapso considerado de estudio; si es positiva (+) existe ganancia en la superficie.

7.1.3 Estudio de la Fragmentación

Para este estudio se trabajaron los índices del paisaje que caracterizan la fragmentación, indicando los patrones espaciales de los ecosistemas, describiendo atributos de los parches e información relevante para cuantificar la fragmentación. Se seleccionaron índices que miden la composición, forma y configuración del paisaje.

En el presente estudio se tuvo en cuenta algunos de los índices planteados en el documento del SIAC¹², que trazan los indicadores que permitan monitorear la fragmentación de

¹² El documento del SIAC, promovido por el SINA (Sistema Nacional Ambiental), contempla la evaluación del estado actual y tendencias de los diferentes componentes de la biodiversidad, planteando la necesidad de adelantar investigaciones entre otros, de los efectos de la fragmentación de hábitats sobre la diversidad biológica y su relación con los aspectos biofísicos.

ecosistemas para el seguimiento de la Política Nacional de Biodiversidad; para los demás índices empleados se tuvo en cuenta el documento de Rutledge (2003)¹³.

Los índices de fragmentación que se ejecutaron fueron:

NP (Número de parches): número de fragmentos de un ecosistema presente. Da idea del grado de fragmentación de un tipo particular de ecosistema (tipo de cobertura). Su rango va desde 1 hasta infinito.

LPI (Índice del parche mayor): es igual al porcentaje del paisaje ocupado por el parche mas grande equivalente al área (m^2) del fragmento en particular dividido por el área total del paisaje multiplicado por 100. Su Rango es $0 < LPI \cdot 100$; se aproxima a 0 cuando el parche mas grande de un tipo correspondiente de parche es de tamaño reducido y se aproxima a 100 si el parche es mayor.

LSI (Índice de forma del paisaje): es igual a la suma de todos los bordes del paisaje y los segmentos de borde contenidos en el mismo que envuelvan un tipo de parche determinado; dividido por la raíz cuadrada del área total del paisaje (m^2), ajustada por una constante estándar para paisajes circulares (vector) o cuadrados (raster). El rango de este índice va de ≥ 1 a infinito, incrementándose en la medida en que la forma del parche se torne mas irregular y/o la longitud del borde del mismo aumente.

MPS (Tamaño medio de los fragmentos): es igual a la suma de las áreas (m^2) de todos los fragmentos correspondientes a un ecosistema específico, dividido por el numero de fragmentos de ese tipo. Su rango va de 0 a infinito.

PROX_MN (Índice de proximidad): el índice equivale a la suma de las áreas de un tipo de parche (m^2) dividido por la distancia mas cercana entre borde y borde dividido por la distancia mas cercana de borde a borde (m) que existe entre el parche y el parche focal de un mismo tipo. Considera el tamaño y proximidad de todos los parches cuyos bordes están dentro de un radio específico del parche focal, para el procesamiento se determino un radio de búsqueda de 35 m.

Para ejecutar el calculo de los índices se empleo el software libre FRAGSTATS v.3.3¹⁴, desarrollado por Mc Garigal y Marks, utilizando las coberturas generadas en formato ASCII a partir del procesamiento digital y clasificación de imágenes en el programa ArcView (Martínez 2005). Para el procesamiento de los datos se aplicaron los criterios de análisis para clases y la regla de 8 que consiste en que el programa efectúa una exploración de adyacencia de todos los píxeles contiguos al píxel analizado para calcular sus valores, esto permite generar datos mas precisos para proximidad y forma

¹³ Revisión de los índices del paisaje y su utilidad en reflejar los efectos en los ecosistemas fragmentados

¹⁴ Mc Garigal y Marks (1995) Universidad del Estado de Oregon Programa de análisis de patrones espaciales para cuantificar estructura del paisaje a nivel de clase, paisaje y parche.

7.2 ESTUDIO DE LA VEGETACIÓN

Para el estudio a escala de comunidad se tomaron dos fragmentos de bosque fisionómicamente maduros, que son los de mayor extensión en la ventana de estudio (Figura 2) sobre las veredas Guacas y Clarete. Se caracterizó la vegetación de los fragmentos y se evaluó la similitud florística entre las dos unidades boscosas. Para definir el área de muestreo se utilizaron insumos cartográficos y reconocimiento directo en campo, teniendo en cuenta que el gradiente altitudinal y los factores ecológicos del medio sean similares entre ellos, que permita hacer una evaluación más confiable de la afinidad florística de los parches.

Muestreo de vegetación. Para el muestreo de vegetación se empleó una modificación del método para plantas leñosas propuesto por A. Gentry (1982) presentado por el Instituto de Investigaciones Alexander von Humboldt (Villareal H. *et al.* 2004).

En cada bosque se censo en un área de 0.1 ha, todos los individuos cuyo tallo tenga un diámetro a la altura del pecho (DAP) mayor o igual a 1 cm., en 10 transectos de 50x2 m los cuales se pueden distribuir al azar u ordenadamente, deben estar distanciados uno del otro máximo por 20 m, no se pueden interceptar y en lo posible se deben concentrar en un solo tipo de hábitat. (Villareal H. *et al.* 2004). En ellos se registraron todos los individuos con diámetro a la altura del pecho (DAP) mayor o igual a 1 cm. Para cada individuo se tomaron los siguientes datos: familia, género, especie, DAP, altura total estimada y hábito de crecimiento. Además se depositaron ejemplares testigo en el herbario CAUP, que pueden ser encontrados en la colección de Nilsa Lorena Alvear Narváez (NLAN).

Procesamiento y Determinación del Material Vegetal. Se realizó la herborización de las muestras para posteriormente prensarlas. Para la desecación se llevó el material vegetal colectado al Herbario CAUP del Museo de Historia Natural de la Universidad del Cauca. La determinación de las muestras se hizo empleando claves taxonómicas; para separación de familias y géneros: Gentry (1993) y Vargas (2002); y para aproximar a especie se hicieron comparaciones con ejemplares del herbario CAUP. En la nomenclatura y escritura de nombres se tuvo en cuenta la base de datos de W3 Trópicos y Tropical Plant Guides. El material herborizado se depositó en el Herbario CAUP, bajo la colección de Nilsa Lorena Alvear Narváez (NLAN).

7.2.1 Análisis estructural de la vegetación.

Estructura horizontal: Esta basado en la medida del DAP (diámetro a la altura del pecho) que se utiliza para conocer los índices de valor de importancia. Para el procesamiento de los datos de DAP de los individuos muestreados se distribuyó la información en clases: $DAP \geq 1$, 2.5 a 10 y > 10 , para facilitar la comparación entre la información de los dos bosques.

Estructura vertical: Se realizó una descripción de la distribución vertical de la información generada en los dos fragmentos de bosque, para lo que se tuvieron en cuenta los siguientes aspectos:

- **Densidad absoluta (D) y relativa (Dr).** D es el número de individuos de la especie (n) en el área muestreada (A), y Dr expresa el porcentaje de la especie x sobre el número total de individuos (N), donde Di es la densidad del individuo.

$$D = \frac{N}{A} \qquad Dr = \frac{Di}{\sum Di} * 100$$

- **Frecuencia Absoluta (F) y relativa (Fr):** F se refiere a la regularidad con que las plantas de una especie se distribuyen dentro de la comunidad (Ramírez 1995), donde P es el número de parcelas donde esta presenta la especie y T el número total de las parcelas. Fr se expresa como la contribución porcentual de la frecuencia de la especie en cuestión con respecto a la sumatoria de las frecuencias absolutas

$$F = \frac{P}{T} * 100 \qquad Fr = \frac{Fi}{\sum Fi} * 100$$

- **Dominancia absoluta (Do) y relativa (DoR).** Do se obtuvo sumando las áreas basales (AB) de los individuos de una especie sobre el número de los mismos presentes en la muestra (N), multiplicando por la densidad (D) y por 100 (Ramírez 1995); la DoR es la participación en porcentaje que corresponde a cada especie, referida al total de las especies. El área basal se calcula con el Diámetro a la altura del Pecho (DAP), la medida de la dominancia indica el espacio de terreno ocupado actualmente por una especie, es decir los cm o m² de material vegetal por unidad de superficie (Rangel y Velásquez 1997)

$$Do = \frac{\sum AB}{N} D * 100 \qquad DoR = \frac{Doi}{\sum Do} * 100$$

- **Índice de Valor de Importancia (IVI):** determina la importancia o la contribución de las especies a la comunidad; se obtuvo sumando los valores de densidad relativa, frecuencia relativa y dominancia relativa correspondientes a cada especie.

$$IVI = DR + FR + DoR$$

- **Índice de Valor de Importancia para Familias (IVF):** se calcula para las familias más importantes en cuanto a número de especies.

$$IVI = DR + DiR + DoR$$

en donde, Diversidad relativa (DiR) = especies por familia / No. total de especies * 100

Perfil de vegetación: El perfil es un transecto que apunta a mostrar la distribución vertical de la vegetación, permitiéndonos entender la estructura de ella. Fueron realizados en cada fragmento evaluado, en uno de los transectos de la metodología de plantas leñosas, sobre un área rectangular de 25 m de largo x 5 metros de ancho, en donde a cada individuo con DAP mayor o igual a 5 cm se le realizaron mediciones de: altura total estimada, altura del fuste, DAP, ancho de la copa y se realizó un bosquejo gráfico de los árboles en el área del perfil.

7.2.2 Análisis de la composición florística de la vegetación.

Composición. La composición florística se estableció teniendo en cuenta las colecciones de plantas vasculares que se llevaron a cabo en las zonas de muestreo de 0.1 ha con individuos de $DAP \geq 1$.

Riqueza. La riqueza se determinó como el número de especies, géneros y familias de plantas vasculares encontradas en las unidades muestreadas.

7.2.3 Similitud florística de la vegetación.

La similitud florística de los dos fragmentos de bosque muestreados se evaluó cualitativa con el Índice de similitud de Jaccard (Ij) basado en la presencia/ausencia de las especies; y cuantitativamente con el Índice de Morisita-Horn (Im) basado en el valor de IVI entre las especies.

Tabla 3. Índices de similitud evaluados en los fragmentos de Guacas y Clarete

INDICES DE SIMILITUD	
Índice Cualitativo Jaccard	Índice Cuantitativo Morisita-Horn
$I_j = \frac{c}{a + b - c}$	$I_{M-H} = \frac{2 \sum 2(a_i b_i)}{(da + db) a N b N}$
a = número de especies en el sitio A	a_i = número de individuos de la <i>i</i> -ésima especie en el sitio A b_i = número de individuos de la <i>i</i> -ésima especie en el sitio B
b = número de especies en el sitio B	$da = \sum a_i^2 / a N^2$ $db = \sum b_i^2 / b N^2$
c = número de especies presentes en ambos sitios A y B, es decir que están compartidas.	aN = número total de individuos en el sitio A bN = número total de individuos en el sitio B

7.3 DESCRIPCIÓN DE LAS ACTIVIDADES ANTRÓPICAS.

Con relación a la identificación de las actividades antrópicas y la incidencia que ejercen en la transformación del ecosistema sobre la zona de estudio, se realizó su identificación durante recorridos de campo, además se tuvo en cuenta consultas de cartografía (fotointerpretación), el Plan de Ordenamiento Territorial del municipio de Popayán y la información de los talleres participativos con la comunidad de la vereda Clarete¹⁵, que fueron insumos usados como antecedentes que permitan hacer un contexto de las alteraciones sobre el paisaje y los ecosistemas. Para evaluar de forma general los impactos de las actividades antrópicas, se utilizó la Matriz de FEARO

Matriz de FEARO

La Matriz de FEARO¹⁶ es un método de matrices de interacción, empleada para identificar impactos en evaluaciones de impacto ambiental, la matriz funciona como una lista de control bidimensional, la cual es una aproximación teórica a las interacciones antrópicas localizadas en el sector, su despliegue se hace disponiendo en el eje vertical las acciones antrópicas y en el horizontal los factores ambientales que podrían ser afectados, lo cual permite asignarles en las cuadrículas correspondientes las interacciones o posibles impactos de cada acción sobre los componentes por ellos modificados, la interacciones permiten

¹⁵Estrategia Comunitaria de Educación Ambiental Vereda Clarete –JAC Vereda Clarete – Grupo de Estudios Ambientales. Universidad del Cauca. (Proyecto en ejecución)

¹⁶ Nombre designado de la sigla FEARO: Oficina Federal de Revisión y Análisis Ambientales del Canadá.

determinar deficiencias de información y prever en que componente (biofísico, socioeconómico y cultural) se presentan efectos (Figuroa *et al.* 1998).

Los criterios empleados para evaluar el posible efecto son¹⁷:

- *Magnitud*: Severidad de cada impacto potencial con relación a su reversibilidad.
- *Durabilidad*: Lapso en el que el impacto pueda extenderse.
- *Plazo y frecuencia*: El impacto puede ser a corto, mediano ó largo plazo y puede ser intermitente ó permanente.
- *Riesgo*: Probabilidad de ocurrencia.
- *Importancia*: Valor asignado al impacto con respecto al área por estado actual.
- *Mitigación*: Soluciones disponibles ó factibles a los impactos negativos

Con esta metodología se busca determinar la trascendencia de las actividades antrópicas en los índices de paisaje que determinan la fragmentación, buscando asociar o comprender los patrones espaciales de transformación. De esta formas se relacionan las actividades antrópicas con la alteración de las comunidades vegetales.

¹⁷ Figuroa *et al.* 1998., p.87-88.

8. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

8.1 ANÁLISIS DE LA FRAGMENTACIÓN

8.1.1 Estudio de las Coberturas Vegetales

Para identificar la composición del paisaje¹⁸ en estudio se definió con fotogrametría los tipos de coberturas vegetales naturales y antrópicas que lo conforman, para en este contexto ecosistémico evaluar los cambios de coberturas vegetales que han sido inducidos por las presiones naturales y antrópicas en las diferentes temporalidades en las que se realizó el estudio.

La identificación de las clases de coberturas vegetales (Bosque denso, abierto e intervenido, relictos de bosque, rastrojo, pasto con rastrojo, pastos y cultivos) se realizó para los años 1961, 1983 y 1991, en una escala aproximada de 1:35.000 cubriendo un área de 1325 ha. En la tabla 4 se presentan las áreas (ha) ocupadas por cada tipo de cobertura en los años referidos y en las figuras 3, 4 y 5 se muestra la cartografía obtenida como resultado de la espacialización de las clases de coberturas durante cada uno de los años indicados.

Tabla 4. Áreas ocupadas por las coberturas vegetales identificadas en la zona de estudio para los años 1961, 1983 y 1991 a partir de fotografías aéreas.

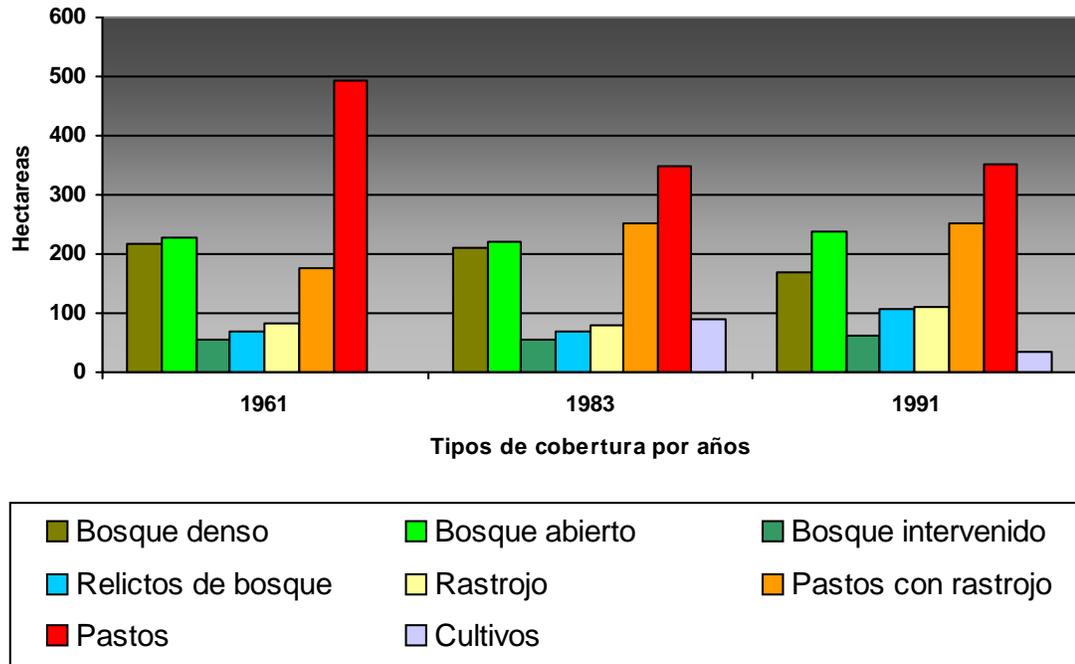
COBERTURA VEGETAL	Año 1961	Año 1983	Año 1991
CLASE	AREA (ha)	AREA (ha)	AREA (ha)
Bosque denso	216,952	209,357	168,88
Bosque abierto	227,133	220,929	239,203
Bosque intervenido	55,987	56,711	62,037
Relicto de bosque	69,195	69,86	108,155
Rastrojo	84,13	78,557	109,351
Pasto con rastrojo	176,804	252,49	251,56
Pastos	493,854	347,065	350,604
Cultivos	1,027	90,639	35,855
TOTAL	1325	1325	1325

En la figura 6 están representadas gráficamente las áreas (ha) ocupadas por cada clase de cobertura vegetal evaluada, y comparada para los años 1961, 1983 y 1991. Las barras muestra el predominio en área ocupada por los pastos, seguido en menor proporción de los bosques abiertos, denso y con una tendencia a incrementar el área la cobertura de los pastos con rastrojo. Es notable la tendencia de ocupación de los cultivos. Las clases pastos con

¹⁸ En su dimensión espacial entendiéndolo como un mosaico.

rastrajo, rastrojo, relictos de bosque y bosque intervenido muestran una disposición al aumento directamente proporcional al tiempo.

Figura 3. Áreas por tipo de cobertura vegetal para los años 1961, 1983 y 1991



Empleando el Índice de cambios multitemporales para coberturas vegetales, se evaluó la pérdida ó ganancia de cada clase obteniendo el cambio porcentual de cada cobertura y el cambio medio anual. La temporalidad analizada corresponde a los periodos comprendidos entre 1961-1983 (Tabla 5) y 1983-1991 (Tabla 6), adicionalmente se efectuó una comparación general entre los años 1961 y 1991 (Tabla 7).

Según los índices de cambio de coberturas para el periodo de 1961-1983, se presenta una reducción porcentual en el área de las clases: bosque denso (-3.50), bosque abierto (-2.73), rastrojo (-6.62), pastos (-29.72); en tanto que se tiene una ganancia porcentual de las coberturas: bosque intervenido (1.29), relicto de bosque (0.96), pasto con rastrojo (42.81), cultivos (8725.61).

Tabla 5. Indicadores de cambio de coberturas vegetales identificadas en la zona de estudio para el periodo de 1961–1983 a partir de fotografías aéreas.

COBERTURA VEGETAL	CAMBIOS (1961 - 1983)		
	CLASES	ABSOLUTO (ha)	% DE COBERTURA
Bosque denso	-7,595	-3,50	-0,345227273
Bosque abierto	-6,204	-2,73	-0,282
Bosque intervenido	0,724	1,29	0,032909091
Relicto de bosque	0,665	0,96	0,030227273
Rastrojo	-5,573	-6,62	-0,253318182
Pasto con rastrojo	75,686	42,81	3,440272727
Pastos	-146,789	-29,72	-6,672227273
Cultivos	89,612	8725,61	4,073272727

Para el periodo comprendido entre 1983-1991 los índices de cambio de coberturas muestran una reducción porcentual en el área de las clases: bosque denso (-19.33), pasto con rastrojo (-0.37) y cultivos (-60.44); en tanto que se tiene una ganancia porcentual de las coberturas: bosque abierto (8.27), bosque intervenido (9.39), relicto de bosque (54.82), rastrojo (39.20) y pastos (1.02).

Tabla 6. Indicadores de cambio de coberturas vegetales identificadas en la zona de estudio para el periodo de 1983 – 1991 a partir de fotografías aéreas

COBERTURA VEGETAL	CAMBIOS (1983 - 1991)		
	CLASES	ABSOLUTO (ha)	% DE COBERTURA
Bosque denso	-40,477	-19,33	-5,05963
Bosque abierto	18,274	8,27	2,28425
Bosque intervenido	5,326	9,39	0,66575
Relicto de bosque	38,295	54,82	4,78688
Rastrojo	30,794	39,20	3,84925
Pasto con rastrojo	-0,93	-0,37	-0,11625
Pastos	3,539	1,02	0,44237
Cultivos	-54,784	-60,44	-6,84800

La tabla 7 presenta un contexto general del cambio que se ha generado en las coberturas vegetales durante treinta años, dejando ver que las coberturas que han perdido área en esta temporalidad son: bosque denso (48 ha) y pastos (143 ha).

Tabla 7. Indicadores de cambio de coberturas vegetales identificadas en la zona de estudio para el periodo de 1961 – 1991 a partir de fotografías aéreas.

COBERTURA VEGETAL	CAMBIOS (1961 - 1991)		
	CLASES	ABSOLUTO (ha)	% DE COBERTURA MEDIO ANUAL (ha/año)
Bosque denso	-48,072	-22,16	-6,009
Bosque abierto	12,07	5,31	1,50875
Bosque intervenido	6,05	10,81	0,75625
Relicto de bosque	38,96	56,30	4,87
Rastrojo	25,221	29,98	3,152625
Pasto con rastrojo	74,756	42,28	9,3445
Pastos	-143,25	-29,01	-17,90625
Cultivos	34,828	3391,24	4,3535

Los datos obtenidos en los cambios de cobertura permiten hacer un análisis de la dinámica en las clases identificadas de vegetación natural y antrópica. El bosque denso, conformado por el fragmento de Guacas, se ha mantenido como el más homogéneo y el de mayor área durante las últimas décadas, a pesar de tener un promedio de pérdida de área de 6 ha por año. Los bosques abierto e intervenido registran un aumento en su área del 5 y 11% respectivamente, esto muestra que los cambios de uso del suelo causados por las actividades antrópicas han generado pérdida de hábitats en la cobertura boscosa más conservadas.

Para los relictos de bosque del año 1961 se encontró un número muy alto de parches (125) que en veinte años sufrieron una disminución (83), esto puede ser debido a la ganancia en área de algunos de ellos generándoles conectividad con otros, como se observa en la cartografía generada para la zona (figuras 3 y 4); en los siguientes ocho años, se tuvo un incremento medio de 4.8% ha por año como se ve en la figura 5 y en la tabla 6, esto causado por los cambios de uso del suelo que han provocado la pérdida de continuidad de las comunidades boscosas formando pequeños más fragmentos de ellas.

En el caso de los cultivos la relación de cambio para las décadas del sesenta y noventa, arrojaron un promedio de cambio de cobertura positivo del 3391%, pero hay que tener en cuenta el repunte que muestra esta clase en los ochenta (figura 6) que puede ser la explicación de ese valor tan alto, pues a mediados de esta década se disparó la ampliación de la frontera agrícola principalmente de café y plantaciones forestales (Valencia *sf.*). Esta actividad se puede interpretar como el principal factor que originó la disminución en el área ocupada por las coberturas boscosas, rastrojos y pastos (década del 80), contrario a lo que sucede en los reportes de la década del noventa en donde éstas últimas coberturas ganan área, en concordancia a las tendencias de este tiempo consistente en la implementación de sistemas agroforestales y silvopastoriles.

Figura 4. Coberturas Vegetales para el año 1961 empleando fotografías aéreas

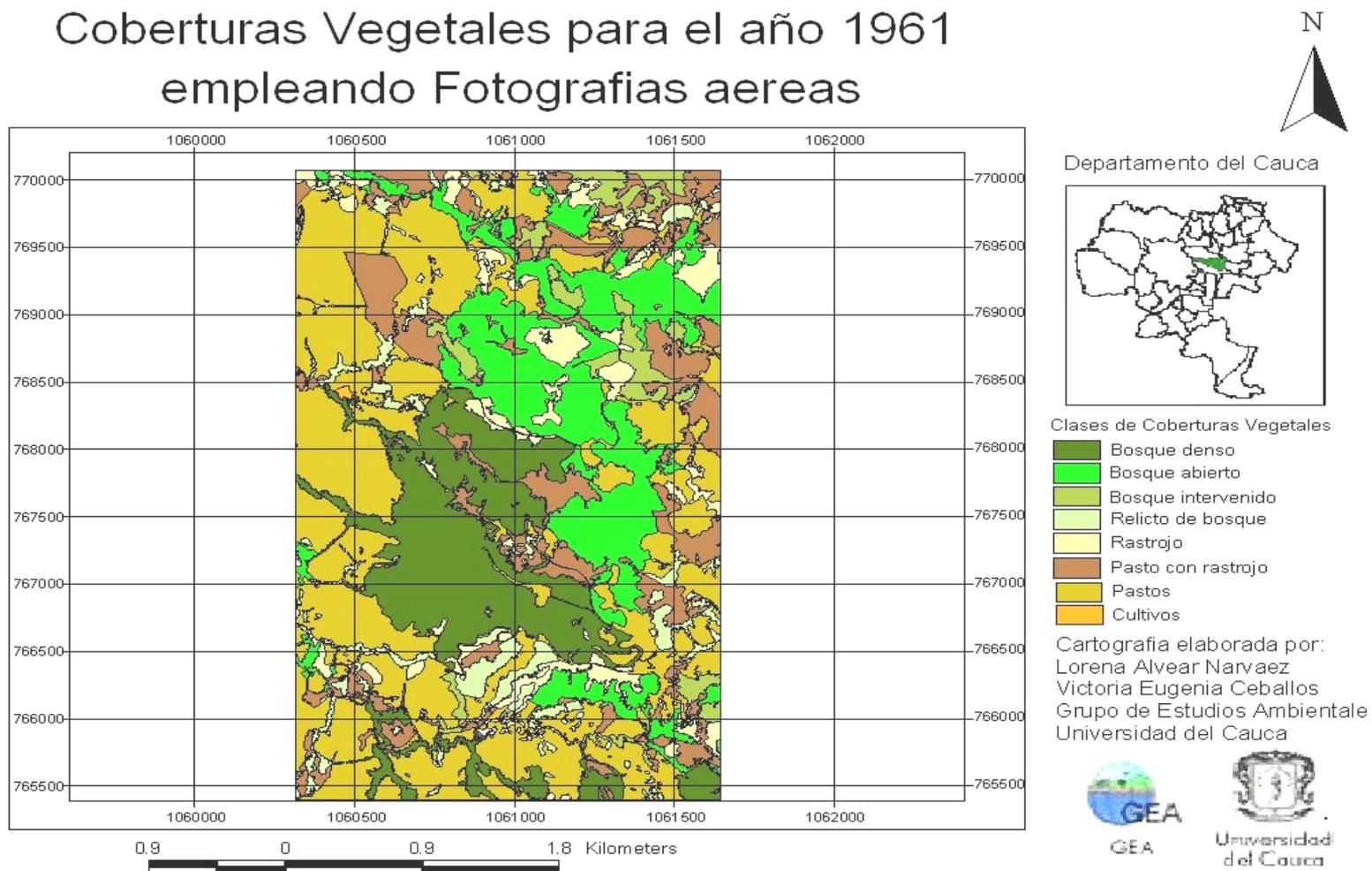


Figura 5. Coberturas Vegetales para el año 1983 empleando fotografías aéreas

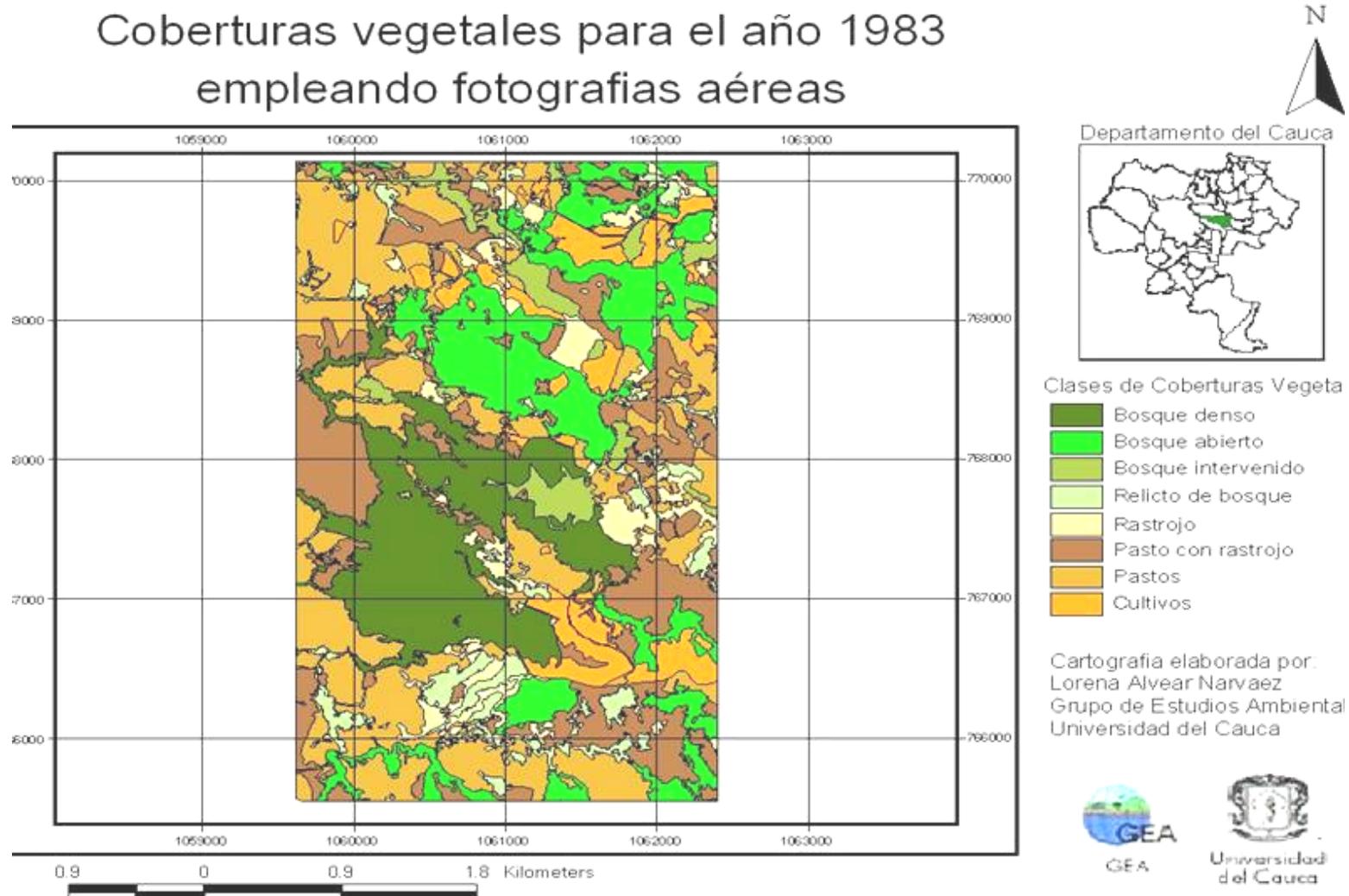
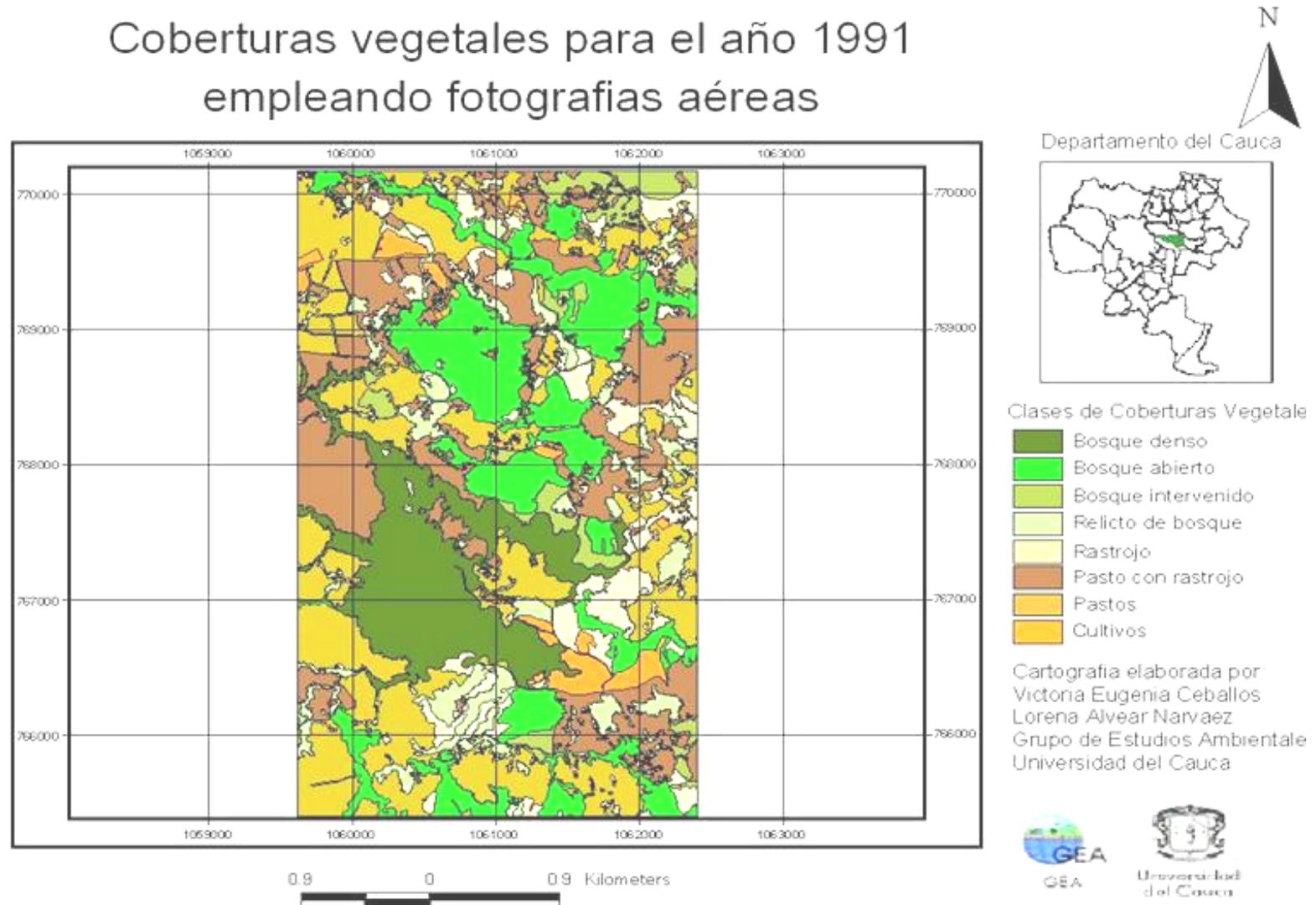


Figura 6 Coberturas Vegetales para el año 1991 empleando fotografías aéreas



8.1.2 Estudio de la Fragmentación

En las tablas 8, 9 y 10 se presentan los resultados del cálculo de los índices de fragmentación para cada tipo de cobertura vegetal natural y antrópica en los años estudiados. Los índices evaluados son:

- NP (Numero de parches)
- LPI (Índice del parche mayor)
- LSI (Índice de forma del paisaje)
- MPS (Índice de significancia del tamaño del parche)
- PROX_MN (Índice de proximidad)

Tabla 8. Índices de fragmentación de las coberturas vegetales a partir de fotografías aéreas para el año 1961.

CLASES COBERTURAS VEGETALES	ÍNDICES DE FRAGMENTACIÓN				
	NP	LPI	LSI	MPS	PROX_MN
Bosque denso	10	13,9209	9,5458	21,71	1392,545
Bosque abierto	28	9,7846	11,9801	8,1157	515,9275
Bosque intervenido	19	1,1455	9,5667	2,9437	52,0158
Relicto de bosque	125	0,5550	19,0838	0,5566	17,0126
Rastrojo	157	0,8544	17,25	0,5343	6,3404
Pasto con rastrojo	93	1,7827	18,5655	1,9043	59,965
Pastos	131	13,2769	18,6517	3,7726	603,7962
Cultivos	3	0,0633	2,2857	0,3400	7,1667

Tabla 9. Índices de fragmentación de las coberturas vegetales a partir de fotografías aéreas para el año 1983.

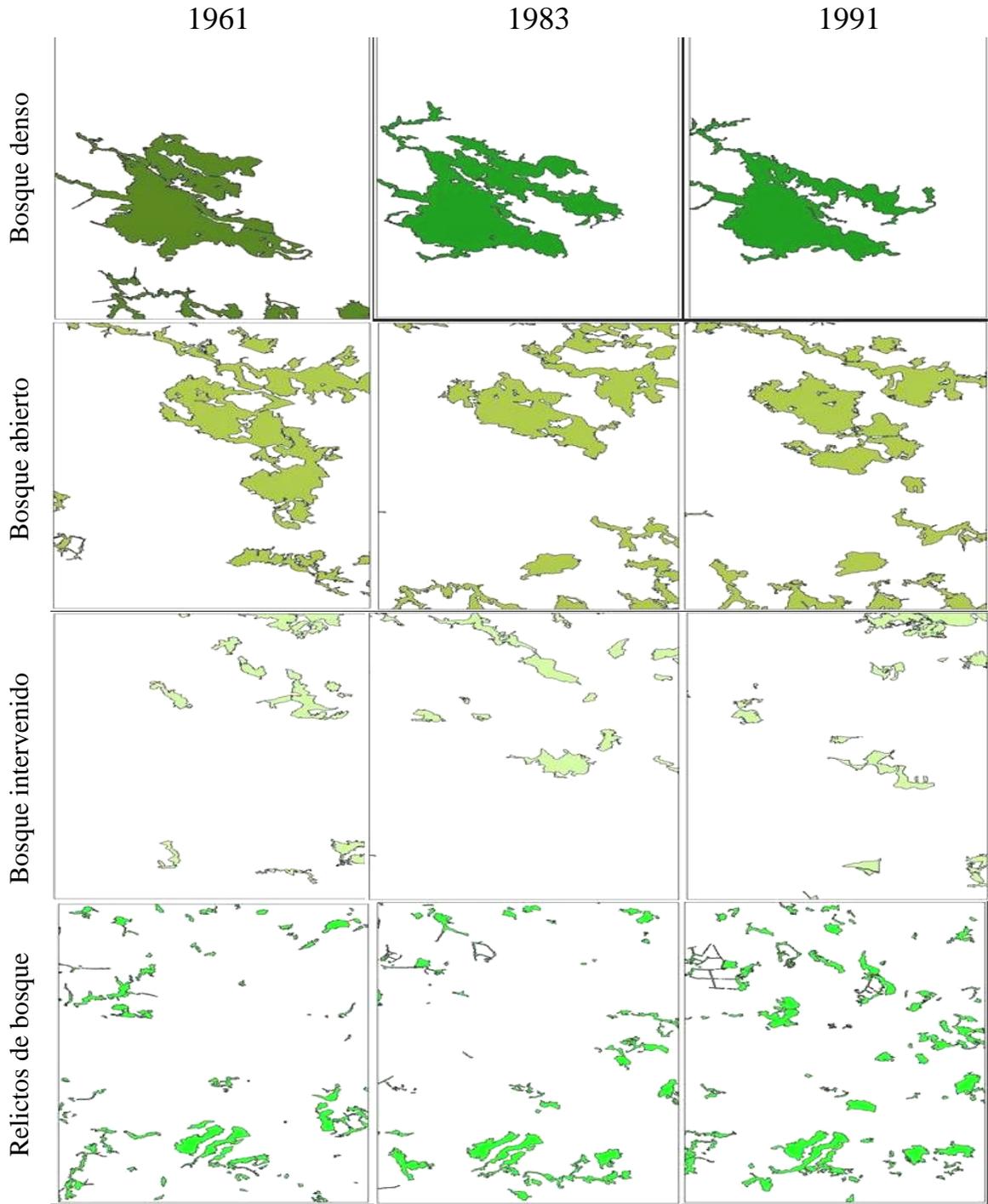
CLASES COBERTURAS VEGETALES	ÍNDICES DE FRAGMENTACIÓN				
	NP	LPI	LSI	MPS	PROX_MN
Bosque denso	2	15,7685	7,0724	104,57	2614,25
Bosque abierto	33	6,1671	11,5	6,6855	325,7875
Bosque intervenido	24	1,1055	8,2848	2,3683	39,3553
Relicto de bosque	83	0,5279	17,0476	0,8428	16,3571
Rastrojo	62	1,4185	14,8708	1,2708	14,2005
Pasto con rastrojo	98	3,4561	16,7327	2,579	67,2305
Pastos	123	7,56	17,2011	2,8244	196,3576
Cultivos	24	2,9795	8,6702	3,7742	49,0259

Tabla 10. Índices de fragmentación de las coberturas vegetales a partir de fotografías aéreas para el año 1991.

CLASES COBERTURAS VEGETALES	ÍNDICES DE FRAGMENTACIÓN				
	NP	LPI	LSI	MPS	PROX_MN
Bosque denso	5	12,6548	6,5423	33,762	3025,28
Bosque abierto	25	7,6052	11,9452	9,578	201,79
Bosque intervenido	26	1,7231	10,3418	2,3885	81,961
Relicto de bosque	136	0,9313	20,6986	0,7973	24,0988
Rastrojo	164	1,7307	18,0476	0,6676	10,9806
Pasto con rastrojo	99	3,0632	18,7516	2,5393	206,6641
Pastos	137	4,3957	18,3013	2,5579	205,2243
Cultivos	23	1,4298	6,5083	1,5635	8,9576

Los índices de fragmentación reflejan los patrones y tendencias espaciales de los ecosistemas, basados en el análisis de coberturas vegetales de diferentes años, pero no son comparables entre diferentes clases, dado las dispares características propias de cada una en cuanto a patrón de distribución espacial. Por tanto, se ha interpretado cada índice por separado de los tres periodos estudiados para todas las clases. Para cada cobertura vegetal la tendencia del índice se evaluó en función de su incremento o disminución, según la interpretación ecológica que se pueda hacer del índice.

Figura 7 Dinámica de cambio de las coberturas boscosas durante los años 1961,1983 y 1991

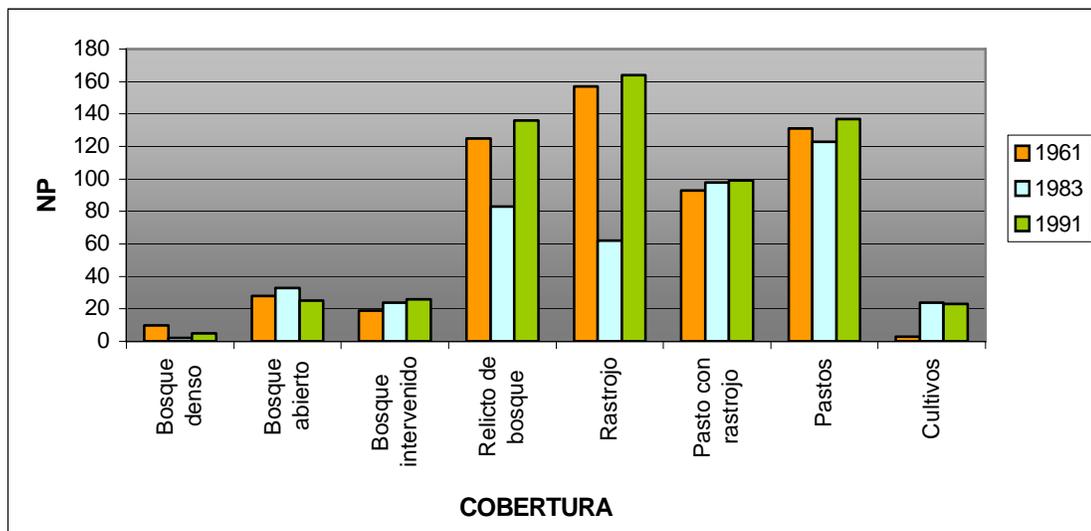


Índice Numero de Parches (NP).

El numero de parches es una medida de la subdivisión que ocurre sobre un tipo de clase, la disminución o incremento de éste en una cobertura en particular indica la incidencia de perturbación sobre la misma, dando idea del grado de fragmentación de ese tipo en particular.

Para este índice no se tienen cambios drásticos entre el periodo inicial y final, por lo cual es importante tener la referencia del periodo de transición de 1983, para percibir la dinámica que han llevado las coberturas vegetales. El incremento en numero de parches se puede ver en las clases relictos de bosque y rastrojos, a pesar de que muestran una disminución notable en el periodo de transición; en contraste no tienen una gran variación en área. Los cultivos registran datos extremos en aumento de número de parches y área. Para las demás zonas boscosas, solo las dos primeras son las que han disminuido en su número de parches y área (Figura 7).

Figura 8. Índice NP (numero de parche) para los años 1961, 1983 y 1991 analizado con fotografías aéreas.

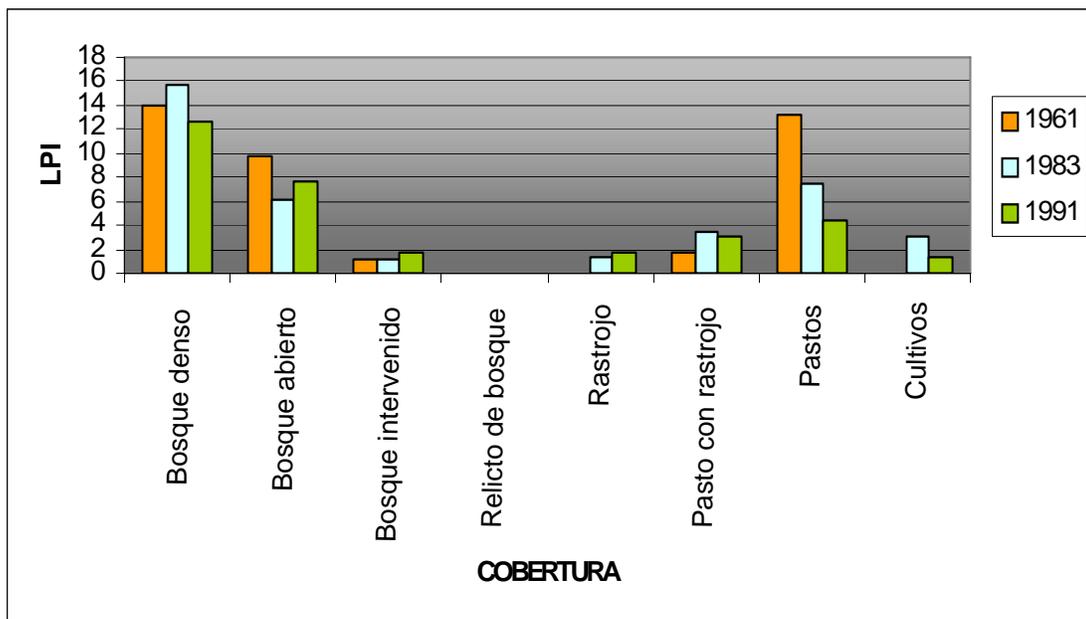


Índice del parche mayor (LPI)

Es una medida de dominancia, pues muestra valores altos en las coberturas de mayor valor en área y ocupación o representatividad en el paisaje cuantificándolas en porcentajes.

Se puede ver la alta significancia que tienen el bosque denso, abierto y los pastos; es importante resaltar que el bosque denso presenta estos valores porque se comporta como una gran unidad, así que al presentar tal cohesión y poca variabilidad espacial por la poca división que ha sufrido, es que tiene la mayor significancia en la zona. Para los pastos el porcentaje de dominancia ha ido disminuyendo en gran proporción por el cambio constante de uso del suelo. Los pastos con rastrojo y rastrojo han aumentado, mientras que los relictos de bosques a pesar de que tienen uno de los valores más altos en NP, no alcanzan ni un 1% de significancia

Figura 9. Índice LPI (parche mayor) para los años 1961, 1983 y 1991 analizado con fotografías aéreas.



Índice de forma del paisaje (LSI)

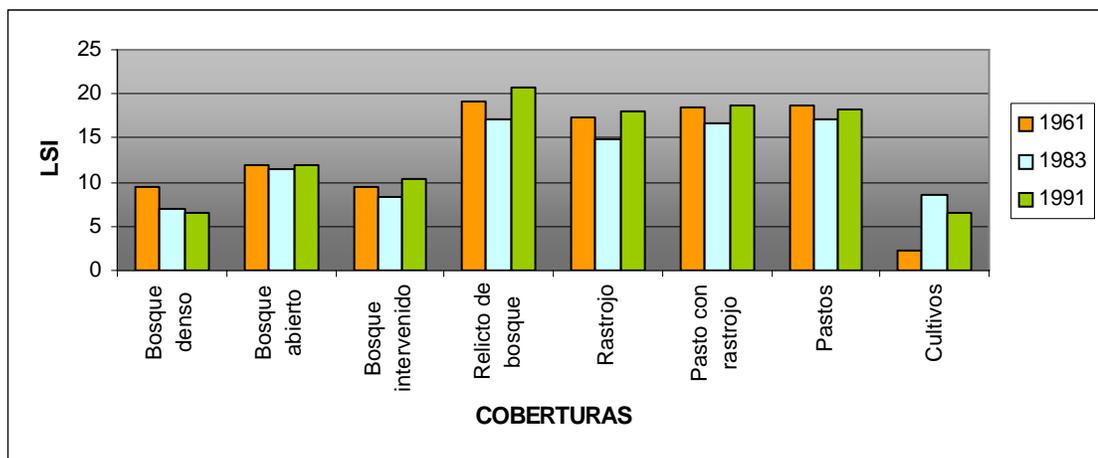
Refleja la forma y la complejidad de los parches, el índice de mayor valor indica una elevada fragmentación debido a perturbaciones en los bordes de parches de una clase de coberturas (Armenteras 2003). La forma influye en las funcionalidades del parche, debido a que al hacer al fragmento más susceptible expone las especies propias del interior. La interpretación de los valores de este índice depende del tipo de cobertura.

En la figura 10 los datos de forma muestran los valores más altos para los relictos de bosque y los rastrojos por que han sufrido una baja variación en área, pero el aumento de

NP es el que influye directamente en este reporte de LSI. Para los pastos y pastos con rastrojo sucede algo contrario, su NP muestra un número casi constante de fragmentos, pero al tener en cuenta los porcentajes de cambio en área, permite deducir que existe una dinámica constante de cambio de usos en estas clases, que son en su totalidad antrópicas o con alguna incidencia de esta actividad.

La forma del bosque denso no ha sido afectada significativamente como lo indican los resultados de LSI, esto puede explicarse por la poca variabilidad espacial que se ve en el LPI, los cambios en la forma de esta clase se determinan con mayor presión sobre dos puntos como se ve en la figura 11, con las flechas azul y naranja se hace una comparación en los tres años que permiten considerar estos dos puntos como críticos en la dinámica del bosque. Los valores en las clases bosque abierto e intervenido se mantuvieron casi constantes.

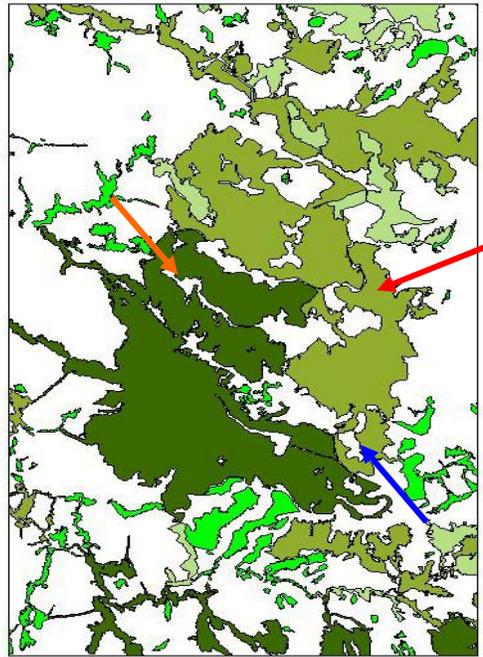
Figura 10. Índice LSI (forma del paisaje) para los años 1961, 1983 y 1991 analizado con fotografías aéreas.



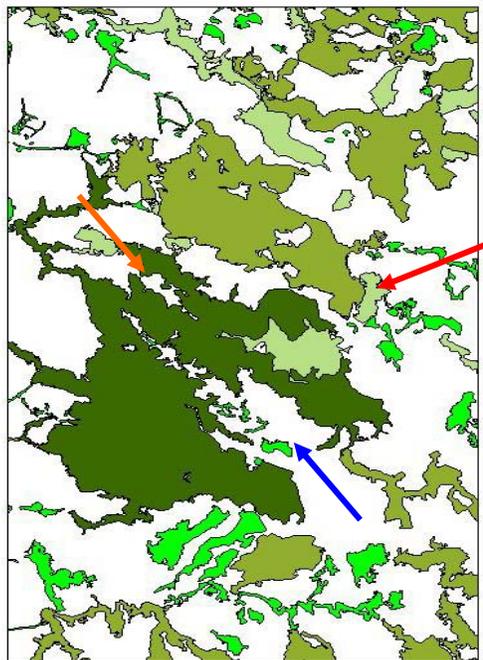
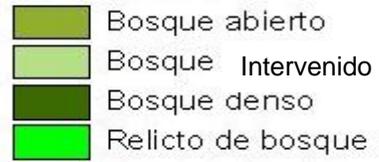
Índice de significancia del tamaño del parche (MPS)

Indica el área promedio del parche de una clase particular, el valor de este índice permite plantear que la reducción progresiva en el tamaño de los parches en un ecosistema genera un efecto relevante en su fragmentación. Un parche o paisaje con valores bajos de significancia en el tamaño de los parches puede considerarse fragmentado, y al compararlo con otros paisajes puede determinarse cual es el más afectado por la fragmentación (Martínez 2005).

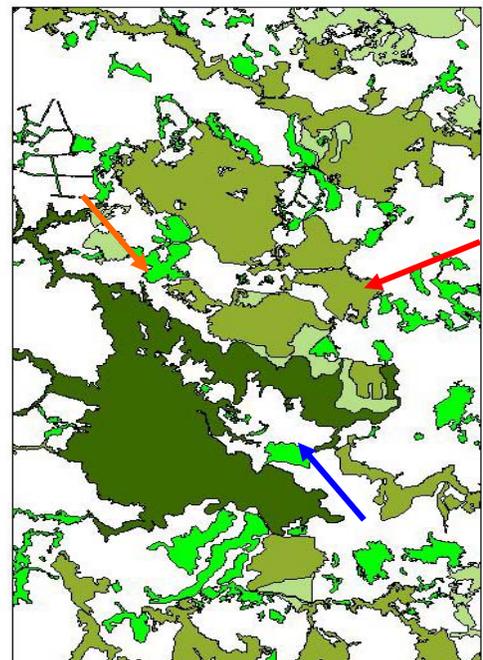
Figura 11. Cambio ocurridos sobre las coberturas boscosas durante los años 1961, 1983 y 1991. (las flechas muestran los puntos donde se han visto mas afectados los bosques)



1961



1983



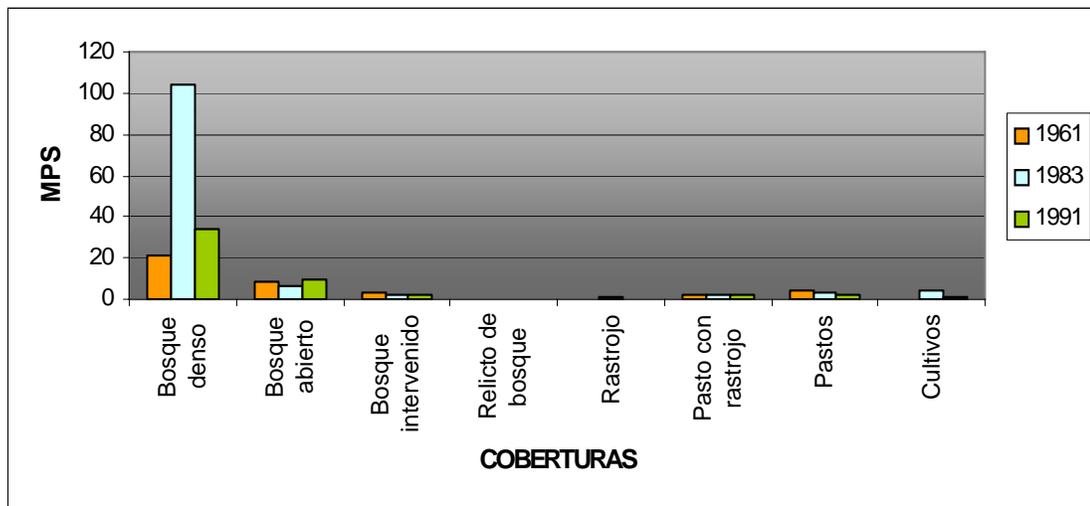
1991

En este contexto y con lo observado en la figura 12, se puede indicar que el bosque denso es el que ha sufrido cambios drásticos en su tamaño pero tiene los valores mas altos en

significancia, que son producto del mantenimiento constante de las condiciones espaciales (LSI, NP), por ello aunque tiene cambios drásticos positivos y negativos, pues la dinámica de esta clase ha permitido ver que experimenta una pérdida de área mas que un proceso de fragmentación *per se*.

Las demás clases muestran poca variación en los valores de significancia los que para bosque abierto, intervenido y relictos de bosque son casi constantes; mientras que para rastrojos, pastos con rastrojos y cultivos tienen variación en su valor pero poco significativo. Con lo que podemos concluir que estos valores bajos de significancia dan idea de la fragmentación, principalmente en relictos de bosque y rastrojos que son los de valores mas bajos teniendo concordancia con los valores en LSI y NP. En tanto se puede decir que la zona de estudio tiene una alta incidencia de las comunidades boscosas (bosque denso -Guacas-), a pesar de que la matriz es de tipo antrópica (pastos – pastos con rastrojo) considerando los datos de este índice y de LPI y LSI.

Figura 12. Índice MPS (tamaño medio del fragmento) para los años 1961, 1983 y 1991 analizado con fotografías aéreas.



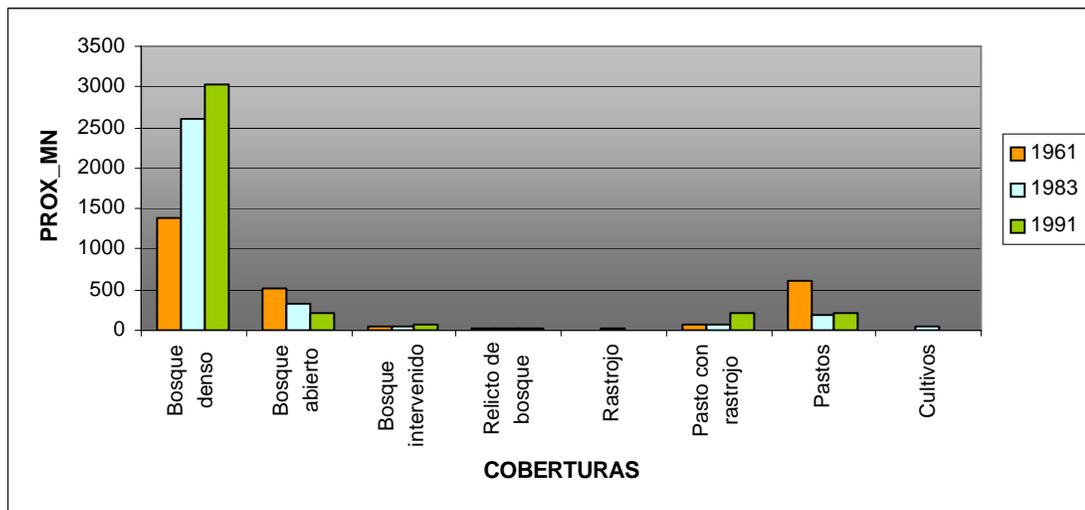
Índice de proximidad (PROX_MN)

El alto valor que muestra el bosque denso es producto de un comportamiento espacial homogéneo como unidad, que también se ha visto en los resultados de los índices anteriores, siendo la única clase cohesionada del mosaico, en torno a un parche principal significativo, el valor mas bajo que se da en la década del 60 para esta clase, puede deberse a que para este año la conforman el mayor numero de parches, diferentes a solo la unidad boscosa de Guacas.

A pesar de tener valores mucho mas bajos en comparación al bosque denso, otras clases que reportan datos representativos son pastos y bosque abierto. Los pastos aunque muestran

una tendencia a disminuir tienen valores considerables de proximidad, por ser la clase que mayor área reporta y la que mayor número de parches la conforman. Para el bosque abierto su valor de proximidad es debido a que es uno de los que reporta más área ocupada en la ventana, al igual que esta conformada por un bajo número de fragmentos, es decir presenta una tendencia similar al bosque denso, pues si se analiza estas dos clases se puede ver que se comportan de forma proporcional.

Figura 13. Índice PROX_MN (proximidad media) para los años 1961, 1983 y 1991 analizado con fotografías aéreas.



Los índices evaluados por sí solos no explican el fenómeno de fragmentación de un ecosistema, por lo que es importante que se integre la información de los índices de un mismo tipo de cobertura para tener una visión general del estado de las coberturas vegetales.

Es así, que los datos obtenidos nos permiten deducir que el bosque denso es la clase más significativa de la ventana de estudio, por la gran área que ocupa y por comportarse como una unidad homogénea con poca variabilidad espacial producto de el bajo valor de NP que presentó. Durante los últimos treinta años el bosque denso ha perdido el 22 % de su cobertura (Tabla 7) principalmente en los dos puntos antes mencionados e identificados como críticos (figura 11), pero las dinámicas de cambio de esta clase vistas en la cartografía generada y en los valores de los índices evaluados, dejan concluir que en el bosque denso no hay una fragmentación per se, sino un caso especial de fragmentación, el proceso espacial de disección, en que zonas de bosque denso se dividieron en un primer tiempo por las vías de acceso y a un tiempo final se tiene pérdida de área del hábitat.

El bosque abierto junto con el denso son las clases boscosas más significativas en la ventana de estudio, a pesar de que el bosque abierto ha mantenido casi constante su área,

las fluctuaciones de cambio son debidas a los cambios de uso del suelo como las intervenciones dentro del bosque denso que han dejado un dosel menos homogéneo o por recuperación de unas pocas zonas intervenidas. Los cambios mas fuerte que ha tenido este bosque son en la zona del bosque de Clarete, donde se aprecia con mas claridad los cambios espaciales y las rupturas que le han hecho perder conectividad y que explica la disminución que se presenta en el índice de proximidad; estos cambios espaciales que han sufrido los bosques dan idea de la fragmentación poco significativa que se esta ejerciendo en esta clase.

El bosque intervenido muestra una de las mas bajas dominancias (1.1 a 1.7) en la zona, a pesar de haber ganado el 10% en área su NP no varia, y espacialmente muestra que tiene parches muy aislados que explican los valores de su índice de proximidad, esta clase no presenta un proceso de fragmentación en los parches que lo conforman.

Al analizar los relictos de bosque vemos el mas alto reporte en numero de fragmentos (125-136), una ganancia del 10% en área y la significancia más baja respecto a las demás clases, que puede deberse a que esta clase sea la que esté soportando la mayor presión antrópica de las zonas boscosas, pues se puede afirmar que las presiones sobre el bosque denso, abierto y sobre los mismos relictos desencadenan en el aumento del NP de los relictos y que estos últimos por presentar un borde mas expuesto y una forma con reducida área núcleo reportaron el valor mas representativo en LSI y por ende un marcado proceso de fragmentación, que por la baja dominancia de la clase (0.5 a 0.9) no hace que este proceso sea significativo al tomar en conjunto todas las zonas boscosas (bosque denso, abierto e intervenido). En consecuencia, se puede decir hay una evidente fragmentación en los pequeños parches de bosque con una mayor incidencia de los procesos de shrinkage y attrition, por la dinámica que muestran los relictos en el tiempo.

Las demás clases de coberturas clasificadas como antrópicas (rastrojo, pastos con rastrojo, pastos y cultivos) son las que muestran el mayor numero de parches y área ocupada, pero con valores muy bajos en los índices LPI, MPS y PROX_MN; entre estas clases solo los pastos tienen alta proximidad, debido a que es uno de los mas significativos. En cuanto a LSI estas coberturas registran los valores mas altos, indicando que son los que están soportando un proceso de transformación debido a los cambios constante en el uso del suelo por la parcelación que se ha generado en la zona.

8.2 ESTUDIO DE LA VEGETACIÓN

Los muestreos de vegetación se realizaron sobre los dos fragmentos de bosque mas representativos de la zona, clasificados dentro de las coberturas de vegetación natural del tipo fisionómico boscoso (bosque denso y abierto).

Los datos registrados de inventario general de especies encontradas en los fragmentos de vegetación en estudio se presentan en los Anexo 1 y 2. El listado de especies junto con la

información de análisis estructural para las especies que tuvieron un $DAP \geq 1$ cm en 0.1 ha en cada bosque, se presenta en los Anexos 3 y 4 con los datos del número de individuos por especie, los valores relativos de densidad, frecuencia, dominancia, e Índice de valor de importancia para especies (IVI) e Índice de valor de importancia para familias (IVF).

8.2.1 Estructura de la vegetación.

El análisis de los datos de estructura facilita la comprensión de la dinámica en la vegetación, permitiendo interpretar si los sitios muestreados están conservados o con cierto grado de alteración (Rangel y Velásquez 1997). En las figuras 15 y 16 se presentan los perfiles de vegetación de los fragmentos de bosque estudiados, con el fin de tener una aproximación más real de la distribución vertical y horizontal de las especies arbóreas.

Estructura vertical. Para el procesamiento de la información de altura, se establecieron clases determinadas con las alturas y estratos encontrados, según los más representativos así: arbustivo (1.5 -5 m), arbóreo inferior (5.1-12 m) y arbóreo medio (12.1-24 m). La altura máxima de los árboles se reportó a los 24 m., en los dos bosques se presenta mayor concentración de individuos en el estrato arbustivo (1.5 a 5 m) con una proporción mucho mayor en Clarete (Figura 14); los bosques además, muestran una diferenciación marcada de individuos entre estratos disminuyendo en número a medida que asciende en altura.

Figura 14. Distribución de los individuos con $DAP \geq 1$ cm, en clases de alturas para los Bosque de Guacas y Clarete.

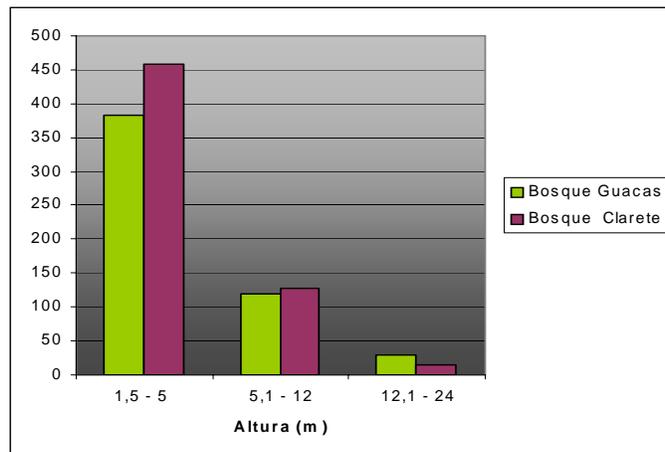
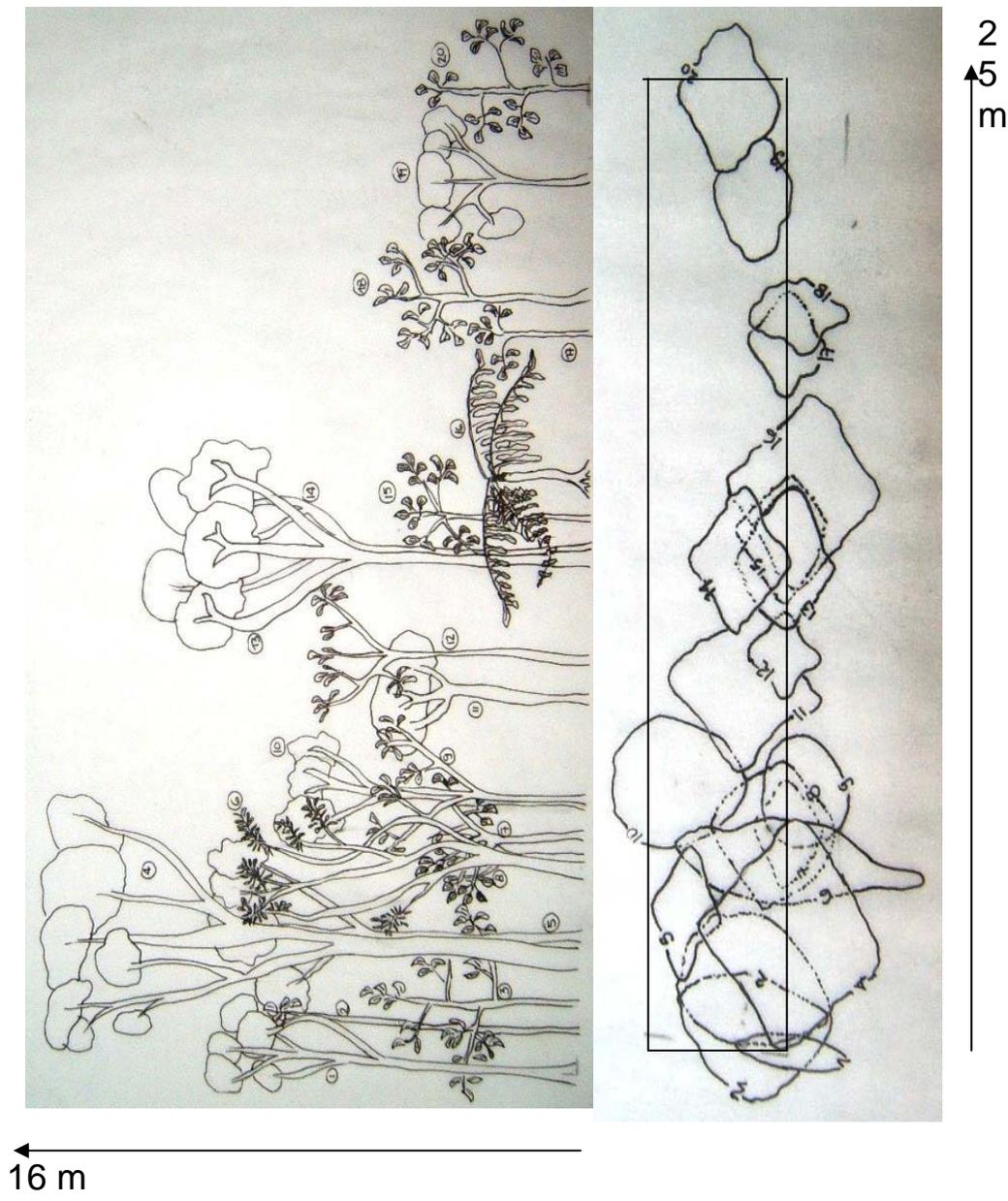
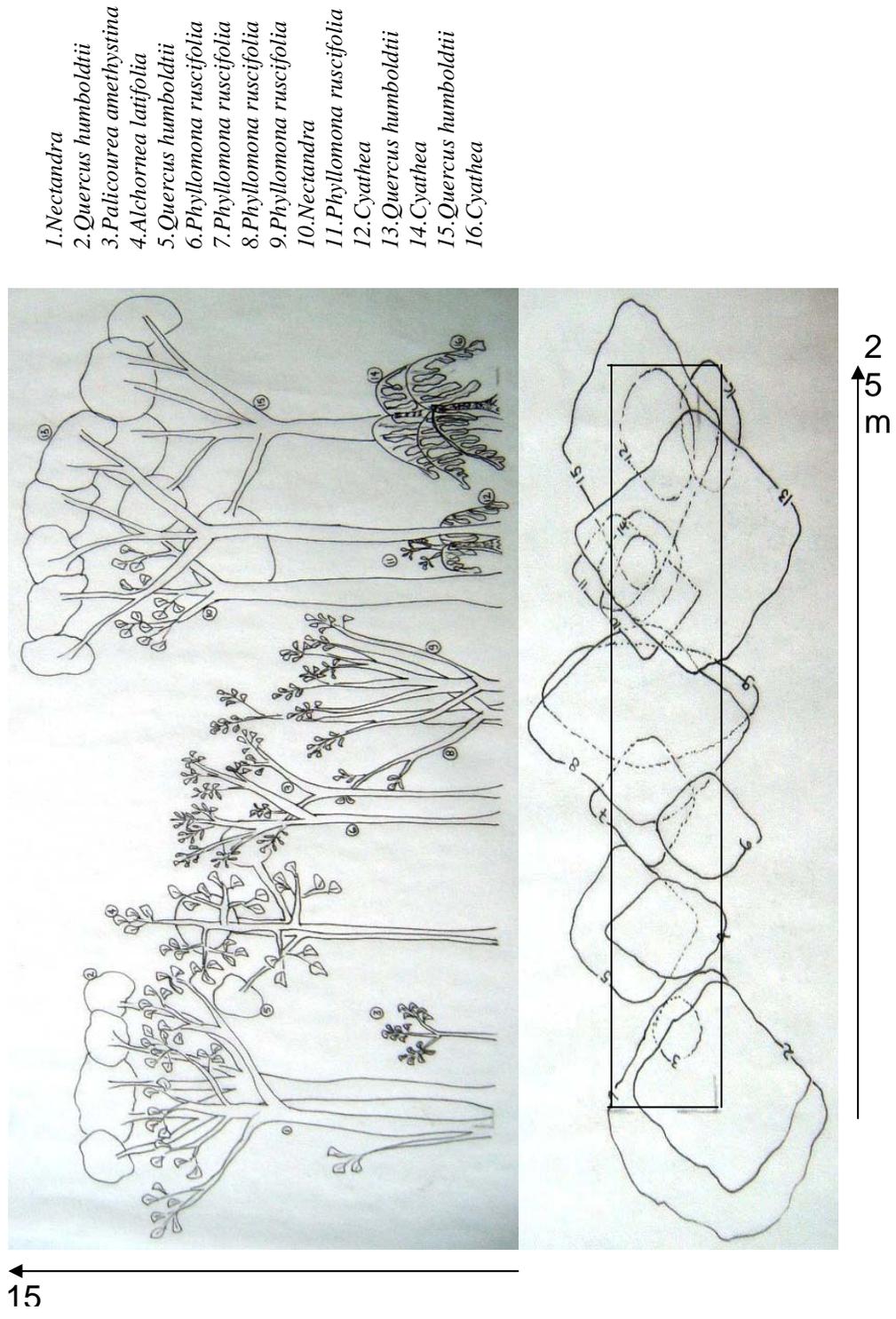


Figura 15. Estructura vertical y proyección horizontal (individuos DAP \geq 5 cm) en el fragmento de bosque Guacas



1. *Quercus humboldtii*
2. *Alchornea latifolia*
3. *Alchornea latifolia*
4. *Quercus humboldtii*
5. *Clethra*
6. sp 1
7. *Meriania speciosa*
8. *Meriania speciosa*
9. *Vismia lauriformis*
10. *Clethra*
11. *Myrcia fallax*
12. *Vismia lauriformis*
13. *Clethra*
14. *Quercus humboldtii*
15. *Meriania speciosa*
16. *Cyathea*
17. *Meriania speciosa*
18. *Alchornea latifolia*
19. *Quercus humboldtii*
20. *Meriania speciosa*

Figura 16. Estructura vertical y proyección horizontal (individuos DAP \geq 5 cm) en el fragmento de bosque Clarete



El Bosque Guacas presento el mayor numero de individuo en el rango de altura entre 1.5-5 m. con 382 individuos (64.41%) de 44 especies, siendo las especies mas comunes: *Palicourea heterochroma*, *Quercus humboldtii*, *Palicourea angustifolia*, *Palicourea angustifolia*, *Palicourea thyrsoiflora*, *Meriania speciosa*, *Cinnamomum triplinerve* y *Syzygium malaccense*. Para el rango de altura entre 5.1-12 m. se registraron (25.62%) 120 individuos de 31 especies, las especies mas representativas en esta clase son: *Quercus humboldtii*, *Alchornea latifolia* y *Palicourea heterochroma*; y para el rango de 12.1-24 m se encontraron 29 individuos (5.16%) de 5 especies, donde encontramos especies como: *Hyeronima* sp 1, *Nectandra cf. reticulata*, *Miconia caudata*, *Rhamnus sphaerosperma* y la especie mas abundantes fue *Quercus humboldtii* con 23 individuos.

En el Bosque Clarete el mayor numero de individuo se registro en el rango de altura entre 1.5-5 m. con 458 individuos (74.23%) de 47 especies, las especies mas frecuentes en su orden son *Palicourea heterochroma*, *Palicourea angustifolia*, *Miconia* sp3, *Clusia* sp1, *Miconia* sp1, *Hedyosmun aff. bonplandianum* y *Rhamnus sphaerosperma*. Para el rango de altura entre 5.1-12 m. se registraron (20.58%) 127 individuos de 26 especies que en su orden las mas relevantes son: *Quercus humboldtii*, *Meriania speciosa*, *Piper crassinervium* y *Palicourea heterochroma*; y para el rango de 12.1-24 m se encontraron 15 individuos (2.43%) de 5 especies, entre las que están: *Inga punctata*, *Palicourea heterochroma*, *Mauria heterophylla*, *Guatteria goudotiana* todas con un registro y *Quercus humboldtii* con 11.

En relación a las especies exclusivas para cada estrato, se tiene que en el bosque Guacas hay mayor numero de ellas así: estrato arbustivo 17 especies de las cuales *Clethra fagifolia*, *Weinmannia pubescens*, *Cyathea* sp1, *Psammisia aff. macrophylla*, *Nectandra aff. lineata*, *Miconia* sp2 y sp 3, *Inga cf. acreana* y *Cinchona pubescens* reportaron solo un individuo; estrato arbóreo inferior con 5 especies de las que *Euphorbia laurifolia*, *Freziera tomentosa* y *Guatteria goudotiana* registraron un individuo; y en el estrato arbóreo medio la especie exclusiva es *Hyeronima* sp1.

Para el bosque de Clarete las especies exclusivas se registraron así: estrato arbustivo con 19 especies, de las cuales *Saurauia scabra*, *Toxicodendrum striatum*, *Calea colombiana*, *Nectandra acutifolia*, *Pleurothyrium* sp1, *Miconia versicolor*, *Inga densiflora*, *Syzygium malaccense*, *Piper* sp3, cf. *Roupala* y *Eriobotrya japónica* están reportadas con un individuo; estrato arbóreo inferior con 3 especies exclusivas y con un solo registro *Cecropia* sp 1, *Weinmannia pubescens* y *Hyeronima macrocarpa*; para el estrato arbóreo medio no hay especies exclusivas.

En los bosques de Guacas y Clarete se distinguen 4 especies que están distribuidas en todos los estratos, para Guacas *Quercus humboldtii*, *Nectandra cf. reticulata*, *Miconia caudata* y *Rhamnus sphaerosperma*; y para Clarete están *Mauria heterophylla*, *Guatteria goudotiana*, *Quercus humboldtii* y *Palicourea heterochroma*.

El dato reportado por el dosel en el bosque de Guacas permite ubicarlo como un bosque conservados como lo afirma Melo (2003) para los que reportan alturas de 25 metros en adelante, y ya que el dosel es importante en el proceso sucesional de los bosques, se puede decir que esto le da a Guacas una característica mas de bosque en sucesión avanzado, puesto que la caracterización de la estratificación en las comunidades vegetales es el resultado de un largo proceso de adaptación y selección, en el que además el factor luz ha tenido gran importancia en el desarrollo de las especies de los estratos inferiores, en cuanto los estratos superiores sean cada vez mas numerosos (Braun-Blanquet 1979)

Estructura Horizontal. Para el análisis de la estructura horizontal se procesaron los datos obtenidos en campo, en clases diamétricas que faciliten el análisis de la información.

Los individuos con DAP (diámetro a la altura del pecho) entre 1 y 2.5 cm son los mas abundantes en ambos bosques Guacas 51.07% y Clarete 57.70% de 42 y 43 especies respectivamente, seguidos por los que integran la clase diamétrica 2.5 y 10 cm así, Bosque Guacas 37.90% y el Bosque Clarete 32.58% de 35 y 34 especies respectivamente (Figura 17 y 18).

Entre las especies que presentan el mayor DAP en el bosque Guacas está *Nectandra cf. reticulata* (74 cm) y *Quercus humboldtii* (63.7 cm) y en el bosque Clarete *Mauria heterophylla* (62 cm) y *Quercus humboldtii* (41 cm), siendo por consiguiente las especies que mas aportan área basal en los bosques en estudio.

Figura 17. Distribución de los individuos en clases de DAP \geq 1 cm para el bosque de Guacas.

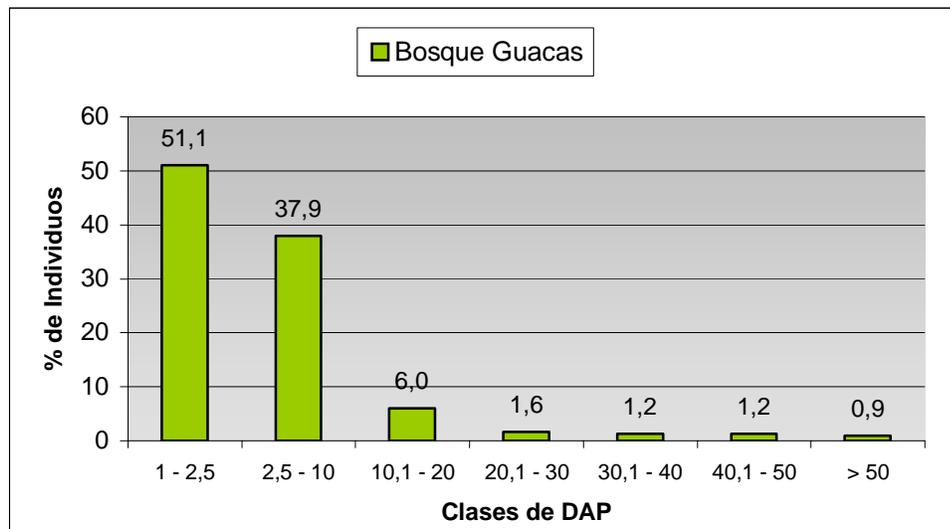
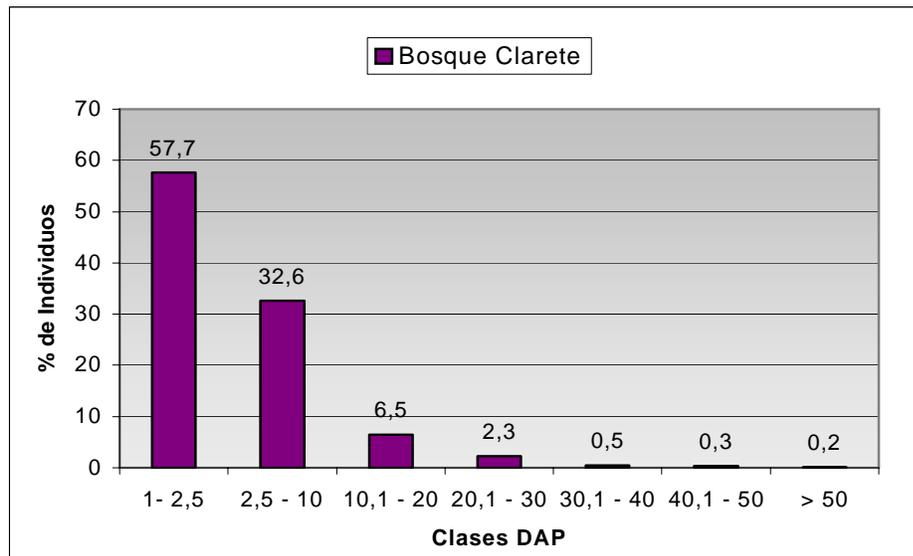


Figura 18. Distribución de los individuos en clases de DAP ≥ 1 cm para el bosque de



Clarete.

Para las Guacas coincide que los individuos con valores extremos de DAP son también aquellos que presentan las mayores alturas, perteneciendo la mayoría de individuos a la especie *Quercus humboldtii*, condición que no se presenta en el bosque de Clarete.

Como se muestra en las figuras 17 y 18, la clase diamétrica comprendida entre 1 y 2.5 cm de diámetro, es la que indica un valor porcentual mas alto de individuos. Pero también los datos nos permiten inferir que las Guacas tiene una leve tendencia a una mayor diversidad diamétrica y con mas representantes en las clases mayores con respecto a Clarete; esto permite precisar que Guacas presenta tendencias a ser un bosque mas maduro; al igual que podemos decir que Clarete esta alcanzando una buena sucesión pues tiene un muy alto porcentaje de individuos por transecto siendo la mayoría de la menor clase diamétrica, pero aun así no se aleja demasiado de los valores que reportó Guacas.

Se han reportado que los estados sucesionales más avanzados no son necesariamente mas ricos en especies que los estadios jóvenes, y pueden alcanzar un equidad numérica (Alcázar 2003), que es la situación que se puede presentar entre los bosques de Guacas y Clarete, si comparamos el numero de individuos¹⁹ y el numero de especies²⁰ encontradas en ellos.

Estos datos nos dan idea de que la variación que se realizó a la metodología de Gentry (1992) para evaluar la riqueza de plantas leñosas, e incluir a los individuos con DAP desde 1 cm de diámetro, ha sido de gran utilidad al permitir tener en cuenta otros elementos del transecto, que nos permiten obtener información mas apropiada acerca de la estructura y

¹⁹ Bosque Guacas: 562, Bosque Clarete: 617

²⁰ Bosque Guacas: 52, Bosque Clarete: 53

composición de los bosques y poder estimar la participación ecológica de los estratos inferiores (Munar 2006); pues es una información mas completa que nos indica no solo la caracterización de las especies dominantes del bosque sino también del grado de regeneración por el que está pasando, pues tener solamente datos de dominancia no es apropiado para un conocimiento de las comunidades, entre otras cosas porque la dominancia de las especies actualmente esta condicionada en muchos casos por la intervención humana y sometida, por tanto a rápidos cambios (Braun-Blanquet 1979).

Densidad y Frecuencia relativa. Las especies que reportaron los valores mas altos de densidad relativa en el Bosque Guacas son: *Quercus humboldtii*, *Palicourea heterochroma* y *Palicourea angustifolia*; y para el Bosque Clarete *Palicourea heterochroma*, *Palicourea angustifolia* y *Quercus humboldtii*. (Tabla 11).

Tabla 11. Especies mas abundantes en los bosques de Guacas y Clarete.

BOSQUE GUACAS		BOSQUE CLARETE	
Especie	Dr	Especie	Dr
<i>Quercus humboldtii</i>	15.69	<i>Palicourea heterochroma</i>	16.86
<i>Palicourea heterochroma</i>	13.37	<i>Palicourea angustifolia</i>	13.29
<i>Palicourea angustifolia</i>	6.6	<i>Quercus humboldtii</i>	7.94
<i>Palicourea thyrsoiflora</i>	6.42	<i>Miconia sp 3</i>	5.35
<i>Condylopodium cuatrecasii</i>	5.35	<i>Clusia sp 1</i>	5.19
<i>Meriania speciosa</i>	4.28	<i>Meriania speciosa</i>	5.02
<i>Alchornea latifolia</i>	4.10	<i>Hedyosmun aff. bonplandianum</i>	4.05

La frecuencia relativa, se refiere a la regularidad con que las especies aparecen en las parcelas y en ambos fragmentos de bosques más del 80% de las especies registradas presentan una densidad relativa baja, con valores inferiores a 3 (Anexos 3 y 4).

En cada uno de los bosques aunque en orden de importancia diferente, las especies que presentan mayor densidad también presentan los valores mas altos de frecuencia.

Es importante resaltar que para ambos bosques las especies *Quercus humboldtii* y *Palicourea heterochroma* son quienes presentan los valores mas representativos de densidad y frecuencia, por lo cual son las especies mas afines a los dos sitios, presentando la mayor abundancia de individuos y una distribución espacial mas uniforme.

Las especies con los valores mas bajos de densidad y frecuencia son en la mayoría los individuos exclusivos del bosque, que representan aproximadamente mas del 20% de las especies de cada fragmento. En el caso del bosque de Guacas, se encontraron 14 especies exclusivas y 7 no exclusivas; y para el bosque de Clarete, 12 especies exclusivas y 6 no exclusivas.

En los dos bosques se denota una alta cifra de especies exclusivas o raras, que son las que presentan bajos valores de densidad y frecuencia, y que se encontraron en un solo estrato de vegetación evaluado, de acuerdo a esto, puede estar ocurriendo que al igual que en otras zonas de áreas fragmentadas, donde la riqueza de especies de cada sitio está influenciada en casi el 80% por especies raras no compartidas, las cuales son calificadas como especies endémicas localizadas (Whitmore 1997). Aun así, no significa que las especies raras si son mas numerosas no sean importantes; lo son, en efecto porque ocasionan básicamente diversidad, aspecto importante en la estructura de la comunidad (Odum 1982).

Weimannia pubescens, es una especie compartida en los bosques, con solamente un registro en ambos sitios, además como se mencionó en los resultados de riqueza, esta es una de las especies asociadas características de los robledales de los bosques Andinos.

Lo anterior nos da cuenta de que la densidad es mayor en el bosque de Clarete que en el bosque de Guacas, lo cual se debe a que en Clarete encontramos mas arbolitos y sus individuos registraron un área basal mucho mas baja que la de Guacas. Lo anterior nos da indicio de que el Bosque Guacas se encuentra en un estado de conservación mejor, si cruzamos estos datos con los otros valores que han arrojado los datos de riqueza y estructura horizontal y vertical.

Dominancia relativa. En los bosques Guacas y Clarete la especie dominante es *Quercus humboldtii* (59.93% y 53.43% respectivamente), con más del 50% de predominio sobre las otras especies presentes (Anexo 3 y 4), este valor puede ser consecuente con la denominación que se les ha dado a los bosques al ser llamados robledales.

Seguido pero con una marcada diferencia están las especies *Nectandra aff. reticulata* para el bosque de Guacas y *Mauria heterophylla* para el bosque de Clarete, que aunque no presentan una densidad alta tiene un alto aporte en área basal..

Las especies dominantes de la comunidad se hallan comúnmente en el estrato superior de la fitocenosis y son especies que tienen habilidad de competir exitosamente, mientras la vegetación permanezca estable (Munar 2006), que es lo que ocurre en los dos bosques con la especie *Quercus humboldtii*, que como se reporto en los datos de alturas y DAP, esta especie tiene representantes en todos los estratos evaluados.

Índice de valor de importancia para especies (IVI). La especie con mayor importancia ecológica es *Quercus humboldti* con valores de 0.81 para Guacas y 0.67 para Clarete, distanciándose con *Palicourea heterochroma* que registró 0.21 en Guacas y 0.28 en Clarete. La especie *Q. humboldti* corresponde a la de mayor dominancia relativa en los dos bosques, por el contrario la mayor parte de las especies presentaron IVI muy bajos (Anexo 3 y 4) y aunque tienen un numero similar de especies (52-53 respectivamente) y comparten 34 especies las exclusivas son las de los valores mas bajos de importancia ecológica específica.

Las especies de la familia Lauraceae son el componente mas importante de los bosques andinos, seguida por las especies de Rubiaceae para muestras de 0.1 ha (Gentry 1992,1995), condición que no se cumple a cabalidad en estos bosques que son dominados por la especie de mayor dominancia, que desplaza a segundos lugares a estas familias.

Índice de valor de importancia para Familias (IVF). En los dos bosques la mayor parte de las familias registraron valores de importancia bajos, destacándose solamente unos pocos (Anexos 3 y 4), que son los que se muestran en la tabla 14, siendo en ambos la familia Fagaceae la de mayor importancia ecológica, que además es la de la especie mas dominante. Seguidamente para el bosque de Guacas esta Lauraceae, que aunque no tiene un valor bajo de densidad, presenta un alto valor de importancia, al contrario de Rubiaceae en el bosque de Clarete, que ocupa el segundo lugar de importancia ecológica y esta dentro de la familia con mayor densidad en sus especies.

Tabla 12. Familias con el mayor índice de valor de importancia (IVF) para los bosques I y II

BOSQUE GUACAS				BOSQUE CLARETE			
Familia	Gén.	Espec.	IVF	Familia	Gén.	Espec.	IVF
Fagaceae	1	1	61,51	Fagaceae	1	1	55,41
Lauraceae	2	5	24,16	Rubiaceae	2	4	16,96
Melastomataceae	2	5	15,49	Melastomataceae	2	6	15,39
Rubiaceae	3	5	14,74	Anacardiaceae	2	2	12,08
Euphorbiaceae	4	5	14,68	Mimosaceae	1	4	11,77
Clethraceae	1	2	7,91	Asteraceae	4	5	10,13
Asteraceae	3	3	6,27	Clethraceae	1	1	8,07
Myrtaceae	2	2	5,81	Clusiaceae	2	2	7,74
Clusiaceae	2	2	4,68	Lauraceae	4	4	7,69
Anacardiaceae	2	2	4,3	Piperaceae	1	3	6,6
Piperaceae	1	2	4,27	Euphorbiaceae	3	3	5,97

La familia Fagaceae que reportó el valor mas alto de importancia por el predominio de *Quercus humboldtii* (Roble) en la zona, tiene una amplia distribución en la zona andina entre los 1800 a 2600 metros de elevación, formando asociaciones bastante homogéneas (Vargas, 2002), como ocurre en los bosques en estudio.

De acuerdo a Gentry (1982, 1995), las familias Lauraceae, Rubiaceae y Melastomataceae son las mas ricas en especies en los bosques andinos; y Pacheco (1997) plantea que en los robledales además de las familias mencionadas por Gentry también se destacan Piperaceae; condición que se evidencia en los fragmentos de bosque en estudio, donde Lauraceae ocupa el segundo lugar para el bosque Guacas, por el contrario en el bosque de Clarete no presenta un alto valor por sus bajos reportes de individuos y especies. En tanto las familias Rubiaceae y Melastomataceae si están entre las tres familias más importantes en ambos bosques, con un promedio de 5 a 6 especies por muestra de 0.1 ha.

8.2.2 Similitud florística

De los individuos con DAP ≥ 1 cm muestreados en los dos fragmentos de bosque se encontraron un total de 71 especies, de las cuales 18 son exclusivas del bosque Guacas, 19 del bosque Clarete y 34 especies compartidas (48%).

Para los dos bosques se registraron un total de 49 géneros, de los que solo 10 se encontraron en el bosque de Guacas, 11 en el bosque de Clarete y comparten 29 géneros en total.

De las 33 familias en total reportadas para los dos bosques, 6 están solamente en el bosque de Guacas, 7 en el bosque de Clarete y comparten un total de 20 familias.

Entre las especies similares en los dos fragmentos de bosque encontramos: *Acalypha macrostachya*, *Alchornea latifolia*, *Besleria solanoides*, *Cinnamomum triplinerve*, *Clethra* sp 1., *Clusia* sp 1., *Condylopodium cuatrecasasii*, *Cyathea* sp 1, *Elaeagia myriantha*, *Guatteria goudotiana*, *Inga* cf. *acreana*, *Inga punctata*, *Lepidaploa canescens*, *Mauria heterophylla*, *Meriania speciosa*, *Miconia caudata*, *Miconia* sp 1., *Miconia* sp 3., *Myrcia fallax*, *Myrsine coriacea*, *Myrsine guianensis*, *Nectandra acutifolia*, *Palicourea angustifolia*, *Palicourea heterochroma*, *Palicourea thyrsoflora*, *Piper catripense*, *Piper crassinervium*, *Quercus humboldti.*, *Renalmia fragilis*, *Rhamnus sphaerosperma*, *Syzygium malaccense*, *Toxicodendrum striatum*, *Vismia lauriformis*, *Weimannia pubescens*.

Entre las familias con mayor número de géneros y especies compartidos por los dos bosques están: Melastomataceae (*Meriania* y *Miconia*), Rubiaceae (*Elaeagia* y *Palicourea*), Anacardiaceae (*Mauria*, *Toxicodendrum*), Asteraceae (*Condylopodium*, *Lepidaploa*), Clusiaceae (*Vismia*, *Clusia*), Euphorbiaceae (*Acalypha* y *Alchornea*), Lauraceae (*Cinnamomum* y *Nectandra*) y Myrtaceae (*Myrcia*, *Syzygium*).

En cuanto a las familias de mayor importancia ecológica, que presentan similitud en los bosques, son aquellas mencionadas como las predominantes en estos tipos de bosque, pues en el primer lugar de importancia sobresale Fagaceae, y comparten otras familias con importante valor de IVF como Lauraceae, Rubiaceae y Melastomataceae.

Según los valores obtenidos en los índices de Jaccard y Morisita-Horn, teniendo en cuenta la presencia/ausencia de especies y el IVI, respectivamente, se obtuvo con Jaccard 0.48, indicando una baja similitud, contrario a lo que arroja Morisita-Horn 0.77, que muestra más similitud entre los dos fragmentos de bosque, al tomar en cuenta la abundancia de las especies, este último arroja un valor alto de similitud, al contrario de Jaccard, debido a que está influenciado directamente por las abundancias específicas de las especies dominantes.

La baja similitud florística que arroja el índice de Jaccard a nivel de presencia/ausencia de especies, entre los fragmentos de vegetación en estudio que se encuentran a menos de 3 Km. de distancia, puede ilustrarse en que la gran variabilidad florística de los bosques

secundarios es una de las características que se presenta en rodales de cortas distancias, tanto a nivel de dosel como de vegetación de sotobosque, debido principalmente a variaciones fisiológicas de especies colonizadoras, al tipo de regeneración, así como a la presencia de diferentes especies de árboles remanentes, los cuales pueden influenciar la vegetación del sitio (Smith *et al* 1997). Sin embargo, a este bajo valor de similitud existente entre los bosques se le adiciona las variaciones físicas de la zona de estudio, pues acciones como la apertura de vías ha causado una pérdida de hábitat entre las zonas boscosas en el área de las mismas. Este proceso puede ser el que este causando la perturbación a los hábitat naturales boscosos, reflejada en la diferente composición florística en relación a los bosques continuos. Por otro lado la gran influencia de la hidrografía del río Palacé en las veredas de Guacas, Clarete y sectores aledaños han generado una división micrófitogeográfica en el Municipio, que se denota en la distribución actual de la vegetación (Alcazar 2003), correspondiendo a los resultados obtenidos en este estudio y otros reportes de estudios de la región.

Lo anterior nos permite concluir que el índice cualitativo nos indica que los bosques son poco similares compartiendo unas pocas especies (48%), mientras que para el índice cuantitativo los resultados cambian totalmente, puesto que se genera una similitud alta (77%), evidenciando que, a pesar de compartir un porcentaje bajo de especies, sus abundancias se distribuyen de forma similar.

8.2.3 Riqueza y composición florística.

Como lo muestra la tabla 10 el inventario general realizado en la zona reporto un total de 81 especies, 56 géneros y 37 familias de plantas vasculares (Anexos 1 y 2). Encontrando que una familia pertenece al grupo de los Pteridofitos (Cyatheaceae); cuatro a las Monocotiledóneas (Araceae, Palmae, Poaceae y Zygiberaceae) y treinta y dos a las Dicotiledóneas, siendo las familias Euphorbiaceae y Melastomataceae las que presentan el mayor numero de especies (6 especies), seguidas de Lauraceae y Rubiaceae (5 especies) y los géneros mejor representados son Miconia (5 especies) y Nectandra (4 especies).

Tabla 13. Riqueza de familia, géneros y especies para el inventario general de la zona de los bosques.

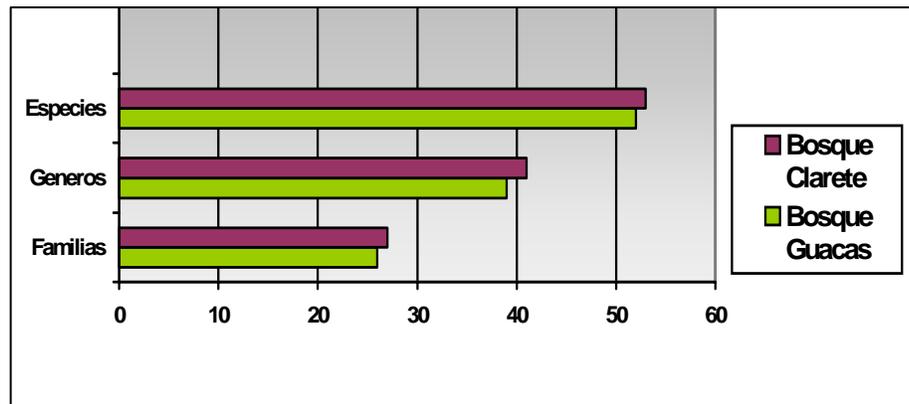
Grupo	Numero de Familias	Numero de Géneros	Numero de Especies
Pteridofitos	1	1	1
Monocotiledóneas	4	5	5
Dicotiledóneas	32	52	76
Total	37	56	81

Los individuos con $DAP \geq 1$ cm reportaron una riqueza como se muestra en la tabla 14 y la figura 19 en que se puede ver que los dos fragmentos, Guacas y Clarete, no presentaron diferencias en cuanto a riqueza (figura 19), sin embargo hay alteraciones en cuanto a composición de especies. Mientras que en el Bosque de Guacas se registraron 562 individuos pertenecientes a 26 familias, 39 géneros y 52 especies (Figura 19) para el Bosque de Clarete se encontraron 617 individuos pertenecientes a 27 familias, 41 géneros y 53 especies (Figura 19). La comparación en el número de familias y géneros con más especies en los bosques están representados en las Figuras 20 y 21

Tabla 14. Riqueza de familia, géneros y especies para los bosques de Guacas y Clarete.

Grupo	Numero de Familias	Numero de Géneros	Numero de Especies
Pteridofitos	1	1	1
Monocotiledóneas	3	3	3
Dicotiledóneas	29	46	68
Total	33	50	72

Figura 19. Comparación de la riqueza florística entre los bosques Guacas y Clarete.



La figura 19 muestra que los bosques tienen datos muy próximos en el número de familias, géneros y especies, siendo la mitad de las familias encontradas representadas por una única especie (Anexo 3 y 4). Estos datos contrastan con el del número de individuos reportados en ambos fragmentos, en que el bosque de Clarete tiene una concentración mayor de organismos, con una diferencia de 55 individuos más, con respecto a Guacas. Las familias Lauraceae, Rubiaceae, Melastomataceae, son relevantes en el componente florístico de las zonas estudiadas, como lo afirma Gentry (1995) en sus reportes de caracterización vegetal para los bosques de los Andes, pues plantea que éstas son algunas de las familias destacadas en los ecosistemas premontanos.

Figura 20. Representación de las familias con mayor número de especies presentes en el bosque de Guacas y Clarete.

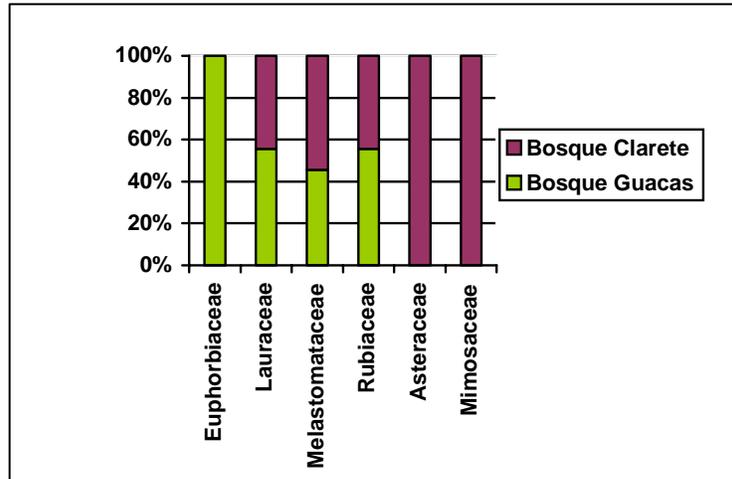
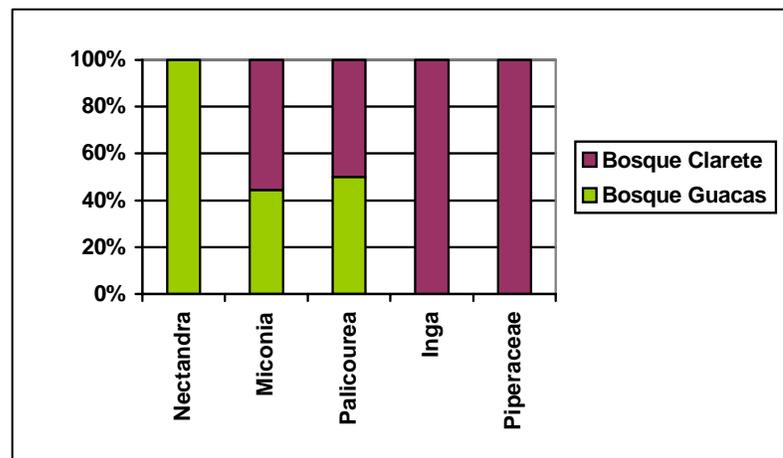
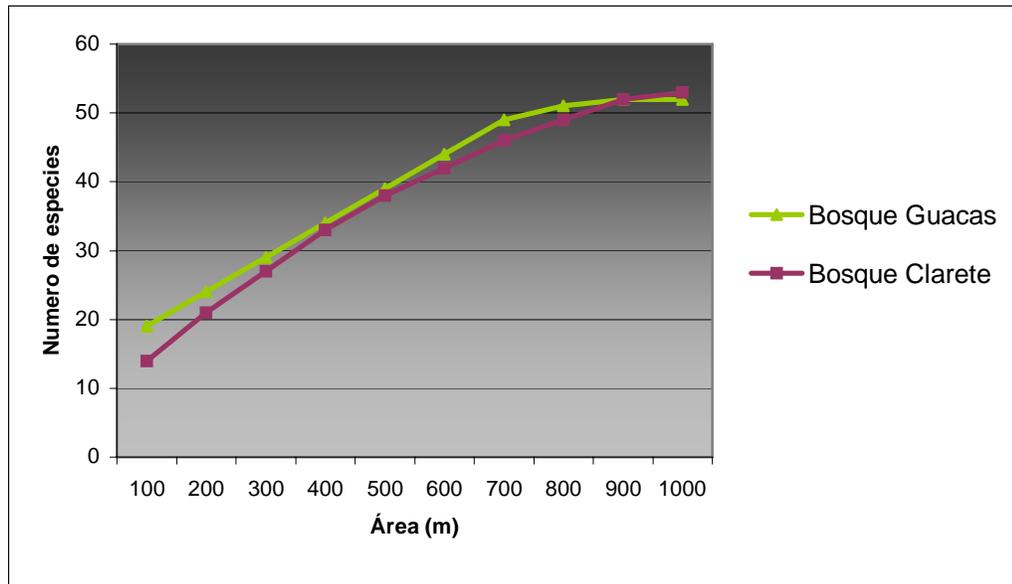


Figura 21. Representación de los géneros con mayor número de especies presentes en los bosques de Guacas, Clarete.



La curva de acumulación de especies-área, para los individuos con $DAP \geq 1$ cm., tiende a estabilizarse para el Bosque de Guacas a partir de los 800 m^2 , mientras que para el Bosque de Clarete a partir de los 900 m^2 (Figura 22).

Figura 22. Curva especies-área para los bosques de Guacas y Clarete, en el municipio de Popayán.



Para el bosque de Guacas otra familia que presenta diversidad de géneros es Euphorbiaceae, que al igual que las anteriores, una de las más representativas entre los 1750 y 2000 m de altitud, con su género *Alchornea* (Gentry 1995) siendo este el más conspicuo.

Cabe anotar que la familia Asteraceae se muestra como una de las que presenta mayor diversidad en el bosque Clarete, a pesar de no reportarse en literatura como una de las más representativas de estos bosques si es una de las familias más comunes en muchos tipos de vegetación y uno de los grupos más importantes en especies pioneras (Vargas 2002), así pues su presencia en este bosque puede deberse al estado sucesional de este.

Fagaceae a pesar de no ser una de las familias más diversas, con su especie *Quercus humboldtii* es la más destacada como lo mostró su dominancia relativa en, principalmente en el bosque de Guacas. Según lo reportado por Rangel y Velásquez (1997), en la región Subandina extendida desde 1000 a 2400 m. de altitud, en las vertientes de las cordilleras, la vegetación dominante la constituyen los Robledales, asociado a *Hedyosmum*, *Weinmannia* y *Clusia*; para los robledales de Guacas y Clarete se encontró a estos géneros como asociadas al *Quercus*, aunque *Weinmannia* solo tuvo un registro en cada bosque.

En Clarete el género *Palicourea* es uno de los que reporta los datos más altos de abundancia en los dos bosques; e *Inga* el más diverso, estos resultados coinciden con los estudios realizados por Gentry (1995) en los que plantea que *Inga* es el segundo más rico en especies de los bosques de los Andes, pues cuatro de nueve especies de *Inga* por muestreo son representadas en la mayoría de los sitios por debajo de los 2000 m de altitud.

Para el caso del género *Miconia* en los bosques de Guacas y Clarete y *Nectandra* en Guacas, coinciden con lo expresado por Gentry para este tipo de ecosistemas, siendo *Miconia* el tercer género más rico en especies en los bosques de los Andes, considerado como uno de los más diversos para elevaciones medias y además como indicador asociado con áreas de crecimiento secundario (Gentry 1982, Giraldo-Cañas 1995) y *Nectandra* por ser la familia Lauraceae generalmente una de las más ricas en especies por encima de los 1500 m de altitud.

Los datos reportados por Cuatrecasas (1986)²¹ para estos ecosistemas de selva subandina coinciden a lo expresado por Gentry con los géneros *Alchornea*, *Nectandra*, *Inga*, *Palicourea*, y la diferencia está en los géneros *Vismia*, *Meriania*, *Cecropia*, *Ficus*, *Cinchona*, *Solanum*, *Clusia* y *Cyathea*, entre estos se encuentran algunos de los mencionados como los géneros más diversos de los fragmentos de bosque en estudio.

La riqueza para plantas leñosas con $DAP \geq 2.5$ cm., en los fragmentos de bosque estudiados, es más baja que el promedio presentado por Gentry para bosques neotropicales que se encuentran en un rango altitudinal de 1500-2000 m y que deben ser de aproximadamente 135 a 128 especies (Gentry 1993). Esto se puede ver en la Tabla 15, donde se compara los muestreos de este estudio, con otros realizados en el suroccidente de Colombia en altitudes medias entre los que están el de Munar (2006), Gentry (1995) y el del IAvH²² (1999), en los que el número de especies es bastante similar al sugerido por Gentry, estos reportes pueden ser una expresión de la influencia de las condiciones del Macizo Colombiano y de los ambientes amazónicos en esas zonas andinas.

Aun así, la riqueza de especies encontradas en la zona de estudio, se ajusta con el promedio de los valores al compararlos con fragmentos de vegetación estudiados en el departamento del Cauca (Tabla 15), principalmente con los registros de la meseta de Popayán en los sectores de la Lomita y con un trabajo anterior en el bosque de las Guacas. Semejándose a los fragmentos de vegetación donde el número de individuos es más alto respecto al número de especies, particularmente en aquellos con mayores indicios de perturbación, como en el caso de la Rejoya (Bolaños *et al* 2002) en donde cerca de 900 individuos se distribuyen en 29 especies.

Tabla 15. Comparación de la riqueza florística del número de plantas con un $DAP \geq 2.5$ cm., en 0.1 ha, entre las localidades muestreadas de este estudio y otras localidades de Colombia.

²¹ En: Perez-Arbelaezia. Vol. 2, No. 8 (ene. – dic. 1989): p. 155-283.

²² Instituto Alexander von Humboldt

Localidad	Altitud	No. de especies	No. de Individuos
<i>Cauca</i>			
La Lomita, Popayán (Alcázar et al 2002)	1738	42	386
Río Cabuyal, Caldon (Diago 2000)	1750	20	162
La Rejota, Popayán (Bolaños et al 2002)	1750	29	856
San Juan de Villalobos, Cauca (Munar D. 2006)	1750	152	397
Las Guacas, Popayán (Alcázar C. 2003)	1800-2000	63	322
Las Guacas, Popayán (este estudio)	1800-2000	42	294
Clarete, Popayán (este estudio)	1850-2000	40	275
<i>Nariño</i>			
La Planada, Nariño (Gentry 1995)	1850	121	433
<i>Putumayo</i>			
El Mirador, Putumayo (IAvH 1999)	2000	130	704

Las diferencias respecto a lo encontrado por Alcázar (2003), pueden deberse a:

- Las diferencias en el área muestreada pues no se especifica en su trabajo si Clarete hizo parte de los muestreos de vegetación, así que eso influiría en la comparación de los datos de riqueza, pues en este trabajo, Clarete y Guacas son tomados como dos unidades boscosas independientes;
- En los últimos tres años la zona de Guacas ha sufrido una marcada disminución de su área boscosa, debido a la construcción de la bocatoma del nuevo acueducto de la ciudad de Popayán, pues para las adecuaciones de infraestructura han removido secciones de bosque para las adecuaciones de infraestructura.

En relación a la composición de especies o familias también se encontraron diferencias en los resultados de los dos estudios, por tanto, es importante anotar que con este estudio se han incrementado los registros taxonómicos conocidos referente a la flora de la zona de Guacas y Clarete. En cuanto a familias, Alcázar tiene un reporte de siete familias más (Tabla 16), que son de las especies raras por estar representadas por un individuo, y se coincide con el registro de treinta y dos familias. Para géneros hay una diferencia en los reportes con 20 registros (Tabla 16) y concordancia con 36. Para el caso de las especies, hay una diferencia de 24 para Alcázar y 21 por el presente estudio.

Tabla 16. Listado de familias y géneros de plantas leñosas que difieren en los listados de composición florística entre el presente estudio y el de Alcázar C.

	Alcazar C. (2003)		Alvear N.L. (2006)	
Familias	Apocynaceae	Marcgraviaceae	Araceae	Cunoniaceae
	Araliaceae	Verbenaceae	Ericaceae	Rosaceae
	Lacistemataceae	Malvaceae	Chloranthaceae	
	Malpighiaceae			
Géneros	Mandevilla	Pavonia	Mauria	Banara
	Oreopanax	Posoqueria	Anthurium	Aniba
	Cnemidaria	Lycianthes	Lepidaploa	Pleurothyrium
	Chrysoclamis	Psychotria	Oligactis	Eriobotrya
	Lacistema	Cestrum	Vismia	Mabea
	Bunchosia	Guettarda	Weinmannia	Abarema
	Hiraea	Duranta	Bejaria	Syzygium
	Sarcopera	Xylosma	Psammisia	Solanum
	Mollinedia	Chrysoclamys	Acalypha	Hedyosmum
	Prestoea		Euphorbia	

Para familias reportadas como comunes en los dos trabajos, encontramos que la familia Euphorbiaceae, para Alcázar en el bosque de Guacas no se destaca por su diversidad al estar representada por dos especies arbóreas: *Hyeronima macrocarpa* y *Alchornea latifolia*, por el contrario para este estudio en Guacas es la familia mas diversa con 5 especies: *Acalypha macrostachya*, *Alchornea aff. glandulosa*, *Alchornea latifolia*, *Euphorbia laurifolia*, *Hyeronima sp 1*. Con respecto a las demás familias reportadas como las mas diversas dentro del bosque de Guacas: Rubiaceae, Lauraceae y Melastomataceae, se coincide con lo hallado por Alcázar, aunque no se reportan igual numero de géneros por cada una de las familias.

Gentry (1995) y Giraldo-Cañas (1995) afirman que especies como las de Miconia y Palicourea, son muy importantes en los estados sucesionales tempranos de los bosques andinos de elevaciones medias y que sus agrupaciones pueden ser causadas por invasiones recientes (Alcázar 2003), con este contexto y teniendo en cuenta que estos géneros presentaron alta diversidad especifica tanto en Guacas como en Clarete, pero con una representación mayor en Clarete, se puede afirmar que Clarete tiene un estado de sucesión evidenciado por su riqueza florística.

Los registros encontrados para la riqueza florística de los bosques de Guacas y Clarete es importante evaluarlo teniendo en cuenta también, que el área de Guacas es mayor que la de Clarete (150 y 60 ha respectivamente), siendo este primero el que muestra mayor densidad en su cobertura boscosa, al contrario de Clarete en el que se encuentran gran cantidad de claros dentro del bosque. Por tanto, Clarete esta pasando por un estado sucesional temprano evidenciado por la gran densidad de individuos con dap entre 1 y 2.5 cm con respecto a los encontrados en Guacas, además por los datos de riqueza que reporto, presentándose así, Guacas como un bosque mas homogéneo y maduro de alta dominancia de la especie *Quercus humboldtii*, y en el cual registro menos individuos por unidad de área, pero con valores de cobertura mayores.

Lo anterior permite afirmar que el bosque de Guacas tiene una gran diversidad gracias a su tamaño y abrupta topografía que le ayuda a crear buenos ambientes para el desarrollo de las especies vegetales y aunque los bosques están presentando una alta vulnerabilidad a la pérdida de especies, debido a los procesos de disección que está sufriendo, se lo reafirma como un área de protección para la conservación de la biodiversidad.

8.3 DESCRIPCIÓN DE LAS ACTIVIDADES ANTRÓPICAS

En este estudio se identificaron como actividades antrópicas aquellas que están relacionadas con la transformación del ecosistema; con la matriz de Fearo se identificaron los impactos asociados a las actividades presentes en el área de estudio que han generado cambios en las coberturas vegetales. Las actividades se categorizaron para realizar su descripción y de cada categoría se tomaron las actividades de mayor incidencia para el desarrollo de la matriz.

Tabla 17. Matriz de Fearo para la evaluación de las principales actividades antrópicas identificadas en la zona de estudio.

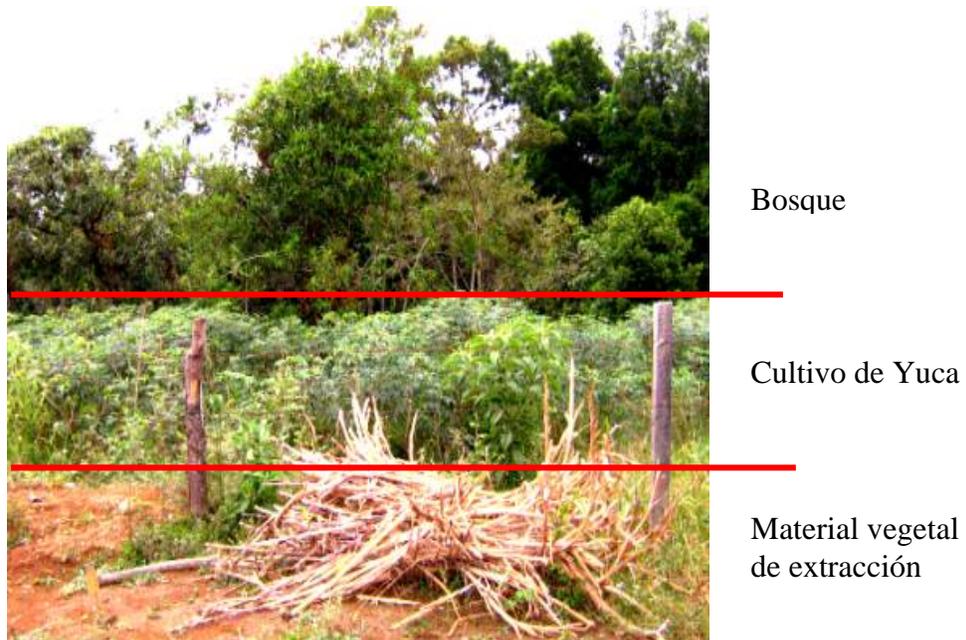
		ACTIVIDADES ANTROPICAS									
		Entresaca (1)	Tala (2)	Quema (2)	Cultivos forestales (2)	Procesamiento de fique (2)	Expansión de áreas productivas agrícolas y pecuarias (3)	Construcción de vías y Apertura senderos (4)	Localización de tuberías de conducción (4)	Represamiento de cauces (4)	
I	No hay impacto										
	Falta información										
	Efecto signif. adverso										
	Efecto adverso										
	Efecto signif. benéfico										
+	Efecto benéfico										
	Efecto benéfico										
ABIÓTICO	AIRE	Alteraciones microclimáticas									
		Emisión de gases					I				
		Ruido									
	AGUA	Incremento en aporte de material de arrastre				I					
		Alteración de balance hídrico									
		Alteración de la flora y fauna acuática									
		Pérdida de zonas riparianas									
		Alteración de la calidad (condiciones físico, químicas)									
	SUELO	Interrupción de escorrentía superficial									
		Pérdida de horizontes									
		Incremento de procesos erosivos									
		Exposición por eliminación de cubierta vegetal									
		Cambios de uso									
		Remoción de cobertura vegetal									
		Aparición de especies invasoras		x	x						
FLORA	Alteración en la similitud de especies										
	Alteración del IVI										
	Pérdida de hábitat natural										
	Alteración de procesos sucesionales						I				
	Alteración en la presencia de especies (diversidad)	I									
FAUNA	Modificación / pérdida del hábitat										
	Desplazamiento de especies	I									
	Alteración de bordes										
BIÓTICO-ABIÓTICO	PAISAJE	Generación de parches									
		Cambios en vegetación relictual									
		Procesos de fragmentación									
		Demanda de servicios básicos							x	+	+
SOCIAL	POBLACIÓN	Transformación de áreas por ocupación		x	+	+		X	+	+	
		Explotación de recursos naturales	+	+	+	+	+	X	x		
		Oportunidades de ingresos	+	+	+	+	+	+	+		

(No.) categoría en la que se describe la actividad

1. Procesos de extracción: se reconocieron como procesos que están ligados a la extracción de recursos del bosque para actividades de subsistencia. En la identificación de estas actividades se determinó que hay gran demanda de uso de la madera pues los bosques de estas zonas son explotados para la extracción de leña, usada en construcción y elaboración de cercas (POT Popayán 2002) (Figura 23). La producción de carbón de roble también ha tenido gran influencia sobre el bosque, pues utilizan los árboles de diferentes estados sucesionales afectando el desarrollo fenológico y estructural de los robles y por ende del bosque, esta actividad ha venido practicándose desde décadas pasada como una tradición cultural sin un manejo adecuado. También cabe enumerar la utilización de los recursos vegetales no maderables que aunque en muy baja proporción están ligados directamente a la biodiversidad del sistema boscoso y que se identificaron como plantas del sotobosque, frutales, ornamentales, medicinales entre otras.

Figura 23. (a) Cultivos al borde del bosque y extracción de material vegetal – (b) tala

(a)



(b)



En general se determinó que la **entresaca** es la práctica más común de extracción, afectando en mayor medida al suelo y a la flora por la apertura del dosel que genera alteraciones microclimáticas alterando el flujo de la radiación solar, la temperatura y la velocidad del viento (Saunders 1991); puesto que la disminución paulatina de la vegetación le genera al suelo pérdida de la protección superficial haciéndolo susceptible a la acción de la temperatura y la lluvia. Estas alteraciones tienen incidencia en el balance hídrico superficial por la interrupción de la escorrentía. El componente flora es uno de los más afectados estrechamente en relación con los demás componentes bióticos y abióticos, pues la extracción selectiva de especies puede generar una alteración en el IVI, en los procesos sucesionales y a largo plazo puede producir una erosión genética entre las especies del área. Por su parte, el paisaje sufre cambios adversos por la gran cantidad de senderos que se crean dentro del bosque, incrementando los efectos de borde y dándole cabida a especies invasoras. En cuanto a la población, la extracción de recursos naturales es una oportunidad de ingresos y de beneficios personales, pero con ello están modificando el sistema boscoso creando disecciones dentro de él.

2. Procesos de adecuación de suelos: en este ítem se integran todas las prácticas agrícolas que generalmente son utilizadas en la preparación de los suelos para actividades de agricultura. La tala y quema son las acciones más practicadas en la ampliación de la frontera agrícola, usándolas como mecanismos de adecuación rápida y económica de áreas naturales a áreas de cultivo forestal o agrícola.

La **tala**, es la actividad que más impactos adversos ha causado en el paisaje, pues afecta en su totalidad a los componentes como se ve en la matriz de fearo. En el componente aire ocurre algo similar a lo descrito en el proceso de entresaca en relación al cambio de las condiciones microclimáticas, además la remoción de las coberturas vegetales incrementan la emisión de gases CO_2 al poner el contacto con la atmósfera el carbono. La tala de los bosques determina un aumento de los materiales que el agua se lleva especialmente fosfatos

y nitratos (Margalef 1980), también la remoción de la vegetación nativa cambia el porcentaje de intersección de las lluvias y la evapotranspiración y por tanto cambia el nivel de humedad del suelo (Kapos 1989 citado de Saunders 1991), alterando los mecanismos que hacen posible el reciclamiento y conservación local del agua. Esta práctica agrícola al dejar expuesto el suelo hace que aumente la probabilidad de erosión y la solubilidad de los materiales del suelo contribuyendo a la pérdida de los horizontes fértiles. En zonas puntuales como Guacas se presenta erosión debido a las malas prácticas de uso del suelo a lo que se le añade el relieve fuertemente escarpado (POT Popayán 2002). El componente biótico es el más directamente afectado, pues el efecto que le causa el hombre no solo consiste en la explotación, sino también en el desequilibrio de las relaciones ecológicas entre las especies presentes, que causa para la fauna un desplazamiento de especies y en cuanto a la flora y fauna hay una alteración en la diversidad. El Paisaje, es altamente afectado por la tala al alterar totalmente el patrón visual por el cambio del uso del suelo y la reducción en el área total de los hábitats y la incidencia en los patrones de cambios espaciales.

Por su parte la **quema** está asociada a la preparación de los terrenos agrícolas o a la ampliación de áreas con fines productivos, pero sus efectos destructores o renovadores dependen de factores como la frecuencia, intensidad, tamaño, forma y momento en que está la sucesión vegetal; y de características propias de la zona y la vegetación (Torres *sf.*). El fuego es considerado un factor ecológico junto con otros tales como la temperatura, la lluvia, y el suelo (Odum 1982); y un factor ambiental importante que no necesariamente es perjudicial si se hacen quemas controladas, como sucede mayormente en las zonas de Guacas y Clarete. Esta quema controlada tiene una acción directa sobre el suelo favoreciendo a algunos organismos de alta tolerancia frente al fuego, como también ayuda a las bacterias a descomponer los cuerpos de las plantas para dar más nutrientes al suelo. Las quemas agrícolas pueden conllevar a altos riesgos de incendios, por las pocas medidas preventivas que toma el usuario de la tierra, cuando esto se presenta el componente biótico del bosque recibe los efectos adversos. Los incendios forestales a pesar de no ser constantes en la zona de estudio, se debe considerar que esta práctica sin un adecuado manejo afecta al suelo a través del incremento de la temperatura y la deposición de cenizas. Por otra parte, la vegetación y los horizontes orgánicos desaparecen total o parcialmente, modificándose la incidencia de la lluvia sobre la superficie del suelo desencadenándose dinámicas degradativas debido a la lluvia, pues el agua se encostraría en el suelo traduciéndose en cambios en la escorrentía y el arrastre de sedimentos (Llovet 2006). Para las especies invasoras el beneficio es positivo pues especies como las de forraje son las que más prosperan después de un leve incendio. El fuego es un elemento natural que ha formado parte de los fenómenos que modelan el paisaje, pues precisamente gran parte de la vegetación se ha venido adaptando a la acción del fuego con estrategias de rebrotes o de germinación tras el incendio, por lo cual el paisaje recibe un impacto por la alteración de los bordes producto de la expansión agrícola. La cultura del fuego ha sido parte de la población rural de la región para la quema de rastrojos y pastos, por lo que se les convierte en una acción benéfica con la que transforman sus áreas de ocupación y obtienen ingresos.

Otras de las acciones identificadas bajo este proceso de adecuación de suelos, pero que se efectúan en una menor proporción son el riego y las actividades de barbecho. Entre los cultivos que se halló en la zona están el café, plátano, yuca, aguacate, tomate (en invernaderos), maíz, fique y cultivos forestales, estos últimos se identificaron como otras de las actividades que generan un impacto significativo.

Los **cultivos forestales** se han convertido en una sustitución temporal de un sistema natural, por lo que altera en mayor medida la dinámica de los componentes bióticos y abióticos. En la zona de estudio los bosques plantados que se identificaron están sembrados con pino y eucalipto con fines protectores y comerciales. Para los indicadores abióticos como el aire hay incidencia en la circulación, afectando el microclima dentro del paisaje, además se crea una liberación de CO₂ en cada ciclo de la corte y una producción de ruido por la maquinaria empleada en esta labor. Es de esperar cambios relevantes en el ciclo hidrológico dada la extensión de las plantaciones, que se reflejan en la alteración de la humedad del suelo, de la evapotranspiración y la interrupción de la escorrentía superficial. En cuanto a los suelos, en aquellos que se plantan especies de coníferas para explotación forestal, se tiene reportes (Pérez 2000) que por ser estas especies menos exigentes en fertilidad crean suelos menos fértiles que los de los sistemas naturales, causando degradación en las condiciones físicas, químicas y morfológicas del suelo. Para el componente biótico los impactos son adversos, pues al ser un sistema monoespecífico, los recursos de los que puede disponer la fauna y algunas especies de flora son muy pocos, además las plantaciones son transitorias conduciendo a un desplazamiento de la fauna en cada periodo de corte, para la flora el efecto es significativamente adverso por la remoción total de la cobertura vegetal que genera pérdida de hábitat. En tanto el paisaje, se modifica drásticamente como se puede ver en el periodo entre las décadas del 60 al 80 donde los cultivos agrícolas y forestales registraron un repunte en el área de este uso del suelo, generando procesos de fragmentación, incidencia negativa en los bordes boscosos y en general una modificación espacial del paisaje. Para la población de la zona se generan diferentes impactos, desde lo socioeconómico hay beneficios por ingreso y fuentes de empleo y un poco menos benéfico por la modificación de las áreas naturales que influyen en la prestación de servicios ambientales.

En cuanto al **cultivo del fique**, la gente de la zona lo identifico como fuente de contaminación por que para procesarlo lo están lavando en las quebradas que son las mismas que surten a los acueductos de las veredas aledañas; esta contaminación es debido a que después de realizado el desfibrador, la fibra se debe lavar rápidamente para evitar la fermentación que puede dañar el material y el agua que se usa en este proceso se descarga directamente a las corrientes, lo cual afecta adversamente entre otros a la fauna acuática debido a la presencia de saponina, alcaloide toxico para los peces (Castellanos *sf.*).

Figura 24. Cultivos de fique.



En general las actividades de ampliación agrícola han propiciado alteración en los hábitats generando consecuencias en los componentes bióticos, abióticos y socioeconómicos como se muestra en la matriz de fearo, cambios de coberturas vegetales y pastizales por cultivos que a pesar de no abarcar grandes áreas si han sido una actividad influyente en los cambios de los ecosistemas naturales. En la zona de estudio también se identificaron varias parcelas misceláneas, que por el tamaño reducido de los predios resulto difícil la identificación y separación en unidades cartográficas.

3. Procesos agropecuarios: la **ganadería extensiva** de levante de ganado es otra actividad representativa de la zona de estudio, los impactos que genera son particularmente en el suelo, pues el pisoteo del ganado hace que sufra un proceso de compactación creándole carcavas que destruyen la capa orgánica; todo esto implica modificaciones substanciales en las propiedades físicas del suelo pues al dejarlo descubierto se altera su permeabilidad y por ende la escorrentía superficial que lo hace susceptible a la erosión, esto ocasiona una severa disminución en la porosidad y cambios desfavorables en la relación suelo-agua-aire que afectan el desarrollo de las raíces de las plantas y su productividad (Sadeghian *et al sf*)

Otro componente afectado por la ganadería es la vegetación debido a que por la expansión de la frontera hay remoción de la cobertura vegetal, esta acción esta relacionada también con las actividades de tala y quema que se refirieron con anterioridad, consecuentemente esto nos da idea de la pérdida de hábitat que esta actividad ocasiona. Para la fauna se generan impactos por la pérdida de hábitat que se produce, lo que se traduce en alteraciones de las relaciones intra e interespecíficas, favoreciendo la competencia entre individuos de la misma especie y entre diferentes especies, afectando las cadenas tróficas y por ende la biodiversidad del sistema (Figuroa *et al.* 1998).

La actividad ganadera en la cuenca está asociada con el cambio de uso del suelo al pasar zonas boscosas a pastizales que contribuye en la fragmentación ecosistémica, convirtiéndose en determinante en la generación de cambios en el paisaje.

Para la población la ganadería es significativamente benéfica en términos de oportunidades de ingresos, en la zona de estudios son bastante representativos los pastizales dedicados a la expansión pecuaria como se ve en la figura 25.

Figura 25. Pastos dedicados a ganadería extensiva



4. Procesos de adecuación de infraestructura: para la descripción de este proceso se tuvieron en cuenta las obras de infraestructura mas representativas de la región, entre las que se identificó: construcción de vías de acceso (caminos y senderos), acueductos (veredal y municipal), represamiento de algunos cauces, tendidos eléctricos y centros poblados rurales con mayor presencia en la vereda de Clarete que en Guacas.

Las zonas boscosas de la ventana de estudio son las que han recibido más directamente el impacto de las vías de conducción que se han establecido, con lo que se ratifica a esta como una de las actividades que mayor impacto causan en los componentes biótico, abiótico y social del paisaje como lo muestra la matriz de fearo.

De los impactos más significativos en las zonas boscosas están los relacionados con la adecuación de vías de acceso entre las que se reconoció los senderos, caminos y carreteras.

Entre los impactos que la **construcción de carreteras** ha generado sobre los componentes abióticos están, para el aire un incremento en el ruido generado por la maquinaria y contaminación atmosférica por la emisión de gases y partículas de las maquinarias. En el caso del agua, se generan descargas con sedimentos que pueden generar eutroficación, al

igual que alta turbiedad por las rectificaciones o modificaciones de cauces, de igual manera todas estas descargas generan contaminación tanto en el agua como en el suelo por la infiltración de residuos, lo que causa una alteración en la calidad del agua. La alteración del curso de los drenajes es una de las acciones que se realiza con lo cual se forman barreras en la dinámica del agua, algunas de estas actividades han dejado depósitos de materiales que llegan a interferir con el curso normal de la dinámica hídrica. Para el suelo el cambio de uso es altamente significativo sobre todo en las zonas donde es removida la cubierta del bosque, debido a que esa exposición directa tiene una serie de implicaciones como ya se ha mencionado antes, también esta actividad genera cambios en la geomorfología de la zona.

En cuanto al componente biótico, en la flora la destrucción masiva de hábitat hace que se pierdan interacciones ecológicas determinantes en el proceso sucesional, una alteración importante tiene que ver con que la pérdida en la continuidad de los bosques en un largo plazo altera la similitud florística de ellos, bien sea en la presencia ausencia o la abundancia de las especies, que es lo que se determino en este estudio. Por su parte la fauna se ve altamente afectada con todos estos procesos de remoción y cambio de uso del suelo que destruyen el hábitat de acción de las especies, interrumpen las cadenas tróficas y causan un desplazamiento de especies.

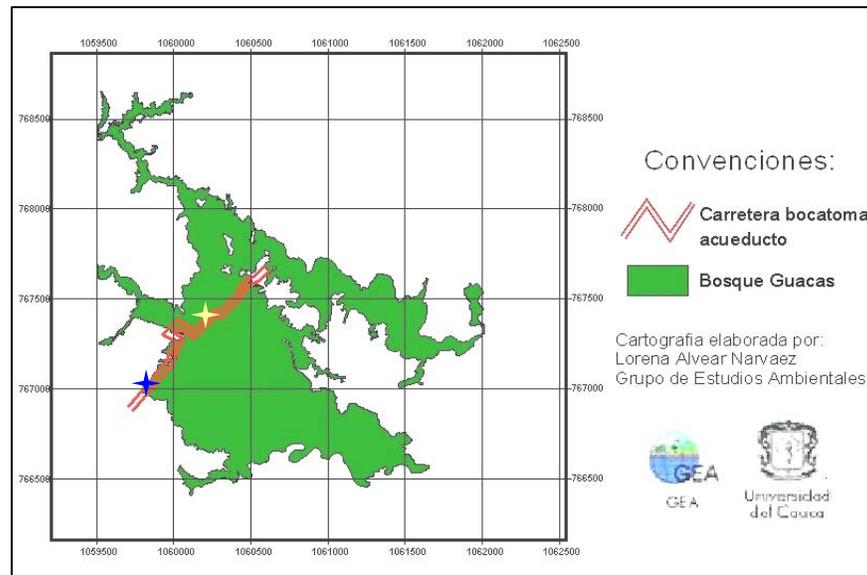
Las vías de acceso como las carreteras son de las actividades que mas impactan visualmente el paisaje pues se convierte en un elemento mas de transformación espacial del paisaje, esto se relaciona con lo planteado en el análisis de los índices de fragmentación en los que se determino que las zonas de los bosques han sufrido un proceso de disección causado por la gran cantidad de senderos, caminos y carreteras en todo el sector. A esto hay que agregarle que en torno a las vías se empiezan a generar diversas actividades por parte de la población aledaña en busca de mejores condiciones de vida y oportunidades de ingresos.

Como se ha indicado, este estudio se realizo con fotografías aéreas hasta el año de 1991, pero de ahí en adelante se han desarrollado otras obras de infraestructura que se identifican como de alto impacto para las coberturas boscosas de la zona, este es el caso de las obras de adecuación del nuevo acueducto de la ciudad de Popayán, entre las que se desarrollo la construcción de nuevas vías. En la figura 26(a) esta trazada la línea vial²³ que se construyo para acceso a la planta de tratamiento y la conducción de materiales hasta la vereda Clarete, en la figura 26(b) se puede ver el corte que se realizo al bosque de Guacas; y en la 26(c) las trochas que se realizaron para la conducción de la tubería, esta actividad ha causado impacto en el bosque, pues como se ve en la figura del mapa la vía atraviesa todo el bosque hasta llegar a la vereda Clarete, causando una serie de impactos similares a los ya descritos en los procesos de tala y construcción de vías de acceso, principalmente porque es la acción mas evidente de división para el bosque de Guacas, por lo que esta actividad puede ser determinante para potenciar a largo plazo los procesos de fragmentación.

²³ Para el trazo de la línea vial se empleo la georeferenciación realizada durante el presente trabajo.

En el documento de Evaluación de Impacto Ambiental (2002) para el nuevo acueducto, se menciona que para la construcción tanto de la carretera como de la localización de las tuberías y demás, se hizo una remoción de vegetación de 6.400 m² para bosque natural y un total de 35.135 m² que incluye además del bosque el pasto con manejo, parcelas misceláneas y rastrojos y concluyen considerando que el área del proyecto no es estratégicamente crítica desde el punto de vista ecosistémico, pues es el sector el que presenta el deterioro ambiental por diferentes practicas que se realizan.

Figura 26. (a). Trazado de la red vial y camino de conducción de tubería construida para el nuevo acueducto de la ciudad de Popayán sobre el Bosque de Guacas. La cobertura del bosque corresponde a la definida en el mapa de coberturas vegetales para el año 1991, la línea vial se delimitó por Georeferenciación en el año 2006. (b-c). Carretera hacia el acueducto en el sector de Guacas, las estrellas en la figura (a) representan los puntos de las imágenes (b) estrella azul y (c) amarilla.



(a)



A una menor escala están los senderos que se han ido creando por diferentes necesidades de la población aledaña para la extracción de recursos naturales aprovechables del bosque y para acortar el tiempo de desplazamiento, los impactos que causa estos caminos están estrechamente relacionados a lo mencionado en el proceso de extracción de material del bosque. A pesar de que estos senderos tienen efectos menos drásticos sobre el bosque que el que tienen las carreteras, los que están mal ubicados como los construidos en las pendientes, son los más propensos a causar deslizamientos de tierra y sedimentación, además que la continua utilización de estos senderos va causando agotamiento y degradación del suelo (compactación y desaparición de cubierta vegetal).

Figura 27. Lugar de construcción de la bocatoma del nuevo acueducto de Popayán.



En la vereda Clarete alto se identificó que los tendidos eléctricos es otra actividad que causa impacto sobre los bosques, como se ve en la figura 28 para los tendidos se hace remoción de cobertura creando subdivisiones en las unidades boscosas y un efecto borde que incide en la dinámica del parche con las mismas implicaciones ecológicas que se describió en el proceso anterior de la construcción de vías de acceso.

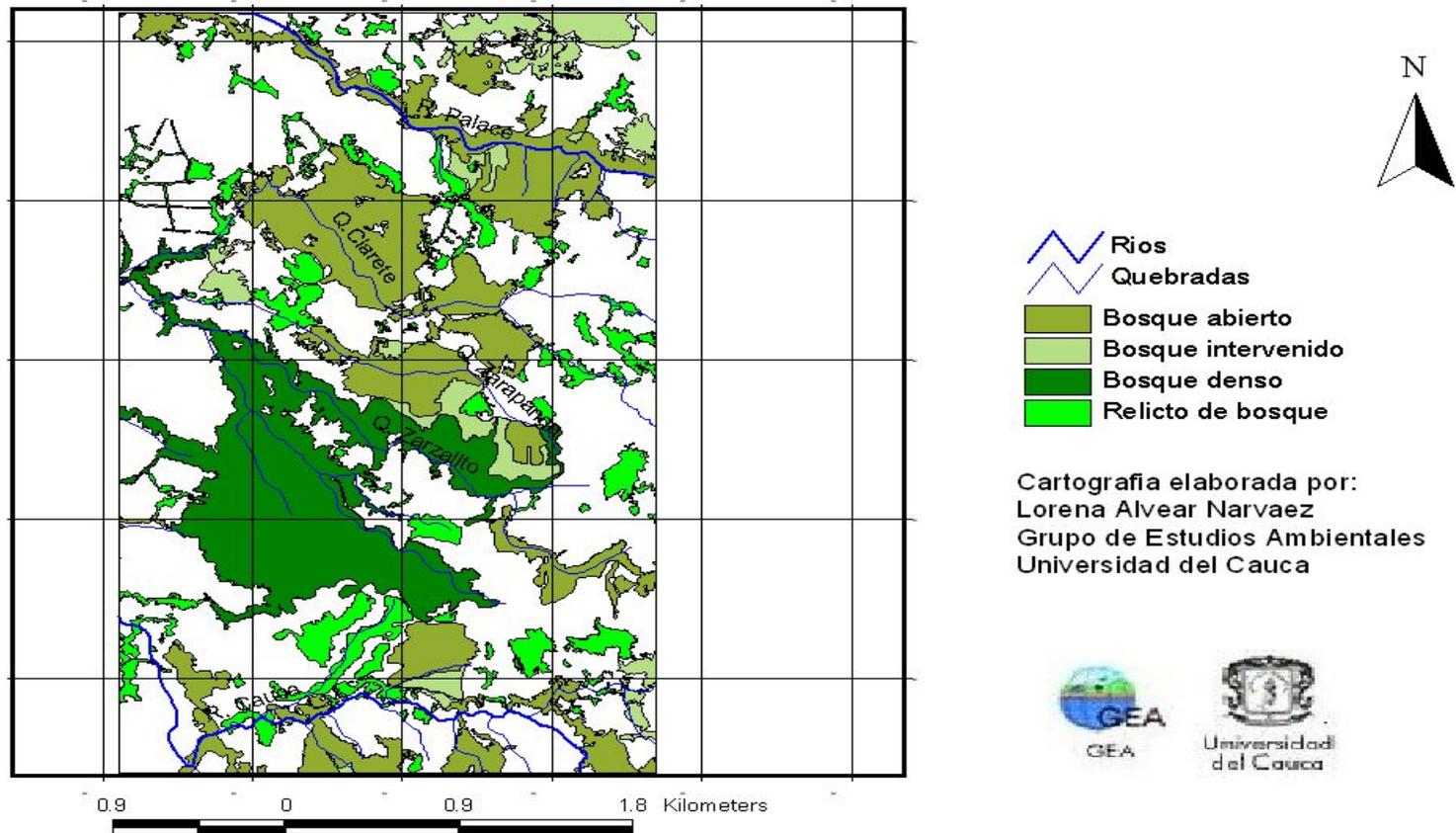
Figura 28. Tendido eléctrico en la vereda Clarete Alto (al fondo bosque de Clarete).



La construcción de los centros poblados rurales ha tenido mayor incidencia en la vereda Clarete que en los últimos años ha incrementado notablemente su población, lo que ha desencadenado que las coberturas vegetales sean parcelizadas en gran medida generando cambios drásticos en el uso del suelo, causando gran pérdida de hábitat natural y procesos de fragmentación, que como se ha podido ver en el ítem 8.1.1 del estudio de las coberturas vegetales para el sector de Clarete se ha dado una gran dinámica de cambios constantes en el uso del suelo. Mientras en la vereda Guacas sucede lo contrario, pues el bosque se concentra en unos pocos propietarios, estas dos contrariedades son las que han tenido relación directa con la conservación de las dos principales unidades boscosas, pues el hecho de que el bosque de Guacas pertenezca a muy pocas personas hace que funcione como una entidad privada de la que no se hace una sobre explotación de recursos y que ha ayudado a que se mantenga una buena área núcleo, mientras en Clarete se está viendo procesos mas marcados de fragmentación. A esto hay que adicionarle que la buena disposición de fuentes hídricas (Figura 29) que cubren los dos bosques hace que esta zona sea un punto de conservación dentro del municipio de Popayán.

Figura 29. Mapa de las coberturas boscosas de la zona de estudio con los principales afluentes hídricos.

Coberturas vegetales boscosas - Redes de drenaje



9. CONCLUSIONES

El estudio de las coberturas vegetales permitió analizar la dinámica en las clases de vegetación natural y antrópica, encontrando que el bosque denso tuvo una fuerte dominancia en la matriz a través del tiempo debido a su comportamiento como una unidad y a pesar de reportar una pérdida de área del 22%; los datos de las coberturas muestran que el paisaje en estudio tiene una alta dinámica por el constante cambio en el uso del suelo que genera cambios en los porcentajes del área ocupado por las clases evaluadas y en las que las coberturas boscosas excepto el bosque denso muestran una ganancia de área.

Los índices de fragmentación permitieron ratificar que los cambios constantes de uso del suelo debidos a la parcelización que se ha generado con el tiempo, son los factores que han determinado los procesos de cambios en las zonas boscosas, para el caso del bosque denso que fue la clase mas representativa no hubo una fragmentación *per se* debido a que se comportó como una unidad homogénea que mostró poca variabilidad espacial producto del bajo NP que presento, solo los relictos a pesar de su baja dominancia son los que muestran un cambio más drástico de pérdida de hábitat y fragmentación por la incidencia de las actividades antrópicas como la expansión agrícola y pecuaria, las demás clases boscosas no mostraron fragmentación significativa.

Los procesos de transformación que han sufrido los bosques de Guacas y Clarete han ocasionado modificaciones en la presencia de especies, lo anterior se pudo apreciar con los datos de los índices de similitud que permiten concluir que los bosques comparten un bajo porcentaje de especies, pero con respecto a la abundancia tienen una distribución similar, indicando que estos bosques de áreas fragmentadas tienen gran influencia de especies raras no compartidas.

Los bosques de Guacas y Clarete mostraron gran diferencia en su área y en la densidad de la cobertura boscosa, siendo mas densa la de Guacas por su estado sucesional avanzado, mientras que Clarete presentó muchos mas claros dentro del bosque y una gran densidad de individuos con baja área basal por lo que se puede inferir que presenta un estado sucesional temprano

Para el caso de las clases de bosque abierto, intervenido y relictos los índices arrojaron una reducción en la proximidad de los parches, causada por la incidencia de las presiones antrópicas sobre ellas, contrario a lo que indica el bosque denso que gana proximidad en los pocos parches que lo conforman, este comportamiento se debe a la regeneración de algunos relictos aledaños y bosques abiertos que han facilitado una sucesión para lograr conectividad.

La familia Fagaceae es la mas dominante con su especie *Quercus humboldtii* que se registro como la de mayor valor de importancia ecológica, principalmente en el bosque de Guacas.

Entre las familias compartidas por los bosques de Guacas y Clarete las más diversas son Lauraceae, Melastomataceae y Rubiaceae, mientras que las de mayor valor de importancia son para Guacas, Fagaceae y Lauraceae; en Clarete, Fagaceae y Rubiaceae.

La zona de estudio tiene un alto numero de parches de bosque entre los cuales el de Guacas tiene predominio en la matriz, esta zona boscosa ha sufrido pérdida de área, pero aun así se ha mantenido como una unidad homogénea con pocos cambios espaciales y un área núcleo casi constante, lo que se entiende por el hecho de que ha funcionado casi como un predio privado sin una sobreexplotación de los recursos del bosque, contrario al bosque de Clarete que si ha tenido cambios espaciales mas drásticos de pérdida de área debido a la parcelizacion que se ha generado en este sector, aun así estos dos bosques son los mas representativos de la zona, tienen importancia estratégica por las fuentes hídricas que recibe que son usadas en el abastecimiento de acueductos y por la riqueza florística que alberga.

La matriz de fearo permitió evidenciar que las actividades antrópicas están ejerciendo una alta y constante presión sobre las coberturas vegetales, siendo los procesos de adecuación de infraestructura, adecuación de suelos y ganadería extensiva, los que mayor incidencia han tenido en la transformación del paisaje pues aunque éstas actividades no están causando una fragmentación *per se* la pérdida de área en las coberturas boscosas si esta causando una alteración en la biodiversidad vegetal.

A pesar de que en este estudio se indica que no hay una fragmentación *per se*, el comportamiento de los parches en la escala temporal permite decir que los bosques están pasando por un punto critico para la conservación, pues si los cambios espaciales siguen desarrollándose en la medida de expansión en que se ha hecho puede potenciar la fragmentación, poniendo en peligro la biodiversidad por el reemplazo de cambio del suelo.

10. RECOMENDACIONES

Para dinamizar la conectividad entre los bosques de la zona debe tenerse en cuenta los corredores y relictos, considerando la necesidad del cambio de algunas coberturas y la composición de las especies necesarias para ello.

Los resultados de este trabajo deben ser conocidos por la población de la zona de estudio para que les sirva de referente en los procesos de conservación que están desarrollando en la ordenación y manejo del territorio.

El proceso metodológico que se ha venido empleando para los estudios de fragmentación hechos hasta el momento desde el grupo de estudios ambientales, ha arrojado buenos resultados, por lo que es pertinente incentivar su replica en otras áreas, en vista de unificar criterios

A pesar de la poca incidencia de la fragmentación en las coberturas de la zona, sería importante adelantar otros estudios de dinámica de paisaje como modelos de simulación de la fragmentación y modelos fractales, que permitan entender el proceso a más detalle y las posibles direcciones de los cambios.

El análisis multitemporal debe tener en cuenta un lapso mínimo de ocho años, para poder detectar variaciones de cambio en las coberturas,

Es importante seguir realizando monitoreos de seguimiento del proceso de fragmentación debido a que muchas respuestas pueden tardar muchos años en ser detectadas o incluso pueden revertirse.

Los trabajos de este tipo son necesario, para aumentar el conocimiento científico del tema, aprendiendo de los atributos biológicos que hacen que las especies sean más o menos sensibles a la fragmentación.

Es necesario hacer trabajos de investigación en que se trabaje con una matriz del paisaje bien definida pues los estudios a este nivel son importantes por el contexto que dan del ecosistema, pues no se limita a trabajar en una particularidad sino desde la generalidad del contexto del paisaje.

BIBLIOGRAFÍA

ALCAZAR CAICEDO, Carolina. Evaluación de la vegetación y análisis multitemporal de dos fragmentos de Bosque Subandino en el valle interandino del río Cauca, municipio de Popayán, 2003, 140 p. Trabajo de grado (Bióloga). Universidad del Cauca. Facultad de Ciencias Naturales Exactas y de la Educación. Departamento de Biología.

ALCAZAR CAICEDO, Carolina; DIAZ IBARRA, Sandra L. y SALGADO NEGRETE, Beatriz E. Estructura y composición de un relicto de bosque subandino, Popayán, Colombia. En: Tercer Congreso Ecuatoriano de Botánica, 2002. Quito, Ecuador. La Botánica del Nuevo Milenio. Quito. Alina Freire Fierro y David A. Nelly, editores, 2002. p. 163-180.

ARMENTERAS, D; VILLAREAL, H. y GAST, F. Andean forest fragmentation and the representativeness of protected natural areas in the eastern Andes, Colombia. En: Biological Conservation. No. 113. 2003. p. 245-256.

BARKMAN, J.J. The investigation of vegetation texture and structure. En: The study of vegetation, Dr. W. Junk bv Publishers Holanda, 1979. p. 125-160. Citado por: VILLARREAL, H. *et al.* Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad. Programa de inventarios de biodiversidad. Instituto de Investigación de Recursos Alexander von Humboldt. Bogotá, Colombia. 236 p.

BOLAÑOS, G; FEUILLET, C. y CHITO, E. Composición florística de un bosque relictual en La Rejoja, Popayán. 2002. Sin publicar.

BRAUN-BLANQUET, J. Fitosociología: Bases para el estudio de las comunidades vegetales. 3ed. Madrid: H. Blume Ediciones, 1979. 820 p.

BUSTAMANTE, R. y GREZ, A. Consecuencias ecológicas de la fragmentación de bosques nativos. En: Ambiente y Desarrollo. Vol. 11, No. 2. 1995. p. 58-63.

BUSTAMANTE, R; *et al.* Fragmentación y dinámica de regeneración del bosque Maulino: diagnóstico actual y perspectivas futuras. Informe del Proyecto: Tree recruitment in fragmented forests: The effects of seed size on the role of seed availability, seed germination and seedling herbivory. Santiago de Chile: Comisión Nacional de Investigación Científica y Tecnológica-CONICYT. 2005. p. 529-539.

CASTELLANOS, Enrique. Agroindustria Rural y Medio Ambiente. Disponible en Internet<URL:infoagro.net/shared/docs/a5/dair5.pdf

CHAPIN III, Stuart *et al.* Consequences of changing biodiversity. En: Nature. Vol. 405. No. 11. 2000. p. 234-242.

CHEN, J; FRANKLIN, J. F. y SPIES, T. A. Vegetation responses to edge environments in old-growth Douglas-Fir forests. En: Ecological Applications. Vol 2. 1992. p. 387-396.

CIGLIANO, M y TORROSIO, S. Sistema de Información Geográfica y Plagas de Insectos. En: Revista de Divulgación Científica y Tecnológica de la Asociación Ciencia Hoy. Volumen 9. No 51. (Mar. - Abr.). 1999.

COLOMBIA. IDEAM. SINCHI. IAvH. IIAP. INVEMAR. Sistema de información Ambiental de Colombia SIAC: Primera Generación de Indicadores de la Línea Base de la información. Bogotá: IDEAM, 2002. 310 p.

CORPORACIÓN AUTÓNOMA REGIONAL DEL CAUCA. Guía para la formulación de los planes de Ordenación y Manejo de Cuencas Hidrográficas del Departamento del Cauca. Documento 2. Popayán, (Ago. 2003): p. 12

CORPORACIÓN AUTÓNOMA REGIONAL DEL CAUCA – UNIVERSIDAD DEL CAUCA, Instituto de Posgrado en Vías e Ingeniería Civil. Departamento de Hidráulica. Estudio de las corrientes superficiales de la Meseta de Popayán y su potencial hídrico, Corriente Palacé. Popayán. 1994.

CUATRECASAS, José. Aspectos de la vegetación natural de Colombia. En: Perez-Arbelaezia. Vol. 2, No. 8 (ene. – dic. 1989): p. 155-283.

Descripción del Programa LISA, Modulo FOTO Version 2.0 Dr.-Dr. Ing. Wilfried Linder. Fecha 30-01-01. Traducido al español por Ing. Geógrafo Mónica Zulueta. Institute Geograd la Universidade de Duesseldorf, Alemania.

DOS SANTOS, A. Similaridade florística e estrutura de comunidades arbóreas em fragmentos de floresta estacional semidecidual no sudeste do Brasil. Instituto de Biología. UNICAMP. VIII Congreso Latinoamericano de Botánica. 2002. Disponible en Internet<URL:<http://www.unicamp.br>

DUNN, C; SHARPE, D. y GUNTERSBERGEN, G. Methods for analyzing temporal changes in landscape pattern. En: Quantitative methods in landscape ecology. Sf. p. 173-198.

ERDAS Inc. Erdas Imagine. Versión 8.x. ERDAS, Atlanta. USA. 1999.

ESRI Inc. ArcView GIS. Version 8.2 Enviromental Systems Research Institute. USA. 2003.

ETTER, Andrés. Introducción a la Ecología del Paisaje: Un marco de integración para los levantamientos rurales. Bogotá: Instituto Geográfico Agustín Codazzi, Subdirección de Docencia e Investigación: Unidad de levantamientos Rurales. 1991. 88 p.

FAHRIG, Lenore. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. En: Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst. No. 34. 2003. p. 487-515.

FAHRING, L. MERRIAM, G. Conservation of Fragmented populations. En: Conservation Biology. Vol. 8, No. 1. 1994. p. 50-59.

FIGUEROA, A; CONTRERAS, R y SÁNCHEZ, D. Evaluación de Impacto Ambiental: Un Instrumento para el Desarrollo. Centro de Estudios Ambientales para el Desarrollo Regional. Cali, Colombia: Toro Corredor Editores, 1998. p. 54 – 57.

FORMAN, R.T. Land Mosaics: The ecology of landscape regions. New York: Cambridge University Press, 1995. 632 p.

FORMAN, R.T. y GODRON, M. Landscape Ecology. New York: John Wiley & Sons, 1986. 365 p.

GALINDO-T, Robinson; BETANCUR, Julio. y CADENA-M, José. Estructura y composición florística de cuatro bosques andinos del santuario de flora y fauna Guanentá-Alto Río Fonce, Cordillera Oriental colombiana. En: Caldasia. Vol. 2. No. 25, 2003. p. 313-335.

GENTRY, A.H. A field guide to the families and genera of woody plants of Northwest South America (Colombia, Ecuador, Peru). Chicago and London: The University of Chicago Press, 1993. 895 p.

_____ Patterns of diversity and floristic composition in Neotropical Montane forest. Citado por: CHURCHILL, S, H. *et al.* Biodiversity and Conservation of Neotropical Montane Forest. New York: The New York Botanical Garden, 1995. p. 103-126.

_____ Patterns of neotropical plant species diversity. En: Evol. Biol. No. 15. 1982. p. 1-84.

_____ Species richness and floristic composition of Chocó region plant communities. En: Caldasia. Vol. 15. 1986. p. 71-91.

GIRALDO-CAÑAS, D. Estructura y composición de un bosque secundario fragmentado en la Cordillera Central, Colombia. En: CHURCHILL *et al.* Biodiversity and conservation of neotropical montane forest. New York: The New York Botanical Garden, 1995. p. 159-167.

GURRUTXAGA, Mikel. Índices de fragmentación y conectividad para el indicador de la biodiversidad y el paisaje de la Comunidad. San Sebastián: Departamento del Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. 2003. 32 p.

HANSON, J; MALANSON, G. y ARMSTRONG, M. Landscape fragmentation and dispersal in a model of riparian forest dynamics. En: Ecological Modelling. Vol. 49, 1990. p. 277-296.

HARRIS, L. D. Edge effects and conservation of biotic diversity. En: Conservation Biology. Vol 2. 1988. p. 330-332.

HARRISON, S. y FAHRIG, L. Landscape pattern and population conservation. En: HANSSON, L; FAHRIG, L. y MERRIAM, G. Mosaic landscapes and ecological processes. Londres: Chapman & Hall, 1995. p. 293-306.

HUSTON., M. A. Biological Diversity: The coexistence of species on changing Landscape. Cambridge University. 1994. p. 215-231, 512-544.

ILWIS. ITC, RSG/GSD. Abril, 2002.

INSTITUTO DE INVESTIGACIONES DE RECURSOS BIOLÓGICOS ALEXANDER VON HUMBOLDT. Proyecto Diseño e Implementación del Sistema Indicadores de Seguimiento de Política de Biodiversidad en la Amazonia Colombiana. Informe Final de Resultados Indicadores de Seguimiento de la Política de Biodiversidad en la Amazonia Colombiana (2001). Bogota: IAvH, 2002. 135 p.

_____ Indicadores de Seguimiento de la política de biodiversidad Amazonia Colombiana. 2001. Disponible en Internet <URL: <http://www.humboldt.org.co/sig/introduccion.htm>

_____ ; MINISTERIO DEL MEDIO AMBIENTE y DEPARTAMENTO NACIONAL DE PLANEACIÓN. Colombia Biodiversidad siglo XXI. Propuesta técnica para la formulación de un Plan de Acción Nacional en Biodiversidad. Santafé de Bogotá. 1998. p. 13-31.

_____ ; UNIDAD ADMINISTRATIVA ESPECIAL DEL SISTEMA DE PARQUES NACIONALES NATURALES y CORPOAMAZONIA. Taller: Socialización de metodologías para la caracterización de la biodiversidad. Manual de Metodologías para el desarrollo de Inventarios y Monitoreo de la Biodiversidad. Versión preliminar. Parque Nacional Cueva de los Guácharos. 2001

INSTITUTO DE INVESTIGACIONES AMBIENTALES DEL PACIFICO IIAP. Estrategia para el conocimiento, análisis y evaluación de la Fragmentación de hábitats y la

aplicación de los bioindicadores en el Choco Biogeográfico Colombiano. 2000. Disponible en Internet<URL:<http://www.iiap.org.co/fragmentacion.doc>

JONGMAN, R.H.G; TER BRAAK, C.J.F. y VAN TONGEREN, O.F.R. Data analysis in community and landscape ecology. New York: Cambridge University Press, 1995. 299 p.

LAURANCE. William. Edge Effects in tropical Forest Fragments: Application of a model for the design of Nature Reserves. En: Biological Conservation. Vol. 57, 1991. p. 205-219.

LAURANCE, W. F. y Williamson. B. Positive Feedbacks among Forest Fragmentation, Drought, and Climate Change in the Amazon. En: Conservation Biology. Vol. 15, No 6, Diciembre,2001. p. 1529 – 1535.

LAURANCE, William. *et al.* Biomass Collapse in Amazonian Forest Fragments. En: Science Reprint. Vol. 278, Noviembre, 1997. p. 1117-1118

LAURANCE W. *et al.* Rain Forest Fragmentation and the Dynamics of Amazonian Tree Communities. En: Ecology, by the Ecological Society of America. Vol. 79, No.6, 1998. p. 2032-2040

LAURANCE, William. *et al.* Rain Forest Fragmentation and the Structure of Amazonian Liana Communities. En: Ecology, by The Ecological Society of America. Vol. 82, No.1, 2001. p. 105-116.

LAURANCE, William *et al.* The Future of the Brazilian Amazon. En: Science Reprint. Vol. 291, Enero, 2001. p. 438-439.

LISA para Windows NT Base. Autor Dr- Dr. Ing. Wilfried Linder. Traducida al español por: Dial Volkew. Albert Sodemann. CEADES: Universidad Autónoma de Occidente. Institute Geograd la Universidade de Duesseldorf, Alemania.

LÓPEZ-BARRERA, Fabiola. Estructura y función en bordes de bosques. Institute of Atmospheric and Environmental Science, University of Edinburgh, Darwin Building, Mayfield Rd, Edinburgh EH9 3JU, UK. Ecosistemas 2004.

LOVEJOY, T. E. *et al.* Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. 1986. Citado por: Soulé. M. E. Conservation Biology. Sinauer, Sunderland, p. 257-285

LLOVET LOPEZ, J. Degradación del suelo posterior al fuego en condiciones mediterráneas: Identificación de factores de riesgo. En: Ecosistemas. No. 3. 2006. 4 p. Disponible en Internet<URL: http://www.revistaecosistemas.net/articulo.asp?Id=442&Id_Categoria=10&tipo=portada

MAGURRAN, A. Ecological diversity and its measurement. New Jersey: Princeton University Press, 1988. 179 p.

Manual de usuario de IMAGINE ORTHOBASE. Capitulo 12. 2001. Disponible en Internet<URL:<http://redgeomatica.rediris.es/manuales/manuales.html>. Universidad Distrital de Bogotá (Colombia) con la compañía ERDAS® Inc. y en concreto gracias al trabajo del Lic. Pablo Rial y la Ing. Agr. Liliana González.

MARGALEF, Ramón. Ecología. Barcelona: Ediciones Omega, S.A. 1980. 951p.

Mc. GARIGAL, Kevin y CUSHMAN, Samuel. Comparative Evaluation of Experimental Approaches to the Study of Habitat Fragmentation Effects. Department of natural Resources Conservation. Universidad de Massachussets En: Ecological Applications. Vol. 2, No. 12, 2002, p. 335-345

Mc. GARIGAL, K; MARKS, B. y ENE, E. FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure. Programa de Ecología del Paisaje. Universidad de Massachussets. V. 3.3. 2002. Disponible en Internet<URL:<http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>

MARTINEZ, Juan P. Estudio espacio-temporal del proceso de fragmentación en la zona nor-oriental del Parque Nacional Natural Puracé, mediante el análisis de las comunidades vegetales. Popayán. 2005. 129 p. Trabajo de grado (Biólogo). Universidad del Cauca. Facultad de Ciencias Naturales Exactas y de la Educación. Departamento de Biología.

MELO CRUZ, Omar y VARGAS RIOS, Rafael. Evaluación Ecológica y Silvicultural de Ecosistemas Boscosos. Ibagué: Universidad del Tolima. CRQ, CARDER, CORPOCALDAS, CORPOTOLIMA, 2003. 239 p.

MILLS, L. S. Edge effects and isolation: Red-Backed voles on forest remnants. En: Conservation Biology. Vol 9. 1995. p. 395-402.

MINISTERIO DEL MEDIO AMBIENTE. SUBDIRECCIÓN DE LICENCIAS. CORPORACIÓN AUTÓNOMA REGIONAL DEL CAUCA. Proyecto del acueducto para la zona norte y veredas Noroccidentales de Popayán Río Palacé. Estudio de Impacto Ambiental Ajustado. Popayán. 2002.

MORENO Claudia. Métodos para medir la biodiversidad. Zaragoza: M&T Manuales y tesis SEA, Vol. 1, 2001. 84p.

MOZO M, Teobaldo. Cartilla de recursos naturales renovables. Bogotá: Instituto Colombiano de Reforma Agraria - INCORA. 1999. 110p.

MUNAR M, Diana. Caracterización florística y fisionómica de dos bosques, municipio de Santa Rosa, Bota Cauca Colombia. Popayán, 2006. 117 p. Trabajo de grado (Bióloga). Universidad del Cauca. Facultad de Ciencias Naturales Exactas y de la Educación. Departamento de Biología.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forest: Implications for conservation. En: Tree, Vol 10, 1995. 58-62

NUNNEY, L. y ELAM, D. Estimating the Effective Population Size of Conserved populations. En: Conservation Biology. Vol. 8, No. 1, 1994. p. 175-184.

ODUM E. P. Ecología. La sensibilidad a distancia como instrumento para el estudio y la administración de ecosistemas. 3ed. México: Ed. Interamericana, 1972. p. 515 – 533.

_____ Ecología. 3ed. México: Ed. Interamericana, 1982. 639 p.

ORREGO, Oscar; BOTERO, Jorge y VECHELST, Juan. Estado y conservación de los relictos de bosque andinos: el caso de Manizales, Colombia. Vegetación y Fitosociología. Disponible en Internet<URL:<http://www.botanica-alb.org/Publicaciones/Otros/15Vegetacion.pdf>

PACHECO, Ricardo Arturo y PINZON, Claudia Alexandra. Notas divulgativas: El Roble *Quercus humboldtii* Bonpland. Bogota: Jardín Botánico José Celestino Mutis, 1997. 20 p.

PARRA, S. R; MARULANDA, O. J y ESCOBAR, J. Sistemas de Información Geográfica (SIG), Base de la Gestión Ambiental. En: Sensores Remotos: Teledetección e Imágenes Satelitales. Medellín. Imprenta Universidad Nacional. 1997. 105 – 133 p.

PÉREZ ARRARTE, Carlos. Impacto de las plantaciones forestales en Uruguay. Octubre, 2000. Disponible en Internet<URL <http://www.grain.org/briefings/?id=83>

PLAN DE ORDENAMIENTO TERRITORIAL DE POPAYÁN. Documento técnico. Componente ambiental. Capítulo I. Dimensión Ambiental. 2002. 344 p.

Proyecto: Educando para formar sembradores de agua: Estrategia integral comunitaria de educación ambiental, vereda Clarete. Comunidad de Clarete/JAC, Grupo de Estudios Ambientales, Vicerrectoría de Investigación, Universidad del Cauca. V1.0 Versión 2. Popayán. 2006

RAMÍREZ PADILLA, Bernardo. Principios y métodos en Ecología Vegetal. Universidad del Cauca. Popayán. Junio 1995.

RANGEL, J. O. y VELAZQUEZ, A. Métodos de estudio de la vegetación. En: RANGEL, J. O; LOWY-C, P. y AGUILAR PUENTES, M. Colombia Diversidad Biótica II: Tipos de

vegetación en Colombia. Bogotá: Instituto de Ciencias, Universidad Nacional de Colombia, 1997. p. 59-88.

RANGEL, J. O; LOWY-C, P. y AGUILAR PUENTES, M. La distribución de los tipos de vegetación en las regiones naturales de Colombia (Aproximación inicial). En: _____ Colombia Diversidad Biótica II: Tipos de vegetación en Colombia. Bogotá: Instituto de Ciencias, Universidad Nacional de Colombia, 1997. p. 383-437.

RUTLEDGE, Daniel. Landscape indices as measures of the effects of fragmentacion: can pattern reflect process. En: Doc Science Internal Series. Wellington, New Zelanda: Department of Conservation, No. 98. 2003. 27 p.

SADEGHIAN, Siavosh; RIVERA, Juan Manuel y GÓMEZ, María Elena. Impacto de sistemas de ganadería sobre las características físicas, químicas y biológicas de suelos en los Andes de Colombia. Conferencia electrónica de la FAO sobre "Agroforestería para la producción animal en Latinoamérica". Sp.

SALAZAR, Álvaro. Efectos de los patrones de uso del suelo sobre la dinámica espacio-temporal del bosque maulino de la Séptima Región, Chile. Universidad de Chile. Facultad de Ciencias Veterinarias y Pecuarias. Departamento de Biología. Cátedra de Ecología de Ambientes Fragmentados. 2005. 11 p.

SAUNDERS, D; HOBBS, J. y MARGULES, C. Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review. En: Conservation Biology. Vol. 5, No. 1, 1991. p. 18-32.

SCHWARTZ, Mark. Modelling effects of habitat fragmentation on the ability of trees to respond to climatic warming. En: Biodiversity and Conservation. Vol. 2, 1992. p. 51-61.

SECRETARÍA DE PLANEACIÓN DEPARTAMENTAL DEL CAUCA; CÁMARA DE COMERCIO DEL CAUCA; BANCO DE LA REPÚBLICA; UNIVERSIDAD DEL CAUCA y DANE SUBSEDE POPAYÁN. Análisis de la economía del Cauca: Una mirada de corto y largo plazo. Avances de resultados Proyecto – SITEC. Disponible en Internet< URL:<http://www.cccauca.org.co/sitec/informeSitec/index.htm#top>

SERNA ISAZA, Ramón A; CASAÑAS SUAREZ, Olga L. y GOMEZ BONILLA, Natalia. Diversidad florístico estructural en dos localidades de selva de niebla del Departamento del Cauca, Colombia. En: Tercer Congreso Ecuatoriano de Botánica, 2002. Quito, Ecuador. La Botánica del Nuevo Milenio. Quito. Alina Freire Fierro y David A. Nelly, editores, 2002. p. 141-162.

SISTEMAS DE INFORMACIÓN GEOGRAFICA COMO HERRAMIENTA. EN: http://www.clas.umss.edu.bo/general/sig_n.htm

SMITH, J. *et al.* Bosques secundarios como recurso para el desarrollo rural y la conservación ambiental en los trópicos de América Latina. Indonesia: Center for International Forestry Research (CIFOR). Occasional Paper No. 13. 1997. 13 p.

STEENMANS, Chris y PINBORG, Ulla. Anthropogenic fragmentation of potential semi-natural and natural areas. Disponible en Internet <URL: <http://www.cfnavarra.es/medioambiente/agenda/Biodiv/Objetivos.htm>.

THE ILSPRS ASSOCIATION: Israeli Society of Photogrammetry and Remote Sensing. 2001. Disponible en Internet <URL: <http://www.ilsprs.org>.

TORRES B. Carlos. Incendios forestales: Panorama general de riesgo. Dirección de Prevención y Atención de Emergencias, Bogotá. Sf. Disponible en Internet <URL: <http://www.sire.gov.co/index.htm>

TURNER, Monica; GARDNER, Robert. y O'NEILL, Robert. Landscape ecology in theory and practice: pattern and process. New York: Springer-Verlag Inc. 2001. 404 p.

VALENCIA, Jorge. El agro y el café: Notas de clase. sf. Algunas transformaciones del agro colombiano durante la segunda mitad del siglo XX. 2006. Disponible en Internet <URL: <http://economia.uniandes.edu.co>.

VARGAS, William. 2002. Guía ilustrada de las plantas de las montañas del Quindío y los Andes Centrales. Manizales: Universidad de Caldas: Centro editorial, 2002. 814 p.

VIEIRA ROCHA, Jansle. Sistemas de información geográfica en los contextos de planificación del medio físico y de las cuencas hidrográficas. UNICAMP.

VILLARREAL, H. *et al.* 2004. Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad. Programa de inventarios de biodiversidad. Instituto de Investigación de Recursos Alexander von Humboldt. Bogotá, Colombia. 236 p.

WILCOX, B. y MURPHY, D. Conservation Strategy: The Effects of Fragmentation on Extinction. En: American Naturalist, Vol. 125, No. 6 (Jun.-1985). p. 879-887.

WILSON, E.O. 1992. The diversity of life. Allen Lane, The Penguin Press, London.

WHITMORE, T. C. Tropical forest disturbance, disappearance, and species loss. Citado por: LAURANCE, W y BIERREGAARD, R. Tropical forest remnants: Ecology, Management, and Conservation of fragmented communities. Chicago: University of Chicago press. 1997. p. 3-12.

ZERDA, H. Geoprocesamiento: Una aplicación para el estudio de la fragmentación del bosque chaqueño. En: Resúmenes de la XIX Reunión Argentina de Ecología. Asociación Argentina de Ecología: Laboratorio de Investigaciones Ecológicas de Las Yungas. 1999.

ANEXOS

Anexo 1. Listado general de flora encontrada en el bosque de la vereda Guacas, municipio de Popayán.

<i>Familia</i>	<i>Nombre específico</i>	<i>No. de Colección</i>
Anacardiaceae	<i>Mauria heterophylla</i> Kunth	NLA N 83
	<i>Toxicodendrum striatum</i> (R&P) Kuntz	NLA N 200
Annonaceae	<i>Guatteria goudotiana</i> Triana & Planch.	NLA N 139
Aquifoliaceae	<i>Ilex laurina</i> Kunth	NLA N 52
Araceae	<i>Anthurium pedatum</i> Endl. ex Kunth	NLA N 85
Asteraceae	<i>Condylopodium cuatrecasii</i> R.M. King & H. Rob.	NLA N 89
	<i>Lepidaploa canescens</i> (Kunth) H. Rob.	NLA N 129
	<i>Oligactis volubilis</i> (Kunth) Cass.	NLA N 124
Caprifoliaceae	<i>Viburnum lehmanii</i> Killip & Smith	NLA N 90
Clethraceae	<i>Clethra fagifolia</i> Kunth	NLA N 156
	<i>Clethra</i> sp 1	NLA N 159
Clusiaceae	<i>Clusia</i> sp 1	NLA N 153
	<i>Vismia lauriformis</i> (Lam.) Choisy	NLA N 65
Cunoniaceae	<i>Weinmannia pubescens</i> Kunth	NLA N 155
Cyatheaceae	<i>Cyathea</i> sp 1	NLA
Ericaceae	<i>Bejaria mathewsii</i> Fielding & Gardner	NLA N 53
	<i>Psammisia aff. macrophylla</i> (Kunth) Klotzsch	NLA N 84
Euphorbiaceae	<i>Acalypha macrostachya</i> Jacq.	NLA N 95
	<i>Alchornea aff. glandulosa</i> Poepp.	NLA N 93
	<i>Alchornea latifolia</i> Sw.	NLA N 163
	<i>Euphorbia laurifolia</i> Juss. ex Lam.	NLA N 165
	<i>Hyeronima</i> sp 1	NLA N 167
	<i>Mabea montana</i> Muell. Arg	NLA N 58

Fagaceae	<i>Quercus humboldtii</i> Bonpl.	NLA N	102
Gesneriaceae	<i>Besleria solanoides</i> Kunth	NLA N	97
Lauraceae	<i>Cinnamomum triplinerve</i> (R&P) Kostermans	NLA N	178
	<i>Nectandra acutifolia</i> (Ruiz & Pav) Mez	NLA N	189
	<i>Nectandra aff. lineata</i> (Kunth) Rohwer	NLA N	187
	<i>Nectandra cf. reticulata</i>	NLA N	184
	<i>Nectandra</i> sp 1	NLA N	183
Melastomataceae	<i>Meriania speciosa</i> (Bonpl.) Naudin	NLA N	110
	<i>Miconia caudata</i> (Bonpl.) DC.	NLA N	228
	<i>Miconia notabilis</i> Triana	NLA N	109
	<i>Miconia</i> sp 2	NLA N	236
	<i>Miconia</i> sp 3		
	<i>Miconia</i> sp 1	NLA N	229
Mimosaceae	<i>Abarema lehmannii</i> (B & Kill) Barneby & Grimes	NLA N	63
	<i>Inga cf. acreana</i>	NLA N	209
	<i>Inga densiflora</i> Benth.	NLA N	64
	<i>Inga punctata</i> Willd	NLA N	62
Monimiaceae	<i>Siparuna aspera</i> (Ruiz & Pav.) A.D.C.	NLA N	103
Moraceae	<i>Ficus andicola</i> Standley	NLA N	54
Myrsinaceae	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R. Br. Ex Roem.& Schult	NLA N	216
	<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze	NLA N	214
Myrtaceae	<i>Myrcia fallax</i> (Rich.) DC	NLA N	193
	<i>Syzygium malaccense</i> (L.)Merv. & L.M.Perry	NLA N	120
Palmae	<i>Prestoea acuminata</i> (Willd) H. E. Huese		
Piperaceae	<i>Piper catripense</i> Yunck	NLA N	121
	<i>Piper crassinervium</i> Kunth	NLA N	122
Poaceae	sp 1	NLA N	239

Proteaceae	<i>Roupala obovata</i> Kunth	NLA N	51
Rhamnaceae	<i>Rhamnus sphaerosperma</i> Sw.	NLA N	126
Rubiaceae	<i>Cinchona pubescens</i> Vahl.	NLA N	258
	<i>Elaeagia myriantha</i> (Standl.) C.M. Taylor	NLA N	251
	<i>Palicourea angustifolia</i> Kunth	NLA N	111
	<i>Palicourea heterochroma</i> K. Schum&K.Krause	NLA N	115
	<i>Palicourea thyrsoflora</i> (R&P.) D.C.	NLA N	117
Solanaceae	<i>Solanum umbellatum</i> Miller	NLA N	123
Theaceae	<i>Freziera tomentosa</i> (Ruiz&Pavon)Tulasne	NLA N	286
Tiliaceae	<i>Heliocharis americanus</i> L.	NLA N	128
Zyngiberaceae	<i>Renealmia fragilis</i> Maas	NLA N	105

Anexo 2. Listado general de flora encontrada en el bosque de la vereda Clarete, municipio de Popayán.

<i>Familia</i>	<i>Nombre específico</i>	<i>No. de Colección</i>	
Actinidaceae	<i>Saurauia scabra</i> (Kunth) D. Dietr	NLA N	141
Anacardiaceae	<i>Mauria heterophylla</i> Kunth	NLA N	198
	<i>Toxicodendrum striatum</i> (R&P) Kuntz	NLA N	199
Annonaceae	<i>Guatteria goudotiana</i> Triana & Planch.	NLA N	130
Aquifoliaceae	<i>Ilex laurina</i> Kunth	NLA N	140
Asteraceae	<i>Calea colombiana</i> Gand.	NLA N	131
	<i>Condylopodium cuatrecasasii</i> R.M. King & H. Rob.	NLA N	135
	<i>Lepidaploa canescens</i> (Kunth) H. Rob.	NLA N	133
	Lepidaploa sp 1	NLA N	132
	<i>Mikania banisteriae</i> D.C.	NLA N	132
Caprifoliaceae	<i>Viburnum caprifolium</i> L.	NLA N	55
Cecropiaceae	Cecropia sp 1	NLA	142

		N	
		NLA	
Chloranthaceae	<i>Hedyosmun aff. bonplandianum</i> Kunth	N	143
		NLA	
Clethraceae	<i>Clethra</i> sp 1	N	157
		NLA	
Clusiaceae	<i>Clusia</i> sp 1	N	151
		NLA	
	<i>Vismia lauriformis</i> (Lam.) Choisy	N	149
		NLA	
Cunoniaceae	<i>Weimannia pubescens</i> Kunth	N	154
		NLA	
Cyatheaceae	<i>Cyathea</i> sp 1	N	133
		NLA	
Euphorbiaceae	<i>Acalypha macrostachya</i> Jacq	N	57
		NLA	
	<i>Alchornea latifolia</i> Sw.	N	161
		NLA	
	<i>Hyeronima macrocarpa</i> Mull. Arg	N	166
		NLA	
Fagaceae	<i>Quercus humboldtii</i> Bonpl.	N	170
		NLA	
Flacourtiaceae	<i>Banara</i> sp 1	N	94
		NLA	
Gesneriaceae	<i>Besleria solanoides</i> Kunth	N	131
		NLA	
Grosulariaceae	<i>Phyllomona ruscifolia</i> Will ex Roem&Schult	N	68
		NLA	
Lauraceae	<i>Aniba</i> sp 1	N	174
		NLA	
	<i>Cinnamomun triplinerve</i> (R&P) Kostermans	N	176
		NLA	
	<i>Nectandra acutifolia</i> (Ruiz & Pav) Mez	N	188
		NLA	
	<i>Pleurothyrium</i> sp 1	N	190
		NLA	
Melastomataceae	<i>Meriania speciosa</i> (Bonpl.) Naudin	N	219
		NLA	
	<i>Miconia desmantha</i> Benth	N	108
		NLA	
	<i>Miconia resima</i> Naudin	N	225
		NLA	
	<i>Miconia versicolor</i> Naudin	N	224
		NLA	
	<i>Miconia</i> sp 1	N	230
		NLA	
	<i>Miconia</i> sp 3	N	237
		NLA	
	<i>Miconia caudata</i> (Bonpl.) DC.	N	227
		NLA	
Mimosaceae	<i>Inga cf. acreana</i>	N	210
	<i>Inga densiflora</i> Benth	NLA	203

		N	
		NLA	
	<i>Inga punctata</i> Willd	N	206
		NLA	
	<i>Inga villosissima</i> Benth	N	204
		NLA	
Myrsinaceae	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R. Br. Ex Roem.& Schult	N	217
		NLA	
	<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze	N	213
		NLA	
Myrtaceae	<i>Myrcia fallax</i> (Rich.) DC	N	191
		NLA	
	<i>Syzygium malaccense</i> (L.)Merv. & L.M.Perry	N	196
		NLA	
Piperaceae	<i>Piper catripense</i> Yunck	N	247
		NLA	
	<i>Piper crassinervium</i> Kunth	N	243
		NLA	
	Piper sp 1.	N	240
		NLA	
Poaceae	<i>Lasiacis divaricata</i> (L.) Hitch	N	104
		NLA	
Proteaceae	cf. Roupala	N	249
		NLA	
Rhamnaceae	<i>Rhamnus sphaerosperma</i> Sw.	N	281
		NLA	
Rosaceae	<i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lindl	N	283
		NLA	
Rubiaceae	<i>Elaeagia myriantha</i> (Standl.) C.M. Taylor	N	250
		NLA	
	<i>Palicourea thyrsoiflora</i> (R&P.) D.C.	N	254
		NLA	
	<i>Palicourea angustifolia</i> Kunth	N	78
		NLA	
	<i>Palicourea heterochroma</i> K. Schum&K.Krause	N	267
		NLA	
Zyngiberaceae	<i>Renealmia fragilis</i> Maas	N	284

Anexo 3. Listado de especies y parámetros estructurales evaluados en individuos con DAP ≥ 1 cm en 0.1 ha del bosque de Guacas.

Familia / Nombre específico	No. de individuos	Área basal	Dr	Fr	Cor	IVI	IVF
Anacardiaceae							4,3
<i>Mauria heterophylla</i> Kunth	10	145,99	0,01780	0,03210	0,00270	0,05260	
<i>Toxicodendrum striatum</i> (R&P) Kuntz	6	80,64	0,01070	0,03210	0,00150	0,04430	
Annonaceae							2,03
<i>Guatteria goudotiana</i> Triana & Planch.	1	55,04	0,00180	0,00640	0,00100	0,00920	
Araceae							1,98
<i>Anthurium pedatum</i> Endl. ex Kunth	7	22,82	0,01250	0,01920	0,00040	0,03210	
Asteraceae							6,27
<i>Condylopodium cuatrecasii</i> R.M. King & H. Rob.	30	221,27	0,05350	0,02560	0,00420	0,08330	
<i>Lepidaploa canescens</i> (Kunth) H. Rob.	6	11,41	0,01070	0,01920	0,00020	0,03010	
<i>Oligactis volubilis</i> (Kunth) Cass.	1	0,78	0,00180	0,00640	0,00001	0,00820	
Caprifoliaceae							2,04
<i>Viburnum lehmanii</i> Killip & Smith	9	51,96	0,01600	0,02560	0,00100	0,04270	
Clethraceae							7,91
<i>Clethra fagifolia</i> Kunth	1	3,12	0,00180	0,00640	0,00010	0,00830	
<i>Clethra</i> sp 1	16	2139,99	0,02850	0,03210	0,04020	0,10080	
Clusiaceae							4,68
<i>Clusia</i> sp 1	14	121,02	0,02500	0,03850	0,00230	0,06570	
<i>Vismia lauriformis</i> (Lam.) Choisy	12	297,96	0,02140	0,03210	0,00560	0,05900	
Cunoniaceae							1,94
<i>Weinmannia pubescens</i> Kunth	1	5,69	0,00180	0,00640	0,00010	0,00830	
Cyatheaceae							2,11
<i>Cyathea</i> sp 1	1	96,81	0,00180	0,00640	0,00180	0,01000	
Ericaceae							4,05
<i>Bejaria mathewsii</i> Fielding & Gardner	4	84,1	0,00710	0,01280	0,00160	0,02150	
<i>Psammisia aff. macrophylla</i> (Kunth) Klotzsch	1	19,5	0,00180	0,00640	0,00040	0,00860	
Euphorbiaceae							14,68
<i>Acalypha macrostachya</i> Jacq.	2	43,28	0,00360	0,00640	0,00080	0,01080	
<i>Alchornea aff. glandulosa</i> Poepp.	4	95,6	0,00710	0,01920	0,00180	0,02820	
<i>Alchornea latifolia</i> Sw.	23	1149,98	0,04100	0,05130	0,02160	0,11390	
<i>Euphorbia laurifolia</i> Juss. ex Lam.	1	511,68	0,00180	0,00640	0,00960	0,01780	
<i>Hyeronima</i> sp 1	1	865,44	0,00180	0,00640	0,01630	0,02450	
Fagaceae							61,51
<i>Quercus humboldtii</i> Bonpl.	88	31605,86	0,15690	0,06410	0,59430	0,81530	
Gesneriaceae							1,98
<i>Besleria solanoides</i> Kunth	3	27,84	0,00530	0,01280	0,00050	0,01870	

Lauraceae							24,16
<i>Cinnamomum triplinerve</i> (R&P) Kostermans	22	627,15	0,03920	0,03850	0,01180	0,08950	
<i>Nectandra acutifolia</i> (Ruiz & Pav) Mez	9	159,71	0,01600	0,01280	0,00300	0,03190	
<i>Nectandra aff. lineata</i> (Kunth) Rohwer	1	2,88	0,00180	0,00640	0,00010	0,00820	
<i>Nectandra cf. reticulata</i>	10	6881,17	0,01780	0,01920	0,12940	0,16650	
<i>Nectandra</i> sp 1	2	24,11	0,00360	0,00640	0,00050	0,01040	
Melastomataceae							15,49
<i>Meriania speciosa</i> (Bonpl.) Naudin	24	2073,86	0,04280	0,03850	0,03900	0,12020	
<i>Miconia caudata</i> (Bonpl.) DC.	17	992,05	0,03030	0,04490	0,01870	0,09380	
<i>Miconia</i> sp 2	1	2,1	0,00180	0,00640	0,00004	0,00820	
<i>Miconia</i> sp 3	1	2,85	0,00180	0,00640	0,00010	0,00820	
<i>Miconia</i> sp 1	2	11,48	0,00360	0,00640	0,00020	0,01020	
Mimosaceae							4,13
<i>Inga cf. acreana</i>	1	0,78	0,00180	0,00640	0,00001	0,00820	
<i>Inga punctata</i> Willd	4	148,2	0,00710	0,01920	0,00280	0,02910	
Monimiaceae							1,95
<i>Siparuna aspera</i> (Ruiz & Pav.) A.D.C.	2	11,9	0,00360	0,01280	0,00020	0,01660	
Myrsinaceae							3,94
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R. Br. Ex Roem.& Schult	2	1,9	0,00360	0,00640	0,00004	0,01000	
<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze	3	41,5	0,00530	0,01920	0,00080	0,02540	
Myrtaceae							5,81
<i>Myrcia fallax</i> (Rich.) DC	3	61,73	0,00530	0,00640	0,00120	0,01290	
<i>Syzygium malaccense</i> (L.)Merv. & L.M.Perry	21	961,92	0,03740	0,01920	0,01810	0,07480	
Piperaceae							4,27
<i>Piper catripense</i> Yunck	13	160,59	0,02320	0,02560	0,00300	0,05180	
<i>Piper crassinervium</i> Kunth	9	43,13	0,01600	0,01280	0,00080	0,02970	
Poaceae							1,93
sp 1	1	0,78	0,00180	0,00640	0,00000	0,00820	
Rhamnaceae							2,25
<i>Rhamnus sphaerosperma</i> Sw.	9	166,38	0,01600	0,01920	0,00310	0,03840	
Rubiaceae							14,74
<i>Cinchona pubescens</i> Vahl.	1	3,12	0,00180	0,00640	0,00010	0,00830	
<i>Elaeagia myriantha</i> (Standl.) C.M. Taylor	5	1192,54	0,00890	0,01280	0,02240	0,04420	
<i>Palicourea angustifolia</i> Kunth	37	283,86	0,06600	0,03850	0,00530	0,10980	
<i>Palicourea heterochroma</i> K. Schum&K.Krause	75	901,82	0,13370	0,05770	0,01700	0,20830	
<i>Palicourea thyrsoiflora</i> (R&P.) D.C.	36	197,86	0,06420	0,04490	0,00370	0,11280	
sp 1							2,58
sp 1	1	347,5	0,00178	0,00637	0,00653	0,01468	
Tiliaceae							2,27
<i>Heliocarpus americanus</i> L.	3	181,35	0,00530	0,00640	0,00340	0,01520	
Zyngiberaceae							2
<i>Renealmia fragilis</i> Maas	5	35,53	0,00890	0,01920	0,00070	0,02880	
TOTAL	562		1,00000	1,00000	0,99350	2,99350	

Dr: Densidad relativa, Fr: Frecuencia relativa, Cor: Cobertura relativa, IVI: Índice de valor de importancia para especies, IVF: Índice de valor de importancia para familias.

<i>Besleria solanoides</i> Kunth	4	8,27	0,00650	0,02000	0,00020	0,02670	
Grosulariaceae							5,09
<i>Phyllomona ruscifolia</i> Will ex Roem&Schult	16	1167,72	0,02590	0,03330	0,03110	0,09040	
Lauraceae							7,69
Aniba sp 1	14	146,07	0,02270	0,02000	0,00390	0,04660	
<i>Cinnamomun triplinerve</i> (R&P) Kostermans	1	19,5	0,00160	0,00670	0,00050	0,00880	
<i>Nectandra acutifolia</i> (Ruiz & Pav) Mez	1	7,02	0,00160	0,00670	0,00020	0,00850	
<i>Pleurothyrium</i> sp 1	1	1,75	0,00160	0,00670	0,00000	0,00830	
Melastomataceae							15,39
<i>Meriania speciosa</i> (Bonpl.) Naudin	31	331,31	0,05020	0,05330	0,00880	0,11240	
<i>Miconia caudata</i> (Bonpl.) DC.	5	27,67	0,00810	0,00670	0,00070	0,01550	
<i>Miconia resima</i> Naudin	2	21,84	0,00320	0,00670	0,00060	0,01050	
<i>Miconia versicolor</i> Naudin	1	6,43	0,00160	0,00670	0,00020	0,00850	
<i>Miconia</i> sp 1	24	221,1	0,03890	0,02670	0,00590	0,07150	
<i>Miconia</i> sp 3	33	830,05	0,05350	0,04000	0,02210	0,11560	
Mimosaceae							11,77
<i>Inga cf. acreana</i>	4	4,1	0,00650	0,00670	0,00010	0,01330	
<i>Inga densiflora</i> Benth	1	1,52	0,00160	0,00670	0,00000	0,00830	
<i>Inga punctata</i> Willd	3	114,66	0,00490	0,00670	0,00300	0,01460	
<i>Inga villosissima</i> Benth	10	1421,39	0,01620	0,02000	0,03790	0,07410	
Myrsinaceae							4,25
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R. Br. Ex R.& S	4	107,05	0,00650	0,01330	0,00290	0,02270	
<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze	7	64,92	0,01130	0,02670	0,00170	0,03970	
Myrtaceae							3,9
<i>Myrcia fallax</i> (Rich.) DC	3	43,59	0,00490	0,01330	0,00120	0,01940	
<i>Syzygium malaccense</i> (L.)Merv. & L.M.Perry	1	3,03	0,00160	0,00670	0,00010	0,00840	
Piperaceae							6,6
<i>Piper catripense</i> Yunck	4	89,3	0,00650	0,01330	0,00240	0,02220	
<i>Piper crassinervium</i> Kunth	23	238,09	0,03730	0,01330	0,00630	0,05700	
<i>Piper</i> sp 1.	1	1,12	0,00160	0,00670	0,00000	0,00830	
Proteaceae							1,89
cf. Roupala	1	0,78	0,00160	0,00670	0,00000	0,00830	
Rhamnaceae							1,98
<i>Rhamnus sphaerosperma</i> Sw.	15	26,51	0,02430	0,02000	0,00070	0,04500	
Rosaceae							1,89
<i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lindl	1	0,78	0,00160	0,00670	0,00000	0,00830	
Rubiaceae							16,96
<i>Elaeagia myriantha</i> (Standl.) C.M. Taylor	7	66,49	0,01130	0,00670	0,00180	0,01980	
<i>Palicourea angustifolia</i> Kunth	82	809,36	0,13290	0,06000	0,02160	0,21450	
<i>Palicourea thyrsoiflora</i> (R&P.) D.C.	8	21,75	0,01300	0,02000	0,00060	0,03350	
<i>Palicourea heterochroma</i> K. Schum&K.Krause	104	1802,57	0,16860	0,06670	0,04810	0,28330	
Zyngiberaceae							2
<i>Renealmia fragilis</i> Maas	5	40,08	0,00810	0,02000	0,00110	0,02920	
TOTAL	617		1,00000	1,00000	1,00000	3,00000	

Dr: Densidad relativa, Fr: Frecuencia relativa, Cor: Cobertura relativa, IVI: Índice de valor de importancia para especies, IVF: Índice de valor de importancia para familias.