

**ECOSISTEMA ESPACIOTEMPORAL DEL PROCESO DE FRAGMENTACIÓN
ECOSISTÉMICA EN LA SUBCUENCA DEL RÍO LAS PIEDRAS**

JAIRO ALFONZO PLAZAS CERTUCHE

**Trabajo de grado presentado como requisito parcial para optar al título de
Biólogo**

**Director:
APOLINAR FIGUEROA CASAS Ph.D**

**Asesor:
JUAN PABLO MARTÍNEZ IDROBO
Biólogo**

**UNIVERSIDAD DEL CAUCA
FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES, EXACTAS Y DE LA EDUCACIÓN
DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA
POPAYÁN
2008**

CONTENIDO

	pág
RESUMEN.....	11
INTRODUCCION	12
1. JUSTIFICACION	13
2. OBJETIVOS	14
2.1. OBJETIVO GENERAL	14
2.2. OBJETIVOS ESPECIFICOS	14
3. HIPOTESIS.....	15
4. MARCO TEORICO.....	16
4.1. ECOLOGIA DEL PAISAJE	16
4.1.1. Elementos del paisaje.....	17
4.2. FRAGMENTACION	18
4.2.1. Causas	19
4.2.2. Consecuencias.....	19
4.3. CUENCAS HIDROGRAFICAS	21
4.4. ANALISIS ESPACIOTEMPORALES INTEGRADOS EN SISTEMAS DE INFORMACION GEOGRAFICA (SIG).....	22
4.4.1. Componentes de un SIG	23
4.5. ESTUDIOS DE VEGETACION	24
5. ANTECEDENTES.....	26
6. AREA DE ESTUDIO	29
6.1. Subcuenca del río Las Piedras.....	29
7. METODOLOGIA	33
7.1. EMPLEO DE SISTEMAS DE INFORMACION GEOGRAFICA (SIG)	33
7.1.1. Procesamiento fotogramétrico	33
7.2. ANALISIS DE LA FRAGMENTACION.....	36
7.3. EVALUACION DE IMPACTOS ANTROPICOS	37
7.4. ANÁLISIS DE LA VEGETACION.....	38
8. RESULTADOS Y DISCUSION	41
8.1. COBERTURAS Y USO DEL SUELO	41
8.1.1. Cambio de coberturas.....	41
8.1.2. Usos del suelo	48
8.2. ANALISIS DE LA FRAGMENTACION.....	51
8.3. EVALUACION DE IMPACTOS ANTROPICOS	56
8.4. ANALISIS DE LA VEGETACION	62
9. CONCLUSIONES	74
10. RECOMENDACIONES	76
BIBLIOGRAFIA	77
ANEXOS	83

LISTA DE CUADROS

Cuadro 1. Insumos utilizados en la realización del procesamiento fotogramétrico.....	33
Cuadro 2. Coberturas halladas en el presente estudio.....	35
Cuadro 3. Areas totales y porcentaje de área ocupada de cada tipo de cobertura halladas para los años estudiados.....	41
Cuadro 4. Prueba Chi-cuadrado aplicada a las coberturas encontradas.....	45
Cuadro 5. Cambio multitemporal de las coberturas ocurrido en la zona de estudio.....	46
Cuadro 6. Areas totales y porcentaje de ocupación determinados para cada uso del suelo identificado.....	48
Cuadro 7. Indices de fragmentación calculados para el año de 1980.....	52
Cuadro 8. Indices de fragmentación calculados para el año de 1989.....	52
Cuadro 9. Matriz de Fearo para la expansión de fronteras agropecuarias.....	58
Cuadro 10. Matriz de Fearo para la extracción de bosque.....	61
Cuadro 11. Riqueza florística por bosque.....	62
Cuadro 12. Familias con mayor riqueza por cada bosque.....	62
Cuadro 13. Familias con mayor número de individuos por cada bosque.....	63
Cuadro 14. Familias más prevalecientes en muestras de 0.1 ha, para plantas $DAP \geq 2.5$ cm.....	63
Cuadro 15. Géneros más prevalecientes en muestras de 0.1 ha, para plantas $DAP \geq 2.5$ cm.....	64
Cuadro 16. Comparación de la diversidad florística entre bosques de elevada altura en muestreos de 0.1 ha en plantas con $DAP \geq 2.5$	64
Cuadro 17. Estratificación por altura para el bosque 1.....	65
Cuadro 18. Estratificación por altura para el bosque 2.....	66
Cuadro 19. División por clases diamétricas para el bosque 1.....	66
Cuadro 20. División por clases diamétricas para el bosque 2.....	67
Cuadro 21. Especies con mayor densidad relativa en cada bosque.....	70
Cuadro 22. Especies con mayor frecuencia relativa en cada bosque.....	70
Cuadro 23. Especies con mayor cobertura relativa en cada bosque.....	71
Cuadro 24. Especies con mayor IVI para cada bosque.....	71
Cuadro 25. Familias con mayor FIV para cada bosque.....	71
Cuadro 26. Especies presentes en los dos bosques.....	73
Cuadro 27. Indices de diversidad beta calculados.....	73

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Componentes de un Sistema de Información Geográfica.....	23
Figura 2. Localización de la subcuenca del río Las Piedras en el departamento del Cauca.	30
Figura 3. Localización de la ventana de estudio y de los bosques caracterizados.....	31
Figura 4. Proceso de georeferenciación de una fotografía aérea.	34
Figura 5. Digitalización de las coberturas (izquierda) y su posterior representación en forma de polígonos (derecha).	35
Figura 6. Areas totales para los años 1980 y 1989 de cada cobertura estudiada.	41
Figura 7. Mapa de coberturas vegetales para el año de 1980.....	43
Figura 8. Mapa de coberturas vegetales para el año de 1989.....	44
Figura 9. Pérdida o ganancia de área total (en hectáreas) ocurrida en cada cobertura.	46
Figura 10. Dinámicas presentadas en cada cobertura durante los años de estudio.	47
Figura 11. Mapa de usos del suelo para el año de 1980.....	49
Figura 12. Mapa de usos del suelo para el año de 1989.....	50
Figura 13. Índice del Número de Fragmentos (NP) calculado en el lapso 1980-1989.	52
Figura 14. Índice del Fragmento más Grande (LPI) calculado en el lapso 1980-1989.	53
Figura 15. Índice de Forma del Paisaje (LSI) calculado en el lapso 1980-1989.	54
Figura 16. Índice de Tamaño Medio de los Fragmentos (MPS) calculado entre 1980-1989.	54
Figura 17. Índice de Proximidad (PROX_MN) calculado en el lapso 1980-1989.	55
Figura 18. Dominancia de los pastos sobre las demás coberturas.	59
Figura 19. Bosque abierto que ha sido sometido a actividades de extracción.	59
Figura 20. Perfil idealizado de la estructura vertical y la proyección horizontal en el bosque 1. (Individuos $DAP \geq 5$).....	68
Figura 21. Perfil idealizado de la estructura vertical y la proyección horizontal en el bosque 2. (Individuos $DAP \geq 5$).....	69
Figura 22. Curva especie-área para los bosques evaluados.	72

LISTA DE ANEXOS

Anexo 1. Listado general de la flora censada en un área de 0.1 ha del bosque 1.	83
Anexo 2. Listado general de la flora censada en un área de 0.1 ha del bosque 2.	84
Anexo 3. Listado de especies y parámetros de estructura calculados en los individuos del bosque 1.	85
Anexo 4. Listado de especies y parámetros de estructura calculados en los individuos del bosque 2.	87

RESUMEN

La fragmentación es una de las principales causas de pérdida de biodiversidad, la separación de superficies de bosque produce cambios en la estructura de las coberturas vegetales y las comunidades de flora y fauna que los habitan, alterando la función de estos ecosistemas. En el municipio de Popayán aun existen remanentes de pequeñas áreas de bosques andinos, que son relictos de las grandes extensiones que hasta el siglo XIX ocupaban la formación Popayán. Tener conocimiento acerca del estado de éstas zonas, y de sus procesos de transformación generados por las actividades antrópicas que hoy se ejercen es un objetivo del presente trabajo.

Con esta finalidad se evaluó la posible fragmentación que ha sufrido una zona de bosque andino dentro de la cuenca del río Las Piedras, mediante un análisis espacial y temporal utilizando imágenes de sensores remotos. Asimismo se realizó una caracterización de las comunidades vegetales presentes en dos fragmentos de bosque para determinar y evaluar su similitud. De igual manera, por medio de matrices de interacción se realizó una evaluación de las principales actividades antrópicas que afectan la zona, actividades tales como la tala, la quema y la expansión de fronteras agropecuarias.

Los resultados hallados en el estudio de la vegetación sugieren que las unidades de bosque se encuentran en un estado de sucesión temprana. Los índices de diversidad beta evidenciaron que las comunidades vegetales difieren entre sí.

Se hallaron pérdidas de área en coberturas naturales (bosques) favoreciendo el aumento de coberturas de tipo antrópico (pastos), esto se relaciona con actividades como tala, quema y expansión de fronteras agropecuarias. El análisis de los índices de fragmentación concluye que dentro de la ventana de estudio y en el periodo comprendido entre 1980 y 1989, no se presentaron procesos de fragmentación, pero la reducción de áreas naturales plantea la ocurrencia de procesos asociados a la fragmentación.

INTRODUCCION

Durante los últimos años los estudios de fragmentación han tomado auge gracias al avance de herramientas de análisis, como los Sistemas de Información Geográfica. Asimismo, el avance de la ciencia de la Ecología del Paisaje ha proporcionando más conocimientos relacionados con la estructura, función y cambio de los paisajes. La fragmentación genera cambios en las coberturas y en las comunidades vegetales, los cuales conllevan a la pérdida parcial o total de hábitats naturales.

Colombia es uno de los pocos países que han sido definidos como “megadiversos”. Sin embargo la pérdida de biodiversidad y la transformación del paisaje están ocurriendo a niveles tales que tipos enteros de ecosistemas están bajo amenaza de desaparecer. El problema de la fragmentación ha empezado a recibir atención en años recientes, pero aun es un tema de estudio muy incipiente en la comunidad conservacionista (Chaves & Arango, 1998). Según el IDEAM (2001), en Colombia el área total de bosque fragmentado se calcula en 9'908.927 ha, que corresponde al 8.6% del total de ecosistemas boscosos del territorio nacional. Armenteras *et al* (2003) estudiaron la fragmentación de bosques en la cordillera Oriental de los Andes colombianos, donde concluyeron que el 51% del área estudiada correspondió a ecosistemas transformados, y el 49% restante a sistemas naturales.

Los bosques son unidades ecológicas cuyas dinámicas están asociados a diferentes procesos, tales como el ciclo hidrológico, de nutrientes, biodiversidad y el uso del suelo; éstas coberturas cobran especial atención en los ejercicios de ordenación del territorio donde encontramos que las cuencas hidrográficas han sido definidas como unidades ecosistémicas de interés, debido a la importancia que tienen como fuente de abastecimiento de agua (de consumo y riego) para las comunidades y como unidad de ordenación territorial (Decreto 1729 de 2002).

Atendiendo lo anterior, este trabajo se desarrolló en la parte alta subcuenca del río Las Piedras, en un rango altitudinal de 2800 y 3050 m.s.n.m., presenta vegetación de bosque andino, clima frío y diferentes tipos de usos del suelo, principalmente áreas de pastoreo y cultivo. Se analizó el proceso de fragmentación que ha sufrido la zona de estudio realizando comparaciones en espacio y tiempo para identificar los cambios que han ocurrido en el periodo comprendido entre 1980 y 1989, empleando imágenes de sensores remotos; asimismo, se ejecutó un estudio de la vegetación con el fin de determinar la riqueza y definir algunos datos estructurales y de similitud que permitieron estimar el estado de las unidades de bosque de la zona. Además, se elaboraron matrices de interacción donde se identificaron los principales impactos que han producido las actividades antrópicas. Sobre esta base se puede determinar el cambio que ha sufrido la zona, y la proposición de alternativas de gestión útiles para lograr prácticas que permitan la conservación y conectividad de estas áreas estratégicas.

1. JUSTIFICACION

La fragmentación es un problema central en la ecología del paisaje y la conservación. Es conocido que la separación de un área grande en fragmentos más pequeños influencia patrones y procesos ecológicos¹, acarreado extinción de especies por pérdida de hábitat, disminución de la biodiversidad, erosión, entre otros (Laurance *et al*, 2002). Razones por las cuales, es necesario que la fragmentación sea evaluada y monitoreada.

La economía de la zona en estudio se basa principalmente en ganadería y en actividades extractivas sobre el bosque que contribuyen al sustento de los pobladores. Los cambios de uso de suelo que se generan a causa de estas actividades antrópicas han inducido procesos inherentes a la fragmentación. Por esto, es importante realizar estudios en la subcuenca del río Las Piedras (parte alta en el presente trabajo), donde se determine y valore el cambio que ha ocurrido, se identifiquen y evalúen las actividades antrópicas, se formulen propuestas de gestión y conservación tendientes a un mejor aprovechamiento de los recursos y a la reducción de impactos ambientales negativos.

El Plan de Ordenamiento Territorial de Popayán plantea la ejecución de proyectos y estrategias de conservación tendientes, entre otras, a la protección y restauración de zonas de páramo, zonas productoras de agua y los bosques del municipio². De igual forma el presente trabajo desarrollará algunos aspectos útiles en el diagnóstico de la cuenca hidrográfica, ya que la ordenación ambiental y territorial del país definida por la legislación actual, establece como estrategia metodológica la formulación de Planes de Ordenación y Manejo de Cuencas Hidrográficas³.

El río Las Piedras reviste gran importancia como base para el desarrollo de la Meseta de Popayán ya que actualmente es la fuente de agua potable para la mayor parte de la capital caucana; proporciona un caudal de 950 l/s operados por la Empresa de Acueducto a través del sistema Tablazo (Cartilla Ruta del Agua – AAP ESP, 2001). Sin embargo las áreas de interés para conservación y gestión para el mantenimiento de la oferta hídrica se encuentran ubicadas en la parte alta de la subcuenca, destacándose las zonas de bosques y páramos.

La realización de este tipo de trabajos está articulada con los lineamientos propuestos en la *Política Nacional de Biodiversidad*⁴, ya que de los resultados obtenidos en este proyecto se pueden plantear alternativas tendientes a la conservación y el uso sostenible de los recursos naturales.

¹ Tales como la alteración de las dinámicas de poblaciones y comunidades; disminución y/o desaparición de especies autóctonas e incremento de organismos oportunistas; invasión de especies; cambios en la estructura trófica, entre otros (Laurance *et al*, 2002).

² Plan de Ordenamiento Territorial (POT) del Municipio de Popayán, 2002.

³ Ministerio del Medio Ambiente. Decreto 1729 de 2002.

⁴ Ministerio del Medio Ambiente. Política Nacional de Biodiversidad. 1997.

2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVO GENERAL

Estudiar el proceso de fragmentación en un ecosistema andino en la parte alta de la subcuenca del río Las Piedras.

2.2. OBJETIVOS ESPECIFICOS

- Determinar la composición, configuración espacial y el estado de fragmentación del ecosistema a estudiar.
- Caracterizar la vegetación presente en dos fragmentos de bosque.
- Evaluar los tipos y grados de intervención antrópica que se están presentando en la ventana de estudio.

3. HIPOTESIS

El desarrollo de actividades antrópicas, tales como el establecimiento de zonas de cultivos y/o pastoreo, implican cambios en la configuración de las unidades presentes en un ecosistema, afectando especialmente coberturas naturales como las boscosas; esto genera reducción y separación de áreas continuas en fragmentos de menor tamaño.

Los procesos de fragmentación se encuentran asociados principalmente al cambio de uso del suelo. Por tanto: *Las comunidades vegetales presentes en la parte alta de la subcuenca del río Las Piedras han sido fragmentadas generando alteraciones en su composición y arreglos espaciales.*

4. MARCO TEORICO

4.1. ECOLOGIA DEL PAISAJE

El interés por los estudios del paisaje ha sido impulsado por muchos factores, el más importante, la necesidad de evaluar el impacto de cambios rápidos y en amplia escala sobre el ambiente (Turner *et al*, 2001).

La ecología del paisaje se ha instalado como nueva rama científica desde hace más de una década y se encuentra en una etapa de rápida transformación del pensamiento y gran acumulación de observaciones. Se ocupa del estudio de áreas espacialmente heterogéneas en escalas de metros a cientos de kilómetros, con mosaicos complejos de ecosistemas o usos de la tierra, en fragmentos de diversas formas, cantidades, clases, configuraciones y funciones. Se emplea en una amplia gama de situaciones, desde el estudio de las consecuencias de la fragmentación del hábitat en la subsistencia de las poblaciones hasta la planificación del manejo sustentable de una región, pasando por el diseño de reservas, la identificación del sitio más adecuado para una obra de infraestructura, o la planificación de las actividades productivas a nivel de finca, entre muchas otras (Matteucci, 2002). La ecología del paisaje es una de las principales aproximaciones teóricas al estudio del estado de los ecosistemas. En lo fundamental, el estudio de la ecología del paisaje parte de la premisa de que los patrones de los elementos del paisaje⁵ influyen fuertemente en los procesos ecológicos y se ven influidos por éstos (McGarigal, 1995).

El campo de acción de la ecología del paisaje se basa en la estructura, función y dinámica de los ecosistemas, mediante el entendimiento de la interacción de la ecología y los factores geográficos, en una escala temporal y espacial, lo que permite estudiar y evaluar los recursos naturales, dictar las políticas de aprovechamiento, conservación o restauración y, con base en esto, lograr un desarrollo sostenible en el tiempo, para garantizar su permanencia para las futuras generaciones (López En: Salinas & Middleton, 1998).

Existen tres principios básicos en la Ecología del Paisaje (Etter, 1991):

1. El paisaje se considera como una entidad espaciotemporal integrada, cuya expresión morfológica y funcional se debe fundamentalmente a las relaciones que se dan entre sus componentes, y no a una suma de las cualidades de éstos.
2. El hombre es uno de los factores formadores del paisaje, en especial en los paisajes culturales.
3. Un diagnóstico ecológico integrado y una planificación prospectiva del uso de la tierra que garantice la conservación y el uso sostenido de los recursos, sólo pueden lograrse mediante un enfoque integral.

⁵ Entiéndase como elementos del paisaje: fragmentos, corredores y matriz (FORMAN & GODRON, 1986). Dentro del numeral 4.1.1. se encuentran sus definiciones.

En los últimos años el concepto de *paisaje* ha sido definido por diversos autores desde una concepción ecosistémica. Forman & Godron (1986)⁶ lo definen como *una superficie de terreno heterogénea compuesta por un conjunto de ecosistemas que se repite de forma similar en ella*; a su vez, éste paisaje es producto de extensos procesos naturales tales como la geomorfología, el clima, el establecimiento de plantas y animales, el desarrollo del suelo, alteraciones naturales y la influencia humana. Etter (1991)⁷, define paisaje como *una porción de la superficie terrestre con patrones de homogeneidad, consistente en un complejo de sistemas conformados por la actividad del clima, rocas, agua, suelos, flora, fauna y el ser humano, que por su fisonomía es reconocible y diferenciable de otras porciones vecinas de acuerdo con el análisis (resolución) espacio-temporal específico*.

Es importante entender que el paisaje no se define necesariamente por su tamaño, sino que es definido por un mosaico de fragmentos en interacción que resulten relevantes para el fenómeno objeto de estudio. Cada investigador o administrador del paisaje tiene la función central de definir lo que considera como paisaje (McGarigal, 1995).

4.1.1. Elementos del paisaje

Los elementos del paisaje son los fragmentos o parches⁸, los corredores y la matriz, los cuales constituyen la composición del paisaje a cualquier escala (Forman & Godron, 1986) Pueden ser de origen natural o transformados debido a la acción de hombre (Rudas *et al*, 2002).

Fragmentos.- o áreas geográficas no lineales que difieren en apariencia de su alrededor y que guardan condiciones ambientales relativamente homogéneas. Los fragmentos varían ampliamente en tamaño, forma, tipo, heterogeneidad y bordes; estas características cumplen un papel importante en la determinación del flujo de energía, organismos y factores abióticos a través del paisaje (Etter, 1991). Los fragmentos son componentes dinámicos del paisaje y su variación ocurre a escalas espaciales y temporales que dependen de la percepción de cada organismo y de los diferentes niveles de organización de las poblaciones. La configuración de los fragmentos (tamaño y forma), determina la habilidad de una especie para persistir dentro de éste (Rudas *et al*, 2002).

Los fragmentos se pueden clasificar de la siguiente manera (Forman & Godron, 1986):

Fragmentos de perturbación: El origen del fragmento es una perturbación pequeña natural o antrópica de tipo eventual (deslizamientos, quemas ocasionales) o crónico (pastoreo, inundaciones, quemas cíclicas)

Fragmentos remanentes: Originados por una perturbación extensa que forma islas no afectadas por el alteración. Su magnitud es más severa y se puede presentar extinción de especies.

⁶ FORMAN, R.T.T. y GODRON M. Landscape ecology. Wiley. New York, E.E.U.U. 1986.

⁷ ETTER, A. Introducción a la Ecología del Paisaje, un marco de integración para los levantamientos rurales. Instituto Geográfico Agustín Codazzi. Bogotá. 1991. 84 p.

⁸ Traducción del término inglés: *patch*. Para efectos de este trabajo se utilizará el término *fragmento*

Fragmentos de recursos ambientales: Presentan diferencias en las condiciones del suelo, drenaje o características litológicas. Se caracterizan por bordes abruptos o graduales con mayor movimiento de especies.

Fragmentos introducidos: Originados por actividades humanas como la introducción de especies, establecimiento de enclaves industriales y actividades antrópicas de tipo permanente. Detienen el proceso de sucesión natural.

Corredores.- Son 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 & Godron, 1986). Estructuralmente se pueden definir tres tipos de corredores: lineales, en franjas y riparios. Una característica importante de ellos es su conectividad, o la presencia de puntos de interrupción de éstos.

Matriz.- Los fragmentos y los corredores están embebidos en una matriz, la cual es usualmente el elemento más grande y conectado (menos fraccionado) dentro del paisaje, controlando en mayor medida su dinámica y funcionamiento. Existen tres criterios básicos para determinar la matriz: el elemento de mayor área dominante en el paisaje; el elemento de mayor grado de conectividad; y el elemento de mayor grado de control sobre la dinámica del paisaje (Forman & Godron, 1986).

4.2. FRAGMENTACION

La fragmentación del paisaje es a menudo definida como un proceso durante el cual “una extensión grande de hábitat es transformada en un mayor número de fragmentos más pequeños, de menor área total, aislados uno del otro por una matriz de hábitats distinta a la original” (Wilcove *et al*, 1986)⁹. Por esta definición, un paisaje se puede categorizar cualitativamente como continuo (contiene hábitat continuo) o fragmentado, donde el paisaje fragmentado representa la fase final del proceso de fragmentación (Fahrig, 2003)¹⁰.

La definición de fragmentación del hábitat implica cuatro efectos (Fahrig, 2003):

- ***Reducción en la cantidad de hábitat***
- ***Incremento en el número de fragmentos de hábitat***
- ***Disminución del tamaño de los fragmentos***
- ***Incremento en el aislamiento de los fragmentos***

Estos cuatro efectos forman la base de la mayoría de las medidas cuantitativas de fragmentación de hábitat.

⁹ WILCOVE, D.S; MCLELLAN, C.H. y DOBSON, A.P.. Habitat fragmentation in the temperate zone. In: SOULE, M. En: Conservation Biology, the science of scarcity and diversity. Massachusetts: Sinauer. 1986 p. 237-256

¹⁰ FAHRIG, L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. En: Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst 34. 2003. p. 487-515

La fragmentación de los hábitats se ha estudiado bajo dos fundamentos teóricos: la teoría biogeográfica de islas (MacArthur & Wilson, 1967 En: Noss, 1987) y la teoría de metapoblaciones (Levins, 1969 En: Noss, 1987). La teoría de islas estudia la influencia del aislamiento (distancia a otros fragmentos o hábitats) y el tamaño de los fragmentos en la riqueza y composición de especies, considerando la colonización y extinción como procesos fundamentales. El término metapoblación fue introducido por Levins (1969) para describir poblaciones compuestas por subpoblaciones, y enfatiza el concepto de conectividad y el intercambio entre poblaciones espacialmente separadas; este concepto ha sido utilizado en modelos de gestión y de conservación de especies amenazadas, mediante la creación de corredores naturales (Noss, 1987). La fragmentación está dentro de las principales causas de pérdida de biodiversidad en el mundo¹¹.

4.2.1. Causas

Las principales causas de la fragmentación son la tala y quema de bosques, la expansión urbanística, los procesos de industrialización, la agricultura intensiva y los fenómenos de expansión de las infraestructuras lineales como ampliación de las redes de carreteras, poliductos, oleoductos y ferrocarriles, éstos últimos no tanto por la pérdida de superficie neta sino por la ruptura en el funcionamiento del conjunto del territorio.

El desarrollo de asentamientos humanos está centrado en la capacidad de adaptación, las posibilidades sociales, los patrones culturales y de educación existentes; éste desarrollo define la actitud de las comunidades en los procesos de apropiación y transformación del medio natural. Estos procesos han modificado la cantidad, patrón, y composición de la vegetación global. La pérdida y fragmentación de bosque plantea amenazas directas sobre la biodiversidad y pone en peligro la sostenibilidad de los bienes y servicios ecológicos del bosque (Riitters *et al*, 2000)¹².

4.2.2. Consecuencias

Los procesos de fragmentación provocan una disminución de las coberturas vegetales, dejando la vegetación original de un área determinada reducida a pequeños fragmentos aislados unos de otros inmersos en una matriz más o menos alterada. La fragmentación puede ocasionar la extinción local o regional de especies de fauna y flora, el impedimento del movimiento de individuos entre un fragmento y otro, la pérdida de recursos genéticos, el aumento en la ocurrencia de plagas, la disminución en la polinización de cultivos, alterar los ciclos biogeoquímicos, entre otros procesos de deterioro ambiental (Bustamante & Grez, 1995)¹³.

En un paisaje fragmentado existen cambios tanto en el ambiente físico como en el biogeográfico. Los efectos de la fragmentación se reflejan en las *alteraciones*

¹¹ D. ARMENTERAS (2000). En: ROMERO & SUA (2002).

¹² RIITTERS, K. *et al*. Global-scale patterns of forest fragmentation. En: Conservation Ecology 4(2): 3. 2000.

¹³ 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. ISSN (0716-1476).

microclimáticas dentro y alrededor del fragmento y el otro efecto es el *aislamiento* de cada área con respecto a otras áreas remanentes dentro del paisaje (Saunders *et al*, 1991)¹⁴.

Cambios Microclimáticos

La fragmentación del paisaje tiene como resultado cambios en los flujos físicos a través del paisaje. Las alteraciones en los flujos de radiación, viento y agua pueden tener efectos importantes sobre la vegetación nativa remanente (Saunders *et al*, 1991).

El balance energético de un paisaje fragmentado sería muy distinto de otro con una completa cobertura vegetal nativa, especialmente donde la vegetación nativa fue densa antes de ser removida; la remoción de vegetación nativa y el reemplazo de ésta con especies cultivables con diferente morfología y fenología altera el balance de radiación en la superficie durante el día, cambiando el albedo, e incrementando la reradiación en la noche; esto produce que las especies tolerantes a las sombras se vean restringidas al interior de los fragmentos. Por otro lado el proceso del ciclo de nutrientes puede ser afectado por el incremento de la temperatura del suelo y sus efectos sobre la actividad de microorganismos del suelo y numerosos invertebrados. Asimismo, el incremento de la exposición al viento de los paisajes fragmentados puede ocasionar daños sobre la vegetación, también por daños físicos directos, o por el aumento de la evapotranspiración, reduciendo así la humedad y aumentando la desecación (Saunders *et al*, 1991)

La fragmentación del paisaje influye en la modificación del régimen local del agua por la alteración de varios componentes del ciclo hidrológico. La remoción de la vegetación nativa produce cambios en la interceptación de la cantidad de agua de lluvia y de la evapotranspiración y en consecuencia cambios en los niveles de humedad del suelo. El reemplazo de bosques por potreros o monocultivos, por ejemplo, disminuye la precipitación y la evapotranspiración, aumenta la escorrentía y el lavado de nutrientes y resulta en eventos más extremos de sequía e inundación (Chaves y Arango, 1998).

Aislamiento

El tiempo desde el aislamiento, la distancia entre remanentes adyacentes, el grado de conectividad entre ellos y los cambios en el paisaje circundante son importantes para determinar la respuesta de la biota frente a la fragmentación (Saunders *et al*, 1991).

Influencias modificantes

Tamaño del fragmento.- Esta es una de las principales variables que afecta la biomasa, la producción y el almacenamiento de nutrientes por unidad de área (Forman & Godron, 1986). Los fragmentos más pequeños, tienen una gran influencia por los factores externos, en éstos la dinámica del ecosistema está probablemente dirigida por factores externos que por fuerzas internas. En estos fragmentos adquiere importancia el efecto de borde. Los remanentes más grandes tienen un gran área núcleo que no es afectada por el medio y los cambios bióticos asociados con el borde (Harris, 1984). El “área mínima dinámica” o “las

¹⁴ SAUNDERS, D; HOBBS, R. and MARGULES, C. Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review. *En*: Conservation Biology. Vol 5, N° 1. 1991. p. 18-32.

áreas mínimas con un régimen de alteración natural las cuales mantienen recursos internos aprovechables” probablemente podrían existir solamente en extensos sitios de conservación (Pickett & Thompson (1978) en: Saunders *et al*, 1991).

Forma del fragmento.- La forma de un fragmento es importante sólo para áreas relativamente pequeñas; hay un tamaño tras el cual la forma no es realmente importante. Sin embargo, para fragmentos pequeños la forma determina el radio perímetro-área (o borde-interior). Fragmentos largos y delgados tienen proporcionalmente mucho más borde que fragmentos cuadrados o redondos, y están mucho más abiertos a efectos de borde deteriorables (Saunders *et al*, 1991).

Efectos borde.- Gran cantidad de estudios han revelado que estos efectos alteran gradientes físicos, distribución de especies y muchos procesos ecosistémicos y ecológicos. Los cambios microclimáticos cerca de los bordes, tales como humedad reducida, aumento de luz y mayor variabilidad de temperatura penetran hasta 60 m. al interior del fragmento y puede afectar negativamente especies adaptadas para interiores de bosque oscuros y húmedos. La hojarasca se acumula cerca de los bordes debido a que los árboles afectados por condiciones más secas mudan hojas y posiblemente porque las condiciones secas del borde demoran la descomposición de la hojarasca. La acumulación de hojarasca puede afectar negativamente la germinación de semillas y su supervivencia y hacen a los bordes de bosque más vulnerables a incendios durante las sequías. Se ha observado que en la Amazonía la fragmentación afecta de manera importante los árboles grandes, incrementando su mortalidad en el borde de los fragmentos de bosque amazónico¹⁵.

4.3. CUENCAS HIDROGRAFICAS

El Decreto 1729 de 2002 del Ministerio del Medio Ambiente, establece como definición de *cuenca hidrográfica* la siguiente: “Se entiende por cuenca u hoya hidrográfica el área de aguas superficiales o subterráneas, que vierten a una red natural con uno o varios cauces naturales, de caudal continuo o intermitente, que confluyen en un curso mayor que, a su vez, puede desembocar en un río principal, en un depósito natural de aguas, en un pantano o directamente en el mar”.

Las cuencas hidrográficas son unidades del territorio en donde funciona la combinación de un subsistema hídrico que produce agua, simultáneamente junto con un subsistema económico y social, activado por el hombre, el capital, el trabajo y la tecnología. En ellas se producen bienes y servicios agrícolas, pecuarios, forestales y recreativos que son demandados principalmente por las poblaciones localizadas aguas abajo. Su comercialización produce ingresos y contribuye al desarrollo. Pero en ese proceso productivo se generan un conjunto de subproductos de efectos indeseables, como la erosión, la disminución de la productividad agrícola, los flujos de retorno contaminados, la disminución de la biodiversidad y de los caudales de estiaje, entre otros. La magnitud de

¹⁵ Modificado de LAURANCE, W. *et al*. Ecosystem Decay of Amazonian Forest Fragments: A 22-year Investigation. En: Conservation Biology, 16. 2002. p. 605-618.

esos efectos indeseables es mínima y tolerable siempre que el aprovechamiento de los recursos y el uso de las tecnologías de producción tengan una filosofía de acuerdo a los principios ecológicos del desarrollo sostenible. Sin embargo, cuando la población y la sociedad se apartan de los principios del desarrollo sostenible, entonces la cantidad de subproductos indeseables generados adquiere niveles que degradan el sistema, su producción y su población. Se disminuye progresivamente la capacidad productiva empobreciendo la población localizada dentro del área, eliminando posibilidades de desarrollo y creando riesgos a la salud de la población ubicada aguas abajo, que dependen del agua que proviene de las zonas montañosas (Hernández, 1998).

Pero a su vez, las cuencas tienen otras características vinculadas al medio físico natural. Poseen vertientes y cauces de altas pendientes, ocurren lluvias con fuerte erosividad, las rocas y las márgenes de torrentes y ríos tienen fácil disgregabilidad, los suelos son de alta erosionabilidad y ocurren en épocas de lluvia frecuentes movimientos en masa. Existe entonces un círculo de degradación de las cuencas altas que atenta contra la promoción del desarrollo aguas abajo y éste sobre el desarrollo regional. El deterioro de las cuencas, aguas arriba, crea déficit en la disponibilidad de agua en las fuentes para cubrir la demanda, poniendo en dificultades las opciones del desarrollo regional por falta de fuentes de agua (Hernández, 1998).

4.4. ANALISIS ESPACIOTEMORALES INTEGRADOS EN SISTEMAS DE INFORMACION GEOGRAFICA (SIG)

Para realizar un análisis de los cambios en los patrones espaciales de un área determinada a través de un intervalo de tiempo determinado, es necesario contar con imágenes de percepción remota, ya sean imágenes satelitales y/o fotografías aéreas. Dichas imágenes previamente procesadas se importan a un SIG.

Un SIG se define como un conjunto de métodos, herramientas y datos que están diseñados para actuar coordinada y lógicamente para capturar, almacenar, analizar, transformar y presentar toda la información geográfica y de sus atributos con el fin de satisfacer múltiples propósitos. Son una nueva tecnología que permite gestionar y analizar la información espacial y que surgió como resultado de la necesidad de disponer rápidamente de información para resolver problemas y contestar a preguntas de modo inmediato. Existen otras definiciones de SIG pero todas coinciden en referirse a éste como un sistema integrado para trabajar con información espacial, herramienta esencial para el análisis y toma de decisiones en muchas áreas vitales para el desarrollo nacional, incluyendo la relacionada con el estudio científico de la Biodiversidad¹⁶.

¹⁶ Tomado de INSTITUTO DE INVESTIGACIÓN DE RECURSOS BIOLÓGICOS ALEXANDER VON HUMBOLDT. Unidad de Sistemas de Información Geográfica, UNISIG. Los Sistemas de Información Geográfica. Disponible en: <http://www.humboldt.org.co/sig/index.html>

4.4.1. Componentes de un SIG

Los componentes de un Sistema de Información Geográfica son los siguientes¹⁷:

Hardware: los SIG corren en un amplio rango de tipos de computadores desde equipos centralizados hasta configuraciones individuales o de red, 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 constan de un sistema de manejo de base de datos, una interfase grafica de usuarios (IGU) para el fácil 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: es el componente más importante. 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 recolección de los datos es un proceso largo que frecuentemente demora el desarrollo de productos que son de utilidad.

Personal: las tecnologías SIG son de valor limitado sin los especialistas en manejar el sistema y desarrollar planes de implementación del mismo. Sin el personal experto en su desarrollo, la información se desactualiza y se maneja erróneamente, el hardware y el software no se manipula en todo su potencial.

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 prácticas operativas exclusivas en cada organización.

Figura 1. Componentes de un Sistema de Información Geográfica.



¹⁷ Ibid.

La capacidad de los SIG para almacenar, recuperar, analizar, modelar y mapear grandes áreas con altos volúmenes de datos espaciales ha llevado a una extraordinaria proliferación de aplicaciones. Los SIG son ahora utilizados para planeación de uso del suelo, manejo de utilidades, modelamiento de ecosistemas, evaluación y planeamiento del paisaje, transporte e infraestructura, análisis de mercado, análisis de impacto visual, manejo de recursos, y muchas otras aplicaciones (Miranda, 1996).

Las funciones del SIG incluyen: entrada de datos, visualización de datos, manejo de datos, recuperación y análisis de información. Los datos útiles para aplicaciones en SIG incluyen: datos digitalizados y escaneados, bases de datos, muestreos en campo con GPS, percepción remota y fotografías aéreas. Los SIG han creado gran expectativa, ya que además buscan la integración de modelos funcionales a modelos espaciales cartográficos (Etter, 1991).

Las soluciones a muchos de los problemas ambientales requiere procesar diferentes tipos de información. El SIG permite 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 *et al*, 1997).

Las imágenes de percepción remota procesadas con la tecnología de los SIG constituyen una importante herramienta de trabajo en la investigación en Ecología de Paisajes. Por ejemplo, se utilizan para desarrollar una aproximación al estudio y diagnóstico ecológico de un área afectada por intervención antrópica. En el SIG se pueden editar diferentes planos temáticos de información a partir de los cuales se cuantifica la estructura espacial que surge de interpretar el uso del suelo según el grado de artificialización del medio (Moizo, 2004).

4.5. ESTUDIOS DE VEGETACION

Una comunidad vegetal es una unidad sociológica de cualquier rango que posee una composición (aspecto florístico) y una estructura (aspecto morfológico) física y biológica, éstas características resultan de las interacciones directas o indirectas que se presentan en el espacio a través del tiempo (Villarreal *et al*, 2004)¹⁸. Sobre este concepto, Ramírez¹⁹ plantea que esta unidad fitosociológica puede entenderse como un complejo de especies vegetales compuesto de elementos ecológica y fenológicamente diferentes, que pese a su dinamismo, forman un sistema persistente que describe, desde el punto de vista botánico, las relaciones físico-geográficas y la historia de la región.

Una de las características de la comunidad es su fisonomía, que es producto de la apariencia externa (arquitectura y estructura) y de las formas de vida predominantes (biotipos),

¹⁸ 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. 2004. 236 p. ISBN 8151-32-5.

¹⁹ RAMÍREZ P. Bernardo. Principios y métodos en ecología vegetal. UNICAUCA-ICFES-SED-BID-ACCB-CRC. Popayán. 1995. 45 p

contribuyendo en parte los patrones de agrupamiento y de ocurrencia de las formas de vida y en menor grado rasgos morfológicos tales como el tamaño foliar (Ramírez, 1995).

La vegetación tiene gran importancia, ya que es el elemento a través del cual mejor se refleja y visualiza la intervención de los factores ecológicos y de los cambios que ocurran en el sistema. Por otra parte es un indicador muy sensible y de lapsos suficientemente amplios (Etter, 1991).

Los estudios de la vegetación suministran información en tres niveles: riqueza específica (diversidad alfa), recambio de especies (diversidad beta), y datos de la estructura. Ésta información nos permite determinar el estado de conservación de las áreas estudiadas, lo que convierte a este tipo de estudios en uno de los principales soportes para la planificación, manejo y conservación de los ecosistemas tropicales (Villarreal *et al*, 2004).

La extrema vulnerabilidad del mundo vegetal, es una variable de importancia al momento del estudio de los cambios en el paisaje que permite estimar la intensidad y extensión de los efectos antrópicos en el medio ambiente a la vez que sirve como fuente de información para la elaboración de planes de gestión del territorio y a la mitigación y/o reparación de los efectos del hombre sobre el ambiente (Grez & Salazar, 2005)²⁰.

²⁰ GREZ, A. y SALAZAR, A. Efectos de los patrones del 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.

5. ANTECEDENTES

La ecología del paisaje ha surgido desde la década de los años 80 con trabajos donde se enfocaba el análisis hacia el paisaje como un todo, observando los cambios dentro de su estructura propia. Se destacan autores como Forman & Godron quienes plantean que la ecología del paisaje tiene por objetivo el estudio de la estructura, función y cambio de los ecosistemas. Esto se logra mediante el entendimiento de la interacción de la ecología (relación de los factores bióticos con los abióticos) y los factores geográficos, en una escala temporal y espacial, lo que permite estudiar y evaluar los recursos naturales, dictar las políticas de aprovechamiento, conservación o restauración (López En: Salinas & Middleton, 1998)²¹.

Forman y Godron definen los *elementos del paisaje* (*fragmentos, corredores y matriz*), sobre los cuales se basa el concepto de *fragmentación*, descrito como la transformación de una extensión grande de hábitat en un mayor número de fragmentos más pequeños, de menor área total, aislados uno del otro por una matriz de hábitats distinta a la original (Wilcove *et al*, 1986). Este proceso implica una reducción y pérdida de la cantidad total del tipo de hábitat o quizá de todo hábitat natural en un paisaje, y una separación del hábitat remanente en fragmentos mas pequeños y aislados (Murcia, 1995)²².

Se ha planteado que el proceso de fragmentación produce efectos como alteración de la riqueza y abundancia de especies, pérdida de biodiversidad, invasiones de especies, cambios en la estructura trófica comunitaria, de humedad, de disponibilidad de nutrientes (Laurance *et al.*, 1998, 2002; Bruna & Kress, 2002; Bruna, 2004; Harris, 1984; Williams *et al*, 2002) y en la germinación (Bruna, 1999, 2002) y predación de semillas (Donoso *et al*, 2003); incremento de la acción de los vientos en los bordes (Laurance *et al*, 2002); pérdida de recursos genéticos, aumento en la ocurrencia de plagas, disminución en la polinización de cultivos, alteración de ciclos biogeoquímicos (Bustamante & Grez, 1995); ocurren cambios de abundancia en poblaciones de aves y mamíferos (Pattanavibool & Dearden, 2002); se han desarrollado estudios donde se muestran las causas, las consecuencias y las interacciones ecológicas que provoca la fragmentación sobre los ecosistemas y la biodiversidad (Farhig & Merriam, 1994; Farhig, 2003; Saunders *et al*, 1991; Tabarelli *et al*, 2004; Wade *et al*, 2003; Olf & Ritchie, 2002). También pueden producirse cambios en la reproducción, supervivencia y movimiento en las poblaciones de algunas especies (Smith & Hellmann, 2002; Bustamante & Grez, 1995; Grez & Prado, 2000).

²¹ SALINAS CHÁVEZ, E. y MIDDLETON, J. La ecología del paisaje como base para el desarrollo sustentable en América Latina. 1998. Disponible en Internet: <http://www.brocku.ca/epi/lebk/lebk.html>

²² MURCIA, C. Edge effects in fragmented forest: implications for conservation. En: Tree. Vol. 10. 1995. p. 58-62.

El desarrollo de los Sistemas de Información Geográfica ha permitido implementar imágenes de sensores remotos²³ en programas de computación para generar cartografía, mediante técnicas de procesamiento digital; asimismo, se han creado programas informáticos que permiten cuantificar la fragmentación mediante índices²⁴. Algunos autores han utilizado como insumo imágenes de sensores remotos y programas informáticos donde cuantifican patrones mediante índices de fragmentación a grandes escalas. (Apan *et al*, 2000; Riitters *et al*, 2000; 2002; Fuller 2001; Van Laake & Sánchez-Azofeifa 2004; Echavarría, 1996; Moizo, 2004). El Instituto Alexander von Humboldt ha implementado un Sistema de Seguimiento de la Política de Biodiversidad, empleando indicadores de presión-estado-respuesta en la Amazonía colombiana (Rudas *et al*, 2002).

IDEAM (2001) determina que en Colombia el área total de bosque fragmentado se calcula en 9'908.927 ha, que corresponde al 8.6% del total de ecosistemas boscosos del territorio nacional. El bosque andino fragmentado corresponde a una cobertura de transición en la que los bosques se encuentran intervenidos por actividades antrópicas en hasta un 50%. Presenta la acción de actividades relacionadas con la deforestación, la ampliación de la frontera agrícola y pecuaria; se observan diferentes fases sucesionales de vegetación (pastizales y rastrojo).

Armenteras *et al* (2003)²⁵ estudiaron la fragmentación a escala regional de bosques en la Cordillera Oriental de los Andes colombianos, enfocado hacia la representatividad de áreas naturales protegidas. El estudio abarcó un área total de aproximadamente 10.320.000 ha. Se utilizaron índices de fragmentación tales como: número de fragmentos, índice del fragmento más grande, tamaño medio del fragmento, distancia al fragmento más cercano e índice de forma del paisaje. Se concluyó que el 51% del área estudiada correspondió a ecosistemas transformados, y el 49% restante a áreas naturales.

Un análisis espaciotemporal -a escala regional- de 15 años (1985-2000) realizado en la Cuenca Cauca (dentro de la cual se ubica la subcuenca Las Piedras) muestra un balance muy negativo y preocupante frente a la pérdida de cobertura boscosa natural densa y su transformación a sistemas productivos misceláneos. La pérdida estimada de 10.546 ha. de bosque natural en este periodo y que equivalen a más de 700 ha. por año, es una radiografía que debe permitir tomar decisiones y adelantar estrategias más efectivas para romper con esa tendencia (CRC, 2002).

²³ Imágenes satelitales y fotografías aéreas en el caso del Grupo de Estudios Ambientales (GEA).

²⁴ McGARIGAL, K. y ENE, E. Fragstats conceptual background v.3.3. Landscape Pattern Metrics. 2002.

²⁵ ARMENTERAS, D; GAST F. y VILLAREAL, H. Andean forest fragmentation and the representativeness of protected natural areas in the eastern Andes, Colombia. *En*: Biological Conservation 113. 2003. p. 245–256.

Alcazar (2003) realizó un análisis multitemporal donde identifica cambios de área y cobertura en dos fragmentos de bosque. Martínez (2005)²⁶ estudió el proceso de fragmentación en el Parque Nacional Natural Puracé, mediante la caracterización de las comunidades vegetales, la generación de modelos fenomenológicos y espacio-temporales, así como la cuantificación de la fragmentación, mediante la aplicación de índices a nivel de clases. El mismo autor evaluó el estado preliminar de fragmentación del Corredor Biológico Munchique-Pinche, municipio de Argelia, encontrando que el análisis de fragmentación empleando índices a nivel de clases permite considerar aspectos corológicos de las comunidades vegetales, ya que estos generan los patrones de distribución y conectividad de los elementos constitutivos en el paisaje, lo anterior se hace tangible con los resultados de los índices de fragmentación donde se aprecia que la alteración de las coberturas de bosque y arbustales, están asociadas al incremento de coberturas intervenidas como cultivos y pastos (Martínez *et al*, 2006). En la parte media de la cuenca del río Palacé se desarrolló un estudio de fragmentación en una escala detallada (aproximadamente 1:45000) entre los años 1961 y 1991 donde no se identificó una fragmentación *per sé*, pero se hallaron pérdidas de coberturas boscosas y cambios en los arreglos espaciales que pueden potenciar la fragmentación (Alvear, 2006).

²⁶ 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.

6. AREA DE ESTUDIO

6.1. Subcuenca del río Las Piedras

Está ubicada en el noreste del municipio de Popayán, sobre el flanco occidental de la cordillera Central. Hace parte de la cuenca alta del río Cauca (Figura 2). Las coordenadas geográficas del punto de nacimiento del río (Peñas Blancas) son de 2° 21' 35'' N y 76° 33' 10'' W, y las de su desembocadura sobre el río Cauca son 2° 25' 40'' N y 76° 33' 45'' W. Limita al norte con la cuenca del río Palacé, al sur con las cuencas de los ríos San Francisco y Vinagre, al oriente con los cerros de Pusná y Cargachiquillo, y al occidente con el río Cauca. Abarca un total de aproximadamente 6550 ha; tiene un perímetro de 39 Km. El rango de altitud de la cuenca es 3820-1980 m.s.n.m.; presenta los pisos térmicos páramo, frío y templado. En cuanto a geomorfología, presenta relieve montañoso; en la parte alta y media presenta pendientes fuertes, largas y rectilíneas; en la parte baja hay pendientes suaves y cóncavas. Los suelos están formados principalmente por cenizas volcánicas; presentan textura media franco-arcillosa poco estructurada y bien drenados; poseen acidez baja con pH entre 5 y 5.9, saturación de aluminio y bajas cantidades de calcio, magnesio y fósforo; son suelos con buenas propiedades físicas y limitadas propiedades químicas que influyen negativamente en la fertilidad²⁷.

Entre la vegetación más representativa de la parte andina se encuentran: roble (*Quercus humboldtii*), jigua (*Nectandra*), fique (*Agave* sp), arrayán, aliso, nogal, cedro, encenillo, yarumo, chilco, laurel de cera (*Myrica pubescens*), encenillo, canelo, uvo, higuerón, motilón, cucharo y mortiño (CRC-Unicauca, 1994).

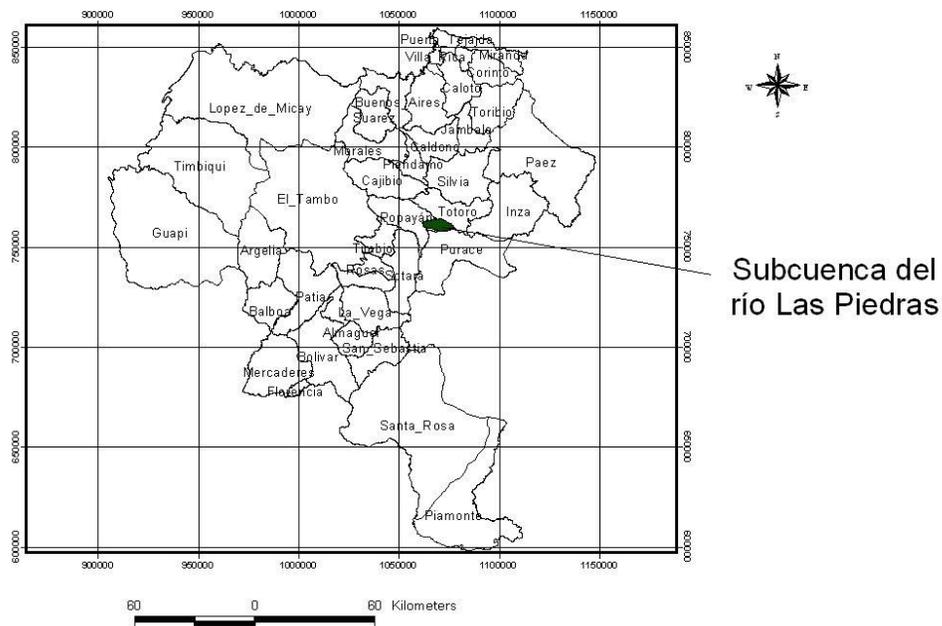
En la subcuenca Las Piedras hay procesos de erosión intensa debido a actividades como tala de bosques, quema y pastoreo; existe una alta demanda de leña para cocción y calefacción; también se manifiesta erosión superficial por escorrentía debido a la falta de cobertura vegetal; en muchos sitios se ha perdido el horizonte superior del suelo (CRC-Unicauca, 1994).

Dentro de la subcuenca se encuentran 9 veredas, 2 corregimientos (Piedras y Quintana) y 13 microcuencas. Entre los usos del suelo según un estudio realizado por la CVC en 1987 se encuentran: pastos, bosque natural, rastrojo, vegetación de páramo, maíz, bosque cultivado y fique. En la zona climática fría se realizan explotaciones ganaderas de leche, lidia y levante (CRC-Unicauca, 1994).

²⁷ Modificado de 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, Corrientes: Río Hondo y Las Piedras. 1994.

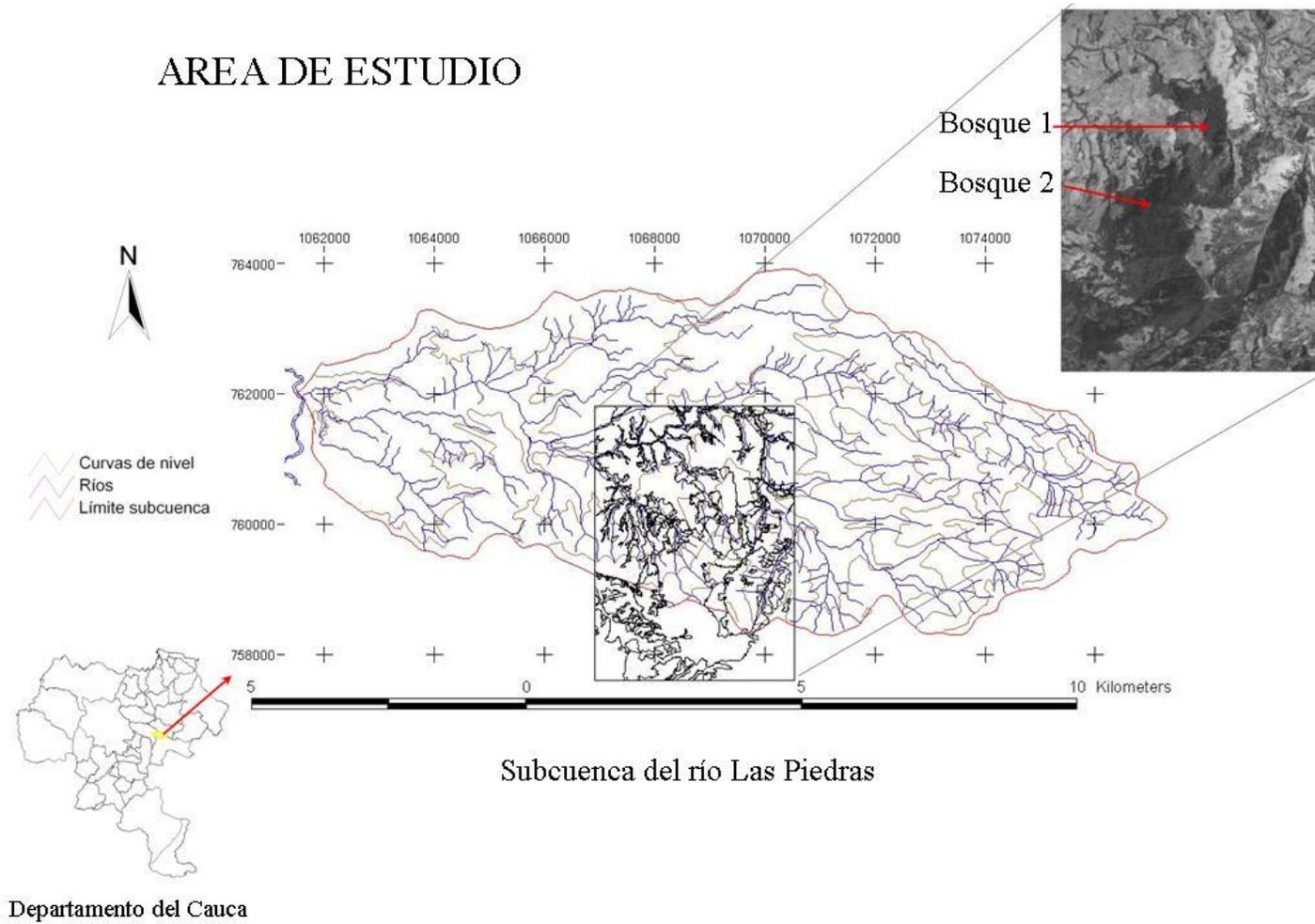
El artículo 29 del Plan de Ordenamiento Territorial de Popayán establece las Areas de Preservación Absoluta, definiendo el Area forestal protectora (APA) como la zona que debe ser conservada permanentemente con bosques naturales o artificiales para proteger estos mismos recursos u otros naturales renovables. Se declaran áreas de preservación todas las tierras ubicadas por encima de los 2900 m.s.n.m. y las áreas dispersas en la misma, con vegetación arbórea natural. Además, el artículo 24 señala a Pusná como Área de Conservación y Protección del Sistema Orográfico. Asimismo, el artículo 135 plantea la estructuración un plan en ecosistemas ambientales de importancia tales como los bosques naturales, nacimientos de agua, márgenes de ríos, además de ecosistemas ambientalmente importantes entre los que se señala al Cerro de Pusná (POT Popayán, 2002).

Figura 2. Localización de la subcuenca del río Las Piedras en el departamento del Cauca.



Como se explica en la justificación, la subcuenca de río Las Piedras desempeña un papel fundamental en el abastecimiento de agua para consumo humano en la Meseta de Popayán, sin embargo las áreas de interés para conservación y gestión se encuentran ubicadas en la parte alta de la subcuenca, en esta zona se identificó, con la ayuda de imágenes satelitales, fotografías aéreas, cartografía base del IGAC, reconocimiento en campo y georreferenciación, una ventana que contiene una fracción representativa de los bosques existentes en la subcuenca. El área total de la ventana de estudio corresponde a 1806.5 ha (Figura 3).

Figura 3. Localización de la ventana de estudio y de los bosques caracterizados.



7. METODOLOGIA

7.1. EMPLEO DE SISTEMAS DE INFORMACION GEOGRAFICA (SIG)

7.1.1. Procesamiento fotogramétrico

El análisis ecológico del paisaje concebido dentro del marco de la Ecología del Paisaje, consiste en una primera instancia en la identificación y la delimitación de unidades de paisaje con base en las características de su expresión externa (Etter, 1991).

La fotointerpretación se presenta como una herramienta para el estudio de la estructura y los flujos entre ecosistemas de un determinado paisaje en base al análisis de variables causales del arreglo espacial de los sistemas ecológicos como la topografía, suelos y alteraciones. Así, a través de esta herramienta, sumada a su aplicación en un SIG, es posible crear mapas temáticos que permitan estudiar la dinámica espacio-temporal de un paisaje como una forma de entender y generar conocimientos bases para un mayor y mejor ordenamiento del territorio (Chuvieco, 1996).

Para realizar el procesamiento fotogramétrico se dispuso de fotografías aéreas del mismo entorno, pero de épocas diferentes. El intervalo entre la toma de cada fotografía fue de 9 años²⁸. Dada la escala de las fotografías aéreas, los productos cartográficos que se originaron de éstas fueron de una escala detallada.

Cuadro 1. Insumos utilizados en la realización del procesamiento fotogramétrico.

<i>Insumo</i>	<i>Referencia</i>	<i>Fuente</i>	<i>Escala</i>	<i>Año</i>
Fotografías aéreas	Vuelo C-1942	IGAC	1:28000	1980
	Vuelo C-2402		1:26000	1989
Cartografía análoga	Plancha 365-I-A		1:25000	1993
	Plancha 343-III-C		1:25000	1976
Imagen satelital	Landsat TM escena 958 de 1999	WWF- UAESPNN		1999

Se procedió a escanear por mitades las fotografías aéreas a una resolución de 600 dpi²⁹, y se almacenaron como archivos BMP de 8 bit. Para obtener la fotografía completa, se unieron las dos mitades correspondientes a cada una mediante el modulo LISA FOTO³⁰ y se almacenaron como archivos IMA. Luego cada archivo fue exportado al formato TIF.

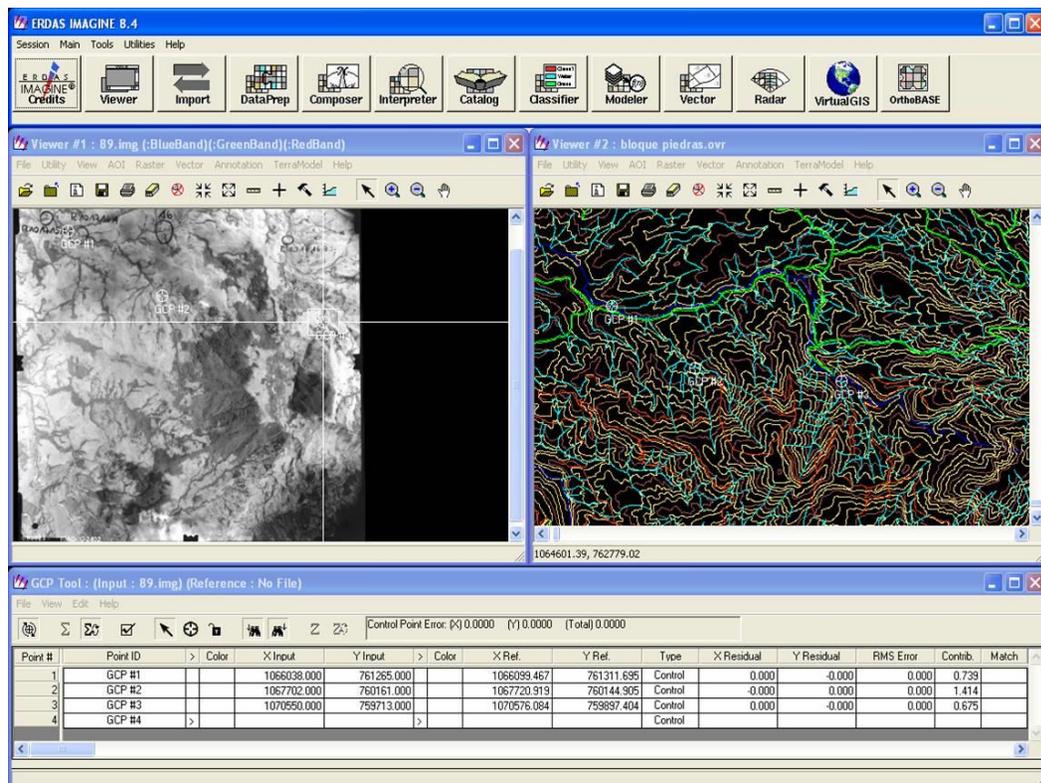
²⁸ Se recomienda que el intervalo no sea menor a 8 años, pues no se encontrarían muchos cambios significativos.

²⁹ dpi = puntos por pulgada

³⁰ Desarrollado por: Dr.-Ing. Wilfried Linder

Utilizando el software ERDAS IMAGINE 8.4³¹ se convirtieron los formatos TIF a archivos IMG para permitir su utilización en este programa. Luego se procedió a georreferenciar³² las fotografías estableciendo un sistema de coordenadas planas³³. Para realizar esta actividad se dispuso de la cartografía base de la zona (digitalizada en el programa AUTOCAD); además se contó con la imagen satelital Landsat TM escena 958 de 1999, igualmente georreferenciada. Empleando los archivos con formato IMG y la cartografía se localizaron sitios fotoidentificables fácilmente tanto en la foto como en la plancha; de esta manera se le iban asignando coordenadas a la foto cada vez que se adicionaba un punto (Figura 4).

Figura 4. Proceso de georreferenciación de una fotografía aérea.



³¹ ERDAS Inc. Erdas Imagine. Versión 8.x. ERDAS, Atlanta. USA. 1999.

³² El término georreferenciación implica la asignación de un sistema de coordenadas a una imagen, con base en otra fuente que contenga las coordenadas debidamente procesadas. Dicha fuente puede ser una imagen satelital, una fotografía aérea o cartografía digital.

³³ Para este trabajo se utilizó el sistema de coordenadas planas de origen Buenaventura, con proyección Transversa de Mercator.

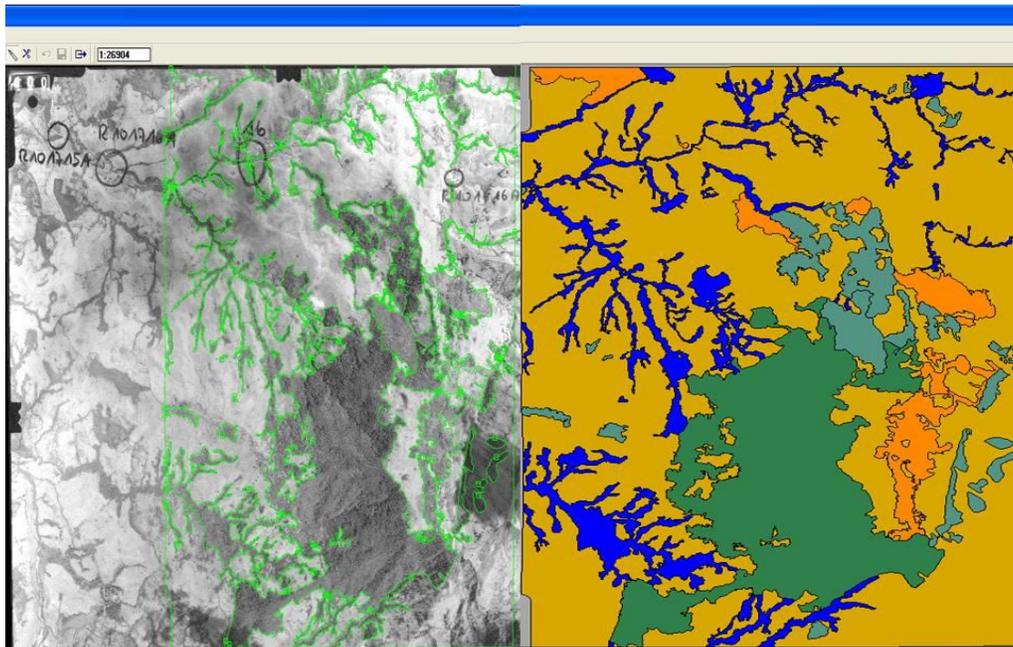
Posteriormente, las fotografías georreferenciadas fueron importadas al software ILWIS 3.1³⁴. Sobre cada foto se creó un mapa de segmentos, mediante el cual se digitalizaron las coberturas de acuerdo a su homogeneidad, y también considerando las observaciones realizadas en campo (Cuadro 2). Luego se originó un mapa de polígonos donde se representaron las coberturas presentes en la zona de estudio (Figura 5).

Cuadro 2. Coberturas halladas en el presente estudio.

<i>Cobertura</i>	<i>Descripción</i>
Bosque denso	Áreas con vegetación dominada por árboles generalmente, de 6 m de altura, las cuales presentan un dosel continuo.
Bosque abierto	A diferencia del bosque denso, estas zonas tienen un dosel discontinuo.
Bosque protector	Comunidades vegetales que rodean los cauces de ríos y quebradas.
Pastos	Comunidades de tipo graminoide naturales o plantadas.
Rastrojo	Vegetación leñosa o herbácea que emerge por regeneración natural en lugares donde había pastos o en los que fue removida la cobertura vegetal natural.

Adaptado de Romero y Sua (2002).

Figura 5. Digitalización de las coberturas (izquierda) y su posterior representación en forma de polígonos (derecha).



³⁴ ILWIS: Sistema de Información Integral de Tierra y Agua. Es un SIG útil para realizar procesamiento digital de imágenes, análisis espacial y preparación de mapas; desarrollado por el Instituto Internacional de Estudios Aeroespaciales y Ciencias de la Tierra (ITC) de Enschede, Holanda.

El siguiente paso fue la exportación de los mapas de polígonos a archivos SHP, los cuales se visualizan en ArcView GIS 3.2³⁵, programa que permite la creación de mapas temáticos³⁶ que proporcionan un mejor entendimiento de las dinámicas ocurridas en la zona, así como la obtención de datos como áreas totales y parciales de las coberturas de interés. A partir del análisis de éstos últimos datos es posible cuantificar los cambios de área ocurridos sobre las coberturas durante los años transcurridos entre la toma de cada fotografía aérea, esto mediante la aplicación del indicador denominado “*Cambio multitemporal del área de páramos, bosques, sabanas, agroecosistemas y humedales*”³⁷, el cual señala la expresión territorial de las presiones naturales y antrópicas que inciden en el tamaño de las coberturas (IDEAM, 2002). Este indicador nos permite determinar el cambio en las áreas (superficie y proporción) y el cambio medio anual:

- Cambio en la superficie: $\Delta_A = A_2 - A_1$
- Porcentaje de cambio = $(A_2 - A_1) / A_1 * 100$
- Cambio medio anual = $(A_2 - A_1) / (T_2 - T_1)$

Δ_A = Cambio en la superficie de la cobertura de ecosistemas analizados.

A_1 = Superficie total de la cobertura analizada para el año inicial.

A_2 = Superficie total de la cobertura analizada para el año final.

T_1 = Tiempo inicial.

T_2 = Tiempo final.

7.2. ANALISIS DE LA FRAGMENTACION

Es posible originar archivos Raster a partir de los archivos SHP mediante la creación de grillas. De esta manera la información se presenta en celdas, a las cuales se les asigna un tamaño determinado³⁸. Este procedimiento reviste gran utilidad pues es insumo base para la aplicación de los indicadores de fragmentación. A los archivos Raster mencionados se les procesó utilizando la plataforma FRAGSTATS versión 3.3³⁹ y se calcularon los siguientes índices de fragmentación a nivel de clases:

- **Número de fragmentos (NP):** equivale al número de fragmentos por clases presentes en el ecosistema. Da idea del grado de fragmentación de un tipo particular de cobertura. Su fórmula es:

$$NP = n$$

n = número de fragmentos j en un ecosistema

³⁵ Software desarrollado por el Environmental Systems Research Institute, Inc. 1999.

³⁶ Para este trabajo se generaron mapas temáticos de coberturas vegetales y de usos del suelo.

³⁷ Sistema de Información Ambiental de Colombia – SIAC (IDEAM, 2002).

³⁸ En este proyecto se utilizó un tamaño de celda de 5 m.

³⁹ McGARIGAL, K. y ENE, E. Op cit.

- **Índice del fragmento más grande (LPI):** es igual al área (en m²) del fragmento más grande de la cobertura analizada, dividida por el área total del paisaje (m²), multiplicado por 100. En otras palabras, es el porcentaje de área comprendido por el fragmento más grande de un tipo particular de cobertura. Su fórmula es:

$$LPI = \frac{\max(a_{ij})}{A} (100)$$

fragmento considerado

a_{ij} = área (m²) del fragmento ij
A = área total del tipo de clase ó

- **Índice de forma del paisaje (LSI):** da idea de la irregularidad de las formas de los fragmentos. Su fórmula es:

$$LSI = \frac{e_i}{\min e_i}$$

min e_i = longitud mínima del borde

e_i = longitud total del borde de un tipo de fragmento ó clase.

- **Tamaño medio de los fragmentos (MPS):** es igual a la suma de las superficies (m²) de todos los fragmentos j correspondientes a un ecosistema específico, dividido por el número de fragmentos de ese tipo. Se divide 10,000 para convertirlo a hectáreas. Su fórmula es:

$$MPS = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{n} \left(\frac{1}{10000} \right)$$

i

a_{ij} = superficie (m²) del fragmento j
n = número de fragmentos j en el ecosistema

- **Índice de proximidad (PROX_MN):** es igual a la suma de las áreas del fragmento (m²) dividido por la distancia más cercana borde-borde presente entre un fragmento y el fragmento focal de ese mismo tipo. Para este trabajo el radio de búsqueda del fragmento focal a otros del mismo tipo fue de 100 m. Este índice se define como la distancia promedio entre los fragmentos más cercanos de la misma clase. Su fórmula es:

$$PROX_MN = \frac{\sum_{j=1}^n x_{ij}}{n_i}$$

i

x_{ij} = distancia entre los fragmentos de la clase
n = número de fragmentos de la clase i

7.3. EVALUACION DE IMPACTOS ANTROPICOS

Actividades antrópicas tales como cultivos y ganadería son unas de las principales causantes de transformación de sistemas naturales; analizando lo anterior, se realizaron

identificaciones en campo para determinar el uso del suelo presente en la zona de estudio, y del grado de intervención y transformación de la cobertura vegetal. Asimismo, fue de gran utilidad realizar entrevistas a los habitantes del sector para obtener un enfoque más cercano acerca de los cambios de uso del suelo que se han producido en el área de estudio durante los últimos años, además de realizar consultas en los Planes de Ordenamiento Territorial. Con base en lo anterior se pueden generar matrices de interacción que permiten dilucidar la forma como interactúan hombre y ambiente.

Las matrices de interacción o de doble entrada funcionan como listas de control bidimensional que a lo largo de sus ejes verticales y horizontales contienen las actividades o fases de un proceso de intervención y los factores ambientales que pueden ser afectados, lo cual permite asignarles en las cuadrículas correspondientes las interacciones o posibles impactos de cada acción sobre los componentes por ellos modificados. El empleo de la matriz de FEARO permite obtener una visión integrada de los efectos de las acciones (o actividades) propuestas sobre los componentes biofísicos, socioeconómicos y culturales (Figueroa *et al*, 1998)⁴⁰.

7.4. ANÁLISIS DE LA VEGETACION

Para el estudio de vegetación se identificaron dos áreas representativas de bosque andino ubicadas en la parte alta de la subcuenca del río Las Piedras, en el sector de la Loma de Pusná. Para efectos del presente trabajo se nombraron las zonas como *bosque 1* (a una altitud de 2800 m.s.n.m.) y *bosque 2* (altitud de 3050 m.s.n.m.) (Figura 3). Previo a las salidas de campo se realizó una consulta sobre las fotografías aéreas, a fin de determinar las unidades y sitios de muestreo de forma más certera según la variabilidad ecológica del área de interés (Villarreal *et al*, 2004)⁴¹.

Muestreos de vegetación: Se utilizó la metodología propuesta por Gentry modificada por el Instituto de Investigaciones Alexander Von Humboldt. Este método de muestreo consiste en censar, en un área de 0.1 ha., todos los individuos cuyo tallo tenga un diámetro a la altura del pecho (DAP medido a 1.3 m desde la superficie del suelo) mayor o igual a 1 cm. El muestreo en cada bosque consiste de 10 transectos de 50x2 m., los cuales se pueden distribuir al azar u ordenadamente, no se pueden interceptar y en lo posible se deben concentrar en un solo tipo de hábitat, unidad de paisaje, etc (Villarreal *et al*, 2004). Para cada individuo se tomaron los siguientes datos: familia, género, especie, hábito, DAP y altura.

Determinación del material vegetal colectado: Las muestras fueron prensadas y posteriormente secadas en el horno del Herbario CAUP del Museo de Historia Natural de la Universidad del Cauca. La determinación del material biológico se realizó con base en claves taxonómicas y en las colecciones existentes en el mencionado Herbario. La

⁴⁰ 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. 1998. 175 p.

⁴¹ VILLARREAL, H. *et al*, Op cit.

nomenclatura y escritura de los nombres de las especies se hizo de acuerdo a la base de datos de W3 Tropicos. El material colectado fue numerado y situado bajo el nombre de colección de Jairo Plazas Certuche (JPC).

Procesamiento de datos: Posteriormente, en el programa Microsoft Excel® se creó la base de datos, insumo necesario para la ordenación, el procesamiento y análisis de los mismos. Con la ayuda de esta base de datos se obtuvo información sobre la riqueza de especies, mediante el análisis de las listas de familias, géneros y especies. Asimismo, se realizaron estratificaciones por clases diamétricas y alturas. Los datos de densidad relativa, cobertura relativa y frecuencia relativa permitieron generar índices de valor de importancia tanto para familias (FIV) como especies (IVI). Adicionalmente, se realizaron perfiles de la vegetación.

Diversidad Beta: La *diversidad beta* o diversidad entre hábitats es el grado de reemplazamiento de especies o cambio biótico a través de gradientes ambientales. La medición de la diversidad beta está basada en proporciones o diferencias. Estas proporciones pueden evaluarse con base en índices o coeficientes de similitud, de disimilitud o de distancia (Moreno, 2001)⁴². La similitud se puede evaluar desde el punto de vista cualitativo, considerando únicamente el número de especies existentes, su presencia o ausencia en las áreas a comparar ó, desde el punto de vista cuantitativo, que toma en cuenta, adicionalmente, la abundancia o número de individuos de cada especie en las áreas que se comparan (Ramírez, 1995). Dentro de este proyecto se plantea utilizar los siguientes índices:

Índice de similitud de Morisita-Horn:

$$I_{M-H} = \frac{2 \sum x_i y_i}{(\lambda_1 + \lambda_2)(N_1 + N_2)}$$

x_i = No individuos sp. i en la comunidad 1
 y_i = No individuos sp. i en la comunidad 2
 N_1 = No total ind. de todas las especies en la comunidad 1
 N_2 = No total ind. de todas las especies en la comunidad 2

$$\lambda_1 = \frac{\sum x_i(x_i - 1)}{N_1(N_1 - 1)} \qquad \lambda_2 = \frac{\sum y_i(y_i - 1)}{N_2(N_2 - 1)}$$

Coefficiente de similitud de Sorensen (Czekanovski-Dice-Sorensen):

$$I_s = \frac{2c}{a + b - c}$$

a = número de especies presentes en el sitio A
 b = número de especies presentes en el sitio B

⁴² MORENO, C. E. Métodos para medir la biodiversidad. M&T-Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, 2001. 84 p.

C = número de especies presentes en ambos sitios A y B

El intervalo de este índice va desde 0 (sin especies compartidas entre los dos sitios) hasta 1 (cuando los dos sitios tienen la misma composición de especies) (Moreno, 2001).

Coefficiente de similitud de Sorensen para datos cuantitativos:

$$I_{Scuant} = \frac{2pN}{aN + bN}$$

pN = sumatoria de la abundancia más baja de cada una de las especies compartidas

aN = número total de individuos en el sitio A

bN = número total de individuos en el sitio B

Complementariedad:

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

UAB = número de especies únicas en cualquiera de los 2 sitios

SAB = riqueza total en ambos sitios combinados

La complementariedad va desde 0 (ambos sitios idénticos en su composición de especies) hasta 1 (las especies de ambos sitios son completamente distintas).

8. RESULTADOS Y DISCUSION

8.1. COBERTURAS Y USO DEL SUELO

8.1.1. Cambio de coberturas

De acuerdo a la información originada se evaluó un área total de 1806,5 hectáreas. Para el año 1980 se encontraron 354,22 ha de bosque denso (19,61%), 80,429 ha de bosque abierto (4,45%), 169,139 ha de bosque protector (9,36%), 1077,71 ha de pastos (59,66%) y 125 ha de rastrojo (6,92%). Para el año 1989 se hallaron 306,08 ha de bosque denso (16,94%), 92,54 ha de bosque abierto (5,12%), 172,01 ha de bosque protector (9,52%), 1160,09 ha de pastos (64,22%) y 75,77 ha de rastrojo (4,19%) (Cuadro 3).

Cuadro 3. Areas totales y porcentaje de área ocupada de cada tipo de cobertura halladas para los años estudiados.

<i>Tipo de cobertura</i>	<i>1980</i>		<i>1989</i>	
	<i>Area (ha)</i>	<i>(%)</i>	<i>Area (ha)</i>	<i>(%)</i>
Bosque denso	354,219	19,608	306,085	16,944
Bosque abierto	80,429	4,452	92,544	5,123
Bosque protector	169,139	9,363	172,010	9,522
Pastos	1077,709	59,658	1160,087	64,218
Rastrojo	124,995	6,919	75,766	4,194
Total	1806,5		1806,5	

Figura 6. Areas totales para los años 1980 y 1989 de cada cobertura estudiada.

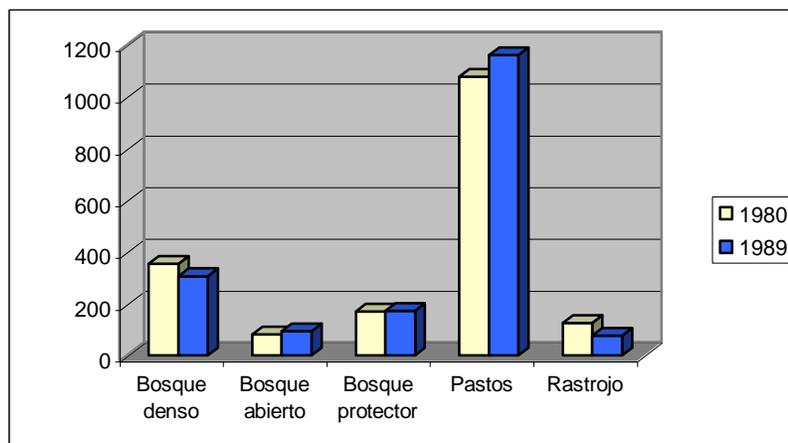
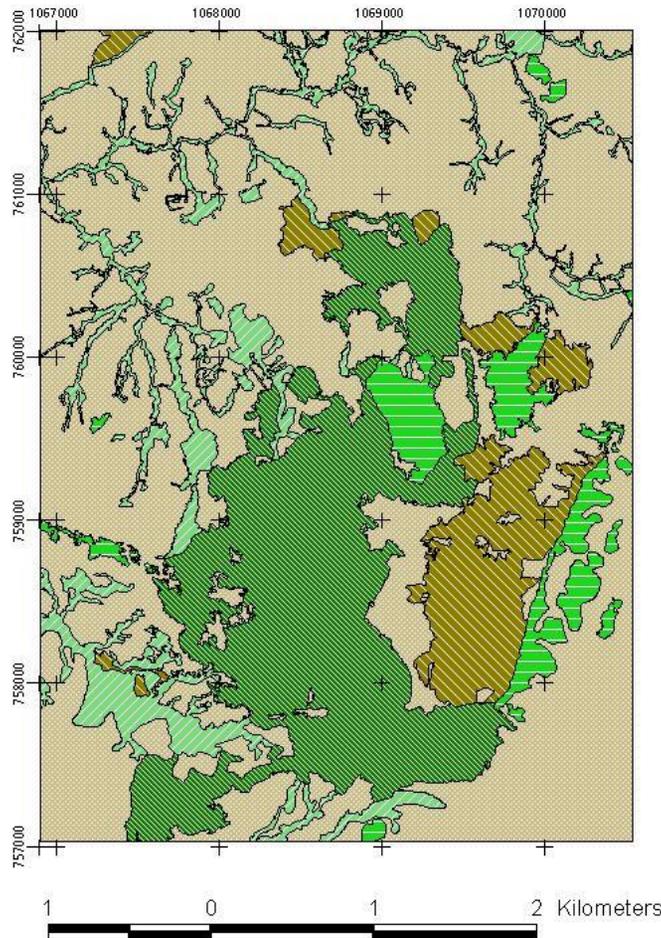


Figura 7. Mapa de coberturas vegetales para el año de 1980.

MAPA DE COBERTURAS VEGETALES - AÑO 1980



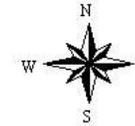
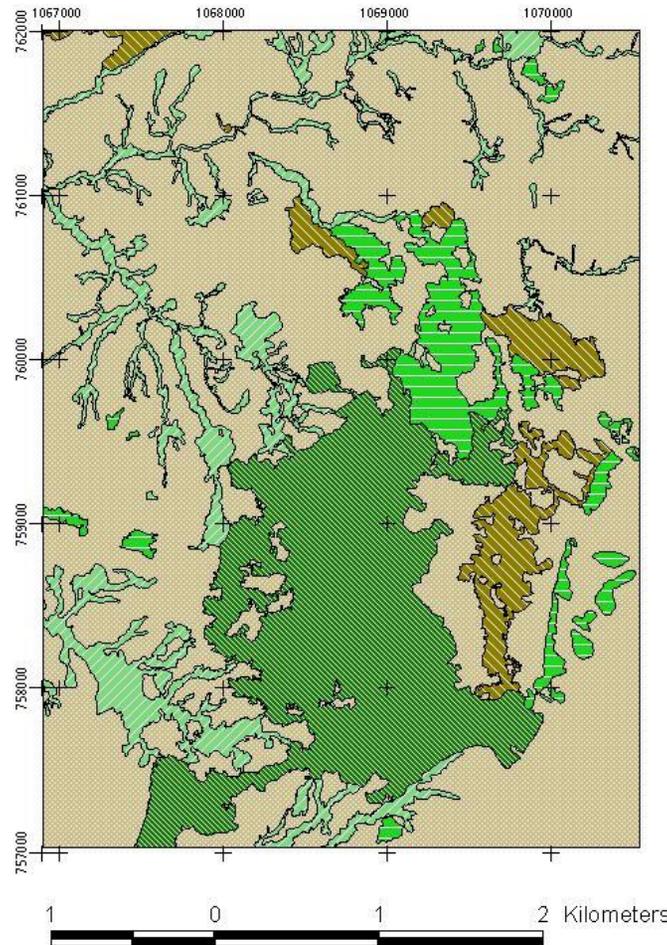
Clases de coberturas
vegetales



Cartografía elaborada por:
Jairo A. Plazas Certuche
Grupo de Estudios Ambientales
Universidad del Cauca

Figura 8. Mapa de coberturas vegetales para el año de 1989.

MAPA DE COBERTURAS VEGETALES - AÑO 1989



Clases de coberturas vegetales



Cartografía elaborada por:
Jairo A. Plazas Certuche
Grupo de Estudios Ambientales
Universidad del Cauca

En la figura 6 se observa la alta incidencia de pastos dentro de la zona estudiada, con la ocupación de más de la mitad del área total. Dentro de los conceptos de la Ecología del Paisaje los pastos son la cobertura correspondiente a la *matriz* del sistema evaluado.

En las figuras 7 y 8 están representadas las coberturas identificadas dentro de la zona de estudio, donde se pueden observar las dinámicas que se presentaron en el intervalo de 9 años de estudio.

Para determinar la significancia de los cambios presentados en las coberturas se realizó la prueba no paramétrica Chi-cuadrado. Esta prueba es utilizada para evaluar la hipótesis de no asociación de filas y columnas en una tabla. Una probabilidad menor o igual a 0.05 es comúnmente interpretada como justificación para rechazar la hipótesis nula.

Para tal efecto se creó una tabla de contingencias X^2 , a la cual se le asignaron los valores del año 1989 a la columna “Observado”, y los valores de 1980 a la columna “Esperado” (Cuadro 4).

Cuadro 4. Prueba Chi-cuadrado aplicada a las coberturas encontradas.

<i>Categorías</i>	<i>1989</i>	<i>1980</i>	<i>O-E</i>	<i>(O-E)²</i>	<i>(O-E)²/E</i>
Bosque denso	306,085	354,219	-48,134	2316,882	6,541
Bosque abierto	92,544	80,429	12,115	146,773	1,825
Bosque protector	172,010	169,139	2,871	8,243	0,049
Pastos	1160,087	1077,709	82,378	6786,135	6,297
Rastrojo	75,766	124,995	-49,229	2423,494	19,389

La regla de decisión está dada por el valor de X^2 respecto al valor encontrado en la tabla de distribución de Chi-cuadrado con 4 grados de libertad y una probabilidad de 0,05 (el cual es 9,49); si el valor de X^2 es mayor al de la tabla de distribución de Chi-cuadrado se rechaza H_0 y, por consiguiente, los cambios de cobertura serán significativos.

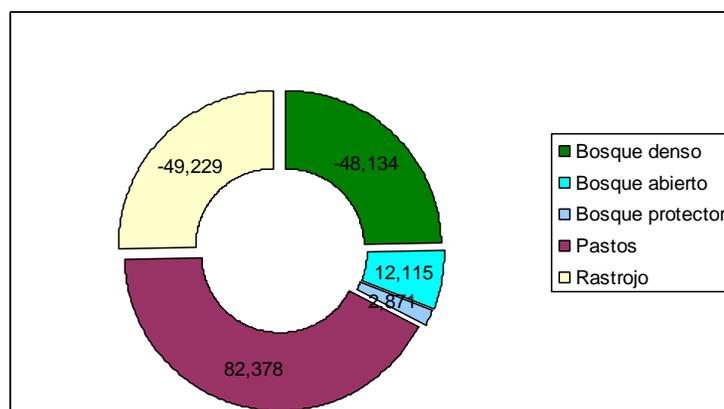
Se encontró un cambio significativo en la cobertura de rastrojo, mientras que en las demás coberturas no se presentaron cambios significativos.

De acuerdo a los resultados presentados al aplicar el indicador de cambio multitemporal (IDEAM, 2002) se presentó pérdida de área en bosque denso (-48,13 ha) y rastrojo (-49,23 ha), mientras que hubo ganancia en las coberturas de bosque abierto (12,11 ha), bosque protector (2,87 ha) y pastos (82,38 ha). El porcentaje de cambio más elevado se presentó en el rastrojo con un 39,38% (lo cual concuerda con el cambio estadísticamente significativo que presentó ésta cobertura), seguido por el bosque denso (13,59%), el bosque abierto (15,06%), los pastos (7,64%) y el bosque protector (1,7%). El mayor cambio medio anual se presentó en los pastos con 9,15 ha incrementadas, luego están el rastrojo y el bosque denso con pérdidas de 5,47 y 5,35 ha respectivamente (Cuadro 5 y Figura 9).

Cuadro 5. Cambio multitemporal de las coberturas ocurrido en la zona de estudio.

<i>Tipo de cobertura</i>	<i>Cambio (ha)</i>	<i>Cambio (%)</i>	<i>Cambio medio anual (ha)</i>
Bosque denso	-48,134	-13,59	-5,348
Bosque abierto	12,115	15,06	1,346
Bosque protector	2,871	1,70	0,319
Pastos	82,378	7,64	9,153
Rastrojo	-49,229	-39,38	-5,470

Figura 9. Pérdida o ganancia de área total (en hectáreas) ocurrida en cada cobertura.



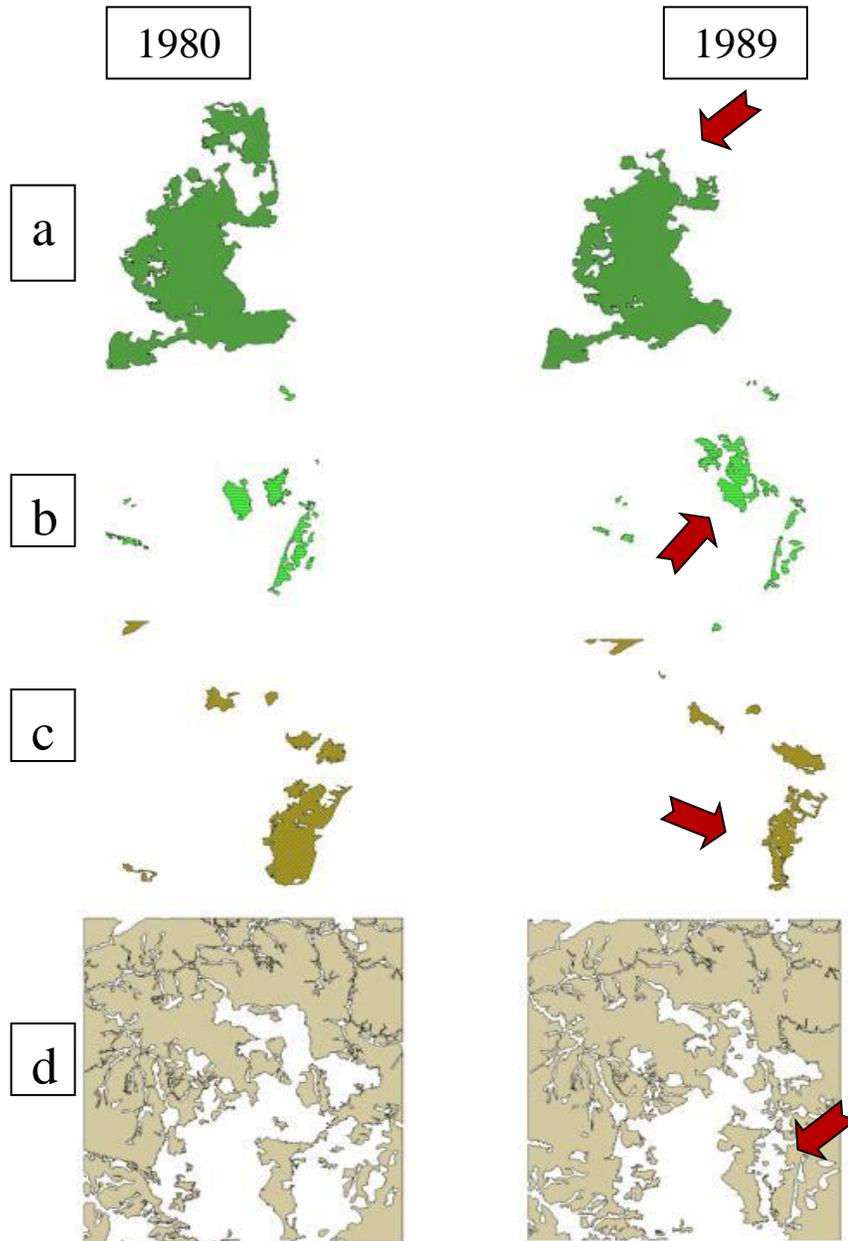
Con base en los anteriores resultados aunque, a excepción del rastrojo no se presentaron cambios estadísticamente significativos, cabe destacar la alta incidencia de los pastos dentro de la zona estudiada con un aumento de área de 82,38 ha y un cambio medio anual de más de 9 ha; esto se explica por la alta actividad ganadera que se desarrolla en la zona.

Es importante resaltar la reducción de aproximadamente 50 ha de bosque sin intervenir (cobertura de bosque denso); ésta disminución se debió principalmente a actividades antrópicas como la quema, la generación de áreas de pastoreo, al igual que la tala para suplir la demanda de leña para actividades domésticas, lo cual produjo su conversión en bosque abierto y pastizales principalmente.

El aumento del área en coberturas como bosque abierto y pastos se puede relacionar con un incremento en las actividades antrópicas, ya que dichas coberturas son propias de sistemas de aprovechamiento forestal y productivo. La pérdida significativa de área de rastrojo (casi 50 ha) fue ocasionada principalmente por su transformación a sistemas de pastoreo; los rastrojos están asociados a procesos de sucesión vegetal, por lo que la modificación de éstas coberturas en sistemas productivos puede causar una reducción en su área, y por ende, alteraciones en los mencionados procesos de sucesión.

A partir de los resultados arrojados por el indicador de cambio multitemporal se evidencia una tendencia de cambio de uso del suelo hacia el incremento de pastizales a partir de procesos de ganadería extensiva y demanda de leña, todo esto en detrimento de las coberturas boscosas.

Figura 10. Dinámicas presentadas en cada cobertura durante los años de estudio. (a. Bosque denso; b. Bosque abierto; c. Rastrojo; d. Pastos). Las flechas indican la parte de la cobertura que sufrió mayor transformación.



En la figura 10 se pueden correlacionar las dinámicas presentadas en el intervalo estudiado. Al comparar las figuras 10a y 10b se evidencia la conversión de una parte de cobertura de bosque denso en bosque abierto, al igual que la pérdida completa de fragmentos de bosque denso. A pesar de que el cambio medio anual del bosque abierto fue de sólo 1.35 ha, es importante resaltar que este aumento derivó principalmente a partir del deterioro de la cobertura de bosque denso.

Al compararlo con 1980, en el año 1989 se evidencia la reducción significativa del área de la cobertura rastrojo (Figura 10c) en pastizales, cuya pérdida fue de aproximadamente 50 ha.

En la Figura 10d se demuestra una vez más la función de los pastos como *matriz* del paisaje estudiado, lo cual se explica por su amplia área (suma más de la mitad del total), por su mayor conectividad y porque la mayor parte de los demás fragmentos están embebidos dentro de éstos.

8.1.2. Usos del suelo

De acuerdo a la escala de trabajo, se identificaron tres clases de usos del suelo:

- Suelos con cobertura no intervenida
- Suelos con cobertura intervenida por procesos extractivos
- Suelos con actividades de ganadería

Cuadro 6. Areas totales y porcentaje de ocupación determinados para cada uso del suelo identificado.

<i>Clase de uso del suelo</i>	<i>1980</i>		<i>1989</i>	
	<i>Area (ha)</i>	<i>(%)</i>	<i>Area (ha)</i>	<i>(%)</i>
Suelos con cobertura no intervenida	523,358	28,971	478,095	26,465
Suelos con cobertura intervenida por procesos extractivos	80,429	4,452	92,544	5,123
Suelos con actividad ganadera	1202,704	66,577	1235,853	68,412
Total	1806,5		1806,5	

Se evidencia una leve disminución de área de los suelos con cobertura no intervenida, y el ligero aumento de suelos con cobertura intervenida por actividades extractivas (tala y quema) y de áreas con fines productivos (actividades agropecuarias) (Cuadro 6).

En las figuras 11 y 12 se observan los cambios de uso del suelo, debido principalmente a actividades antrópicas.

Figura 11. Mapa de usos del suelo para el año de 1980.

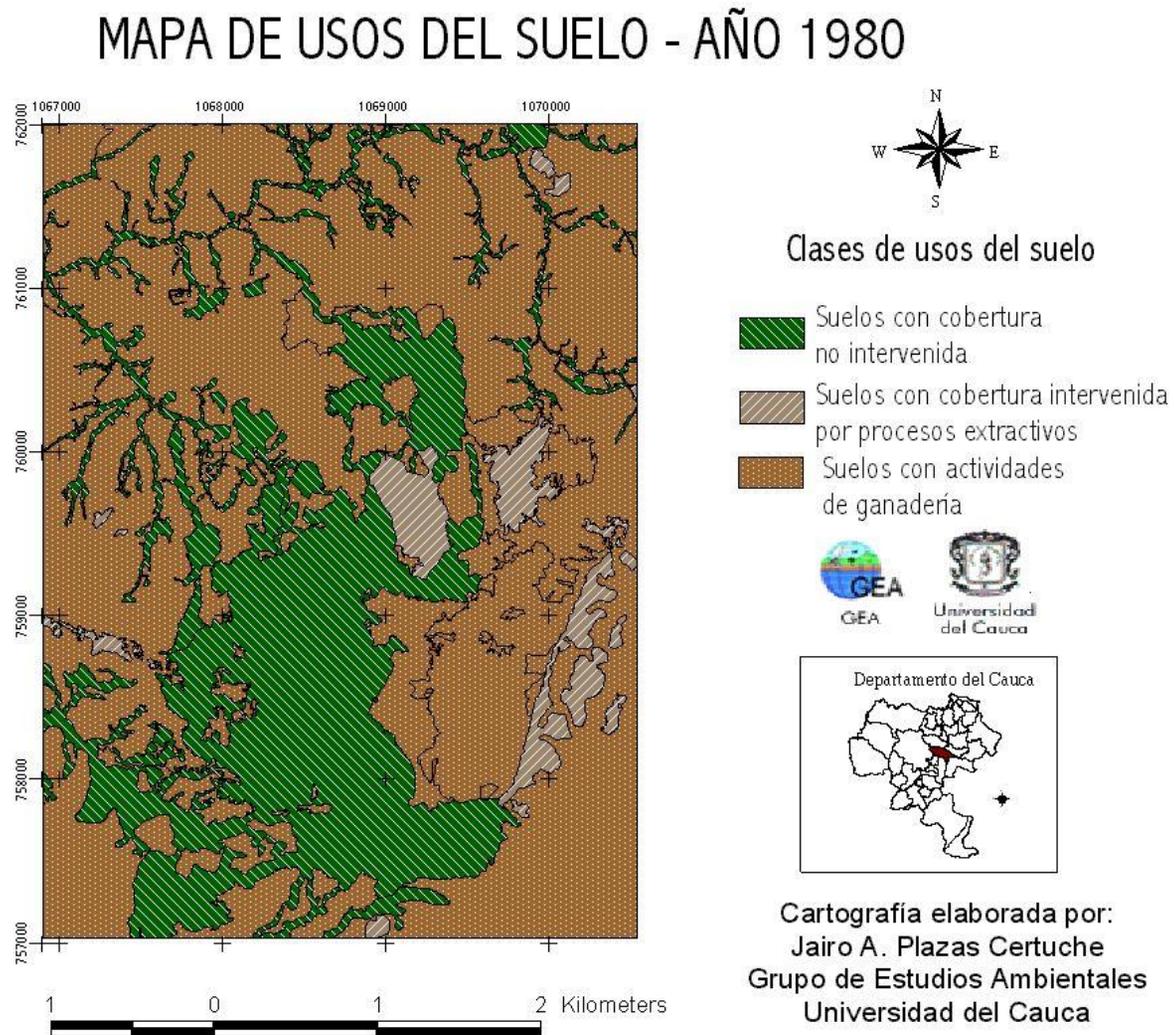
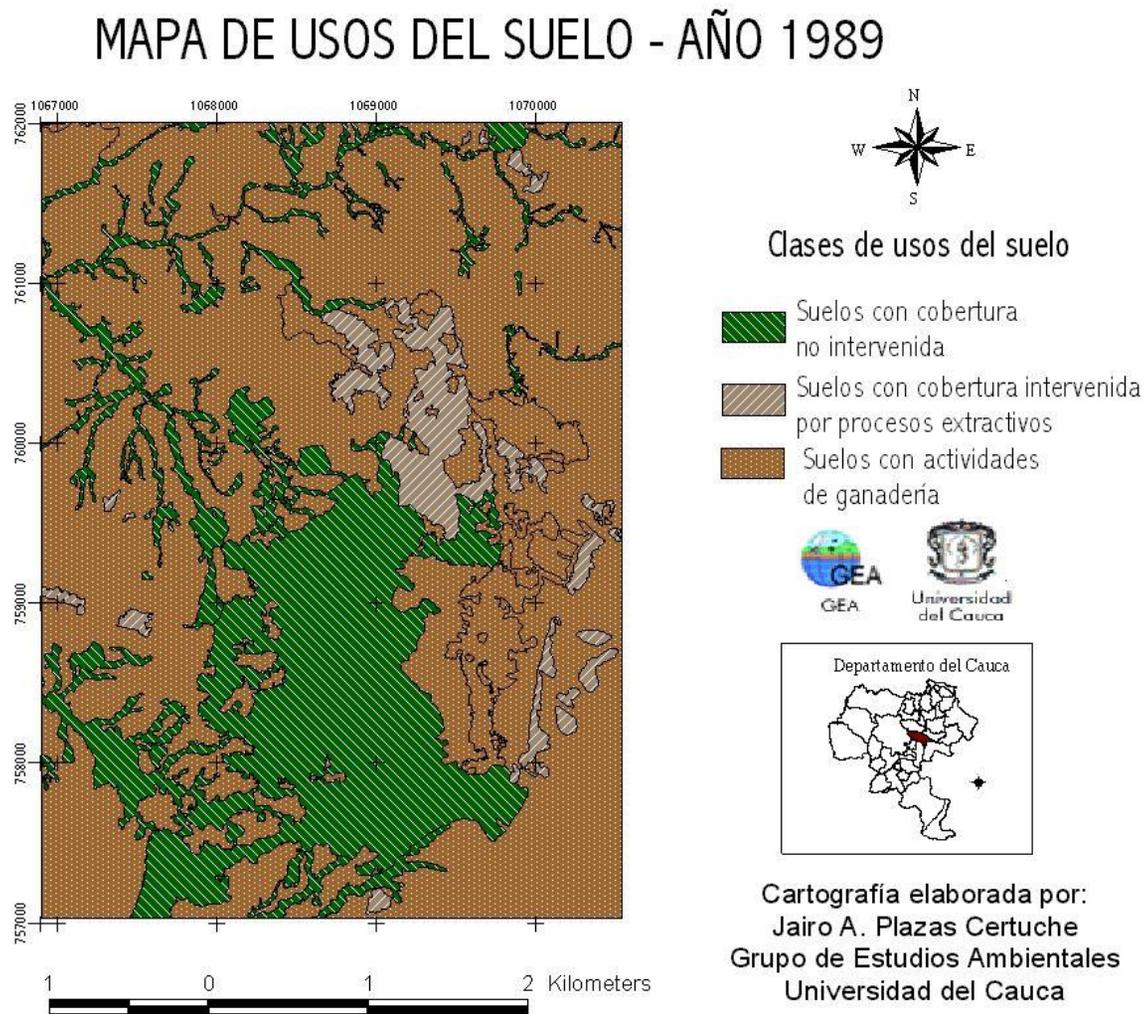


Figura 12. Mapa de usos del suelo para el año de 1989.



De acuerdo a los resultados encontrados, el uso del suelo dentro área de estudio tiene una tendencia hacia el incremento de actividades productivas tipo extractivas y de producción; las actividades extractivas se presentan principalmente debido a la necesidad de leña para uso doméstico, mientras que las actividades de producción están enfocadas hacia procesos propios de la ganadería (leche, doble propósito, lidia y levante).

8.2. ANALISIS DE LA FRAGMENTACION

Las plantas, los animales, la biomasa, la energía calórica, el agua y los nutrientes minerales están distribuidos uniformemente entre los elementos del paisaje (fragmentos, corredores y matriz), los cuales varían en tamaño, forma, número, tipo y configuración. Determinar esta distribución espacial nos permite entender cuál es la estructura del paisaje (Forman & Godron, 1986). Uno de los objetivos del presente trabajo es determinar la configuración espacial de los elementos del paisaje comprendidos dentro de la zona de estudio; esto se realizará haciendo énfasis en los posibles procesos de fragmentación presentes.

La configuración de los fragmentos es una característica muy importante dentro de la estructura del paisaje y su entendimiento, y se interrelaciona con otras características como la heterogeneidad, el contraste y la influencia humana (Forman & Godron, 1986).

Se seleccionaron índices a nivel de clases, considerando los diferentes tipos de coberturas, el uso del suelo y la posibilidad de cuantificar la cantidad y distribución de cada tipo de fragmento y la interacción entre estos. Estos índices cuantifican la configuración espacial de los fragmentos, lo cual permite medir la extensión y fragmentación en el paisaje.

Cada índice por si solo no es suficiente para interpretar los cambios sucedidos en el paisaje estudiado. Por eso es necesario aplicar una serie de índices en conjunto, los cuales permiten hacer un análisis complementario de la fragmentación.

Los índices propuestos son el Número de Fragmentos, el Índice del Fragmento más Grande, el Índice de Forma del Paisaje, el Tamaño Medio de los Fragmentos y el Índice de Proximidad. Estos índices son aplicados mediante el Software Fragstats 3.3⁴³ y permiten realizar interpretaciones sobre la base de la cuantificación de la cantidad de fragmentos presentes, su forma, su tamaño promedio y su cercanía a otros fragmentos del mismo tipo, al tiempo que sus resultados no son redundantes entre sí. Esto permite determinar la existencia de procesos de fragmentación dentro del área evaluada.

A continuación se presentan los resultados obtenidos de los cálculos de cada índice efectuados sobre cada cobertura analizada.

⁴³ McGARIGAL, K. y ENE, E . Op. cit.

Cuadro 7. Indices de fragmentación calculados para el año de 1980.

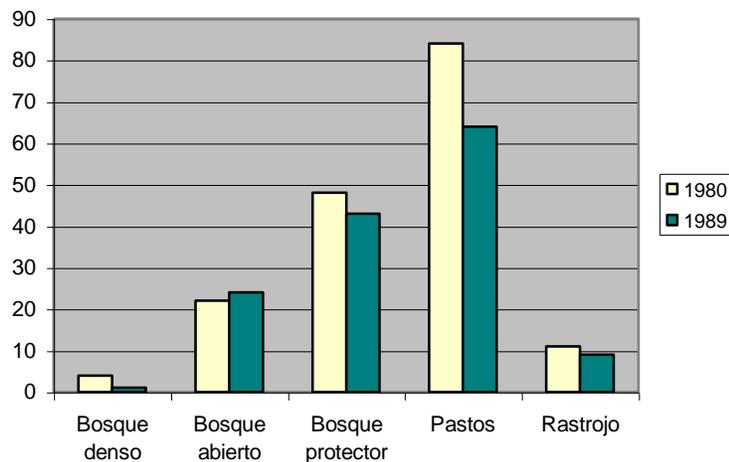
	NP	LPI	LSI	MPS	PROX_MN
Bosque denso	4	16,997	6,506	88,549	3.768,895
Bosque abierto	22	1,222	8,206	3,659	154,104
Bosque protector	48	2,702	28,031	3,526	1.410,169
Pastos	84	39,280	18,125	12,833	23.300,048
Rastrojo	11	5,059	6,272	11,373	745,186

Cuadro 8. Indices de fragmentación calculados para el año de 1989.

	NP	LPI	LSI	MPS	PROX_MN
Bosque denso	1	16,938	5,114	306,080	0
Bosque abierto	24	2,572	9,156	3,855	59,530
Bosque protector	43	2,636	25,097	3,999	398,645
Pastos	64	42,500	16,565	18,135	19.194,979
Rastrojo	9	2,258	7,696	8,435	190,312

Número de fragmentos (NP): una variación en el número de fragmentos indica la presencia de alteraciones sobre el paisaje (deforestación, quemas, entre otros), lo cual está correlacionado con procesos de fragmentación. Su rango va desde 1 hasta infinito.

Figura 13. Índice del Número de Fragmentos (NP) calculado en el lapso 1980-1989.

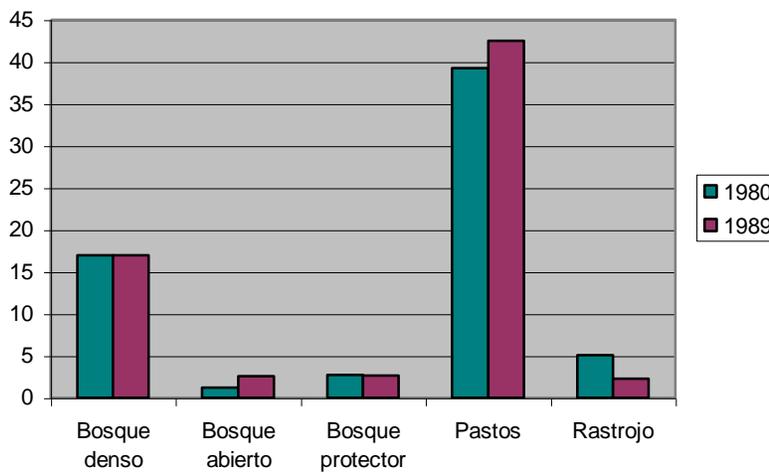


Se observa una variación en el número de fragmentos durante el periodo de estudio. En las coberturas bosque denso, bosque protector y rastrojo se presentaron variaciones similares. En pastos se halló una amplia reducción de fragmentos, lo cual puede ser debido a que al presentarse pérdidas de otras coberturas (por tala y/o quema) se incrementa tanto el área de pastos como su conectividad. En el bosque denso se pasó de cuatro fragmentos en 1980 a

un solo fragmento en 1989; hay que tener en cuenta que hubo una reducción del área de ésta cobertura, la cual conllevó a la pérdida total de fragmentos (Figura 13).

Indice del fragmento más grande (LPI): este es un índice de dominancia en el paisaje; cuanto mayor sea el valor de este índice, mayor extensión tendrá el área del fragmento más grande de la cobertura analizada, y viceversa. Su rango es desde 0 (cuando el fragmento más grande de la cobertura estudiada tiende a ser más pequeño) hasta 100 (cuando el fragmento más grande abarca el 100% del paisaje).

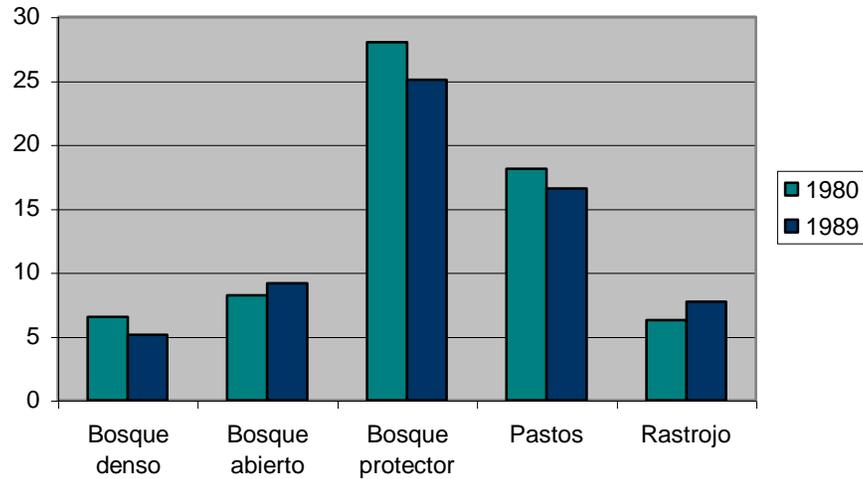
Figura 14. Índice del Fragmento más Grande (LPI) calculado en el lapso 1980-1989.



Dentro de los años estudiados no se presentaron muchas variaciones en los valores de este índice (Figura 14). Se encuentran valores muy bajos (por debajo de 5) para los fragmentos más grandes de las coberturas bosque abierto, bosque protector y rastrojo, lo cual muestra una baja representatividad; cabe anotar que en el caso de rastrojo se presentó un cambio de más de la mitad (5,059 en 1980 a 2,258 en 1989), lo cual pudo ser debido a la pérdida significativa de cobertura que presentó, así como por la pérdida total de fragmentos. El fragmento más grande del bosque denso presenta mayor representatividad dentro del paisaje con valores cercanos a 17 para los años de 1980 y 1989. Pero el fragmento más grande que presenta más porcentaje de ocupación es el correspondiente a pastos con valores que se aproximan a 40.

Indice de forma del paisaje (LSI): cuando el valor de este índice tiende a 1, los fragmentos toman una forma regular; a medida que el valor tiende a infinito, los fragmentos se tornan irregulares lo cual los expone más a perturbaciones y/o alteraciones causados por efectos de borde estrechamente relacionados con procesos de fragmentación.

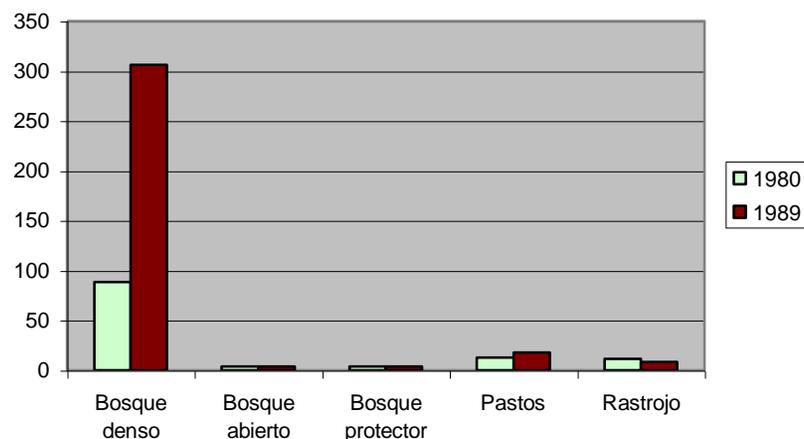
Figura 15. Índice de Forma del Paisaje (LSI) calculado en el lapso 1980-1989.



La cobertura que presenta los valores más elevados, y por ende, mayor irregularidad es el bosque protector (con valores entre 25 y 28) debido a su forma alargada similar a la de los cauces, lo cual implica una mayor exposición a los bordes; además mantiene áreas muy similares en el lapso analizado. Le sigue la cobertura de pastos (de origen principalmente antrópico) que presenta valores entre 16 y 18. El rastrojo y los bosques abierto y denso, presentaron valores menores a 10 (Figura 15).

Tamaño medio de los fragmentos (MPS): este índice relaciona el área de cada cobertura con el número total de los fragmentos de la misma. Una reducción de los valores de MPS sugiere un aumento en los procesos de fragmentación. Los valores de este índice están dados en hectáreas.

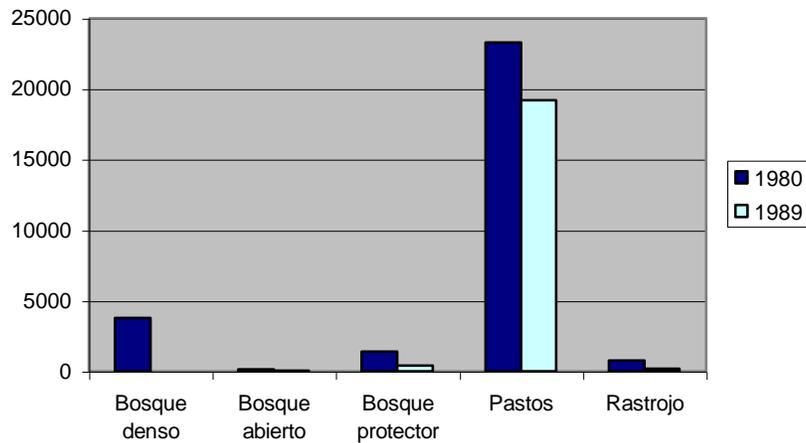
Figura 16. Índice de Tamaño Medio de los Fragmentos (MPS) calculado entre 1980-1989.



Se encontraron valores muy similares. En la cobertura de pastos se registró un incremento del MPS (12,83 en 1980 a 18,14 en 1989) posiblemente debido a la conectividad que hubo entre los fragmentos de esta cobertura, esto a causa de actividades antrópicas que favorecieron el incremento de área; en tanto que en la cobertura de rastrojo hubo una ligera disminución del MPS (11,37 en 1980 a 8,44 en 1989). Cabe anotar que el incremento registrado en la cobertura de bosque denso (88,55 en 1980 a 306,08 en 1989) se debe principalmente a la reducción en el número de fragmentos (de 4 a 1), por tanto la relación entre área y unidades de esta cobertura arroja un valor elevado por aplicación del algoritmo.

Indice de Proximidad (PROX_MN): una reducción en los valores de este índice plantea la ocurrencia de procesos antrópicos (deforestación, quema, entre otros) inherentes a la fragmentación.

Figura 17. Indice de Proximidad (PROX_MN) calculado en el lapso 1980-1989.



Se encontró una reducción en los valores de éste índice para todas las coberturas, mostrando una pérdida de cohesión entre éstas. Es importante resaltar que el valor de cero en el bosque denso (año 1989) es causado por la existencia de un solo fragmento, por tanto no tiene fragmentos cercanos del mismo tipo. Se evidencia una vez más la alta representatividad de la cobertura de pastos con valores muy elevados comparados con los de las demás coberturas.

Dado que el análisis independiente de los índices no explica completamente el proceso de fragmentación, es necesario realizar un análisis integrado de todos los índices para cada cobertura:

La cobertura de bosque denso presentó cambios ocasionados principalmente por una pérdida de área de casi 50 ha, la cual derivó en bosque denso y pastos a causa de actividades antrópicas; ésta pérdida se reflejó en la disminución del NP (de 4 a 1), el incremento del MPS y la reducción de PROX_MN, lo cual no indica un proceso de

fragmentación sino una pérdida total de fragmentos causada por actividades como la tala y la adecuación de zonas para pastoreo. El LPI evidencia cierta dominancia del bosque denso sobre otras coberturas como bosque abierto, rastrojo y bosque protector, no siendo así para los pastos. El LSI muestra que la exposición de la cobertura a efectos de borde es relativamente baja.

El bosque abierto fue la cobertura que menor variación presentó. Su incremento de 12 ha derivó en un ligero aumento del LPI (1.22 a 2.57), y una disminución en PROX_MN. Se evidencia que esta cobertura ha permanecido estable, aunque la ganancia en área fue ocasionada principalmente por actividades antrópicas como la tala y la apertura de caminos y áreas de pastoreo, todo esto en detrimento del bosque denso. El ligero aumento del LSI evidencia que puede estar siendo sometida a cambios y a efectos de borde.

El bosque protector fue la cobertura más irregular (valores entre 25 y 28), lo cual la hace más susceptible a perturbaciones y/o alteraciones por causa de efectos de borde. Sin embargo, para el presente estudio no se evidenció pérdida de área ni fragmentación en esta cobertura.

La cobertura de pastos fue la matriz del área estudiada. Su incremento de área, relacionado con el aumento de LPI permite determinar que es la cobertura más representativa y dominante en la zona. Estos incrementos sumados a la reducción de NP y PROX_MN pueden asociarse con una mayor conectividad entre sí, ocasionada por actividades antrópicas ligadas a procesos como la extracción dentro de los bosques y a la expansión de áreas para aprovechamiento agropecuario.

La cobertura de rastrojo presentó una disminución del LPI, lo cual es concordante con su pérdida significativa de área. Se infiere que la disminución en el NP fue debido a la mencionada pérdida de área mas no a un proceso de conectividad. Los valores de LSI permiten indicar que está siendo sometida a cambios constantes. Es una cobertura ligada a actividades antrópicas, y su pérdida de área derivó principalmente en pastos.

8.3. EVALUACION DE IMPACTOS ANTROPICOS

Las influencias humanas afectan la estructura del paisaje, por ejemplo mediante la modificación por métodos de extracción de recursos y técnicas agropecuarias; por esto es importante hacer una aproximación a la forma como los humanos están interactuando sobre el ecosistema. Se identificaron las principales actividades que pueden estar transformando el paisaje, al igual que los procesos que aquellas pueden estar afectando. Por medio de matrices de FEARO se categorizaron las actividades y se les identificó el impacto que están causando. Se realizaron dos matrices evaluando actividades relacionadas con la expansión de fronteras agropecuarias y con la extracción de recursos de bosque.

Matriz de Fearo para Expansión de fronteras agropecuarias

Producto de esta actividad el suelo queda expuesto al ser removida la cubierta vegetal, produciendo una modificación de los horizontes y un incremento de la erosión, lo cual genera un cambio en las características físicas, químicas y biológicas, que implica alteraciones de la temperatura, la humedad, los nutrientes y de las comunidades que lo habitan.

El agua es afectada por cambios en la escorrentía a causa de la modificación en la estructura de los suelos. Igualmente se puede afectar su balance hídrico por el aumento de materiales de arrastre como por ejemplo los productos de la quema que descienden por escorrentía, lo cual también puede causar una modificación de las características fisicoquímicas.

La vegetación es uno de los componentes más afectados por la expansión de áreas agropecuarias, ya que implica posibles procesos de fragmentación, y la posible eliminación completa de comunidades, ya sea por tala, por quema. Esto deriva en cambios en la tasa de evapotranspiración, en una disminución de diversidad y en la alteración de procesos sucesionales, así como a la aparición de especies invasoras en caso que el área sea abandonada.

Lo anterior tiene una influencia directa sobre la fauna, ya que se presentan modificaciones o pérdidas de hábitats naturales, el desplazamiento de especies y una posible pérdida de especies endémicas.

Los cambios en el uso del suelo se pueden evidenciar al observar la reducción en el área ocupada por coberturas naturales como bosque denso y rastrojo (indicadora de estado sucesional); de igual forma se observa un incremento en área de coberturas como bosque abierto y pastos.

Los beneficios económicos de esta actividad son principalmente para autosostenimiento. De las prácticas agropecuarias se genera principalmente leche y algunos derivados, algunos para ser comercializados⁴⁴. En la zona existen áreas de cultivo muy pequeñas que no son detectadas por las imágenes de sensores remotos utilizadas en el presente estudio.

⁴⁴ Comunicación personal con habitantes de la zona

Cuadro 9. Matriz de Fearo para la expansión de fronteras agropecuarias.

CONVENCIONES		MATRIZ DE FEARO	EXPANSION DE FRONTERAS AGROPECUARIAS							
			Tala	Quema	Expansión áreas para producción (maquinarias)	Adecuación de terrenos (prácticas)	Accesibilidad	Aumento actividades económicas		
NO HAY IMPACTO										
FALTA INFORMACIÓN	I									
EFEECTO SIG. ADVERSO										
EFEECTO ADVERSO										
EFEECTO SIG. BENÉFICO										
EFEECTO BENÉFICO										
ABIÓTICO	AGUA	Alteración de comunidades acuáticas								
		Modificación de las condiciones físico-químicas								
		Alteración del balance hídrico								
		Cambios en la escorrentía								
		Aumento de aporte de material de arrastre								
	SUELO	Modificación de los horizontes								
		Incremento de la erosión								
		Exposición por remoción de la cubierta vegetal								
		Alteración de las características físicas, químicas y biológicas								
AIRE	Ruido									
	Incremento velocidad del viento									
BIÓTICO	FLORA	Transformación y/o remoción de la cobertura vegetal								
		Aparición de especies invasoras								
		Pérdida de hábitat natural								
		Alteración del proceso sucesional								
	FAUNA	Modificación y pérdida de hábitat								
		Desplazamiento de especies								
BIÓTICO-ABIÓTICO	PAISAJE	Generación de fragmentos								
		Homogeneización								
		Alteración de bordes								
		Cambios en la estructura de los fragmentos								
SOCIAL	POBLACION	Autosostemiento								
		Mayores fuentes de ingresos								
		Demanda de servicios (agua)								
		Contaminación								

Figura 18. Dominancia de los pastos sobre las demás coberturas.



Figura 19. Bosque abierto que ha sido sometido a actividades de extracción.



Matriz de Fearo para la extracción de bosque

Las alteraciones de la vegetación se presentan por diferentes causas. La tala selectiva y la quema ocasionan cambios en los horizontes de suelo, al igual que en los niveles de escorrentía, el aporte de materiales de arrastre y las condiciones fisicoquímicas tanto del suelo como del agua.

La tala selectiva y la remoción de material vegetal pueden llevar a cambios en la diversidad vegetal, pues pueden estar ocurriendo disrupciones en los estados sucesionales, así como una mayor exposición a cambios drásticos de temperatura, humedad y radiación en los bordes. Además, la apertura de caminos y la transitabilidad a través de los bosques ocasionan una separación de éstas unidades y hace mayor la susceptibilidad a los efectos de borde.

La fauna también es afectada a causa de una intervención en las unidades de bosque, pues al separarse por actividades como quema o apertura de caminos pueden generarse barreras para determinadas especies, así como el desplazamiento de otras debido a la pérdida de hábitat natural. Además, por ser áreas de bosque relativamente pequeñas, se puede estar generando pérdidas de especies endémicas.

El incremento de actividades como tala selectiva, remoción de material vegetal y apertura de caminos puede conllevar a la generación de fragmentos y la pérdida de conectividad.

Los beneficios que obtienen los pobladores de la zona por esta actividad están relacionados con la obtención de leña para cocina y vivienda (autosostenimiento), así como una mejor accesibilidad a la zona⁴⁵.

⁴⁵ Ibid

Cuadro 10. Matriz de FEARO para la extracción de bosque.

CONVENCIONES		MATRIZ DE FEARO	EXTRACCIÓN DE BOSQUE			
			Tala selectiva	Remoción material vegetal	Apertura de caminos	Acceso y tránsito de
NO HAY IMPACTO						
FALTA INFORMACIÓN	I					
EFFECTO SIG. ADVERSO						
EFFECTO ADVERSO						
EFFECTO SIG. BENÉFICO						
EFFECTO BENÉFICO						
ABIÓTICO	AGUA	Alteración de comunidades acuáticas				
		Modificación de las condiciones fisico-químicas				
		Alteración del balance hídrico				
		Cambios en la escorrentía				
		Aumento de aporte de material de arrastre				
	SUELO	Modificación de los horizontes				
		Incremento de la erosión				
		Exposición por remoción de la cubierta vegetal				
		Alteración de las características físicas, químicas y biológicas				
	AIRE	Ruido				
Incremento velocidad del viento						
BIOTICO	FLORA	Transformación y/o remoción de la cobertura vegetal				
		Aparición de especies invasoras				
		Pérdida de hábitat natural				
		Alteración del proceso sucesional				
		Perdida de especies con valor económico				
	FAUNA	Modificación y pérdida de hábitat				
		Desplazamiento de especies				
BIOTICO-ABIOTICO	PAISAJE	Generación de fragmentos				
		Homogeneización				
		Alteración de bordes				
		Cambios en la estructura de los fragmentos				
SOCIAL	POBLACION	Autosostemiento				
		Contaminación				

8.4. ANALISIS DE LA VEGETACION

La caracterización de la vegetación realizada en el presente estudio no permite por sí misma determinar si está sucediendo un proceso de fragmentación. Sin embargo, es importante contar con registros biológicos del área con el fin de determinar si las unidades de bosque están siendo sometidas a procesos de alteración, así como para iniciar programas de monitoreo. Basado en lo anterior, el presente estudio puede servir como antecedente para futuras investigaciones en las cuales sí se podrán plantear conclusiones acerca de la ocurrencia de un posible proceso de fragmentación que esté afectando a las comunidades vegetales.

Plantas leñosas - Riqueza y composición florística

En el muestreo de plantas leñosas se registraron 522 individuos agrupados en 29 familias, 45 géneros y 62 especies en el bosque 1; y 447 individuos dentro de 22 familias, 29 géneros y 38 especies en el bosque 2.

Cuadro 11. Riqueza florística por bosque.

<i>Localidad</i>	<i>Familias</i>	<i>Géneros</i>	<i>Especies</i>
Bosque 1	29	45	62
Bosque 2	22	29	38

En términos generales, se puede considerar que las unidades estudiadas presentan una riqueza vegetal característica de bosques andinos de elevada altura – bosques andinos – (Gentry, 1995); es decir, un número bajo de especies incluidas en también pocas familias.

Cuadro 12. Familias con mayor riqueza por cada bosque.

<i>Bosque 1</i>	<i>Bosque 2</i>
Asteraceae (9)	Asteraceae (5)
Myrtaceae (5)	Aquifoliaceae (3)
Solanaceae (5)	Lauraceae (3)
Caprifoliaceae (4)	Melastomataceae (3)
Lamiaceae (3)	Symplocaceae (3)
Lauraceae (3)	Brunelliaceae (2)
Rubiaceae (3)	Myrsinaceae (2)

Aunque la mayoría de las familias más ricas de ambos bosques son elementos prevalecientes en los bosques andinos situados entre los 1500 y 3000 metros de altura (Gentry, 1995); las familias más ricas no corresponden a las más especiosas que se supondría encontrar en bosques a esta altura. Así, Lauraceae que es considerada la familia más especiosa en virtualmente todos los bosques andinos situados en dicho rango altitudinal seguida de cerca por Rubiaceae y Melastomataceae, en ambos bosques son sustituidas por Asteraceae como la familia más especiosa.

Asteraceae es de acuerdo con Gentry (1995) parte de la composición florística encontrada por encima de los 3000 m; la relevancia encontrada en la riqueza de esta familia puede deberse a alteraciones que en los límites altitudinales de los bosques andinos causan la difusión de elementos propios de la vegetación de mayor altura a zonas más bajas (Cuatrecasas, 1989).

Lo anterior está relacionado con Rangel (2000) donde plantea que cuando bosques andinos con especies como *Weinmannia*, *Clethra* e incluso *Quercus* son talados, se presenta invasión de la región paramuna cercana que se asocian con los remanentes de la vegetación boscosa y forman mosaicos variados. En ocasiones junto a un relicto de bosque es frecuente encontrar frailejonales, pajonales o matorrales cuya área de distribución típica es la región paramuna. El fenómeno se denomina paramización y se presenta por causas naturales o puede ser inducida; las comunidades vegetales típicas del páramo transgreden sus límites altitudinales de distribución e invaden localidades anteriormente cubiertas con vegetación del bosque andino, especialmente debido a la deforestación acelerada (Rangel, 2000).

Cuadro 13. Familias con mayor número de individuos por cada bosque.

<i>Bosque 1</i>	<i>Bosque 2</i>
Melastomataceae (107)	Melastomataceae (212)
Rubiaceae (50)	Verbenaceae (49)
Asteraceae (48)	Asteraceae (31)
Monimiaceae (42)	Lauraceae (22)
Theaceae (37)	Rubiaceae (22)

Aunque Asteraceae es la familia más especiosa en ambos bosques, Melastomataceae es la familia con mayor número de individuos, también en ambas unidades con un número bastante considerable en relación a las familias que les suceden.

En el Cuadro 14 se muestran las familias más prevalecientes, de acuerdo con Gentry (1992) en muestras de 0.1 ha para plantas con DAP ≥ 2.5 cm y su representatividad en cada uno de los bosques estudiados. En general estas familias más prevalecientes son más especiosas en el bosque 1 que en el bosque 2.

Cuadro 14. Familias más prevalecientes en muestras de 0.1 ha, para plantas DAP ≥ 2.5 cm.

<i>Familia</i>	2400 – 3000*	$\geq 3000^*$	<i>Bosque 1**</i>	<i>Bosque 2**</i>
Lauraceae	6.7	1.3	2	1
Melastomataceae	5.7	2.3	1	3
Solanaceae	3.3	0	2	0
Rubiaceae	2.9	1.0	3	1
Myrsinaceae	2.9	2.3	2	1
Aquifoliaceae	2.0	0	1	3
Araliaceae	2.0	1.0	0	1
Rosaceae	0	1.3	1	2

Myrtaceae	2.0	0	4	0
Sabiaceae	1.6	0	0	1
Poaceae	1.1	0	2	1
Proteaceae	1.0	0	1	0
Theaceae	1.0	0	1	1
Polygalaceae	1.0	0	2	0

Tomado de Gentry, 1992. *Promedio de especies por familia. **Número de especies

Cuadro 15. Géneros más prevalentes en muestras de 0.1 ha, para plantas DAP \geq 2.5 cm.

Género	> 3000*	2500-3000*	Bosque 1**	Bosque 2**
<i>Ilex</i>	0.3	2.3	1	2
<i>Oreopanax</i>	1.0	1.1	---	1
<i>Brunellia</i>	---	0.4	1	2
<i>Liabum</i>	1.0	1.1	1	---
<i>Ocotea</i>	0.7	2.6	1	2
<i>Persea</i>	0.7	0.3	1	1
<i>Miconia</i>	2.0	3.1	1	2
<i>Guarea</i>	---	0.1	1	---
<i>Mollinedia</i>	---	---	1	---
<i>Siparuna</i>	0.3	0.4	1	1
<i>Piper</i>	0.7	1.0	---	1
<i>Palicourea</i>	0.7	0.9	3	1
<i>Meliosma</i>	---	1.3	0	1
<i>Solanum</i>	---	1.3	1	---
<i>Symplocos</i>	0.3	1.1	---	3

Tomado de Gentry, 1995. *Promedio de especies por familia. **Número de especies

Al comparar los géneros registrados en las unidades estudiadas con aquellos que Gentry agrupa como los más característicos de bosques tropicales entre los 2500 a 3000 m de altura, se encuentra que 15 de los 41 géneros mencionados se hallan en una u otra de las unidades estudiadas. Esto es: 11 para cada uno de los bosques.

En el bosque 1, estos géneros están representados por una sola especie a excepción del género *Palicourea* con 3 especies. En el bosque 2, 4 de los 11 géneros están representados por 2 especies, mientras que el género *Symplocos* esta representado por 3 especies.

Cuadro 16. Comparación de la diversidad florística entre bosques de elevada altura en muestreos de 0.1 ha en plantas con DAP \geq 2.5.

Localidad	Altitud	No. Familias	No. Especies	No. Individuos
Carpanta (Cundinamarca)	2850	23	46	280
Sabana Rubia (Cesar)	2900	32	51	343
Neusa (Cundinamarca)	3050	19	35	478
Cerro Aypate (Piura, Perú)	2740	28	51	390

El Pargo (Cajamarca, Perú)	3000	20	36	366
Paschoa (Pichincha, Ecuador)	3010	21	35	552
El Silencio (Nariño)	3029	28	56	474
La Palma (Nariño)	3150	25	47	367
La Honda (Nariño)	2900	26	48	332
Pusná (bosque 1)	2800	27	46	329
Pusná (bosque 2)	3000	21	32	333
Promedio		24	44	386

Al comparar la riqueza de especies, géneros y familias, así como el número de individuos hallados en esta investigación, con los registrados en otras localidades en unidades boscosas a similar altura, se encuentra que:

En el bosque 1, el número de familias y especies se halla por encima del promedio registrado en las otras localidades, mientras que en el bosque 2 estos valores son menores a dicho promedio. En cuanto al número de individuos, para ambas unidades este valor resulta más bajo que el promedio hallado en las otras localidades.

El bajo número de individuos puede ser indicio de un bosque más maduro de encontrar que los valores de cobertura altos que predominan en las unidades estudiadas, de otro modo lo más probable es que se trate de una unidad en estado de sucesión temprano por la baja cobertura pero a su vez con intervención continua por el bajo número de individuos.

Estratificación - altura total:

La estratificación de las unidades de bosque andino estudiadas se determinó de acuerdo a los datos de altura total estimada para cada individuo, distribuyéndolos según clases. Cada clase de altura define un estrato, a continuación se muestran los estratos y los rangos establecidos en esta investigación:

Estrato arbustivo: individuos de altura menor a 5 m.

Estrato arbóreo inferior: individuos de altura $\geq 5 < 11$ m

Estrato arbóreo medio: individuos de altura $\geq 11 < 15$ m

Estrato arbóreo superior: individuos de altura ≥ 15 m.

Cuadro 17. Estratificación por altura para el bosque 1.

<i>Estrato</i>	<i>Rango</i>	<i>Individuos</i>	<i>Especies</i>	<i>Géneros</i>	<i>Familias</i>
Arbustivo	<5	208	45	33	25
Arbóreo inferior	$\geq 5 < 11$	274	40	34	25
Arbóreo medio	$\geq 11 < 15$	5	5	5	5
Arbóreo superior	≥ 15	1	1	1	1

Cuadro 18. Estratificación por altura para el bosque 2.

<i>Estrato</i>	<i>Rango</i>	<i>Individuos</i>	<i>Especies</i>	<i>Géneros</i>	<i>Familias</i>
Arbustivo	<5	237	30	24	21
Arbóreo inferior	≥5 <11	179	20	17	16
Arbóreo medio	≥11 <15	19	9	8	7
Arbóreo superior	≥15	2	2	2	2

En ambas unidades el número de individuos es mucho mayor en los dos estratos más bajos: arbustivo y arbóreo inferior, puesto que estos estratos generalmente acogen más individuos en razón al menor diámetro de los mismos, bien porque pertenecen a especies en estadios juveniles o bien porque corresponden a especies que no sobrepasan dichos rangos en sus estadios maduros.

De este modo la tendencia general sería que a medida que se asciende en la estratificación, el número de individuos disminuya; sin embargo esta apreciación no se cumple en el bosque 1, donde en el estrato arbóreo inferior el número de individuos aumenta considerablemente respecto al estrato arbustivo, y aunque en los estratos siguientes el número disminuye notoriamente, en el estrato arbóreo medio el número de individuos es mucho menor que el registrado para el bosque 2.

Por otra parte, una de las características de los estadios más tempranos de sucesión es un marcado aumento en la riqueza florística; como se puede observar en los cuadros 17 y 18 los valores de riqueza son mayores en el bosque 1 y esta diferencia es mucho más marcada en los dos estratos más bajos donde la diferencia en cuanto al número de especies, géneros y familias entre estos estratos es insignificante.

Así en el bosque 1, el aumento de individuos en el estrato arbóreo inferior respecto del arbustivo y la riqueza en cuanto a familias, géneros y especies estable en estos dos estratos y mayor frente al bosque 2, sugiere que en esta área del cerro Pusná las actividades antrópicas son más marcadas que en la otra área que representa el bosque 2. Este hecho se ve acrecentado por la cercanía al bosque 1 de pobladores.

Clases diamétricas:

Cuadro 19. División por clases diamétricas para el bosque 1.

<i>Rango (cm)</i>	<i>Individuos</i>	<i>Especies</i>	<i>Géneros</i>	<i>Familias</i>
<10	419	56	42	27
≥10 <19	70	18	18	15
≥19 <28	15	5	5	5
≥28 <37	9	4	4	4
≥37 <46	3	3	3	3
≥46 <55	2	1	1	1
≥55	4	2	2	2

Cuadro 20. División por clases diamétricas para el bosque 2.

<i>Rango (cm)</i>	<i>Individuos</i>	<i>Especies</i>	<i>Géneros</i>	<i>Familias</i>
<10	383	35	28	23
≥10 <19	34	15	13	11
≥19 <28	12	7	7	7
≥28 <37	9	6	6	6
≥37 <46	3	2	2	2
≥46 < 55	4	3	3	3
≥55	2	2	2	2

En ambos bosques la tendencia general es a disminuir el número de individuos a medida que aumenta el diámetro, sin embargo la diferencia de individuos que hay entre ambos bosques se ve reflejada en la clase para individuos con diámetro más bajo (<10 cm) acompañado de una riqueza de especies y géneros mucho más alta en el bosque 1 que la hallada para el bosque 2.

Este hecho, indica que en bosque 1 presenta un alto número de individuos y una mayor riqueza debido a que se encuentra en un estadio de sucesión más temprano.

Figura 20. Perfil idealizado de la estructura vertical y la proyección horizontal en el bosque 1. (Individuos DAP \geq 5).

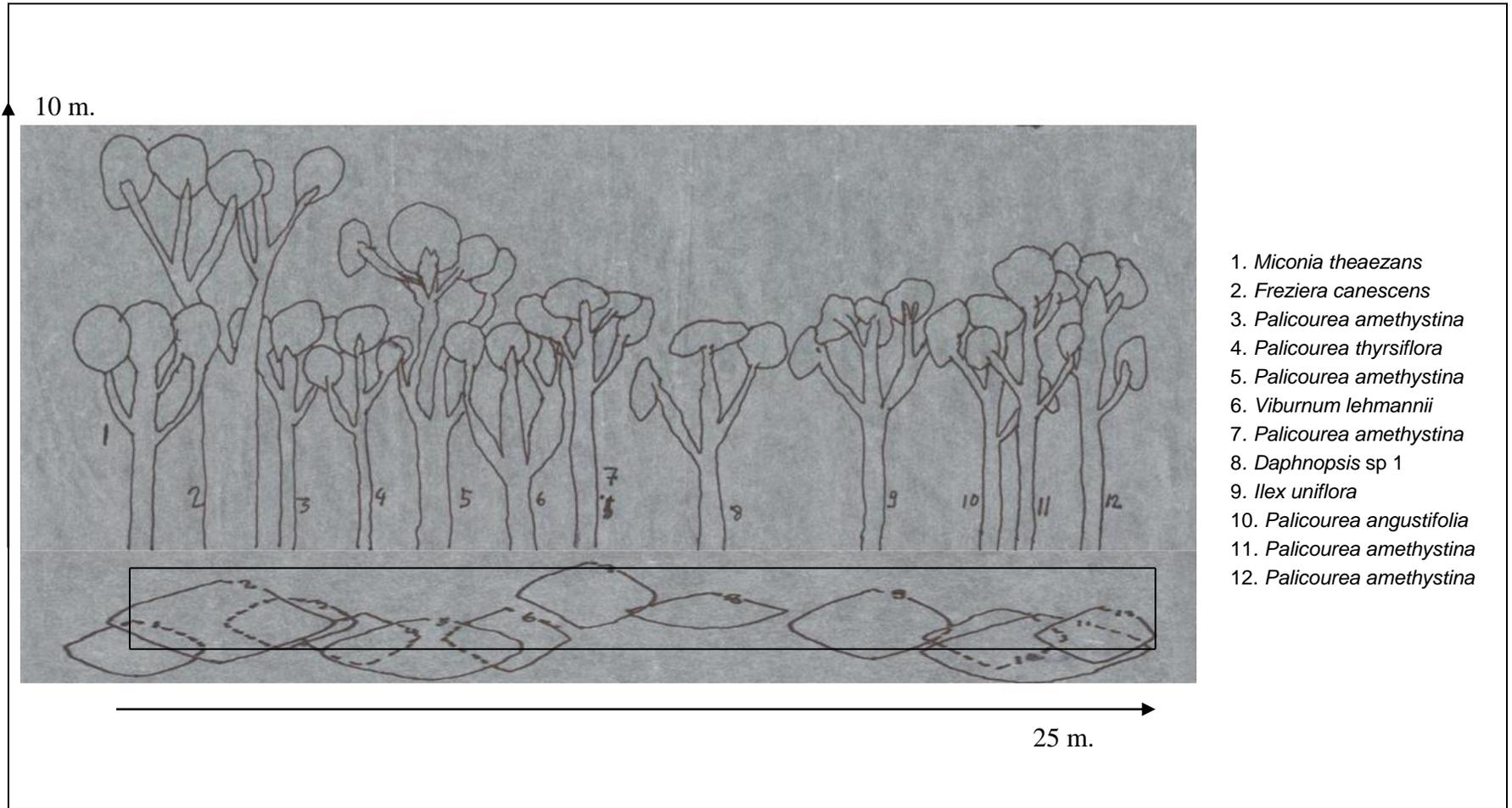
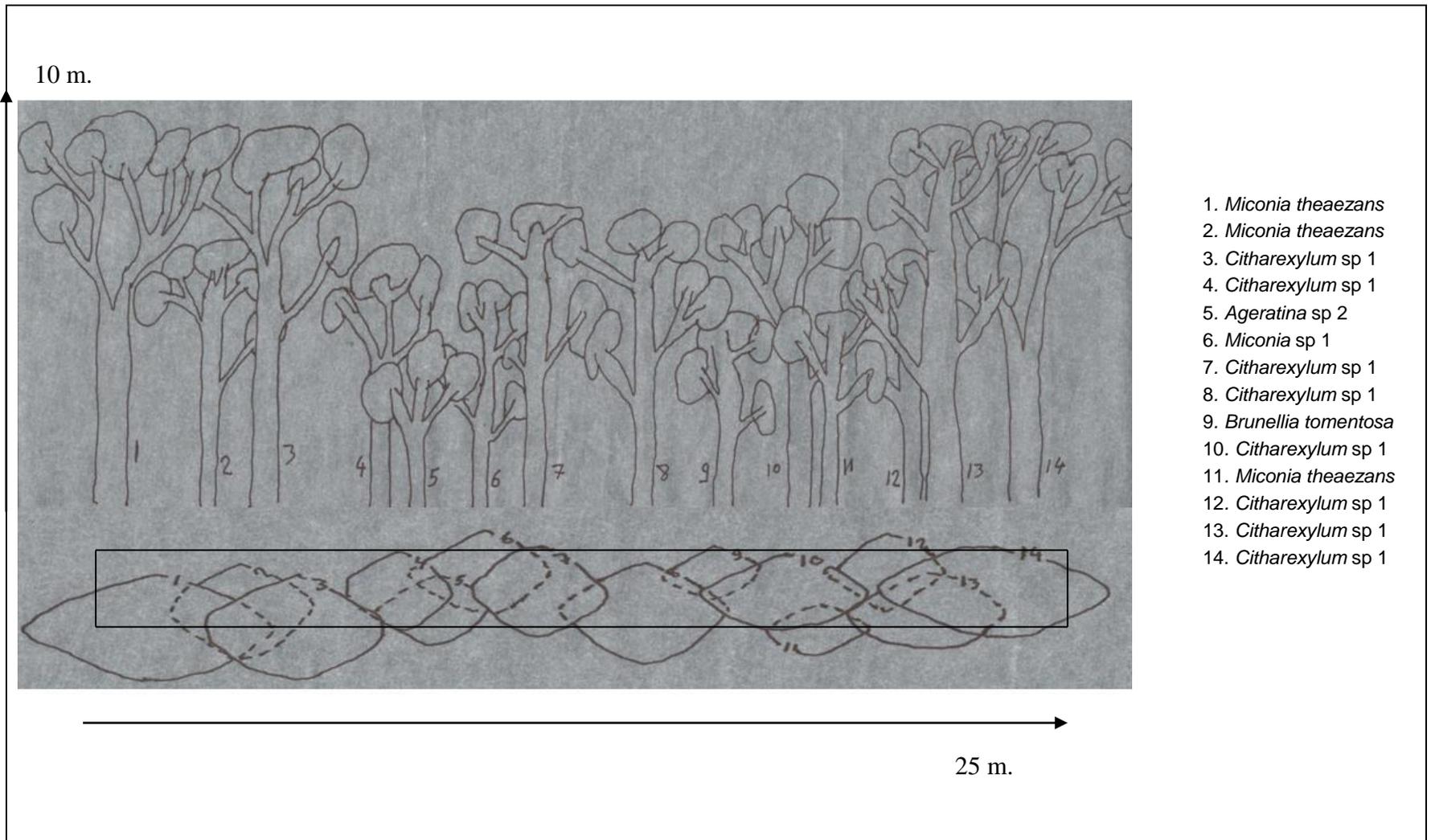


Figura 21. Perfil idealizado de la estructura vertical y la proyección horizontal en el bosque 2. (Individuos DAP \geq 5).



Parámetros estructurales para especie

Densidad relativa:

La familia Melastomataceae aportó las especies con mayores densidades en cada bosque. En el bosque 1 *Miconia theaezans* es la especie más densa dejando muy atrás a las otras especies que le suceden. De igual modo, en el bosque 2, dos especies de *Miconia*, incluyendo *M. theaezans*, son las más densas y al igual que en otro bosque, la diferencia en los valores de densidad relativa de estas especies respecto a las que les suceden es considerable.

La densidad es mayor en el bosque 1 debido a que en éste se encontró mayor número de individuos con DAP y altura bajos, al tiempo que con área basal menor que en el bosque 2. Esto da un indicio de que el bosque 2 se encuentra en un mejor estado de conservación.

Cuadro 21. Especies con mayor densidad relativa en cada bosque.

Bosque 1		Bosque 2	
Especie	Dr	Especie	Dr
<i>Miconia theaezans</i> (Bonpl.) Congn	0,20498	<i>Miconia</i> sp 1	0,24609
<i>Palicourea amethystina</i> (Ruiz & Pav.) D.C.	0,07663	<i>Miconia theaezans</i> (Bonpl.) Congn	0,21477
<i>Freziera canescens</i> Bonpl.	0,07088	<i>Citharexylum</i> sp 1	0,10962
<i>Siparuna echinata</i> (Kunth) A.DC.	0,06130	<i>Palicourea amethystina</i> (Ruiz & Pav.) D.C.	0,04922
<i>Daphnopsis</i> sp 1	0,04598	<i>Persea</i> sp 2	0,03803

Frecuencia relativa:

Miconia theaezans y *Miconia* sp 1 vuelven a cobrar relevancia aquí, la primera es la más frecuente en el bosque 1 y ambas lo son para el bosque 2 después de *Citharexylum* sp 1. Sin embargo la diferencia entre los valores es mucho menos marcada entre las especies de mayor frecuencia que entre las especies más densas. *Freziera canescens* y *Siparuna echinata* también tienen altos valores en el bosque 1.

Cuadro 22. Especies con mayor frecuencia relativa en cada bosque.

Bosque 1		Bosque 2	
Especie	Fr	Especie	Fr
<i>Miconia theaezans</i> (Bonpl.) Congn	0,07407	<i>Citharexylum</i> sp 1	0,08571
<i>Freziera canescens</i> Bonpl.	0,05926	<i>Miconia theaezans</i> (Bonpl.) Congn	0,06667
<i>Siparuna echinata</i> (Kunth) A.DC.	0,05185	<i>Miconia</i> sp 1	0,05714
<i>Daphnopsis</i> sp 1	0,04444	<i>Viburnum</i> sp 3	0,05714
<i>Palicourea amethystina</i> (Ruiz & Pav.) D.C.	0,03704	<i>Piper barbatum</i> Kunth.	0,05714

Cobertura relativa:

En cuanto a cobertura relativa, *Freziera canescens* y *Citharexylum* sp 1 son las especies de mayor cobertura para el bosque 1 y 2 respectivamente, con valores que distan de las demás especies considerablemente (entre el 30 y el 35%).

Cuadro 23. Especies con mayor cobertura relativa en cada bosque.

Bosque 1		Bosque 2	
Especie	Cr	Especie	Cr
<i>Freziera canescens</i> Bonpl.	0,37654	<i>Citharexylum</i> sp 1	0,28149
<i>Solanum sycophanta</i> Dunal	0,12604	<i>Brunellia tomentosa</i> Bonpl.	0,16857
<i>Palicourea amethystina</i> (Ruiz & Pav.) D.C.	0,09860	<i>Freziera canescens</i> Bonpl.	0,13505
<i>Miconia theaezans</i> (Bonpl.) Congn	0,08310	<i>Miconia</i> sp 1	0,11543
<i>Maytenus laxiflora</i> Triana & Planch.	0,06208	<i>Miconia theaezans</i> (Bonpl.) Congn	0,09419

Índice de valor de importancia para especie – IVI:

Cuadro 24. Especies con mayor IVI para cada bosque.

Bosque 1		Bosque 2	
Especie	IVI	Especie	IVI
<i>Freziera canescens</i> Bonpl.	0,50669	<i>Citharexylum</i> sp 1	0,47683
<i>Miconia theaezans</i> (Bonpl.) Congn	0,36216	<i>Miconia</i> sp 1	0,41866
<i>Palicourea amethystina</i> (Ruiz & Pav.) D.C.	0,21227	<i>Miconia theaezans</i> (Bonpl.) Congn	0,37562
<i>Solanum sycophanta</i> Dunal	0,14303	<i>Brunellia tomentosa</i> Bonpl.	0,21280
<i>Siparuna echinata</i> (Kunth) A.DC.	0,13042	<i>Freziera canescens</i> Bonpl.	0,18375

Freziera canescens y *Citharexylum* sp 1 son las especies más importantes para el bosque 1 y bosque 2, respectivamente, ambas deben esta condición a su cobertura. Mientras que *Miconia theaezans* y *Miconia* sp, en ambas localidades, le deben su importancia en gran medida a su densidad. En muestreos de 0.1 ha, las especies de Lauraceae son el componente más importante de los bosques andinos, condición que no se presenta en este caso debido a que los datos del IVI se vieron bastante influenciados por los valores de las especies que presentaron mayor cobertura relativa.

Índice de valor de importancia para familia - FIV:

Cuadro 25. Familias con mayor FIV para cada bosque.

Bosque 1		Bosque 2	
Familia	FIV	Familia	FIV
Theaceae	0,50669	Melastomataceae	0,83041

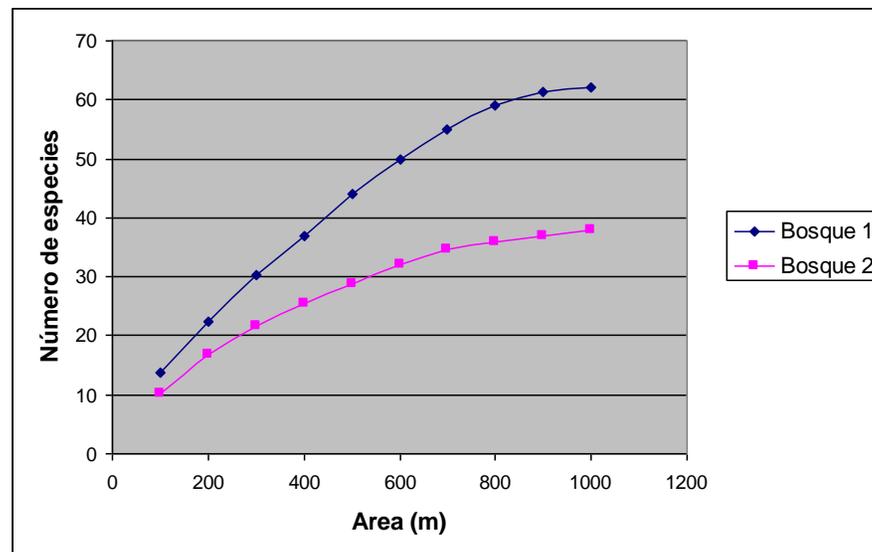
Melastomataceae	0,36216	Verbenaceae	0,47683
Rubiaceae	0,27075	Asteraceae	0,23599
Asteraceae	0,23377	Brunelliaceae	0,22594
Solanaceae	0,18435	Theaceae	0,18375

Las familias más importantes en el muestreo de plantas leñosas son Theaceae en el bosque 1 y Melastomataceae en el bosque 2. En el bosque 1, la cobertura relativo influenció notablemente en el alto valor de la familia Theaceae, mientras que en el bosque 2, Melastomataceae se vio favorecida por los elevados valores de densidad relativa. La mayoría de familias registraron valores bajos de FIV, a excepción de familias como las mencionadas anteriormente, y otras como Verbenaceae, Rubiaceae, Asteraceae y Solanaceae.

Representatividad de los muestreos

La curva de acumulación de especie-área de los bosques estudiados tiende a estabilizarse a partir de los 900 m² de área muestreada (Figura 22).

Figura 22. Curva especie-área para los bosques evaluados.



Diversidad Beta

Se registraron 16 especies compartidas en los dos bosques, lo cual representa un 32% del total de especies (Cuadro 26).

Cuadro 26. Especies presentes en los dos bosques.

<i>Familia</i>	<i>Especie</i>
Aquifoliaceae	<i>Ilex uniflora Benth</i>
Asteraceae	<i>Critoniopsis sp 1</i>
Brunelliaceae	<i>Brunellia tomentosa Bonpl</i>
Caprifoliaceae	<i>Viburnum sp 3</i>
Lamiaceae	<i>Lepechinia conferta (Benth.) Epling</i>
Lauraceae	<i>Ocotea sp 2</i>
Lauraceae	<i>Persea sp 2</i>
Melastomataceae	<i>Miconia theaezans (Bonpl.) Congn</i>
Meliaceae	<i>Ruagea hirsuta (C. DC.) Harms.</i>
Monimiaceae	<i>Siparuna echinata (Kunth) A.DC.</i>
Poaceae	<i>Chusquea latifolia L.G. Clark</i>
Rubiaceae	<i>Palicourea amethystina (Ruiz & Pav.) D.C.</i>
Rutaceae	<i>Zanthoxylum quinduense Tul.</i>
Theaceae	<i>Freziera canescens Bonpl.</i>
Thymelaeaceae	<i>Daphnopsis sp 1</i>
Verbenaceae	<i>Citharexylum sp 1</i>

Cuadro 27. Índices de diversidad beta calculados.

Índice cualitativo de Sorensen	Índice cuantitativo de Sorensen	Índice de Morisita-Horn	Complementariedad
0.32	0.37	0.83	0.81

La relación de especies compartidas respecto a todas las especies encontradas entre las unidades estudiadas en el cerro Pusná, muestra una disimilitud considerable, con un coeficiente de 0.32 y 0.37 de acuerdo con el índice de Sorensen cualitativo y cuantitativo respectivamente. Estos valores muestran diferencias considerables entre los asentamientos, lo que sugiere que existe una heterogeneidad ambiental acentuada -que al ser relacionada con los estados de sucesión temprana en que se encuentran estos bosques- es ocasionada posiblemente por diferentes grados de alteración de origen antrópico (algunos mencionados en el aparte de evaluación de impactos) a los que han sido sometidas éstas unidades, así como a factores climáticos que inciden de manera distinta entre las unidades, pues están ubicadas en diferentes flancos del cerro de Pusná.

Al comparar estos valores con el obtenido en el índice de Morisita-Horn (0.83) se encuentra cierta discrepancia entre ellos; debido a que el índice de Morisita-Horn se puede ver afectado por la riqueza de especies y el tamaño de las muestras, asimismo, normalmente es muy sensible a la abundancia de la especie más abundante.

El valor de Complementariedad de estas localidades corrobora los resultados obtenidos con los índices cualitativo y cuantitativo de Sorensen, al presentar una alta complementariedad.

9. CONCLUSIONES

Al analizar los cambios de coberturas se evidencia la presión que se ha ejercido sobre las coberturas naturales a causa de actividades antrópicas, esto sustentado en el aumento en área de coberturas propias de éstas actividades como son los pastos y el bosque abierto intervenido.

Se establecieron procesos asociados con fragmentación tales como la exposición a efectos de borde, cambios en proximidad y conectividad, modificaciones en la dominancia de coberturas y variación en el número de fragmentos; sin embargo, de acuerdo a los índices de fragmentación no se identificó una fragmentación *per se* en el área estudiada durante el lapso 1980-1989.

El aumento de las áreas de bosque abierto y pastos fue debido al cambio de uso de suelo hacia actividades como adecuación de áreas de pastoreo y tala, lo cual derivó en la disminución de las coberturas naturales.

Es importante resaltar la reducción de aproximadamente 50 ha que sufrió la cobertura de bosque denso; asimismo para el lapso 1980-1989 se identificó una reducción en el número de fragmentos de dicha cobertura (de cuatro a uno).

La cobertura de pastos tuvo un comportamiento como matriz del paisaje, lo cual se fundamenta en su amplia área ocupada (más de la mitad del total), su alto cambio medio anual y en que las demás coberturas están embebidas dentro de ésta.

Con base en el tipo de actividades que se presentan en la zona y a la tendencia al cambio de uso del suelo para fines productivos, se evidencian procesos de homogeneización del paisaje en la zona estudiada en el lapso entre 1980 y 1989.

Con el muestreo de plantas leñosas se registraron 29 familias, 45 géneros y 62 especies en el bosque 1; y 22 familias, 29 géneros y 38 especies en el bosque 2.

La relevancia de elementos propios de mayor altura como Asteraceae, el alto número de individuos con diámetros menores a 10 cm, la alta densidad de especies predominantes en los estratos más bajos y *Miconia theaezans* y *Miconia* sp 1 como especies importantes ecológicamente, sugiere que las unidades de bosque estudiadas en el cerro de Pusná se encuentran en estados tempranos de sucesión.

Las diferencias en el número de individuos con diámetros más bajos ($DAP < 10$ cm), la inclusión de individuos en los estratos más bajos (arbustivo y arbóreo inferior), así como riqueza a nivel de familias, géneros y especies mucho mayor en el bosque 1 que en el

bosque 2, permite dilucidar que el bosque 1 se encuentra bajo una mayor presión que en segundo; representada por la tala de los pobladores que circundan el área.

La riqueza presentada por Asteraceae infiere una posible presencia de alteraciones, ya que al ser una familia propia de alturas mayores a 3000 m.s.n.m. está sucediendo una difusión de elementos propios de la vegetación de mayor altura a zonas más bajas. Esto se relaciona con el fenómeno de paramización, en el que especies propias de páramo transpasan sus límites altitudinales inferiores y encuentran lugares aptos para establecerse, formando mosaicos y asociándose con comunidades vegetales de tipo andino.

La alta disimilitud y complementariedad encontrada en las unidades de bosque estudiadas proporciona relevancia a estas localidades para propósitos de conservación o manejo, no sólo por la composición y abundancia de especies, sino por la importancia que tienen como zonas protectoras y de amortiguamiento de fuentes de agua.

El estado de sucesión temprana de los bosques y la heterogeneidad ambiental, sugieren que las unidades de bosque han sido sometidas a procesos de alteración de origen antrópico.

Es importante realizar este tipo de estudios donde se evalúe –en amplios periodos de tiempo- los cambios que han sucedido especialmente sobre las coberturas naturales, lo cual permite determinar los lugares donde han sido sometidas a mayores procesos de alteración por actividades antrópicas, así como la magnitud de estas alteraciones. Estos conocimientos permiten plantear programas de conservación más efectivos.

Con base en los resultados obtenidos y la hipótesis planteada se concluye que no han sucedido procesos de fragmentación en el periodo y área estudiada, sin embargo es evidente la pérdida de hábitats naturales y la modificación de los arreglos espaciales.

10. RECOMENDACIONES

Basados en la etapa de sucesión temprana en que se encuentran los bosques caracterizados, se plantea realizar más estudios de diferentes décadas en la misma zona, utilizando imágenes de sensores remotos, para lograr una mayor aproximación de la dinámica que han sufrido estos bosques andinos.

A medida que se tenga acceso a imágenes de sensores remotos más recientes, es pertinente realizar estudios que permitan establecer los cambios ocurridos en la zona de estudio hasta el presente. Esto, correlacionado con los resultados arrojados en este estudio permitiría tener un amplio conocimiento de las dinámicas que han sucedido sobre las coberturas en un periodo de aproximadamente 30 años.

Establecer un programa de monitoreo de las comunidades vegetales -mediante su caracterización en un intervalo de tiempo determinado- lo cual generará información que permitirá establecer la posible existencia de procesos de fragmentación a nivel de comunidad.

Considerar el análisis de otras zonas de bosque andino ubicadas dentro de la subcuenca del río Las Piedras para complementar el conocimiento del estado actual de ésta área con fines de conservación.

BIBLIOGRAFIA

ACUEDUCTO Y ALCANTARILLADO DE POPAYÁN, ESP. Cartilla Ruta del Agua. Popayán, 2001.

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. Popayán. 2003. 140 p. Trabajo de grado (Bióloga). Universidad del Cauca. Facultad de Ciencias Naturales Exactas y de la Educación.

ALVEAR NARVAEZ, Nilsa Lorena. Análisis espacio-temporal del proceso de fragmentación en la parte media de la cuenca del río Palacé. Popayán. 2006. 107 p. Trabajo de grado (Bióloga). Universidad del Cauca. Facultad de Ciencias Naturales Exactas y de la Educación.

APAN, A; RAINE, S. y PATERSON, M. Quantifying Landscape Fragmentation in the Lockyer Valley Catchment, Queensland: 1973 – 1997. En: The 28th Annual Conference of AURISA Hyatt Coolum Resort, Coolum QLD, 20-24 November 2000. p 20-24.

ARMENTERAS, D; GAST, F. y VILLAREAL, H. Andean forest fragmentation and the representativeness of protected natural areas in the eastern Andes, Colombia. En: Biological Conservation 113. 2003. p. 245–256.

BRUNA, E.M. Seed germination in rainforest fragments. En: Nature. Vol 402. 1999.

_____ Effects of forest fragmentation on *Heliconia acuminata* seedling recruitment in central Amazonia. En: Oecologia. 2002. 132:235–243.

_____ Biological Impacts of Deforestation and Fragmentation. En: Ecology. 2004. p. 85-90

BRUNA, E.M. y KRESS, W. Habitat Fragmentation and the Demographic Structure of an Amazonian Understory Herb (*Heliconia acuminata*). En: Conservation Biology. Volume 16, N° 5 October 2002. p. 1256-1266.

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. ISSN (0716-1476).

CHAVES M. E. y ARANGO, N. Informe Nacional sobre el estado de la Biodiversidad, 1997 – Colombia. Santafé de Bogotá: Instituto Humboldt, PNUMA, Ministerio del Medio Ambiente. 1998. Tomo II. P. 76 –87.

- CHUVIECO, E. Fundamentos de teledetección espacial. 3 ed. Madrid: Ediciones Rialp. 1996.
- CORPORACIÓN AUTÓNOMA REGIONAL DEL CAUCA - CRC. Plan de Gestión Ambiental Regional del Departamento del Cauca. 2002
- CORPORACIÓN AUTÓNOMA REGIONAL DEL CAUCA – UNIVERSIDAD DEL CAUCA, Instituto de Postgrado en Vías e Ingeniería Civil. Departamento de Hidráulica. Estudio de las corrientes superficiales de la Meseta de Popayán y su potencial hídrico, Corrientes: Río Hondo y Las Piedras. Popayán. 1994.
- CUATRECASAS, J. Aspectos de la vegetación natural de Colombia. En: Perez-Arbelaezia. Vol. 2, No. 8 (ene. – dic. 1989): p. 155-283.
- DONOSO, D; GREZ, A. y SIMONETTI, J. Effects of forest fragmentation on the granivory of differently sized seeds. En: Biological Conservation, 115. 2003. p. 63-70.
- ECHAVARRIA, F. Remote Sensing of Forest Fragmentation in the Tropics. 1996. 10 p.
- 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, A. Introducción a la Ecología del Paisaje, un marco de integración para los levantamientos rurales. Instituto Geográfico Agustín Codazzi. Bogotá. 1991. 84 p.
- FAHRIG, L. y MERRIAM, G. Conservation of Fragmented Populations. En: Conservation Biology. Vol 8, N° 1. 1994. p. 50-59.
- FAHRIG, L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. En: Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst 34. 2003. p. 487–515.
- 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. 1998. 175 p.
- FORMAN, R.T.T. and GODRON M. Landscape ecology. John Wiley & Sons. New York. 1986. 620 p. ISBN 0-471-87037-4.
- FULLER, D.O. Forest fragmentation in Loudoun County, Virginia, USA evaluated with multitemporal Landsat imagery. Landscape Ecology 16: 627–642, 2001.

GENTRY, A.H. Patterns of neotropical plant species diversity. *Evolution Biology*. Vol 15. 1982. p. 1-84.

_____ Diversity and floristic composition of Andean forests of Peru and adjacent countries: Implications for their conservation. *Memorias del Museo de Historia Natural U.N.M.S.M. Lima*. 1992. p. 11-29.

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

GREZ, A. y PRADO, E. Effect of plant shape and surrounding vegetation on the dynamics of predatore coccinellids and their prey *Brevicoryne brassicae* (Hemiptera: Aphididae). En: *Envirom. Entomol.* 29(6). 2000. p. 1244-1250.

GREZ, A. y SALAZAR, A. Efectos de los patrones del 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.

HARRIS, L. *The Fragmented Forest: Island Biogeography Theory and the Preservation of Biotic Diversity*. Chicago. University of Chicago. 1984.

HERNÁNDEZ, E. Estrategias para el fortalecimiento del manejo de cuencas hidrográficas de montañas tropicales. En: *Manejo de cuencas, corrección de torrentes y control de aludes, rehabilitación de tierras y control de erosión*. FAO. 1998. p. 249-257.

INSTITUTO DE HIDROLOGÍA, METEOROLOGÍA Y ESTUDIOS AMBIENTALES - IDEAM. *El Medio Ambiente en Colombia*. 2001. p. 284-287.

INSTITUTO DE HIDROLOGÍA, METEOROLOGÍA Y ESTUDIOS AMBIENTALES - IDEAM. *Sistema de Información Ambiental de Colombia – SIAC. Primera Generación de Indicadores de la Línea Base de la Información Ambiental de Colombia*. Tomo II. 2002. p. 294-309.

INSTITUTO DE INVESTIGACION DE RECURSOS BIOLÓGICOS ALEXANDER VON HUMBOLDT. Unidad de Sistemas de Información Geográfica, UNISIG. *Los Sistemas de Información Geográfica*. Disponible en: <http://www.humboldt.org.co/sig/index.html>

LAURANCE, W. Rainforest fragmentation and the dynamics of amazonian tree communities. *Biological Dynamics of Forest Fragments Project*. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazonia. *SERIE TÉCNICA IPEF*. V. 12, N. 32. 1998. p. 21-24.

LAURANCE, W. F; LOVEJOY, T.E; VASCONCELOS, H.L; BRUNA, E.M; DIDHAM, R.K; STOUFFER, P.C; GASCON, C; BIERREGAARD, R.O; Laurance, S.G. y SAMPAIO, E. Ecosystem Decay of Amazonian Forest Fragments: A 22-year Investigation. En: Conservation Biology, 16. 2002. p. 605-618.

McGARIGAL, K. y MARKS, B.J. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 1995.

McGARIGAL, K. y ENE, E. Fragstats conceptual background v.3.3. Landscape Pattern Metrics. 2002.

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.

MARTINEZ, J; JOAQUI, S. y FIGUEROA, A. Determinación preliminar del estado de fragmentación en el área seleccionada de la parte sur del corredor biológico Munchique-Pinche. Corporación Autónoma Regional del Cauca – CRC. Continuación de la formulación del Plan de Manejo del Corredor Biológico Munchique-Pinche, Departamento del Cauca. Convenio 0092/06 CRC-UAESPNN. 2006.

MATTEUCCI, Silvia. La creciente importancia de los estudios del medio ambiente. En: Fronteras, Año1, N°1 2002. Disponible en internet: <http://www.gepama.com.ar/matteucci/investigacion/Art%208-MedAmb.pdf>

MINISTERIO DEL MEDIO AMBIENTE, DEPARTAMENTO NACIONAL DE PLANEACION, INSTITUTO ALEXANDER VON HUMBOLDT. Política Nacional de Biodiversidad. Bogotá. 1997.

MIRANDA, E. Aplicaciones del los SIG en la zonificación agroecológica y en el manejo de recursos naturales en el Brasil. Taller Regional sobre Aplicaciones de la Metodología de Zonificación Agro-Ecológica y los Sistemas de Información de Recursos de Tierras en América Latina y El Caribe. Santiago de Chile. 1996. 14 p.

MOIZO, M. La percepción remota y la tecnología SIG: una aplicación en Ecología de Paisaje. En: GeoFocus (Artículos), n° 4.

MORENO, C. E. Métodos para medir la biodiversidad. M&T–Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, 2001. 84 p.

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

NOSS, R. Corridors in Real Landscapes: A Reply to Simberloff ad Cox. En: Conservation Biology. Vol 1, N° 2. 1987. p. 159-164.

OLFF, H. y RITCHIE, M. Fragmented nature: consequences for biodiversity. En: Landscape and Urban Planning. 2002. 58:83-92

PARRA, S; MARULANDA, O. 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. p 105 – 133.

PATTANAVIBOOL, A. y DEARDEN, P. Fragmentation and wildlife in montane evergreen forests, northern Thailand. En: Biological Conservation 107. 2002. 155-164.

PLAN DE ORDENAMIENTO TERRITORIAL DEL MUNICIPIO DE POPAYÁN. 2002.

RAMÍREZ P. Bernardo. Principios y métodos en ecología vegetal. Popayán: UNICAUCA-ICFES-SED-BID-ACCB-CRC. 1995. 45 p.

RANGEL, J.O. La región paramuna y franja aledaña en Colombia. En: RANGEL, J.O. Colombia, Diversidad Biótica, la región de vida paramuna. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá. 2000. p. 11

RIITTERS, K.H; WICKHAM, J.D; O'NEILL, R.B; JONES, K.B; SMITH, E.R; COULSTON, J.W; WADE, T.G. y SMITH, J.H. Fragmentation of Continental United States Forests. En: Ecosystems. 2002. p. 815-822.

RIITTERS, K; WICKHAM, J; O'NEILL, R; JONES, B. y SMITH, E. Global-scale patterns of forest fragmentation. En: Conservation Ecology. 2000. 4(2): 3.

ROMERO, M. y SUA, S. Proyecto Diseño e Implementación del Sistema Indicadores de Seguimiento de la Política de Biodiversidad en la Amazonía Colombiana. Indicadores de Seguimiento de la Política de Biodiversidad en la Amazonía Colombiana. Anexo I: Metodología para la definición de ecosistemas. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. 2002. 50 p.

RUDAS, G; ARMENTERAS, D; SUA, S. y RODRÍGUEZ, N. Proyecto Diseño e Implementación del Sistema Indicadores de Seguimiento de la Política de Biodiversidad en la Amazonía Colombiana. Indicadores de Seguimiento de la Política de Biodiversidad en la Amazonía Colombiana. Informe Final. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. 2002. 135 p.

SALINAS CHÁVEZ, E. y MIDDLETON, J. La ecología del paisaje como base para el desarrollo sustentable en América Latina. 1998. Disponible en internet: <http://www.brocku.ca/epi/lebk/lebk.html>

SAUNDERS, D; HOBBS, R. y MARGULES, C. Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review. En: Conservation Biology. Vol 5, N° 1. 1991. p. 18-32.

SMITH, J.N.M. y HELLMANN, J.J. Population persistence in fragmented landscapes. En: Trends in Ecology & Evolution. Vol.17. No.9. 2002.

TABARELLI, M.; CARDOSO DA SILVA, J.M. y GASCON, C. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. En: Biodiversity and Conservation 13: 1419–1425, 2004.

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

VAN LAAKE, P.E. y SANCHEZ-AZOFEIFA, G.A. Focus on deforestation: zooming in on hot spots in highly fragmented ecosystems in Costa Rica. En: Agriculture, Ecosystems and Environment 102 (2004) 3–15.

VELASQUEZ, A. y BOCCO, G. La ecología del paisaje y su potencial para acciones de conservación de ecosistemas templados de montaña. México D.F. 2003. 46 p.

VILLARREAL, H; ALVAREZ, M; CORDOBA, S; ESCOBAR, F; FAGUA, G; GAST, F; MENDOZA, H; OSPINA, M. y UMAÑA, A.M. Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad. Programa de inventarios de biodiversidad. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Alexander von Humboldt. 236 p.

WADE, T.G; RIITERS, K.H; WICKHAM, J.D. y JONES, B.K. Distribution and causes of global forest fragmentation. En: Conservation ecology. 2003. 7(2): 7. 16 p.

WILCOVE, D.S; MCLELLAN, C.H. y DOBSON, A.P. Habitat fragmentation in the temperate zone. In: SOULE, M. En: Conservation Biology, the science of scarcity and diversity. Massachusetts: Sinauer. 1986 p. 237-256.

WILLIAMS, L; MANSON, R.H. e ISUNZA, E. La fragmentación del bosque mesófilo de montaña y patrones de uso del suelo en la región oeste de Xalapa, Veracruz, México. Madera y Bosques 8(1). 2002. p. 73-89.

ANEXOS

Anexo 1. Listado general de la flora censada en un área de 0.1 ha del bosque 1.

<i>Familia</i>	<i>Nombre específico</i>	<i>Número de colección</i>	
Anacardiaceae	<i>Mauria</i> sp 1	JAPC	2
Aquifoliaceae	<i>Ilex uniflora</i> Benth	JAPC	4
Asteraceae	<i>Erato</i> sp 1	JAPC	
	<i>Chromolaena</i> sp 1	JAPC	14
	<i>Critoniopsis</i> sp 1	JAPC	
	<i>Critoniopsis</i> sp 2	JAPC	19
	<i>Critoniopsis</i> sp 3	JAPC	21
	<i>Liabum igniarum</i> (Bonpl.) Lessing	JAPC	12
	<i>Verbesina</i> sp 1	JAPC	8
	<i>Verbesina</i> sp 2	JAPC	7
	<i>Barnadesia spinosa</i> l.f.	JAPC	22
Betulaceae	<i>Alnus acuminata</i> Kunth.	JAPC	32
Brunelliaceae	<i>Brunellia tomentosa</i> Bonpl	JAPC	36
Campanulaceae	<i>Siphocampylus giganteus</i> (Cav.) G. Don.	JAPC	37
Caprifoliaceae	<i>Viburnum lehmannii</i> Killip & Smith	JAPC	47
	<i>Viburnum</i> sp 1	JAPC	46
	<i>Viburnum</i> sp 2	JAPC	38
	<i>Viburnum</i> sp 3	JAPC	40
Caricaceae	<i>Vascoucella cundinamaricensis</i> V.H. Badillo	JAPC	
	<i>Carica</i> sp 1	JAPC	
Celastraceae	<i>Maytenus laxiflora</i> Triana & Planch.	JAPC	
	<i>Maytenus</i> sp1	JAPC	48
Lamiaceae	<i>Lepechinia bullata</i> (Kunth) Epling	JAPC	56
	<i>Lepechinia conferta</i> (Benth.) Epling	JAPC	53
	<i>Salvia pauciserrata</i> Benth.	JAPC	51
Lauraceae	<i>Persea</i> sp 1	JAPC	63
	<i>Persea</i> sp 2	JAPC	59
	<i>Ocotea</i> sp 2	JAPC	58
Melastomataceae	<i>Miconia theaezans</i> (Bonpl.) Congn	JAPC	67
Meliaceae	<i>Ruagea hirsuta</i> (C. DC.) Harms.	JAPC	78
	<i>Guarea kunthiana</i> A. Juss.	JAPC	76
Monimiaceae	<i>Siparuna echinata</i> (Kunth) A.DC.	JAPC	94
	<i>Mollinedia lanceolata</i> Ruiz & Pav.	JAPC	93
Myrsinaceae	<i>Geissanthus serrulatus</i> Mez	JAPC	81
	<i>Geissanthus</i> sp 2	JAPC	84
Myrtaceae	<i>Calycolpus</i> sp 1	JAPC	98
	sp 1	JAPC	99

	sp 2	JAPC	97
	sp 3	JAPC	96
	sp 4	JAPC	95
Piperaceae	<i>Piper lacunosum</i> Kunth.	JAPC	100
Poaceae	<i>Chusquea latifolia</i> L.G. Clark	JAPC	101
	<i>Chusquea uniflora</i> Mauro	JAPC	102
Polygalaceae	<i>Monnina cestrifolia</i> (Bonpl.) Kunth	JAPC	103
	<i>Monnina</i> sp 1	JAPC	106
Proteaceae	<i>Roupala pachypoda</i> Cuatrec.	JAPC	111
Rosaceae	<i>Prunus integrifolia</i> (C. Presl) Walp.	JAPC	114
Rubiaceae	<i>Palicourea amethystina</i> (Ruiz & Pav.) D.C.	JAPC	118
	<i>Palicourea angustifolia</i> Kunth	JAPC	124
	<i>Palicourea thyrsoiflora</i> (Ruiz & Pav.) D.C.	JAPC	121
Rutaceae	<i>Zanthoxylum quinduense</i> Tul.	JAPC	135
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum lanatum</i> T.D. Penn	JAPC	139
Solanaceae	<i>Lycianthes acutifolia</i> (Ruiz & Pav.) Bitter	JAPC	144
	<i>Sessea corymbosa</i> Goudot	JAPC	140
	<i>Solanum</i> sp 1	JAPC	142
	<i>Solanum</i> sp 2	JAPC	141
	<i>Solanum sycophanta</i> Dunal	JAPC	143
Theaceae	<i>Freziera canescens</i> Bonpl.	JAPC	149
Thymelaeaceae	<i>Daphnopsis</i> sp 1	JAPC	165
Urticaceae	<i>Boehmeria fallax</i> Wedd.	JAPC	167
	<i>Boehmeria</i> sp 1	JAPC	166
Verbenaceae	<i>Citharexylum</i> sp 1	JAPC	170

Anexo 2. Listado general de la flora censada en un área de 0.1 ha del bosque 2.

Familia	Nombre específico	Número de colección	
Actinidaceae	<i>Saurania scabra</i> (Kunth) Dietich	JAPC	1
Aquifoliaceae	<i>Ilex</i> sp 1	JAPC	3
	<i>Ilex</i> sp 2	JAPC	5
	<i>Ilex uniflora</i> Benth	JAPC	6
Araliaceae	<i>Oreopanax floribundus</i> (Kunth) Decne. & Planch.	JAPC	
Asteraceae	<i>Ageratina</i> sp 1	JAPC	31
	<i>Ageratina</i> sp 2	JAPC	23
	<i>Critoniopsis</i> sp 1	JAPC	17
	<i>Gynoxis colombiana</i> (Klatt) Hieron	JAPC	13
	<i>Pentacalia trichopus</i> (Benth) Cuatrec.	JAPC	10
Brunelliaceae	<i>Brunellia</i> sp 1	JAPC	33
	<i>Brunellia tomentosa</i> Bonpl.	JAPC	35
Caprifoliaceae	<i>Viburnum</i> sp 3	JAPC	44
Elaeocarpaceae	<i>Vallea stipularis</i> L. f.	JAPC	49
Lamiaceae	<i>Lepechinia conferta</i> (Benth.) Epling	JAPC	52
Lauraceae	<i>Ocotea</i> sp 1	JAPC	57

	<i>Ocotea</i> sp 2	JAPC	
	<i>Persea</i> sp 2	JAPC	61
Melastomataceae	<i>Miconia</i> sp 1	JAPC	74
	<i>Miconia theaezans</i> (Bonpl.) Congn	JAPC	64
	<i>Tibouchina mollis</i> (Bonpl.) Congn.	JAPC	73
Meliaceae	<i>Ruagea hirsuta</i> (C. DC.) Harms.	JAPC	79
Monimiaceae	<i>Siparuna echinata</i> (Kunth) A. DC.	JAPC	85
Myrsinaceae	<i>Geissanthus andinus</i> Mez	JAPC	82
	<i>Geissanthus</i> sp 1	JAPC	83
Piperaceae	<i>Piper barbatum</i> Kunth.	JAPC	
Poaceae	<i>Chusquea latifolia</i> L.G. Clark	JAPC	
Rosaceae	<i>Hesperomeles obtusifolia</i> (Pers.) Lindl.	JAPC	116
	<i>Rubus nubigenus</i> Kunth	JAPC	117
Rubiaceae	<i>Palicourea amethystina</i> (Ruiz & Pav.) D.C.	JAPC	131
Rutaceae	<i>Zanthoxylum quinduense</i> Tul.	JAPC	137
Sabiaceae	<i>Meliosma</i> sp 1	JAPC	
Symplocaceae	<i>Symplocos quitensis</i> Brand	JAPC	147
	<i>Symplocos</i> sp 1	JAPC	146
	<i>Symplocos</i> sp 2	JAPC	145
Theaceae	<i>Freziera canescens</i> Bonpl.	JAPC	156
Thymelaeaceae	<i>Daphnopsis</i> sp 1	JAPC	163
Verbenaceae	<i>Citharexylum</i> sp 1	JAPC	175

Anexo 3. Listado de especies y parámetros de estructura calculados en los individuos del bosque 1.

<i>Familia - Nombre específico</i>	<i>Número individuos</i>	<i>AB</i>	<i>Dr</i>	<i>Fr</i>	<i>Cor</i>	<i>IVI</i>	<i>FIV</i>
Anacardiaceae							0,04294
<i>Mauria</i> sp 1	9	634,69	0,01724	0,01481	0,01089	0,04294	
Aquifoliaceae							0,04991
<i>Ilex uniflora</i> Benth	4	735,32	0,00766	0,02963	0,01261	0,04991	
Asteraceae							0,23377
<i>Barnadesia spinosa</i> l.f.	1	72,87	0,00192	0,00741	0,00125	0,01057	
<i>Chromolaena</i> sp 1	7	65,67	0,01341	0,01481	0,00113	0,02935	
<i>Critoniopsis</i> sp 1	3	4,50	0,00575	0,00741	0,00008	0,01323	
<i>Critoniopsis</i> sp 2	3	172,62	0,00575	0,02222	0,00296	0,03093	
<i>Critoniopsis</i> sp 3	3	5,30	0,00575	0,02222	0,00009	0,02806	
<i>Erato</i> sp 1	13	46,47	0,02490	0,01481	0,00080	0,04052	
<i>Liabum igniarum</i> (Bonpl.) Lessing	16	112,84	0,03065	0,02963	0,00194	0,06222	
<i>Verbesina</i> sp 1	1	2,85	0,00192	0,00741	0,00005	0,00937	
<i>Verbesina</i> sp 2	1	11,38	0,00192	0,00741	0,00020	0,00952	
Betulaceae							0,06922
<i>Alnus acuminata</i> Kunth.	5	2613,16	0,00958	0,01481	0,04483	0,06922	
Brunelliaceae							0,01171
<i>Brunellia tomentosa</i> Bonpl	1	139,41	0,00192	0,00741	0,00239	0,01171	

Campanulaceae							0,01015
<i>Siphocampylus giganteus</i> (Cav.) G. Don.	1	47,97	0,00192	0,00741	0,00082	0,01015	
Caprifoliaceae							0,13303
<i>Viburnum lehmannii</i> Killip & Smith	9	554,16	0,01724	0,02222	0,00951	0,04897	
<i>Viburnum</i> sp 1	1	2,85	0,00192	0,00741	0,00005	0,00937	
<i>Viburnum</i> sp 2	2	109,14	0,00383	0,01481	0,00187	0,02052	
<i>Viburnum</i> sp 3	14	298,74	0,02682	0,02222	0,00512	0,05417	
Caricaceae							0,01895
<i>Carica</i> sp 1	1	9,56	0,00192	0,00741	0,00016	0,00949	
<i>Vascoucella cundinamarcensis</i> V.H. Badillo	1	8,40	0,00192	0,00741	0,00014	0,00947	
Celastraceae							0,08074
<i>Maytenus laxiflora</i> Triana & Planch.	1	3619,28	0,00192	0,00741	0,06208	0,07141	
<i>Maytenus</i> sp1	1	0,71	0,00192	0,00741	0,00001	0,00934	
Lamiaceae							0,04226
<i>Lepechinia bullata</i> (Kunth) Epling	1	5,24	0,00192	0,00741	0,00009	0,00941	
<i>Lepechinia conferta</i> (Benth.) Epling	6	36,51	0,01149	0,00741	0,00063	0,01953	
<i>Salvia pauciserrata</i> Benth.	3	9,59	0,00575	0,00741	0,00016	0,01332	
Lauraceae							0,03444
<i>Persea</i> sp 1	4	8,50	0,00766	0,00741	0,00015	0,01522	
<i>Persea</i> sp 2	1	5,06	0,00192	0,00741	0,00009	0,00941	
<i>Ocotea</i> sp 2	1	28,53	0,00192	0,00741	0,00049	0,00981	
Melastomataceae							0,36216
<i>Miconia theaezans</i> (Bonpl.) Congn	107	4844,51	0,20498	0,07407	0,08310	0,36216	
Meliaceae							0,17261
<i>Guarea kunthiana</i> A. Juss.	11	2549,17	0,02107	0,03704	0,04373	0,10184	
<i>Ruagea hirsuta</i> (C. DC.) Harms.	17	931,74	0,03257	0,02222	0,01598	0,07077	
Monimiaceae							0,16762
<i>Mollinedia lanceolata</i> Ruiz & Pav.	10	188,25	0,01916	0,01481	0,00323	0,03720	
<i>Siparuna echinata</i> (Kunth) A.DC.	32	1006,38	0,06130	0,05185	0,01726	0,13042	
Myrsinaceae							0,05885
<i>Geissanthus serrulatus</i> Mez	4	38,48	0,00766	0,01481	0,00066	0,02314	
<i>Geissanthus</i> sp 2	9	213,01	0,01724	0,01481	0,00365	0,03571	
Myrtaceae							0,05314
<i>Calycolpus</i> sp 1	1	3,99	0,00192	0,00741	0,00007	0,00939	
sp 1	2	32,68	0,00383	0,00741	0,00056	0,01180	
sp 2	1	19,68	0,00192	0,00741	0,00034	0,00966	
sp 3	1	30,05	0,00192	0,00741	0,00052	0,00984	
sp 4	1	182,09	0,00192	0,00741	0,00312	0,01245	
Piperaceae							0,00937
<i>Piper lacunosum</i> Kunth.	1	2,85	0,00192	0,00741	0,00005	0,00937	
Poaceae							0,09772
<i>Chusquea latifolia</i> L.G. Clark	20	123,44	0,03831	0,01481	0,00212	0,05525	
<i>Chusquea uniflora</i> Mauro	14	48,62	0,02682	0,01481	0,00083	0,04247	
Polygalaceae							0,06432
<i>Monnina cestrifolia</i> (Bonpl.) Kunth	13	306,47	0,02490	0,01481	0,00526	0,04498	

<i>Monnina</i> sp 1	2	40,85	0,00383	0,01481	0,00070	0,01935	
Proteaceae							0,05875
<i>Roupala pachypoda</i> Cuatrec.	12	357,24	0,02299	0,02963	0,00613	0,05875	
Rosaceae							0,04320
<i>Prunus integrifolia</i> (C. Presl) Walp.	8	329,26	0,01533	0,02222	0,00565	0,04320	
Rubiaceae							0,27075
<i>Palicourea amethystina</i> (Ruiz & Pav.) D.C.	40	5747,98	0,07663	0,03704	0,09860	0,21227	
<i>Palicourea angustifolia</i> Kunth	4	41,02	0,00766	0,02222	0,00070	0,03059	
<i>Palicourea thyrsoiflora</i> (Ruiz & Pav.) D.C.	6	92,49	0,01149	0,01481	0,00159	0,02790	
Rutaceae							0,02134
<i>Zanthoxylum quinduense</i> Tul.	3	45,23	0,00575	0,01481	0,00078	0,02134	
Sapotaceae							0,01201
<i>Chrysophyllum lanatum</i> T.D. Penn	2	44,79	0,00383	0,00741	0,00077	0,01201	
Solanaceae							0,18435
<i>Lycianthes acutifolia</i> (Ruiz & Pav.) Bitter	1	0,71	0,00192	0,00741	0,00001	0,00934	
<i>Sessea corymbosa</i> Goudot	1	230,45	0,00192	0,00741	0,00395	0,01328	
<i>Solanum</i> sp 1	1	2,85	0,00192	0,00741	0,00005	0,00937	
<i>Solanum</i> sp 2	1	0,97	0,00192	0,00741	0,00002	0,00934	
<i>Solanum sycophanta</i> Dunal	5	7347,88	0,00958	0,00741	0,12604	0,14303	
Theaceae							0,50669
<i>Freziera canescens</i> Bonpl.	37	21951,09	0,07088	0,05926	0,37654	0,50669	
Thymelaeaceae							0,09809
<i>Daphnopsis</i> sp 1	24	447,12	0,04598	0,04444	0,00767	0,09809	
Urticaceae							0,07023
<i>Boehmeria fallax</i> Wedd.	12	1655,98	0,02299	0,00741	0,02841	0,05880	
<i>Boehmeria</i> sp 1	2	10,75	0,00383	0,00741	0,00018	0,01142	
Verbenaceae							0,02171
<i>Citharexylum</i> sp 1	3	66,74	0,00575	0,01481	0,00114	0,02171	
TOTAL	522	58296,07	1	1	1	3	3

AB: Area basal. Dr: Densidad relativa. Fr: Frecuencia relativa. Cor: Cobertura relativa. IVI: Indice de valor de importancia para especies. FIV: Indice de valor de importancia para familias

Anexo 4. Listado de especies y parámetros de estructura calculados en los individuos del bosque 2.

<i>Familia - Nombre específico</i>	<i>Número individuos</i>	<i>AB</i>	<i>Dr</i>	<i>Fr</i>	<i>Cor</i>	<i>IVI</i>	<i>FIV</i>
Actinidaceae							0,01199
<i>Saurania scabra</i> (Kunth) Dietich	1	11,95	0,00224	0,00952	0,00023	0,01199	
Aquifoliaceae							0,10933
<i>Ilex</i> sp 1	6	362,24	0,01342	0,03810	0,00698	0,05850	
<i>Ilex</i> sp 2	2	483,21	0,00447	0,01905	0,00931	0,03283	
<i>Ilex uniflora</i> Benth	2	207,38	0,00447	0,00952	0,00400	0,01799	
Araliaceae							0,04328

<i>Oreopanax floribundus</i> (Kunth) Decne. & Planch.	2	1519,28	0,00447	0,00952	0,02928	0,04328	
Asteraceae							0,23599
<i>Ageratina</i> sp 1	12	241,91	0,02685	0,02857	0,00466	0,06008	
<i>Ageratina</i> sp 2	13	1272,45	0,02908	0,04762	0,02452	0,10122	
<i>Critoniopsis</i> sp 1	3	331,73	0,00671	0,02857	0,00639	0,04168	
<i>Gynoxis colombiana</i> (Klatt) Hieron	2	362,77	0,00447	0,00952	0,00699	0,02099	
<i>Pentacalia trichopus</i> (Benth) Cuatrec.	1	13,36	0,00224	0,00952	0,00026	0,01202	
Brunelliaceae							0,22594
<i>Brunellia</i> sp 1	1	71,13	0,00224	0,00952	0,00137	0,01313	
<i>Brunellia tomentosa</i> Bonpl.	7	8747,43	0,01566	0,02857	0,16857	0,21280	
Caprifoliaceae							0,10498
<i>Viburnum</i> sp 3	16	624,82	0,03579	0,05714	0,01204	0,10498	
Elaeocarpaceae							0,04809
<i>Vallea stipularis</i> L. f.	6	316,14	0,01342	0,02857	0,00609	0,04809	
Lamiaceae							0,05019
<i>Lepechinia conferta</i> (Benth.) Epling	9	77,07	0,02013	0,02857	0,00149	0,05019	
Lauraceae							0,15234
<i>Ocotea</i> sp 1	3	6,95	0,00671	0,00952	0,00013	0,01637	
<i>Ocotea</i> sp 2	2	7,03	0,00447	0,01905	0,00014	0,02366	
<i>Persea</i> sp 2	17	1877,86	0,03803	0,03810	0,03619	0,11232	
Melastomataceae							0,83041
<i>Miconia</i> sp 1	110	5990,00	0,24609	0,05714	0,11543	0,41866	
<i>Miconia theaezans</i> (Bonpl.) Congn	96	4887,70	0,21477	0,06667	0,09419	0,37562	
<i>Tibouchina mollis</i> (Bonpl.) Congn.	6	189,69	0,01342	0,01905	0,00366	0,03613	
Meliaceae							0,04468
<i>Ruagea hirsuta</i> (C. DC.) Harms.	6	139,57	0,01342	0,02857	0,00269	0,04468	
Monimiaceae							0,01188
<i>Siparuna echinata</i> (Kunth) A. DC.	1	6,12	0,00224	0,00952	0,00012	0,01188	
Myrsinaceae							0,02435
<i>Geissanthus andinus</i> Mez	1	41,81	0,00224	0,00952	0,00081	0,01257	
<i>Geissanthus</i> sp 1	1	1,26	0,00224	0,00952	0,00002	0,01179	
Piperaceae							0,08521
<i>Piper barbatum</i> Kunth.	10	295,67	0,02237	0,05714	0,00570	0,08521	
Poaceae							0,05416
<i>Chusquea latifolia</i> L.G. Clark	10	167,03	0,02237	0,02857	0,00322	0,05416	
Rosaceae							0,04123
<i>Hesperomeles obtusifolia</i> (Pers.) Lindl.	3	169,74	0,00671	0,01905	0,00327	0,02903	
<i>Rubus nubigenus</i> Kunth	1	22,84	0,00224	0,00952	0,00044	0,01220	
Rubiaceae							0,12479
<i>Palicourea amethystina</i> (Ruiz & Pav.) D.C.	22	1450,51	0,04922	0,04762	0,02795	0,12479	
Rutaceae							0,05873
<i>Zanthoxylum quinduense</i> Tul.	8	142,25	0,01790	0,03810	0,00274	0,05873	
Sabiaceae							0,01676
<i>Meliosma</i> sp 1	3	27,01	0,00671	0,00952	0,00052	0,01676	
Symplocaceae							0,03866

<i>Symplocos quitensis</i> Brand	2	40,62	0,00447	0,00952	0,00078	0,01478	
<i>Symplocos</i> sp 1	1	12,25	0,00224	0,00952	0,00024	0,01200	
<i>Symplocos</i> sp 2	1	6,09	0,00224	0,00952	0,00012	0,01188	
Theaceae							0,18375
<i>Freziera canescens</i> Bonpl.	9	7007,81	0,02013	0,02857	0,13505	0,18375	
Thymelaeaceae							0,02644
<i>Daphnopsis</i> sp 1	2	151,19	0,00447	0,01905	0,00291	0,02644	
Verbenaceae							0,47683
<i>Citharexylum</i> sp 1	49	14606,99	0,10962	0,08571	0,28149	0,47683	
TOTAL	447	51890,89	1	1	1	3	3

AB: Area basal. Dr: Densidad relativa. Fr: Frecuencia relativa. Cor: Cobertura relativa. IVI: Indice de valor de importancia para especies. FIV: Indice de valor de importancia para familias