

I. INTRODUCCIÓN

1.1 Antecedentes y Justificación

Durante las décadas de los años 50 y 60 la hipótesis de que los sistemas biológicos son estables y predecibles (Poiani & Richter 2000) influyó de manera significativa en los procesos de conservación desarrollados en la época. Mientras mayor fuese el grado de estabilidad de los sistemas, estos llegarían a un clímax seral (nivel máximo de desarrollo de un sistema) y por ende, maximizarían su diversidad alpha y beta.

Las acciones desarrolladas sobre la base de esta hipótesis, se centraron en proteger áreas altamente diversas, con niveles considerables de endemismo y con muy bajos niveles de intervención humana (prístinas). Así, el movimiento ambientalista esperaba proteger las especies silvestres altamente amenazadas o hábitats con características únicas y de distribución geográfica restringida (Myers *et al.* 2000).

Estos antecedentes llevaron al diseño y establecimiento de áreas protegidas que no consideran todos los procesos e interacciones bióticas y abióticas de los sistemas naturales, los cuales tienen fluctuaciones en el tiempo y en el espacio a diferentes escalas (Primack 1993). Muchas de estas reservas naturales no tienen la capacidad de mantener ecosistemas saludables¹ debido, sobretodo, a su tamaño, y a las presiones humanas que ocurren a su alrededor.

Esta realidad desembocó en un paisaje mundial compuesto por una serie de parches naturales, algunos de éstos declarados como áreas protegidas, embebidos en una matriz antrópica. Varios de estos parches de vegetación tienen comprometida su funcionalidad² producto del aislamiento y falta de conexión con áreas naturales contiguas que permitan el desarrollo de los procesos requeridos por los organismos vivos, p.e. mantenimiento de

¹ Un ecosistema saludable se define como aquel que presenta un alto nivel de integridad y las poblaciones de especies de fauna y flora son viables y cumplen un rol en el sistema.

² Es la condición del estado actual de una especie, de una población o de un sistema ecológico, que permite inferir que tan intactos están los procesos ecológicos/evolutivos y regímenes ambientales asociados (Noss 1990, Franklin 1981)

estructuras metapoblacionales. Un estudio desarrollado por el World Monitoring Center (1992) estimó que más del 76% de las especies amenazadas o en peligro de extinción se ven afectadas por este factor. Incluso, las especies que no presentan un peligro inmediato tienen un proceso continuo de erosión genética al verse las poblaciones reducidas y aisladas entre sí (Primack 1993).

El avance de investigaciones enfocadas en la comprensión del funcionamiento de los sistemas tropicales planteó la hipótesis de que la naturaleza es inestable y dinámica y que, por lo tanto, existe la necesidad de conservar la biodiversidad en escalas múltiples respondiendo a los patrones espaciales de variación natural de los sistemas y a las modificaciones del paisaje por acciones humanas (Noss 1990).

Este enfoque busca delinear redes de conservación con capacidad de mantener los procesos de los ecosistemas en un contexto de tiempo y espacio (tamaño del área), que mantenga su capacidad de resiliencia a los efectos estocásticos (desastres naturales) o las actividades antrópicas que se desarrollan en estos sistemas naturales.

Bajo estas perspectivas, aparece la necesidad de la creación de **áreas prioritarias para conservación** como herramientas que permitan gestionar el manejo del espacio en áreas de uso humano, así como naturales. De este modo, nace el actual proyecto el cual propone identificar áreas de importancia para la conservación desde la perspectiva de ecología del paisaje.

1.2 Objetivos y Metas

1.2.1 Objetivo general

- Identificar áreas prioritarias para acciones de conservación en zonas aledañas al Parque Nacional Podocarpus.

1.2.2 Objetivos específicos

- Definir conceptualmente el modelo cartográfico.
- Analizar la función, composición y estructura o configuración del paisaje.
- Determinar la factibilidad biológica de la creación de un corredor.
- Identificar áreas prioritarias para acciones de conservación.

1.2.3 Metas del proyecto

- Diseño del modelo cartográfico para la creación del corredor.
- Generación de las variables estructurales del paisaje.
- Análisis de Integridad Ecológica de los ambientes naturales del área de estudio.
- Definición de criterios para la identificación de áreas prioritarias.
- Mapeo de las áreas prioritarias para acciones de conservación.

1.3 Descripción del área de estudio

El área de estudio al Sur-oriental del Ecuador, ubicada entre las coordenadas UTM: superior izquierda 9630678 N, 664795 E; inferior derecha 9468.520 N, 747.635 E. Cubre una superficie de 638.510,60 ha, distribuida desde el Este de la provincia de Loja (168442,6 ha.) hasta el Oeste de la provincia de Zamora Chinchipe (470.068,0 ha). El Parque Nacional Podocarpus (PNP) cumple la función de núcleo del área de estudio por encontrarse en el centro del mismo, además de ser la única área de la sierra austral ecuatoriana que forma parte del Sistema Nacional de Áreas Protegidas; el 71% de la superficie del Parque se encuentra dentro del área de estudio (Figura 1).

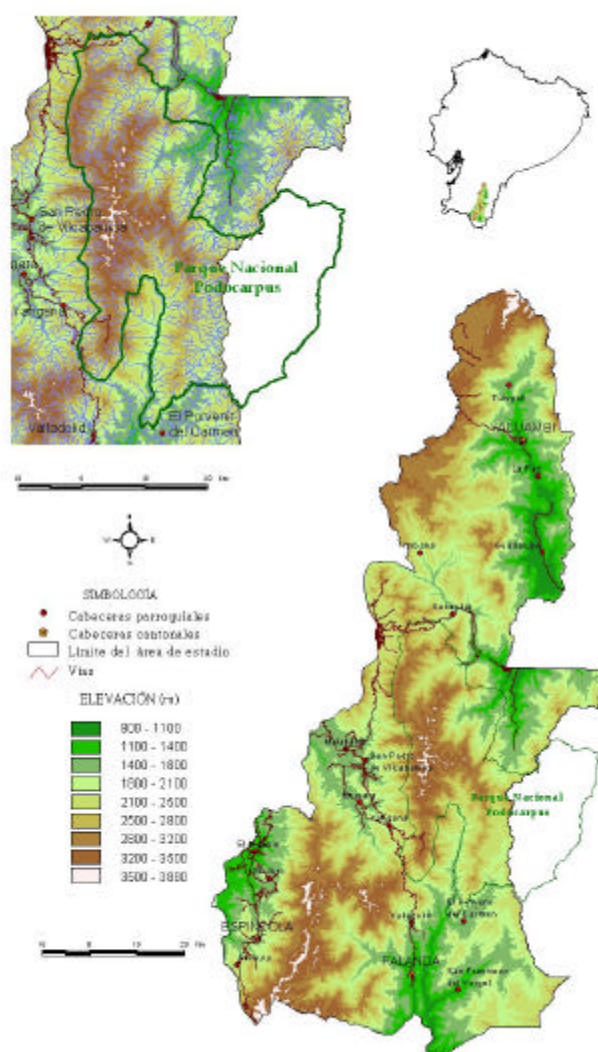
Los paisajes de la zona son muy variados debido a que abarcan diferencias de altura desde los 800 hasta los 3.880 metros, así como diferencias climáticas significativas con formaciones xéricas a pluviales producto de la fisiografía local. La vegetación (Cuadro 1-A) está dominada por bosques, constituyendo un 64% de la superficie total, siendo el bosque denso el de mayor predominio. Adicionalmente, encontramos páramos herbáceos y arbustivos, entre ambos constituyen el 10% de la superficie total (Gráfico 1-A). La superficie restante corresponde a zonas intervenidas (Mapa 1-A). Una serie de valles interandinos y nudos montañosos que crean una discontinuidad de los bosques de niebla y páramos, formando una suerte de islas restringidas a pocos cientos de kilómetros cuadrados.

Los bosques del PNP son influenciados fuertemente por factores climáticos, lo que determina su estructura y composición florística. La temperatura media varía desde 8°C hasta 20°C y en los páramos alcanza los 0°C (Ulloa & Jørgensen 1995 citado en Lozano 2003).

Los páramos herbáceos y arbustivos también son elementos importantes del paisaje; entre ambos constituyen el 10% del área de estudio. Estos sistemas naturales están influenciados directamente por una convergencia intertropical de masas de aire generalmente húmedas, con promedios anuales entre 500 y 3000 mm y 75 a 80% de humedad (Luteyn 1999 citado en Lozano 2003). El resto del área corresponde a zonas intervenidas como cultivos, zonas urbanas o áreas baldías degradadas.

Tres cuencas hidrográficas se encuentran en esta zona: al norte la cuenca del río Santiago, dentro de la cual se encuentran el río Zamora con sus principales afluentes los ríos Yacuambi y Bombuscaro; al sur-este la cuenca del río Mayo que tiene como principales afluentes los ríos Palanda, Numbala y Vergel; finalmente al sur-oeste la cuenca del río Pindo, afluente del Catamayo – Chira.

Figura 1. Área de estudio y ubicación del Parque Nacional Podocarpus.



1.3.1 El Parque Nacional Podocarpus

El Parque Nacional Podocarpus (PNP) es una de las áreas protegidas más importantes del Ecuador debido a varios motivos. Entre éstos destaca el hecho de ser la única área estatal de conservación de ecosistemas de montaña del sur del país (Ortiz et al. 1999). El PNP se creó mediante Acuerdo Interministerial de diciembre de 1982 y se sitúa en territorios de las provincias de Loja (12%) y Zamora (88%). Su objetivo principal es el de conservar

los recursos naturales incluidos en el área y satisfacer las necesidades de recreación al aire libre de las poblaciones urbanas de Loja y Zamora.

El PNP tiene un área de 146.280 hectáreas e incluye en su interior, según Valencia et al. (1999), 5 formaciones vegetales (Matorral húmedo montano, Bosque de neblina montano, Matorral seco montano y Páramo herbáceo). Aunque no es completa, la información florística que se tiene sobre esta región demuestra que su composición es distinta a la de los Andes del centro y norte del Ecuador.

De acuerdo a algunos estudios hechos sobre composición y estructura del bosque andino, la subregión del sur es más rica en especies de árboles por unidad de área que la región andina del norte y centro. Además, varios tipos de formaciones vegetales, como los bosques deciduos y semideciduos y los páramos arbustivos están restringidos a esta región (Valencia et al. 1999). Estos criterios denotan la importancia de esta zona en cuanto a biodiversidad y endemismo. Por ejemplo, desde el punto de vista florístico se estiman entre 3.000 y 4.000 especies de plantas vasculares. Solo en el PNP, se han registrado 221 especies de plantas, de las cuales 30 (14%) son endémicas del Ecuador. De éstas, el 23% se encuentran restringidas a la provincia de Loja (Lozano, 2003 citado en GTPL en prep.).

También la comunidad de fauna se ha visto influenciada por la geografía y clima de esta región. Actualmente se tiene registradas 628 especies de aves (FAI 2004), otorgando a esta región la categoría de Área de Importancia para la Conservación de las Aves (AICA), por lo que este ecosistema complejo debe ser tomado en cuenta como una zona de alta prioridad de conservación. También se puede encontrar especies de mamíferos grandes como el oso andino (*Tremarctos ornatus*), el puma (*Puma concolor*) y el tapir de montaña (*Tapirus pinchaque*), siendo este el hábitat de mayor importancia en sur el país para la conservación de las poblaciones de dichas especies (Rodríguez et al. 2003).

Sus recursos hídricos también son muy importantes, ya que las vertientes que nacen en el PNP abastecen regularmente de agua a las poblaciones circundantes como Loja y Zamora. Las principales cuencas son: la cuenca alta del río Catamayo, la cuenca del río Chinchipe, la cuenca del río Zamora y la cuenca del río Nangaritzza. La primera cuenca desemboca en el océano Pacífico y las otras dos en la vertiente del Atlántico.

Sin embargo, estos ecosistemas y su biodiversidad asociada se encuentran sometidos a diversas presiones humanas. Por ejemplo, los recursos hídricos se encuentran amenazados, debido a un deterioro ambiental de microcuencas tanto de las que abastecen a la ciudad de Loja, como de la vertiente occidental, como consecuencia de la desaparición de la vegetación natural (Ortiz et al. 1999). De igual manera, existen problemas referentes a las prácticas inadecuadas en el mantenimiento de pastizales para ganadería lo que conlleva a una baja

productividad ganadera por unidad de superficie y a la consecuente pérdida de cobertura vegetal producto de la quema de bosques circundantes al PNP (Lozano, 2003).

A estos problemas, se le suma la incursión de la minería que está explotando tanto legal como ilegalmente algunas zonas dentro del parque y así contribuyendo a la contaminación de microcuencas que son usadas para desalojar los desechos de esta práctica. Finalmente, derivada de estas prácticas existen presiones de cacería y pesca furtiva (Williams & Tobias 1994, Ortiz *et al.* 1999).

II. FUNDAMENTOS TEÓRICOS

Para llegar a cumplir con los objetivos establecidos en el proyecto, se utilizó métodos que conllevan una base teórica de fondo. Es primordial conocer esta base teórica para comprender de una manera cabal los métodos usados. Para esto es necesario mencionar los conceptos más relevantes que se usan en el desarrollo del mismo.

2.1 Biogeografía

La palabra biogeografía quiere decir geografía de la vida o distribución geográfica de los seres vivos. Es la parte de la Geografía que estudia los diferentes patrones de distribución de los seres vivos sobre la Tierra y las condiciones en las que estos se desenvuelven. La superficie de la Tierra no es uniforme, ni en toda ella existen las mismas características. El espacio isotrópico que utilizan, o suponen, los esquemas teóricos de localización es tan solo una construcción matemática del espacio.

En este proyecto, se realiza énfasis en la distribución del oso andino (*tremarctos ornatus*) en su hábitat natural, puesto que es una especie paraguas de suma importancia en la región de los Andes.

2.2 Las especies paraguas

El origen del concepto de "especie paraguas" es desconocido, sin embargo Frank y Soulé (1981) fueron los primeros en utilizar el término "paraguas" para sugerir medidas de conservación dirigidas a especies mayores que pueden proteger a especies llamadas "denser species". Pocos años después Wilcox (1984) propuso el manejo enfocado en especies cuyos requerimientos de hábitat son al menos tan completos como el del resto de la comunidad proveyendo una protección "paraguas" para las otras especies. Otros autores han usado básicamente la misma idea antes pero sin citar la palabra "paraguas" (Eisenberg 1980; East 1981; Mealy & Horn 1981). Por tanto, este concepto fue probablemente usado

implícitamente antes de que este haya sido definido (Caro 2003 citado en Roberge & Angelstam 2004).

Gran cantidad de definiciones han sido propuestas para "especies paraguas" que enfatizan diferentes usos y propiedades (Zacharias & Roff 2001). Fleishman *et al.* (2000) recientemente ha sugerido un concepto amplio para especie paraguas: "especies cuya conservación confiere protección a numerosas especies que dependen de su hábitat".

El concepto de especie paraguas a más de haber demostrado ser una herramienta efectiva en conservación de hábitat (Launer & Murphy 1993), ha sido considerado muy valioso por los tomadores de decisiones, pues en la actualidad se lo utiliza como herramienta para definir redes de reservas. En la selección de sitios, el concepto paraguas, la ocurrencia de únicas o múltiples especies paraguas, o, alternativamente, la riqueza de un taxon paraguas, es usado como base para la selección de sitios - parches de hábitat, ecosistemas, unidades de planeación - a ser preservados dentro una red de conservación. (Roberge & Angelstam 2004). La metodología general consiste en la protección de la totalidad o en una proporción de sitios donde la especie ocurre o donde la diversidad o su taxón es alto (Kerr 1997). Se presume que algunas poblaciones de especies deben ser protegidas en la red (Ryti 1992, Launer & Murphy 1994, Kerr 1997, Fleishman *et al.* 2000, 2001).

2.2.1 El oso andino una especie paraguas

El oso andino (*tremarctos ornatus*) es la única especie de su familia (Ursidae) presente en América del Sur. Este animal se distribuye a través de los Andes tropicales desde los bosques del Darién, en los límites entre Panamá y Colombia, incluyendo los Andes de Venezuela, hasta los límites entre Bolivia y Argentina (Peyton 1999). Dentro de esta área, el oso andino parece requerir un mosaico de hábitats en distintas elevaciones para obtener los recursos alimentarios de los cuales depende (Yerena & Torres 1994). Aunque este oso es omnívoro, su dieta contiene en gran proporción lípidos y grasas que el animal obtiene de bromelias terrestres y poaceas y frutos ricos en azúcares (Peyton 1999), lo cual explica en gran medida sus extensas áreas de vida, sus restricciones de hábitat y sus movimientos altitudinales (Rodríguez *et al.* 2003).

Las características ecológicas de esta "especie paraguas" y su carisma como "bandera de la conservación", hacen del Oso Andino además de un excelente candidato para ser utilizado como criterio para el diseño de cualquier sistema interconectado de áreas protegidas en los Andes (Yerena 1992, 1994, Yerena & Torres 1994) un criterio para la identificación de áreas de importancia para la conservación.

2.3 La ecología del paisaje y el paisaje

El concepto de ecología del paisaje fue propuesto por Troll, C. en 1930, buscando combinar dos ideas: paisaje y ecología; no obstante, el concepto de paisaje en el mapeo lo planteó Boume en 1928.

La premisa básica de la ecología del paisaje es que existe una estrecha relación entre la estructura o configuración espacial del paisaje y los procesos que en él se desarrollan, entendiendo por configuración espacial no sólo la naturaleza de sus elementos (los usos del suelo o tipos de vegetación) sino las relaciones espaciales de vecindad, proximidad, forma, etcétera, que se establecen entre ellos (Forman 1990).

Los conceptos básicos que se manejan en el área de la ecología del paisaje son ecosistema y ecotopo, siendo el último una subdivisión del primero. Los **ecosistemas** son unidades dinámicas, en las cuales sus componentes se relacionan en el espacio y el tiempo. El espacio es terrestre (ubicado en la tierra), por lo que puede ser mapeable en unidades con clima, relieve, vegetación, suelos, etc. característico, los cuales pueden llamarse "atributos de la tierra". El **ecotopo** o sitio es una unidad homogénea de tierra, la mínima mapeable en la escala del respectivo estudio.

Los anteriores conceptos permiten definir la ecología del paisaje como: *"El estudio de los atributos de la tierra en su calidad de elementos del ecosistema y de los procesos que los relacionan, incluyendo el estudio de variables claves que pueden ser controladas por el hombre"* (Pérez s/f).

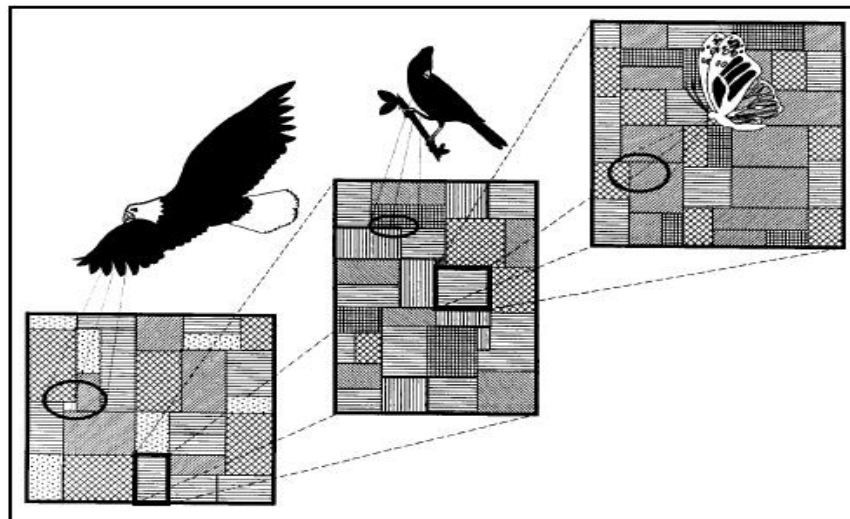
Zonneveld (1988) señala que lo que diferencia a la ecología del paisaje de otras disciplinas, es la suposición de que un espacio específico de un paisaje es una entidad holística, que incluye todos sus componentes heterogéneos, incorporando al hombre como un elemento más del conjunto. El autor señala asimismo que el objeto de estudio de la ecología del paisaje es el "paisaje", correspondiendo éste a la heterogeneidad de un área de tierra compuesta por un grupo de ecosistemas interactuantes, que se repite en forma similar a lo largo del espacio (Forman & Godron 1986). Etter (1990) precisa esta definición al explicar el paisaje como: "Una porción del espacio geográfico, homogéneo en cuanto a su fisonomía y composición, con patrón de estabilidad temporal resultante de la interacción compleja del clima, las rocas, al agua, el suelo, la flora, la fauna y las actividades humanas, reconocible y diferenciable de otras vecinas de acuerdo con un nivel de análisis (resolución) espacio-temporal".

2.3.1 Componentes de los paisajes

Hay diferentes formas de explicar que es un **paisaje**, pero para este estudio tomamos el concepto creado por Forman & Godron (1986) que dice "*Es un área heterogénea compuesta por un grupo de ecosistemas que interactúan en forma semejante a lo largo del tiempo*". Este concepto difiere del concepto tradicional de ecosistema enfocándose en grupos de ecosistemas y sus interacciones. Hay muchas variantes de ésta definición dependiendo de la investigación o el contexto de su manejo. Por ejemplo, desde el punto de vista de los estudiosos de vida salvaje, un paisaje puede ser definido como un área que contiene un mosaico de parches, dentro del cual un hábitat particular está incluido (Dunning *et al.*1992).

Debido a que los parches de hábitat pueden ser definidos solo en relación a la percepción del ambiente de un organismo en particular (esto es, cada organismo define los parches de hábitat en forma diferente y a diferentes escalas), el tamaño del paisaje difiere entre organismos (Wiens 1976); sin embargo, los paisajes generalmente ocupan alguna escala espacial intermedia entre el tamaño de hábitat y su distribución regional. (McGarigal & Marks 1995) (Figura 2).

Figura 2. El tamaño del paisaje para diferentes especies.



Vista multiescala del paisaje centrado desde la perspectiva de un organismo. Un organismo mayor y un organismo menor perciben su ambiente en forma diferente, a escalas diferentes, lo que constituye un simple fragmento de hábitat para un águila puede ser considerado como un paisaje completo por un cardinal, y un simple fragmento de hábitat para un cardinal comprende un paisaje completo para una mariposa.

Fuente: McGarigal & Marks 1995

Los paisajes están compuestos por una serie de parches (Urban *et al.*1987). En ecología se han usado varios tipos de términos para referirse a los elementos básicos o unidades que conforman un paisaje incluyendo ecotopo, biotopo, componente de paisaje, elemento del paisaje, unidad de paisaje, celda de paisaje, geotopo, facies, hábitat, y sitio (Forman & Godron 1986). Pero para este trabajo se le llamará parche, sabiendo que cualquiera de los términos antes mencionados define satisfactoriamente el mismo concepto.

Desde una perspectiva ecológica, los parches representan áreas discretas o períodos de condiciones ambientales relativamente homogéneas, donde el límite del parche es distinguido por discontinuidades en el estado del carácter ambiental desde sus alrededores que son percibidos por o relevantes a un organismo o fenómeno ecológico bajo consideración (Wiens 1976). En nuestro caso llamaremos **parche** a un área que guarda condiciones similares en toda su magnitud y que se encuentra embebida en un entorno llamado matriz.

Sabemos que el paisaje está compuesto por congregaciones de parches. De esto, Forman & Godron (1986) mencionan que la **matriz** es la más extensa y por tanto más conectada unidad que juega un papel dominante en el rol del funcionamiento del paisaje. En una extensa y continua área de bosque maduro hay pequeñas áreas con perturbaciones (zonas de tala), el bosque constituye la matriz porque es la más grande y conectada área y que por tanto ejerce una influencia dominante en la flora y fauna existente y en sus procesos ecológicos. En algunos casos no resulta obvio determinar que constituye la matriz, en este caso la decisión depende de la escala de la investigación o de su manejo.

El patrón detectado en cualquier mosaico ecológico está en función de la **escala**, y el concepto ecológico de la escala espacial incluye conceptos de la extensión y del grano (Forman & Godron 1986, Turner *et al.*1991, Wiens 1989). La **extensión** es toda el área comprendida por una investigación o el área incluida dentro de los límites de un paisaje. **Grano** es el tamaño de unidades individuales bajo observación. Por ejemplo, un mapa de grano fino puede estar estructurado por unidades de 1 hectárea, sin embargo podría tener información estructurada en el orden de 10 hectáreas que correspondería al grano grueso (Turner *et al.* 1989). La extensión y el grano definen los límites inferior y superior de la resolución de un estudio y las restricciones dadas por la dependencia escalar en un sistema, están determinadas por la extensión y el tamaño de grano predefinido para la investigación (Wiens 1989). Desde una perspectiva estadística, es imposible hacer una extrapolación más allá del tamaño muestral, ni inferir las diferencias entre los elementos más pequeños a la unidad experimental. De igual forma, en la evaluación de la estructura del paisaje, no podemos detectar patrones más allá de la extensión del paisaje o debajo de la resolución del grano (Wiens 1989).

El tamaño de grano o resolución y la extensión en un paisaje son conceptos muy útiles en ecología, pero es necesario distinguir estos componentes de la escala, propios de nuestra observación, de las características propias de los distintos niveles de organización de los ecosistemas o de las distintas entidades y procesos que los (Diamond 1975). Además, se considera que existe un hábitat mínimo viable, una superficie mínima por debajo de la cual no es posible garantizar la supervivencia de ciertas especies.

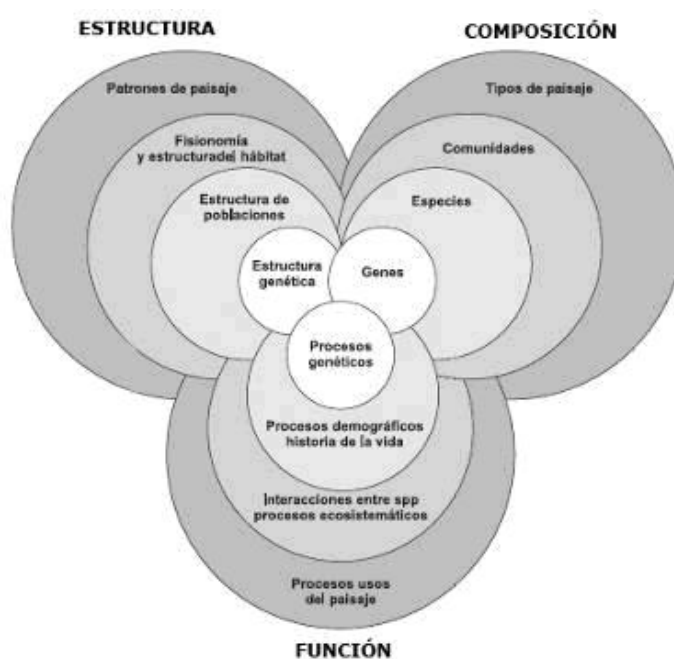
La representación de estructuras del paisaje y procesos ecológicos está inherentemente ligada a la escala de análisis. Esta dependencia indica la necesidad de incorporar los efectos de los cambios de escala en la investigación en ecología del paisaje (Turner *et al.* 1989). En el estudio de la estructura del paisaje, la resolución o tamaño de grano es la unidad espacial de menor tamaño reconocible en un mapa, que debe ser varias veces menor que el tamaño de los elementos de interés (p.ej. fragmentos de tipos de cobertura, elementos lineales) (O'Neill *et al.* 1996). La extensión es un componente de la escala muy importante para valorar los esfuerzos de prospección necesarios, y también para comparar entre distintos estudios. Generalmente la extensión de un estudio se define en función de condicionantes administrativos. Sin embargo, la extensión debe depender de los procesos o especies a estudiar y del carácter regional o local de los flujos ecológicos considerados (Múgica de la Guerra *et al.* 2002).

Una vez conocidas las partes constitutivas del paisaje, es necesario conocer el **contexto** en el que un paisaje puede ser considerado, pues los paisajes no son entes independientes. En general se podría decir que los paisajes se encuentran anidados en paisajes más grandes y estos a su vez en paisajes más grandes, y así sucesivamente. En otras palabras, cada paisaje tiene un contexto **regional**, a pesar de la escala y de como el paisaje sea definido. El contexto del paisaje puede restringir procesos que se operan dentro de un paisaje. Los paisajes son sistemas "abiertos"; energía, materiales y organismos interactúan hacia dentro y hacia fuera del paisaje. La importancia del contexto del paisaje depende del fenómeno de interés, pero típicamente difiere de de la "apertura" del paisaje. La apertura del paisaje no solo depende del fenómeno bajo consideración, también depende de de la base usada para delinear el límite del paisaje. Por ejemplo, desde una perspectiva geomorfológica o hidrológica, las cuencas forman un paisaje natural, y así el paisaje puede estar considerado relativamente "cerrado". Pero no hay que olvidar que la energía y los materiales fluyen fuera de este paisaje, y el contexto del paisaje influencia la entrada de energía y materiales afectando el clima y demás, por tanto el sistema está relativamente cerrado. Al contrario, desde la perspectiva de una población de pájaros, los límites topográficos pueden tener muy poca relevancia ecológica, y el paisaje definido por las cuencas hidrográficas puede ser considerado un sistema relativamente "abierto" (McGarigal & Marks 1995).

2.3.2 Caracterización de los paisajes

Varias investigaciones han hecho posible encontrar la manera de analizar y manejar paisajes completos para conseguir múltiples objetivos a través de la ecología del paisaje. Esfuerzos recientes han logrado incluir políticas y líneas base para manejo de tierras públicas en una perspectiva desde el punto de vista de paisaje, constituyendo la ecología del paisaje una forma de pensar que muchos ratifican que es muy útil para organizar temas de manejo de tierras. Específicamente la ecología del paisaje se enfoca en tres características del paisaje: función, composición y configuración o estructura (figura 3).

Figura 3. Características de función, composición y estructura del paisaje.



Niveles de organización jerárquica de la biodiversidad y atributos de composición, estructura y función (Noss 1990)

Fuente: GEMA 2003

Los paisajes tienen una relación espacial entre sus partes constitutivas. Un paisaje puede estar caracterizado por su composición y su configuración (algunas veces referido a la fisionomía del paisaje o a su patrón) (Dunning *et al.* 1992, Turner 1989), y estos dos aspectos del paisaje pueden independientemente o en conjunto afectar procesos ecológicos y organismos. La diferencia entre composición y configuración es análogo a la diferencia florística (por ejemplo, los tipos de especies de plantas presentes) y la estructura de la vegetación (por ejemplo, la diversidad de alturas del follaje) muy comúnmente consideradas en estudios de hábitats de vida silvestre a una escala de parche (McGarigal & Marks 1995).

La **composición** del paisaje se refiere a las características asociadas con la presencia y cantidad de cada tipo de parche dentro del paisaje pero sin ser espacialmente explícito. En otras palabras, la composición del paisaje trata sobre la variedad y la abundancia de tipos de parche dentro de un paisaje pero no su espacio geográfico o la ubicación de los parches dentro del mosaico del paisaje. Por ejemplo, muchos vertebrados requieren tipos de hábitats específicos y una cantidad de hábitat disponible (una función de composición del paisaje) y esto tendría influencia en la ocurrencia y abundancia de éstas especies vertebradas (McGarigal & Marks 1995).

La **configuración** del paisaje se refiere a la distribución física o carácter espacial de los parches dentro del paisaje. Algunos aspectos de configuración como aislamiento o contagio son medidas de posicionamiento de parches relativos a otros parches, a los bordes del paisaje, o a otros elementos de interés. Otros aspectos de configuración, como la forma y área núcleo, son medidas de carácter espacial de los parches. La configuración del paisaje puede ser cuantificada usando estadísticas en término de unidades de paisaje. El patrón espacial que se representa es el carácter espacial de los parches. La ubicación de los parches relativo a otros parches no está representado explícitamente.

Se entiende como **función** (o funcionalidad) a los procesos e interacciones del ecosistema, las especies y sus elementos abióticos a partir de un espacio de vida y reproducción sostenido en el largo plazo. Generalmente la forma, el tamaño y la fragmentación espacial determinan dicha condición (GEMA 2003).

2.3.3 Integridad ecológica

La integridad ecológica es un término complejo que permite mucha discusión, pues abarca varios conceptos como resiliencia o estabilidad, conceptos que han generado prolongados debates entre los científicos conservacionistas. No obstante, dichos debates más que aclarar el panorama han generado confusión al momento de implementar acciones concretas orientadas a realizar conservación.

Como una forma de solventar la dificultad de definir la naturalidad y de superar las valoraciones basadas en la diversidad de especies, empieza a adquirir importancia el criterio de integridad. Existen algunas ideas de cómo definir la integridad, pero para el presente proyecto se toma como referencia la combinación entre los conceptos propuestos por Angenmeier & Karr (1994), que hacen referencia a la presencia en un sistema de todos los elementos que le son propios y el funcionamiento de los procesos a las escalas adecuadas; y la propuesta desarrollada por Groves (2003) y el equipo de planificación ecorregional de The Nature Conservancy que define a la integridad como la capacidad de un sistema de mantener

comunidades bióticas que tienen una diversidad y composición de especies, así como una organización funcional comparable con los hábitats naturales presentes en la región.

Para la cuantificación de este criterio de integridad no existe un acuerdo, y se han propuesto una gran variedad de indicadores que varían mucho en función del punto de vista desde el que se aborde el problema. Para el presente proyecto se trabajó con un grupo de indicadores que se definieron por un equipo multidisciplinario de expertos como los más adecuados para contestar la pregunta: ¿Qué zonas mantienen actualmente sus atributos y funciones propias de los ecosistemas que presentan una alta integridad al considerar sus atributos ecológicos intrínsecos como expresión acumulativa de las presiones humanas?

2.3.4 La fragmentación

La fragmentación de los hábitats se ha estudiado desde los años 60 bajo dos fundamentos teóricos: la teoría biogeográfica de islas (MacArthur & Wilson 1967) y la teoría de metapoblaciones (Levins 1969). 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 (Hanski 1999).

La pérdida de hábitat y la fragmentación se consideran las principales amenazas que afectan a la diversidad biológica (Harris 1984, Wilson 1988, Saunders & Hobbs 1991, Alverson *et al.* 1994, McCullough 1996, Pickett *et al.* 1997, Fielder & Kareiva 1998). Conservacionistas, planificadores y ecólogos se refieren a la pérdida de hábitat y al aislamiento de los hábitats con el término fragmentación (Collinge 1996 citado en Múgica de la Guerra M. *et al.* 2002).

La fragmentación de hábitat es una de las amenazas comúnmente más citadas en la extinción de especies y un resultado de la pérdida de diversidad biológica, haciéndolo quizás el asunto contemporáneo de conservación más importante (Wiens 1993). Lord & Norton (1990) se refirieron a la fragmentación simplemente como la interrupción de la continuidad (D'Eon *et al.* 2002).

En este contexto, se asume que la fragmentación siempre está asociada a los efectos negativos derivados de las acciones antrópicas que conllevan a una modificación intensa del territorio y que se traduce en una pérdida importante de hábitats naturales, en la disminución e incluso en la extinción de especies.

2.3.4.1 Los paisajes fragmentados

La fragmentación es un proceso continuo y dinámico, cuyos efectos en la estructura del paisaje pueden describirse mediante índices como el porcentaje de hábitat natural, número de fragmentos, entre otros. Según proponen Hobbs & Wilson (1998) se podría distinguir un gradiente continuo con cuatro niveles de alteración del paisaje: intacto, salpicado o jaspeado, fragmentado y relictos (Figura 1-A).

A medida que aumenta la pérdida de superficie de hábitat, disminuye la conectividad es más evidente el efecto borde. Los procesos de fragmentación provocan una disminución de las cubiertas 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 matriz es el área predominante del paisaje, siendo por otro lado, una porción importante del territorio que a menudo suele quedar sin protección. Las características de la matriz varían en función del grado y uso antrópico que se haga sobre ella. La matriz del paisaje provee hábitats a escalas espaciales pequeñas, para organismos que no requieren territorios muy grandes, sino que necesitan estructuras individuales que se encuentran dispersas por la matriz, como es el caso de las especies que viven en árboles muertos, vallas de piedra, setos, linderos, roquedos, entre otros. Estos elementos de la matriz tienen un papel destacado en zonas que han experimentado una fragmentación estructural, donde estas estructuras simples cumplen el papel de hábitat, recurso y refugio.

La matriz puede incrementar la funcionalidad de los fragmentos al actuar como área de amortiguamiento, además de aportar conectividad al paisaje y entre los fragmentos. La funcionalidad de los fragmentos está íntimamente ligada a su tamaño y su forma (Múgica de la Guerra M. *et al.* 2002).

2.3.4.2 Principales efectos de la fragmentación

La fragmentación, entendida como un proceso dinámico por el cual un determinado hábitat va quedando reducido a fragmentos o islas de menor tamaño, más o menos conectadas entre sí en una matriz de hábitats diferentes al original, conlleva unos efectos espaciales que pueden resumirse en tres (Forman 1995 citado en Múgica de la Guerra M. *et al.* 2002):

- *Disminución de la superficie de hábitat*, los procesos de fragmentación llevan asociados una pérdida de las cubiertas naturales en favor de usos antrópicos del territorio (urbanísticos, industriales, infraestructuras, agricultura, etc.).
- *Reducción del tamaño de los fragmentos*, por la división de superficies más o menos amplias en fragmentos de menor tamaño.
- *Aislamiento de los fragmentos en el paisaje*, provocada por una destrucción intensa de las superficies naturales aumentando la distancia entre los fragmentos de hábitat natural. El aislamiento puede medirse a través de índices que miden la distancia al fragmento más próximo. Este efecto tiene una componente funcional importante ya que la matriz o área alterada puede ser más o menos permeable según las especies.

De forma general, los procesos que se ven más afectados por los efectos de la fragmentación del paisaje son aquellos que dependen de vectores de transmisión en el paisaje. La dispersión de semillas, la polinización de las plantas, las relaciones de predador-presa, la dispersión de parásitos y epidemias son ejemplos de procesos ecológicos frágiles por su dependencia de vectores animales que a su vez tienen limitado el movimiento por el paisaje.

Estos efectos amenazan la supervivencia de los organismos afectados en tres sentidos (Santos *et al.* 2002):

- *Al disminuir la disponibilidad de superficie del hábitat*, se produce una pérdida neta en el tamaño de las poblaciones que lo ocupan.
- *La reducción de los fragmentos produce un aumento en la relación perímetro-superficie*, lo que aumenta la permeabilidad de los fragmentos a los efectos de los hábitats periféricos.
- *El aislamiento de los fragmentos, y por tanto el aumento de la distancia entre ellos*, dificulta el intercambio de individuos, que se asocia en muchas ocasiones a la progresiva desaparición de las especies acantonadas en los fragmentos. Este fenómeno provoca que sólo las especies más resistentes o generalistas logren mantenerse, mientras las más sensibles quedan relegadas a los fragmentos de mayor tamaño.

Por otro lado, hay que tener en cuenta que la fragmentación opera a diferentes escalas para distintas especies y distintos hábitats: un paisaje fragmentado para una especie puede no serlo para otra con mayores capacidades de dispersión o requerimientos de hábitats menos exigentes (Wiens & Milne 1989) (Figura 2-A).

El tamaño y la forma de los fragmentos condicionan en gran medida las posibilidades de mantener ciertas poblaciones. Así, cuanto menor sea la superficie del fragmento, más vulnerables serán a los agentes externos y más evidente será el efecto borde (Cuadro 2-A).

Mientras que en el interior de los fragmentos grandes se dan unas propiedades y características internas del fragmento, en aquellos en los que la superficie es reducida los efectos y tensiones de la matriz se reflejan en el interior del mismo, por lo que las especies de interior se ven altamente perjudicadas en beneficio de aquellas que habitan las zonas fronterizas o ecotonos.

En fragmentos de mayores superficies de hábitat se espera que las poblaciones sean más numerosas y con mayores probabilidades para superar las posibles alteraciones o extinciones locales. Los fragmentos alargados y delgados tienen proporcionalmente mayor longitud de borde (perímetro) que aquellos que tienen formas cuadradas o redondeadas (Diamond 1975). En estas últimas formas es más probable que el interior del fragmento mantenga sus condiciones internas y los efectos de la matriz queden restringidos al borde del mismo.

2.3.5 La conectividad del paisaje

Lo opuesto a fragmentación del paisaje, la conectividad del paisaje se considera un elemento esencial de la estructura del paisaje (Taylor *et al.* 1993) porque esta es crítica para la sobrevivencia de una población y la dinámica de la metapoblación (Levins 1970 citado en Múgica de la Guerra M. *et al.* 2002).

La conectividad de un paisaje en términos generales integra los conceptos de corredor y de barrera, e indica cómo responden los flujos ecológicos a la estructura del paisaje (Noss 1993). Por otro lado, Taylor *et al.* (1993) definen la conectividad del paisaje como el grado a que el paisaje facilita o impide el movimiento entre parches de recursos. Una medida directa de conectividad de paisaje, por lo tanto, debe incorporar una medida de algún aspecto del movimiento del organismo por el paisaje. Fahrig & Paloheimo (1988) y Henein & Merriam (1990) midieron conectividad como la probabilidad del movimiento entre dos parches de recursos, utilizando los modelos matemáticos de movimientos animales. Dos otras medidas comunes de conectividad de paisaje son éxitos de dispersión y tiempos de búsqueda: el primero es definido como la tasa de inmigración de un organismo en parches de recursos, el último como el tiempo gastado en tránsito entre parches de recursos Tishendorf & Fahrig (2000a) el punto fuera la debilidad de estas medidas en que los valores más altos de conectividad (la inmigración alta, y tiempo bajo de búsqueda) irónicamente resultado de paisajes más fragmentados (es decir, un número más grande de parches más pequeños en un paisaje tiene como resultado las tasas más altas de intercepción de parche, y con lo cual inmigración, y bajar la búsqueda tiempos que indican, por la definición, conectividad más grande de paisaje). Cuando una manera de vencer este problema, ellos recomiendan la inmigración de la célula de la medición (dividiendo parches en células y medición de igual-

calibrados la tasa de la inmigración en células—con lo cual inclusive movimiento dentro de un parche grande, entre células) (D'Eon *et al.* 2002).

La conectividad depende de la estructura espacial del paisaje y de la permeabilidad de los distintos componentes que lo forman. Las áreas núcleo forman las fuentes de dispersión y el resto de los componentes del paisaje van a incrementar o disminuir los flujos de materia y energía por el paisaje. La conectividad entre dos áreas núcleo dependerá principalmente de tres propiedades del paisaje: la permeabilidad del mosaico, la presencia de corredores ecológicos, y la presencia de puntos de paso o estriberones (Bennet 1998).

En síntesis, la conectividad del paisaje puede definirse por la capacidad de mantener los flujos ecológicos y las conexiones entre los distintos espacios o elementos del paisaje. La conectividad favorece los flujos de energía y materia claves en el funcionamiento de los ecosistemas, entre ellos los movimientos migratorios, dispersivos, la polinización, los flujos de nutrientes, etc.

2.3.5.1 La permeabilidad de un mosaico del paisaje

No sólo la existencia y estado de conservación de los corredores, sino la distribución espacial de las teselas y las características de la matriz, son factores determinantes en los flujos que se establecen en el paisaje, sean de especies, materia o información, así como en la regulación de ciclos de nutrientes o de energía. Así, podría hablarse de un mosaico óptimo del paisaje que asegurara la estabilidad del paisaje y la conservación de los procesos esenciales. El mejor mosaico sería aquel que permitiera la conservación de la biodiversidad y los procesos de forma compatible con el uso social de los recursos (Forman 1995 citado en Múgica de la Guerra M. *et al.* 2002).

La heterogeneidad del paisaje está muy estrechamente relacionada con la conservación de los procesos ecológicos que se desarrollan a escala de paisaje, y muy especialmente con la distribución de la biodiversidad (Atauri & de Lucio 2001). Esta relación varía en intensidad dependiendo de los grupos de especies animales estudiados, siendo mayor en aquellos con alta movilidad y capacidad de dispersión como las aves o las mariposas. En general, la diversidad de especies es mayor en los paisajes más heterogéneos ya que la coexistencia de diferentes tipos de uso del suelo supone una mayor riqueza de ecosistemas y permite la coexistencia de grupos de especies que explotan nichos diferentes, resultando en una mayor diversidad global (Figura 3-A).

Por otra parte la heterogeneidad está también relacionada con la fragmentación. Los paisajes muy heterogéneos con alta equitatividad pueden presentar una fragmentación

elevada, por lo que la riqueza de especies puede disminuir. Este aspecto ha sido estudiado en el caso de las aves de medios abiertos, donde la mayor riqueza se encuentra en los paisajes heterogéneos, con alta riqueza de usos del suelo diferentes, pero en los que la fragmentación de la matriz agraria no es excesiva, es decir en los que existe una equitatividad relativamente baja (Atauri & de Lucio 2001).

La heterogeneidad del paisaje está relacionada también con el mantenimiento de otros flujos a escala de paisaje, como la mayor resistencia a perturbaciones como el fuego, que ven dificultado su avance en paisajes compuestos por teselas de diferentes tipos de vegetación. Los ciclos de nutrientes y materiales pueden verse ralentizados en paisajes agrarios heterogéneos, en los que coexistan teselas de distinto grado de madurez. En las teselas formadas por ecosistemas maduros se ralentizan los ciclos de nutrientes, se controla la escorrentía y por tanto los flujos de materiales, así como los flujos hidrológicos. Por su parte, los sistemas explotados se caracterizan por una mayor tasa de renovación, ciclos de nutrientes y materiales más rápidos y en ocasiones un peor control de los ciclos hidrológicos. Una distribución apropiada de las teselas formando mosaicos de diferentes tipos de usos del suelo, con presencia junto a las parcelas explotadas, de teselas de ecosistemas maduros con baja tasa de renovación, favorece la acumulación de biomasa y la formación de suelos, la retención de nutrientes y el control de la escorrentía, y la circulación de especies a través del paisaje, asegurando la conectividad entre poblaciones distantes. Este tipo de permeabilidad basada no tanto en la existencia de corredores sino en un mosaico paisajístico que permita los diversos flujos ecológicos, puede alcanzarse bajo determinadas condiciones en paisajes heterogéneos. Los mosaicos capaces de favorecer la conectividad del paisaje serían aquellos que no han experimentado pérdida de cubiertas naturales, más bien han sufrido transformaciones de las mismas, como ocurre en el caso de las dehesas. En estos paisajes, las fronteras o límites entre lo alterado o transformado son difusas a modo de gradientes de alteración entre los ecosistemas más íntegros naturales y alterados (Múgica de la Guerra M. *et al.* 2002) (Figura 4-A).

2.3.5.2 Los corredores

A pesar de la variación de terminologías y la precisión de la definición, el "corredor de paisaje (*landscape corridor*)" (Soulé & Terborgh 1999), el "corredor ecológico (*ecological corridor*)" (Ayres *et al.* 1997) y el "corredor de conservación (*conservation corridor*)" (Sanderson & Harris 1998) se refieren a largas extensiones de tierra bajo estrategias integradas. Es así, que el término "corredor" ha sido usado para describir algunos conceptos para planes de conservación, zonas de manejo, entre otros.

El término "corredores" fue usado por primera vez con un sentido biológico por Simpson en 1936, en el estudio de dispersión entre continentes; los registros paleontológicos son una prueba del valor de estos corredores intercontinentales. Sin embargo, los corredores concebidos en la actualidad para reservas naturales son considerablemente diferentes. Ya en 1949, Leopold indicaba que "muchos animales, por razones desconocidas, no parecen prosperar como poblaciones separadas", pero fue Preston en 1962, quien recomienda por primera vez corredores entre reservas (Sarmiento 1991).

El término Corredores Biológicos ligado al concepto de áreas protegidas, según la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza y los Recursos Naturales (IUCN), se consideran como complemento de las zonas de amortiguamiento, garantizando la comunicación entre áreas silvestres protegidas, lo que permite que los ecosistemas se adapten a los cambios, y mantienen la dispersión genética natural.

Una característica clave de los corredores es que la intensidad de los flujos de materia y energía es mayor que en el resto del territorio. Los corredores resultan del funcionamiento natural del paisaje (p.ej. corrientes de agua), o por la influencia humana (p.ej. áreas no alteradas).

El término **corredor ecológico** ha suscitado cierta controversia (Simberloff *et al.* 1992), en parte debido a la confusión existente entre distintas acepciones según el punto de vista estructural, de funcionamiento o de gestión del paisaje. Para evitar confusiones consideremos tres tipos de definiciones:

- *Concepto estructural*: Elemento del paisaje lineal o alargado, cualitativamente distinto de las unidades adyacentes.
- *Concepto funcional*: Ruta preferente de dispersión o migración en la que una especie encuentra la protección necesaria para realizar sus desplazamientos.
- *Concepto legal o de gestión*: Espacios naturales con algún tipo de protección legal, por su valor como hábitat lineal y/o por su función conectiva, y definidos con la intención de evitar el aislamiento de los espacios naturales protegidos.

La función de los elementos del paisaje como corredores ha empezado a estudiarse en profundidad a principios de los 90 (Saunders & Hobbs 1991). La función conectiva de los corredores ecológicos puede cuantificarse comparando las intensidades de los flujos a través del corredor y a través de las parcelas adyacentes (Opdam 1990). Así, pueden representarse gráficamente las funciones de los elementos del paisaje como corredor y como barrera para los flujos ecológicos (Figura 5-A).

El principal propósito de los corredores de biodiversidad (conservación) es prevenir la pérdida de los componentes de biodiversidad y asegurar la perpetuación de los procesos evolutivos y ecológicos (Sanderson *et al.* 2003).

Además de aumentar la conectividad, los corredores también suelen ser valiosos por su función como hábitat, y es frecuente la confusión entre la función de hábitat y la de corredor. Por ejemplo, Simberloff *et al.* (1992), o English Nature (1994), citan varios ejemplos de evidencias del uso de corredores, en las que no se distingue si las especies utilizan los elementos del paisaje sólo como hábitat o principalmente como corredores para sus desplazamientos.

Puede distinguirse entre la propia conectividad de los corredores ecológicos (condicionada por su anchura, continuidad, etc.) y la conectividad de los corredores con los sistemas adyacentes (Noss 1993). Respecto a la conectividad con las parcelas adyacentes puede distinguirse, según el sentido de los flujos ecológicos, entre la función de fuente y la función de sumidero.

Puede designarse como corredor cualquier tipo de entidad territorial, sea lineal o no, siempre que su objetivo sea mantener la conectividad del paisaje y minimizar o eliminar los efectos negativos de la estructura del paisaje (fragmentación, barreras). Se distinguen tres tipos básicos según su origen y estructura: corredores de ribera (stream corridors), corredores lineales (line corridors) y corredores amplios (strip corridors) (Forman & Godron 1986 citado en Múgica de la Guerra M. *et al.*, 2002).

2.3.5.3 Puntos de paso

Los puntos de paso, estriberones o corredores discontinuos (stepping stones en la bibliografía anglosajona), son una serie de fragmentos de hábitat con poca distancia entre ellos, dispuestos de forma que las especies puedan realizar movimientos cortos entre estos fragmentos y desplazarse de este modo a través de la matriz del paisaje. Los estriberones pueden ser importantes para el desplazamiento de muchas especies en el paisaje, principalmente aquellas que son móviles, capaces de recorrer distancias superiores a las que separan los fragmentos componentes del estriberón.

Pueden considerarse distintos tipos de estriberones en función de los ecosistemas (acuáticos, forestales). Las lagunas y charcas dispersas en el paisaje funcionan como estriberón para las especies acuáticas, aves migratorias, etc. Los bosquetes, árboles aislados y manchas dispersas de matorral facilitan la dispersión de especies forestales en paisajes abiertos.

La definición de estriberones debe relacionarse estrechamente con la definición de corredores amplios, ya que el funcionamiento de un estriberón depende en gran medida del estado de alteración de la matriz en la que se encuentra inmerso.

2.4 Las métricas de análisis de patrones espaciales

Para entender nuestro ambiente y el funcionamiento del paisaje, es necesario un análisis y un entendimiento de los procesos que en él ocurren. Muchos procesos pueden ser solo observados de una manera indirecta, siendo el uso del suelo el resultado de estos procesos. Los análisis del paisaje incluyen modelos y análisis descriptivos, explora la composición espacial, cuantifica los hábitats o unidades de uso del suelo o relaciones entre vecinos (LARG s/f).

No todas las métricas pueden ser clasificadas fácilmente como indicadores de la configuración y composición del paisaje. Métricas del paisaje como tamaño medio del parche y densidad de parches no son espacialmente explícitas a nivel de parche o de paisaje porque ellos no dependen explícitamente del carácter espacial o de la posición relativa de los parches. Sin embargo, el tamaño medio del parche y la densidad de parches representan la cantidad de un tipo de parche presente (composición) y su distribución espacial (configuración). Adicionalmente, algunas métricas representan claramente heterogeneidad espacial pero no son espacialmente explícitas del todo. Estas métricas difieren con la heterogeneidad de paisaje pero no dependen explícitamente de la ubicación espacial relativa de los parches dentro del paisaje ni de su carácter individual. Por ejemplo, la densidad total del borde a o el borde total es una función de la cantidad de bordes entre parches. Para una densidad de borde dada podrían haber 2 parches o 10 parches, ellos podrían ser agrupados o podrían ser muy dispersos o podrían ser sesgados a un lado del paisaje o al centro (McGarigal & Marks 1995).

En todo caso, no es importante que las métricas se clasifiquen en grupos de composición o configuración, lo importante es usar las métricas de manera que se puedan discernir los resultados que se obtengan usando una sola métrica por separado o varias en combinación.

Considerando lo expuesto, a continuación se presentan algunas métricas que logran caracterizar de una manera sencilla y eficiente un paisaje basándonos en los criterios de función, composición y estructura.

| Índice de área interior (CAI) | |
|---------------------------------------|--|
| $CAI = \frac{a_{ij}^c}{a_{ij}} (100)$ | a_{ij}^c = área interior (m ²) del fragmento ij que no está afectada por el efecto de borde (m). a_{ij} = área (m ²) del fragmento ij. |
| <i>Descripción</i> | CAI es igual al área interior del fragmento (m ²) dividida para su área total (m ²), multiplicado por 100; es decir, CAI equivale al porcentaje del área de fragmento que corresponde a su área interior. |
| <i>Unidades</i> | Porcentaje |
| <i>Rango</i> | 0 = CAI < 100 CAI = 0 cuando CORE = 0 (todo el fragmento está afectado por el efecto de borde el mismo que se expresa por una distancia (m) medida desde el borde del fragmento hacia el interior del mismo); es decir, que el fragmento no presenta área interna. CAI se aproxima a 100 cuando el fragmento por su tamaño, forma y exposición al efecto de borde, presenta mayor área interna. |
| <i>Comentarios</i> | El índice de área interior (CAI) es un índice relativo que cuantifica el área interior como un porcentaje del área del parche. Las áreas interiores se definen como las zonas internas de un fragmento que no están afectadas por el efecto de borde* (McGarigal & Marks 1995). |

| Radio de Giro (GYRATE) | |
|---------------------------------|--|
| $GYRATE = \sum_{r=1}^z h_{ijr}$ | h_{ijr} = distancia (m) entre el píxel ijr y el centroide del fragmento ij. z = número de píxeles en el fragmento ij. |
| <i>Descripción</i> | GYRATE es igual a la distancia media (m) entre cada píxel del fragmento y su correspondiente centroide. |
| <i>Unidades</i> | Metros |
| <i>Rango</i> | GYRATE = 0, sin límite superior. |

* El efecto de borde en este estudio es definido como la influencia antrópica de la matriz del paisaje sobre los fragmentos remanentes de vegetación. El área de influencia antrópica sobre cada uno de éstos es de 4,5 km lineales. El valor es arbitrario inferido como un área máxima de uso humano.

| | |
|--------------------|--|
| | GYRATE = 0 cuando el fragmento tiene un solo píxel. Incrementa su valor mientras el tamaño del fragmento aumenta. GYRATE alcanza su máximo valor cuando el fragmento ocupa la totalidad del área de estudio. |
| <i>Comentarios</i> | El radio de giro (GYRATE) es una medida de la extensión del fragmento que depende del tamaño y compactación del mismo. |

| Densidad de fragmentos (PD) | |
|------------------------------------|--|
| $PD = \frac{n_i}{A} (10.000)(100)$ | n_i = número de fragmentos en el área de estudio de la categoría i. A = superficie total del área de estudio (m ²). |
| <i>Descripción</i> | PD es igual al número de fragmentos de la categoría dividido para la superficie total del área de estudio (m ²), multiplicado por 10,000 y 100 (para convertir a 100 ha). |
| <i>Unidades</i> | Número por cada 100 ha. |
| <i>Rango</i> | PD > 0 PD depende del tamaño de la celda. El PD máximo se alcanza cuando cada píxel corresponde a un polígono aislado. |
| <i>Comentarios</i> | La densidad de fragmentos (PD) es una métrica limitada pero fundamental para la descripción de los paisajes. Aunque este índice no transmite información sobre tamaño y distribución espacial de los fragmentos, si brinda información comparativa entre paisajes sobre el grado de ocupación de las categorías en el área de estudio. |

| Índice de interdispersión y yuxtaposición (IJI) | |
|--|--|
| $IJI = \frac{-\sum_{i=1}^m \sum_{k=i+1}^m \left[\left(\frac{e_{ik}}{E} \right) \ln \left(\frac{e_{ik}}{E} \right) \right]}{\ln(0,5[m(m-1)])} (100)$ | e_{ik} = perímetro total (m) que comparten dos fragmentos de las categorías i y k. E = longitud total (m) de perímetros del área de estudio. m = número de categorías presentes en el área de estudio. |

| | |
|--------------------|---|
| <i>Descripción</i> | IJI es igual a la sumatoria los perímetros (m) de cada fragmento en la categoría analizada dividido para el perímetro total (m) incluida la misma categoría, multiplicado por el logaritmo del mismo valor, sumado por categorías, dividido para el logaritmo del número de categorías menos 1 y multiplicado por 100 para convertir a porcentaje. Es decir la interdispersión observada sobre la dispersión máxima probable según el número de categorías. |
| <i>Unidades</i> | Porcentaje |
| <i>Rango</i> | 0 < IJI = 100 IJI se aproxima a 0 cuando la categoría analizada es adyacente solamente a otra categoría. IJI toma el valor de 100 cuando la categoría analizada es adyacente a todas las demás categorías. |
| <i>Comentarios</i> | El índice de interdispersión y yuxtaposición se fundamenta en las adyacencias de los fragmentos. No proporciona una medida de la agregación de las clases sino que aísla la interdispersión de las categorías |

| Índice de diversidad de Shannon (SHDI) | |
|---|---|
| $SHDI = -\sum_{i=1}^m (P_i \cdot \ln P_i)$ | P_i = proporción del paisaje ocupado por el fragmento de la categoría i. m = número de categorías o clases presentes en el área de estudio. |
| <i>Descripción</i> | SHDI es igual a la sumatoria de la abundancia proporcional de cada categoría multiplicada por su logaritmo. |
| <i>Unidades</i> | Ninguna |
| <i>Rango</i> | SHDI = 0, sin límite. SHDI es igual a 0 cuando el paisaje contiene solo un fragmento. SHDI incrementa su valor según incrementa el número de clases presentes en el área de estudio (riqueza) y la distribución proporcional del área entre categorías se vuelve más equitativa. |
| <i>Comentarios</i> | El índice de diversidad de Shannon es una medida muy utilizada para la medición de la diversidad de las comunidades ecológicas, en este caso |

| | |
|--|----------------------|
| | aplicada a paisajes. |
|--|----------------------|

| Índice de equidad de Shannon (SHEI) | |
|--|--|
| $SHEI = \frac{-\sum_{i=1}^m (P_i \cdot \ln P_i)}{\ln m}$ | P_i = proporción del territorio ocupada por la categoría i. m = número de categorías o clases presentes en el área de estudio. |
| <i>Descripción</i> | SHEI es igual a la sumatoria de la abundancia proporcional de cada categoría multiplicada por su logaritmo y dividida para el logaritmo del número de clases. En otras palabras, el índice de diversidad de Shannon observado dividido para el máximo índice de diversidad esperado para ese número de clases. |
| <i>Unidades</i> | Ninguna |
| <i>Rango</i> | $0 = SHEI = 1$ SHEI es igual a 0 cuando el paisaje contiene solo un fragmento (no existe diversidad) y se aproxima a 0 cuando la distribución de las diferentes categorías es desigual. SHEI toma el valor de 1 cuando la distribución del área entre las diferentes categorías es completamente uniforme. |
| <i>Comentarios</i> | El índice de equidad de Shannon presenta una equidad máxima cuando la distribución del área entre las categorías es uniforme. |

| Índice de cohesión de fragmentos (COHESION) | |
|--|---|
| $COHESION = \left[\frac{\sum_{j=1}^m P_{ij}}{\sum_{j=1}^m P_{ij} \sqrt{a_{ij}}} \right] \left[1 - \frac{1}{\sqrt{A}} \right]^{-1} \cdot (100)$ | p_{ij} = perímetro del fragmento ij según el número de píxeles. a_{ij} = superficie del fragmento ij según el número de píxeles. A = número total de píxeles en el área de estudio. |
| <i>Descripción</i> | COHESION es igual a 1 menos la sumatoria de los perímetros de los fragmentos dividido para el producto entre la sumatoria de los perímetros |

| | |
|--------------------|--|
| | de los fragmentos y la raíz cuadrada del área de los fragmentos correspondientes a la categoría analizada. Dividido para 1 menos 1 sobre la raíz cuadrada del número total de píxeles del área de estudio y multiplicado por 100 para su conversión porcentual. |
| <i>Unidades</i> | Ninguna |
| <i>Rango</i> | 0 = COHESION < 100 COHESION se aproxima a 0 cuando la proporción del paisaje ocupado por la clase focal disminuye y se subdivide cada vez más y disminuye su conectividad espacial. COHESION aumenta mientras la proporción del paisaje ocupado por la clase focal también aumenta. COHESION toma el valor de 0 cuando el paisaje presenta un solo píxel. |
| <i>Comentarios</i> | El índice de cohesión de fragmentos mide la conectividad física de la categoría analizada. El índice de cohesión incrementa cuando la categoría analizada presenta una distribución menos disgregada, es decir cuando su conectividad física aumenta. |

| | |
|-----------------------------------|---|
| Remanencia (REM) | |
| $REM = \frac{VEG_a}{VEG_p} (100)$ | VEG_a = Cobertura vegetal actual en un área y en tiempo presente. VEG_p = Cobertura vegetal potencial en tiempo pasado. |
| <i>Descripción</i> | REM es igual a la cantidad de cobertura vegetal presente en un área y un tiempo determinado en referencia a su cobertura potencial (histórica). |
| <i>Unidades</i> | Porcentaje |
| <i>Rango</i> | 0 = REM = 100 REM se aproxima a 0 cuando la proporción del paisaje ocupado por la cobertura vegetal disminuye gradualmente. REM aumenta mientras la proporción del paisaje ocupado por la cobertura vegetal también aumenta. |
| <i>Comentarios</i> | Para expresar la remanencia se necesita un área (unidad de referencia) dentro de la cual se la va a calcular. Por ejemplo, unidades hidrográficas, límite provincial, etc. |

| Singularidad (SING) | |
|----------------------------|---|
| $SING = a, b, g$ | α = paisajes únicos, de alta belleza escénica, alta diversidad y endemismo. β = sistemas de alta belleza escénica, alta diversidad y endemismo pero distribuidos ampliamente en toda el área del corredor. γ = mediana belleza escénica, distribuidos ampliamente en el área de corredor y caracterizados por una matriz antrópica. |
| <i>Descripción</i> | SING es igual calificación que se realiza mediante un análisis cualitativo del paisaje. Las consideraciones que se analizan entre otras son: el tipo de paisaje, la belleza escénica, distribución dentro de la superficie total, diversidad, endemismo, tipo de matriz. |
| <i>Unidades</i> | Ninguna |
| <i>Rango</i> | $1 = SING < 3$ SING toma el valor de tres cuando la singularidad de los paisajes es alta y la calificación baja a uno cuando la singularidad no es muy representativa. |
| <i>Comentarios</i> | La singularidad puede tomar n número de valores discretos pero para facilitar la interpretación se sugieren tres. $\alpha=3, \beta=2, \gamma=1$ |

2.5 Los Sistemas de Información Geográfico (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. Los SIG 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 muchas definiciones de SIG, algunas de ellas acentúan su componente de base de datos, otras sus funcionalidades y otras enfatizan el hecho de ser una herramienta de apoyo en la toma de decisiones, pero todas coinciden en referirse a un SIG como un sistema

integrado para trabajar con información espacial, herramienta esencial para el análisis y toma de decisiones en muchas áreas (Tinoco s/f).

De estas definiciones se puede extraer que la importancia de los SIG radica en que las soluciones para muchos problemas frecuentemente requieren acceso a varios tipos de información que sólo pueden ser relacionadas por geografía o distribución espacial. Sólo la tecnología SIG permite almacenar y manipular información usando geografía para analizar patrones, relaciones y tendencias en la información, todo tendiente a contribuir a tomar mejores decisiones (Tinoco s/f).

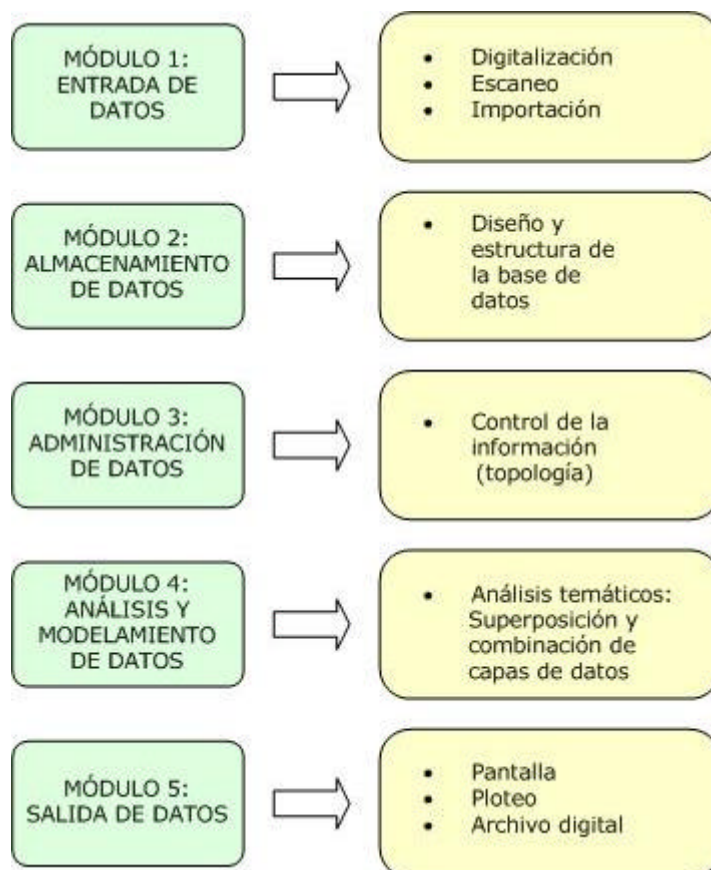
Los SIG cuentan con una característica importante para el usuario y este es que es un sistema versátil pues permite realizar una serie de actividades entre las cuales se puede mencionar (IGAC 1997):

- Realizar un gran número de manipulaciones, sobresaliendo las superposiciones de mapas, transformaciones de escala, la representación gráfica y la gestión de bases de datos.
- Consultar rápidamente las bases de datos, tanto espacial como alfanumérica, almacenadas en el sistema.
- Realizar pruebas analíticas rápidas y repetir modelos conceptuales en despliegue espacial.
- Facilita la modificación y actualización de los datos requeridos para la implementación del modelo, así como el manejo de gran cantidad de datos espaciales y no espaciales para diversos análisis.
- Integrar en el futuro, otro tipo de información complementaria que se considere relevante y que este relacionada con la base de datos nativa u original.
- Crear variables que contengan información correspondiente a aspectos reales del medio.
- Especializar información colectada en campo de registros de especies.
- Superposición de capas de información para obtener una aproximación de la realidad de paisajes.

2.5.1 Componentes y módulos de un SIG

Estas actividades y muchas otras más se pueden lograr a través de 3 componentes que están relacionados entre si: el equipo humano, los datos geoespaciales y los sistemas de computación. Estos componentes se relacionan durante todas las etapas (módulos) de funcionamiento del SIG. Los módulos incluyen entrada de datos, almacenamiento, administración, análisis y salida de datos (IGAC 1997) (Figura 4).

Figura 4. Módulos de un Sistema de Información Geográfica.



2.5.2 Los SIG como herramientas para la conservación

En el área de la conservación el SIG es una herramienta muy completa que cuenta con aplicaciones que permiten optimizar tiempo y dinero. Para el área ambiental específicamente, los SIG convierten largos y complejos procesos de análisis espacial en aplicaciones especializadas que ayudan al investigador a optimizar recursos y obtener resultados muy satisfactorios. Existe una gran variedad de aplicaciones que ayudan entre otras cosas a estudios que incluyen análisis espacial, monitoreo de especies salvajes, modelamientos de hábitats, de cuantificación de paisajes, etc.

La utilización de SIG para realizar análisis con fines de conservación resulta muy eficiente pues cuenta con aplicaciones específicas para cumplir con estos fines. Los SIG tienen la ventaja de tener compatibilidad con paquetes de análisis ecológico y estadístico, por lo cual se logra maximizar su potencialidad pues se pueden realizar análisis ecológicos más completos.

A continuación algunos programas que se pueden utilizar como herramientas para análisis ecológicos:

2.5.2.1 Programas de sistemas de información geográfica:

ArcGIS Desktop (ESRI 2003) con sus extensiones Spatial Analyst y V-late1.0 (Development financed through the SPIN project (Spatial Indicators for European Nature Conservation), 2001-2004)

Spatial Analyst permite simplificar análisis complejos con simples expresiones que se procesan mediante álgebra de mapas. La extensión Spatial Analyst permite:

- Derivar información, crear información útil a partir de datos existentes.
- Analizar relaciones espaciales, explorar relaciones entre grupos de datos.
- Encontrar puntos de interés, puntos de interés pueden ser encontrados mediante búsquedas espaciales o creando mapas.
- Realizar análisis estadísticos.
- Calcular costos de desplazamiento. Calcular el costo acumulado de desplazarse a través de un paisaje, y luego encontrar el costo de la ruta mas corta entre un punto A y otro B.

V-LATE provee un set de las métricas más comunes para análisis de paisajes en formato vector, para cubrir las necesidades básicas de investigaciones ecológicas. Las métricas están organizadas de acuerdo a los principales aspectos de patrones de análisis y por tanto emplea métricas agrupadas en siete diferentes categorías: área, forma, interior, borde, proximidad, diversidad, y análisis de subdivisión. Adicionalmente, V-LATE tiene un algoritmo para calcular y disolver polígonos por identificadores de la misma clase que se encuentran contiguos, esta herramienta ayuda a resolver el problema que posee *Geoprocessing Wizard*, el cual disuelve los polígonos de todas las clases sin opción a escoger clases a disolver (Tiede & Lang 2005).

ArcView V3.2a (ESRI 1999) con su extensión Patch Analyst 2.2 (Build 34, © Dr. Rob Rempel)

Patch Analyst es una extensión de ArcView que facilita el análisis espacial de parches de un paisaje. Alrededor de 28 métricas son calculadas a nivel de parche, y e incluyen, media, mediana del tamaño del parche, coeficiente de varianza del tamaño del parche, densidad de borde, índice de forma, dimensión fractal, interdispersión y yuxtaposición, índice de diversidad de shannon, índice de área núcleo, entre otras. El programa acepta para sus análisis información en formato raster o vector, obteniéndose como resultados: un nuevo shape/grid con los atributos de las métricas calculadas o una tabla con los valores de las métricas correspondientes (Carr 1999).

TNT Mips 6.5 2001 MicroImages, Inc., es uno de los más avanzados sistemas que integran SIG, análisis de imágenes, CAD, mapeo y cartografía, y análisis de superficies. Este programa incluye el lenguaje de manipulación espacial (SML).

Lenguaje de Manipulación Espacial (SML) es una herramienta de diseño y personalización que puede realizar procesos repetitivos de procesos complejos, permite escribir *scripts* para operar objetos con información espacial. Esta herramienta puede ser ejecutada dentro del ambiente de procesamiento de TNT Mips o desde líneas de comando del sistema operativo. SML es un lenguaje interpretado donde el sistema evalúa y ejecuta sentencias escritas por el programador.

Los lenguajes interpretados son más lentos que los lenguajes compilados (como C o Pascal) en los cuales el código del programa es preevaluado para crear una versión de fácil lectura, pero a diferencia de estos, SML provee acceso a varias funciones compiladas y procesos que se encuentran dentro de TNTMips.

2.5.2.2 Programa de análisis ecológico:

Fragstats v.3.3 (McGarigal & Marks 1995)

FRAGSTATS es un programa de análisis espacial de patrones para mapas categóricos donde el paisaje sujeto a análisis es definido por el usuario, pudiendo éste representar un fenómeno espacial. FRAGSTATS cuantifica el área en su extensión y configuración de parches dentro de un paisaje, incluye para sus análisis criterios de escalas, es decir no hay limitaciones del tamaño de grano que se use, sin embargo no hay que olvidar que los cálculos de distancias y áreas son calculadas en metros y hectáreas respectivamente. Los archivos a ser analizados deben tener formato grid o ASCII para poder ingresar al programa. FRAGSTATS calcula tres grupos de métricas, uno para cada parche del paisaje, el segundo para cada tipo de parche y el tercero para todo el paisaje. Cada uno de éstos análisis se aplican según las conveniencias de los resultados que se desean obtener, decir según los requerimientos del investigador.

2.5.3 Tipos de estructuras de datos en un SIG

En general los modelos de información espacial dentro de un SIG son de tipo híbrido, es decir, una combinación entre información espacial y no espacial. La opción de escoger una estructura de datos espaciales en particular depende de las necesidades del proyecto en el SIG.

2.5.3.1 Estructura de datos en raster

Esta estructura conocida como celular o raster, define una grilla o matriz de rectángulos o celdas a los que se les denomina píxeles. Esta matriz se caracteriza por estar representada por filas y columnas.

Los píxeles que conforman la matriz o grilla representan las características de la zona o superficie geográfica que cubre, es decir que a cada píxel le corresponde una única ubicación en la fila como en la columna (x,y) , así como un atributo constituido generalmente por un número que representa una característica definida de acuerdo a las necesidades del usuario.

El formato raster se obtiene cuando se captura información proveniente de un mapa, fotografía aérea, o imagen digital. La captura de información en este formato puede realizarse mediante scanners, cámara de video, etc.

2.5.3.2 Estructura de datos en vector

La información gráfica en este tipo de formatos se representa internamente por medio de segmentos orientados de rectas o vectores. De este modo un mapa queda reducido a una serie de pares ordenados de coordenadas, utilizadas para representar puntos, líneas y superficies.

De otro lado, el formato vectorial representa la información por medio de pares ordenados de coordenadas, este ordenamiento da lugar a las entidades universales con las que se representan los objetos gráficos, así: un punto se representa mediante un par de coordenadas, una línea con dos pares de coordenadas, un polígono como una serie de líneas. La relación matemática entre puntos, líneas y polígonos se denomina topología.

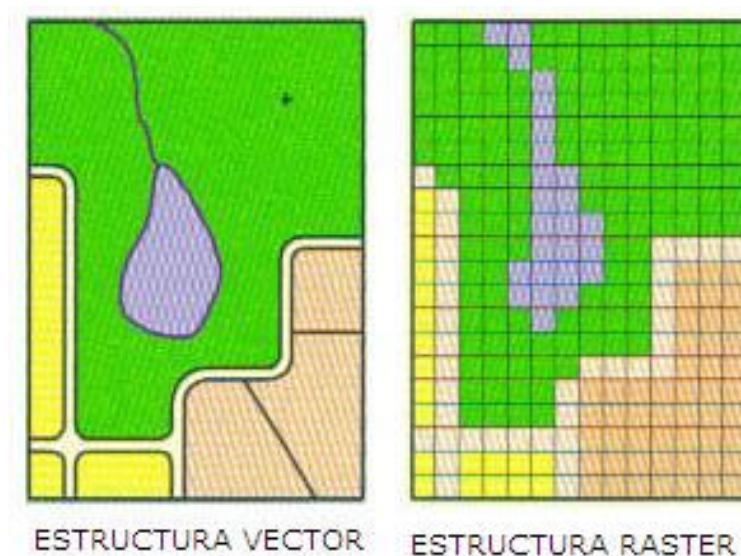
La captura de información en el formato vectorial se puede hacer por medio de mesas digitalizadoras, programas de transformación a formato vector, sistemas de procesamiento global (GPS), entrada de datos alfanumérico, entre otros.

2.5.3.3 Comparación entre las estructuras raster y vector

Es muy importante antes de realizar cualquier tipo de análisis espacial considerar las ventajas y limitaciones o desventajas de usar estructuras raster o vector (Figura 5). Esta es

una decisión clave debido a que al escoger acertadamente el tipo de estructura a usar, se puede trabajar con mayor eficiencia y eficacia.

Figura 5. Comparación entre estructuras raster y vector.



2.5.4 Modelos cartográficos

El modelo cartográfico es un conjunto de operaciones ordenadas e interrelacionadas de mapas que actúan en datos crudos, así como en datos intermedios o derivados, para estimular un proceso de toma de decisión (Tomlin 1990 citado en López 2003).

Un modelo cartográfico tiene las siguientes características:

- Es una secuencia lógica de operaciones analíticas expresadas en forma de diagramas de flujo.
- Generalmente codifica en macros (lenguaje de comandos).
- Los procesos mostrados son cíclicos.

Tomlin (1990) introdujo el concepto de álgebra de mapas para la manipulación de mapas en formas de capas de información espacial. Álgebra de mapa incluye una serie de funciones para realizar operaciones comunes en un solo mapa o en una serie de mapas.

Los modelos cartográficos pueden dividirse en dos grandes grupos (López 2003):

2.5.4.1 Modelo descriptivo:

Ilustra condiciones existentes de fenómenos preseleccionados presentando los resultados en una forma que permita al usuario, de un vistazo, identificar que elementos están ubicados en locaciones específicas y como están asociados.

Son descriptores simples en base a mapas de un espacio y sus características. Por ejemplo, mapa de uso actual y cobertura del suelo, mapa de suelos, mapa geomorfológico, etc.

2.5.4.2 Modelo prescriptivo o predictivo:

Permite a usuario determinar que factores son importantes para el funcionamiento del área de estudio. También permite determinar como estos factores están asociados entre sí espacialmente.

Estos modelos generalmente se basan en la combinación de diferentes tipos de información, y están orientadas a predecir o deducir un resultado. Por ejemplo, modelo de erosión del suelo, modelo de susceptibilidad e pendientes, modelo de disponibilidad e hábitat, etc.

2.5.5 Modelos de hábitat (Distancia de Mahalanobis)

La distancia de Mahalanobis es una medida basada en la correlación entre variables, en la cual pueden ser identificados y analizados diferentes tipos de patrones con respecto a una base o patrón de referencia (Taguchi & Jugulum 2002). Es una distancia estadística que generaliza la distancia euclídea entre dos vectores en la que se tiene en cuenta la dispersión de las variables y su independencia.

La fórmula para la distancia de Mahalanobis se define como:

$$d^2 = (x - \hat{u})' \Sigma^{-1} (x - \hat{u})$$

donde, x es el vector de características del hábitat en un punto cualquiera; \hat{u} es el vector promedio de las características estimadas del hábitat en los puntos de muestreo donde se encontraron registros de osos; y Σ^{-1} es la inversa de la matriz de varianza-covarianza calculada para los puntos de muestreo.

La distancia de Mahalanobis es una medida de disimilaridad que permite valorar aquellos píxeles donde no se encontraron registros de osos, otorgándoles un valor basado en los

atributos de cada píxel comparado con los valores de un conjunto de píxeles "ideal" representado por \hat{u} (Clark *et al.* 1993). El conjunto de valores de las características de un hábitat está determinado por los valores de las variables en un punto (píxel) cualquiera del área de estudio. El conjunto "ideal" de píxeles corresponde a los valores medios de las variables que conforman el hábitat, en los puntos con presencia de registros indirectos. Este conjunto "ideal" de píxeles comúnmente es llamado "vector ideal".

La interpretación de resultados se basa en la cercanía o lejanía de las condiciones "ideales" del hábitat de oso. De esta manera, d_2 a medida que tiene un menor valor, indica que sus condiciones se asemejan a las condiciones de aquellos valores que corresponden a las "ideales" de hábitat; de igual modo, los valores mientras más altos, indican un alejamiento de las condiciones "ideales".

2.5.6 Análisis Chi-cuadrado

La distancia de Mahalanobis es ocasionalmente convertida a valores de probabilidad Chi-cuadrado para facilitar su análisis. Cuando las variables predictoras están normalmente distribuidas, la distancia de Mahalanobis sigue la distribución χ^2 con $n-1$ grados de libertad (donde n = número de variables). Sin embargo, Farber & Kadmon (2003) advierten que las variables de hábitat, en el caso de estudio, las variables ambientales, frecuentemente no se comportan normalmente distribuidas. En casos donde las variables predictoras no están normalmente distribuidas, la conversión a valores de probabilidad Chi-cuadrado sirve para reclasificar la distancia de Mahalanobis en una escala de 0 a 1. La distancia de Mahalanobis, por si sola no tiene un límite superior, por lo tanto este re-escalamiento es conveniente para algunos análisis.

La probabilidad Chi-Cuadrado está dada por:

$$p(x^2) = \frac{(x^2)^{(v/2)-1} e^{-x^2/2}}{2^{v/2} \Gamma(v/2)}$$

p = Probabilidad

x^2 = Valor a ser transformado
(Distancia de Mahalanobis)

v = Grados de libertad

Γ = Función Gamma Incompleta

En general, estos valores de probabilidad reflejan la aptitud de entender los valores de distancia mejor que la distancia de Mahalanobis por si sola, asumiendo que el vector ideal que produjo las distancias de Mahalanobis fue muestreado correctamente. Los valores probabilidad Chi-cuadrado cercanos a cero, reflejan altas distancias de Mahalanobis y son por consiguiente, muy diferentes al vector ideal. Los valores de probabilidad Chi-Cuadrado cercanos a 1 reflejan baja distancia de Mahalanobis y en consecuencia son muy similares al vector ideal.

III. METODOLOGÍA

La metodología consta de varias etapas, que van desde la recopilación de información, estructuración de la información, definición de parámetros de trabajo, edición cartográfica, definición de criterios y determinación de la integridad ecológica y de presiones y amenazas, hasta la identificación de áreas prioritarias y zonas núcleo para conservación.

Sabiendo que todas y cada una de estas etapas son importantes es menester poner énfasis en las etapas centrales de ésta metodología que son: la definición de criterios y determinación de la integridad ecológica; y de presiones y amenazas, con la posterior identificación de áreas prioritarias y zonas núcleo para conservación.

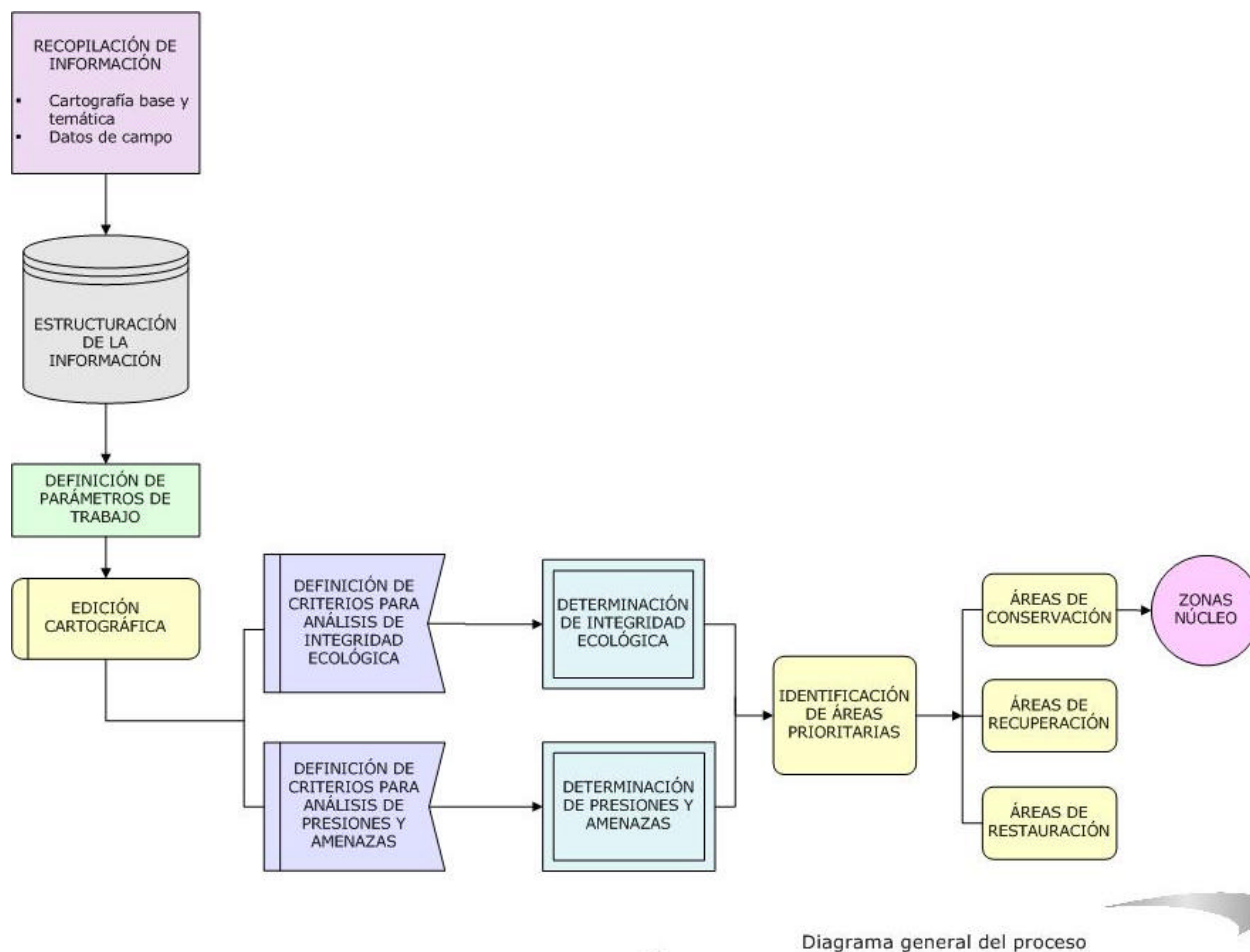
La primera, que se refiere a la integridad ecológica, consta de una adaptación de los criterios de selección de indicadores (Noss 1995), de los métodos para la selección de atributos ecológicos clave de The Nature Conservancy (TNC), las consideraciones para el desarrollo de indicadores o variables capaces de evaluar un sistema ecológico a diferentes escalas de organización considerando los atributos de composición, estructura y función propuestos por (McGarigal & Marks 1995), y de criterios propuestos por el equipo multidisciplinario, conoedores del área de estudio.

La segunda, concerniente a la definición de criterios y determinación de presiones y amenazas que influyen en el área de estudio. Para esto, se contempló aquellas que tuvieran mayor impacto, es decir, que mayores efectos negativos producen, atentando contra la integridad de la zona. Considerando estos criterios, se analizó el nivel de accesibilidad, la presencia de actividades mineras, y la presión ejercida por la población.

En base a los resultados obtenidos de estas dos etapas mencionadas, se identificó áreas prioritarias para conservación, recuperación y restauración, orientadas hacia el desarrollo de planes de acción. Para cumplir con las expectativas de este proyecto, se da un énfasis especial a las zonas de conservación donde se identifican zonas núcleo de conservación.

A continuación se muestra el Diagrama 1 que contempla las diferentes etapas de la metodología usada.

Diagrama1. Etapas metodológicas del proceso.



Una característica importante de este proyecto es que el análisis de integridad ecológica incorpora un “modelo de hábitat” que utiliza análisis multivariado. Para la determinación de este modelo se realizaron trabajos específicos de recolección de registros de oso a lo largo y ancho del área de estudio.

3.1 Recopilación de información

La generación de la información cartográfica tiene orígenes diversos. La cartografía base y temática fueron generados en trabajos realizados para proyectos específicos. Por ejemplo, las unidades de paisaje de la zona norte fueron creadas bajo el proyecto: “Unidades de paisaje del área PNP - Corazón de oro - Yacuambi”, que se realizó en la ciudad de Loja. Por otro lado, los registros indirectos de oso andino fueron datos colectados mediante trabajo de campo específicamente generados para este estudio (Diagrama 1-A). En los siguientes puntos se brinda mas detalle sobre esta fase.

3.1.1 La cartografía base y temática

La información cartográfica base y temática disponible para la realización de éste proyecto provino del Centro de Investigación y Geomática Ambiental (CINFA) y de la Fundación ArcoIris, la misma que estuvo disponible bajo la estructura de vector a escala 1:50.000; con excepción de la cobertura de unidades hidrográficas proveniente del Consejo Nacional de Recursos Hídricos (CNRH) y la cobertura de catastro minero del Ecuador que provino de la Dirección Nacional de Minería (DINAMI)

3.1.2 Los datos generados en campo

Un insumo importante para el desarrollo de este proyecto es la información proveniente de campo, la misma que fue recolectada en el transcurso de aproximadamente cuatro meses. La información de campo consistió de registros indirectos de oso andino que sirvieron de insumo para generar el modelo de disponibilidad de oso andino. El trabajo de campo estuvo a cargo de Rodrigo Cisneros (Fundación ArcoIris) quien conjuntamente con otros colaboradores participó en la planificación y muestreo de datos. A continuación se mencionan algunos aspectos relevantes sobre esta fase.

3.1.2.1 Los transectos

El muestreo de campo se basó en los estudios de Cuesta *et al.* (2001); quienes la adaptaron de Clevenger (1993) y Kendall *et al.* (1992).

Se establecieron 37 líneas de muestreo, las dimensiones de cada línea fueron 1600 metros de largo por cinco de ancho; cada línea se subdividió en dos transectos, usualmente continuos, de 800 m. Se intentó que en cada zona exista una separación de un kilómetro entre líneas, así como el hecho de que las líneas sean longitudinalmente lo más rectas posible; esto en vista de que los 1600 m corresponden al lado de la matriz móvil, la cual es de 1600m x 1600m (256 ha), superficie que según Cuesta *et al.* (2001), cubre los requerimientos diarios de hábitat del oso andino.

El muestreo comprendió la recopilación de registros indirectos, es decir: huellas, heces, arañazos o marcas en árboles, comederos, nidos, pelo y osamentas. Según Cuesta *et al.* (2001), la observación directa de individuos, debía documentársela luego como registro indirecto, tomando los datos de huellas dejadas en el sitio de observación. La ficha de campo (Esquema 1-A) utilizada para el muestreo de registros indirectos, es una adaptación de la empleada por Cuesta *et al.* (2001).

Se tomaron puntos con GPS en coordenadas UTM a lo largo de las líneas de muestreo, sobre todo al inicio, al centro y al final del muestro, donde la vegetación lo permitió, los puntos fueron anotados cada doscientos metros. De igual forma se realizó la señalización de cada línea colocando cintas de color anaranjado cada 20 metros.

Desde el punto de vista de cobertura vegetal se trabajo con cuatro grandes formaciones que son: Bosque Denso, Bosque Chaparro, Páramo Herbáceo y Páramo Arbustivo.

3.1.2.2 Distribución de la red de muestreo

La cantidad de líneas y su distribución se lo estableció proporcionalmente en función del área de estudio y del área que correspondía a cada formación vegetal. El número de líneas se determinó bajo el parámetro de alcanzar una densidad de 0,4 registros por cada línea de muestreo, lo cual correspondía al valor mínimo que el programa estadístico requiere al momento de evaluar la disponibilidad de hábitat. Cuesta *et al.* (2003). Estas estimaciones se basaron en la experiencia del estudio de disponibilidad de hábitat del oso andino realizada en Oyacachi por Cuesta *et al.* (2001).

Las 37 líneas de muestreo fueron repartidas en diez zonas (Cuadro 3-A), las zonas se las estableció intentando escoger sitios en los que se encuentren las cuatro formaciones vegetales establecidas. En principio, para alcanzar la densidad de 0,4 registros por línea, debía recorrerse dos veces cada línea, no obstante la densidad promedio alcanzada en el primer recorrido llegó a 4,6 registros por línea, lo que implicó que no sea necesario realizar un segundo recorrido. Se recorrieron en total 59,2 Km.

3.1.2.3 Depuración de los datos recolectados

Como resultado del muestreo se obtuvo una base de datos con todos los datos crudos recopilados en campo, por lo cual fue necesario depurarlos y transformarlos en información con un formato diferente para que pueda ingresar al SIG. La depuración de la información tuvo como criterios que una coordenada geográfica debía constar como un solo registro indirecto. Esto fue debido a que en un mismo sitio (misma coordenada) se encontraron más de una señal de oso y por tanto varios registros tenían una sola referencia espacial. Adicionalmente, se revisó que todas las coordenadas tuvieran posiciones correctas, caso contrario serían eliminadas. Es así que de 173 registros de oso que se definieron como insumo, se espacializaron 129.

3.2 Estructuración de la información cartográfica en el SIG

Una vez recopilada toda la información cartográfica disponible incluyendo la información de campo, fue necesaria incorporarla al SIG bajo una estructura determinada.

La estructuración se refiere a la organización que debe tener la información para manejarla con mayor eficiencia. En este caso para la organización y manejo de la información se utilizó la interface ArcCatalog de Arc GIS que incluye herramientas para explorar y encontrar información geográfica, para grabar y ver metadatos, para una rápida visualización de cualquier conjunto de datos y para definir la estructura del esquema de sus capas de datos geográficos.

La información con la que se contó básicamente estuvo bajo el formato vector, excepto los registros de oso que estaban en una base de datos, los cuales fueron espacializados para que puedan ingresar al sistema. Toda la información se pudo organizar en bases de datos geográficas "geodatabases" donde se crearon diferentes niveles y subniveles para ingresar información tanto de tipo raster como vector. A pesar de que todavía no se contaba con información en formato raster pero los procesos posteriores así lo requerirían. La estructuración de la información inicial no fue definitiva pues a medida que se siguieron desarrollando procesos, la estructuración fue mejorada, pero era importante contar con una estructuración inicial pues se pudo mantener un orden adecuado para mayor eficiencia en el trabajo.

Una vez estructurada la información en el SIG fue necesario definir los parámetros de trabajo en los cuales estarían marcados los procesos posteriores.

3.3 Definición de parámetros de trabajo

Los parámetros se definieron desde el punto de vista cartográfico y desde el punto de vista ecológico. Este segundo criterio está íntimamente relacionado al primero pues este tiene conceptos que se derivan del primero. A continuación se mencionan los parámetros utilizados par este estudio.

3.3.1 Parámetros cartográficos:

Para el presente proyecto se utilizaron los parámetros requeridos internacionalmente por el Digital Geographic Information Exchange Standard (DIGEST), adoptado por Instituto

Geográfico Militar (IGM) a partir de sus requerimientos para el intercambio de información cartográfica y geográfica en el ámbito internacional. El DIGEST utiliza información cartográfica considerando el datum WGS84, por lo cual en el presente proyecto se consideró este parámetro, además de los correspondientes que se aplican a la zona:

Sistema de Proyección: Universal Transversa de Mercator (UTM)

Datum: World Geodetic System 1984 (WGS-84)

Elipsoide: Internacional 1909-1924 / Hayford 1910

Zona: 17 Sur

Meridiano Central: 81W

La escala de trabajo fue definida en función de la escala de la información cartográfica disponible, esto quiere decir que se trabajó a escala 1:50.000, donde la unidad mínima de mapeo UMM corresponde a 1 ha. Esta unidad mínima está definida considerando que el objeto mínimo mapeable es de 2mm x 2mm.

3.3.2 Parámetros ecológicos:

La definición de parámetros ecológicos está íntimamente ligada a la definición de los parámetros cartográficos pues éstos dependen directamente de la escala cartográfica que se haya definido. Es así, que dentro de la extensión que comprende el paisaje se identificó como tamaño de grano fino al tamaño de píxel que se usó para los diferentes análisis que se calculó bajo los parámetros cartográficos antes descritos. Adicionalmente, se identificó como grano grueso a las unidades de análisis que se utilizaron en las diferentes fases de la investigación. Por ejemplo, se realizaron análisis a nivel de unidades ecológicas de paisaje, a nivel de tipos de cobertura vegetal, etc.

Por otro lado, pero sin dejar de considerar la escala cartográfica, el área de estudio al contar con más de seiscientas hectáreas corresponde a un contexto regional, más sin embargo, para los análisis que se realizaron fue considerado según la ecología del paisaje como un "paisaje abierto o cerrado".

3.4 Edición de la información cartográfica

Debido a que la información cartográfica provino de diversas fuentes, fue necesario llevar un control sobre la calidad de la misma, para lo cual se procedió a validar y editar la información de la siguiente manera (Diagrama 2-A):

3.4.1 Homogenización de parámetros

Una vez que se ha comprobado que la información que se utilizará es una información de calidad, es necesario recordar que la información cartográfica proviene de diferentes fuentes, es decir, cuenta con diversos parámetros bajo los cuales fueron creados. Por esta razón, fue necesaria la homogenización de parámetros.

La información cartográfica de primera mano tuvo dos tipos de parámetros, uno bajo PSAD56 y el resto en WGS84, por lo cual en esta fase se procedió a realizar las transformaciones respectivas para que toda la información esté bajo los parámetros establecidos en la fase de "Definición de parámetros de trabajo", esto es, toda la cartografía de ahora en adelante estaría bajo los parámetros de intercambio de información internacional.

3.4.2 Revisión topológica

Para esta fase, se utilizó la interface ArcCatalog, la cual está provista de una serie de reglas que tratan sobre la geometría de los atributos que componen a una cobertura de información espacial. Este conjunto de reglas se denominan reglas topológicas las cuales son usadas para realizar edición de atributos, validar información, revisar relaciones geométricas entre los atributos, entre otras cosas (Figura 6-A).

Antes de aplicar la topología se consideraron los siguientes puntos:

- La información que se somete a la topología debe estar dentro de una base de datos geográfica "geodatabase" y formar parte de un *feature data set*.
- Se pueden aplicar múltiples reglas topológicas en un *data set*.
- Los *feature classes* solo pueden participar en una topología.
- Los *feature classes* pueden ser de tipo punto, línea y polígono.

Además, se consideraron otros parámetros que ayudan a definir la topología:

- *Cluster tolerance*: es la distancia en la cual todos los vértices y lados son considerados idénticos o coincidentes. Vértices y *endpoints* que se encuentran dentro de la tolerancia son unidos durante un proceso de validación topológica. En general la tolerancia debe ser como mínimo una magnitud menor que la precisión de los datos. Por ejemplo, si el *data set* tiene 2 metros de precisión, la tolerancia debería ser 0,2 metros o menos.

- *Relative ranks for each feature class*: son definidos a nivel de *feature class level*, y controlan categóricamente cuanto se pueden mover un atributo con una categoría inferior en relación a un atributo de categoría superior. Por ejemplo, una categoría es definida con dos clases, una con líneas y otra con polígonos, debiendo ser los bordes de este último coincidentes con las líneas. Para este caso los polígonos deben pertenecer a una categoría inferior a la de las líneas para que este se ajuste o mueva respecto a la categoría superior que son las líneas.
- *Rules*: la topología en una base de datos geográfica está asociada a una serie de reglas. Una regla topológica define una condición en la topología, la cual es el problema o posible problema en la cobertura.

Una vez considerados todos los aspectos anteriores, se aplicó las siguientes reglas a las coberturas de polígonos:

- Must not overlap, que detecta errores de sobreposición de polígonos.
- Must not have gaps, que detecta errores de vacíos de información entre polígonos.

Y para las coberturas de líneas se usó:

- Lines must not overlap, que detecta errores de sobreposición de líneas.
- Must not intersect or touch interior, que detecta errores de intersección de líneas en medio de sus segmentos, sin considerar error cuando el endpoint de la línea interseca otra.

3.4.3 Validación de la topología

Luego de haber corrido las reglas topológicas, fue necesario hacer un chequeo de las mismas mediante la validación. La validación topológica es un comando que se usa para integrar geometría, limpiar *dirty* áreas, y descubrir errores. Como resultado de este chequeo se pueden obtener tres estados:

Not validated, cuando se obtienen áreas indefinidas como resultado de la edición topológica.

Validated with errors, cuando todas las áreas se han validado pero existen errores.

Validated without errors, cuando todas las áreas se han validado y no existen errores.

En este caso, se obtuvo como resultado "validated with errors" eso quiere decir que la cartografía original tenía errores que debían ser corregidos.

3.4.4 Corrección de errores

Una vez validada, la información está lista para ser editada en el ambiente de Arc Editor, donde se visualizan todos los errores detectados en color rojo como una nueva cobertura, los mismos que al momento de ir corrigiéndolos desaparecen. Los errores se pueden corregir uno a uno o se pueden utilizar comandos para corregir un grupo de errores a la vez. En este caso se corrigieron los errores individualmente. Finalmente se tuvo la información lista para ser utilizada en los proceso de análisis.

3.5 Definición de criterios para el análisis de integridad

En este estudio se analizó el grado de integridad ecológica tomando en cuenta los atributos de función, composición y estructura, los mismos que son descritos por un conjunto de indicadores que se evalúan a través de métricas ecológicas considerando el área de estudio como un paisaje.

Estos indicadores al utilizar métricas para su medición necesitan tener unidades referenciales bajo los cuales son medidos; esto es, se necesitó definir también los niveles de análisis ecológicos para todos y cada uno de los indicadores.

3.5.1 Selección de indicadores

La selección de indicadores fue considerada como una fase decisiva para el análisis de integridad, en la cual se definirían los criterios que cualitativa y cuantitativamente corresponden al área de estudio. Se invirtió gran cantidad de tiempo y meticulosidad para tomar las decisiones más acertadas posibles. A continuación se describen los criterios usados y los indicadores seleccionados.

La selección de los indicadores se realizó en base a los criterios sugeridos por Noss (1995) y a las consideraciones metodológicas de TNC respecto de la selección de atributos ecológicos clave (Poiani *et al.* 2000, Parrish *et al.* 2003). Un indicador idealmente debería cumplir con los siguientes atributos:

(a) ser sensitivo al cambio, (b) puede ser replicado y medido en cualquier punto del área de estudio, (c) sensitivo a niveles pequeños de cambio o stress, (d) relativamente independiente del tamaño de la muestra, (e) simple de medir, calcular o coleccionar y tener un alto costo-beneficio, (f) capaz de diferenciar entre fluctuaciones y ciclos naturales de los inducidos por efectos antrópicos y (g) ser relevante a un fenómeno ecológico significativo.

Los criterios mencionados son muy relevantes, aceptados y usados por científicos a nivel mundial, pero para el presente proyecto además de considerar estos aspectos, se tomó en cuenta criterios adicionales que nos ayudarían a seleccionar variables que se ajusten más precisamente a la realidad del área de estudio.

A continuación se mencionan algunos criterios que definimos conjuntamente con un grupo de expertos en el tema y en el área de estudio, para la selección de indicadores de integridad.

Los indicadores seleccionados deberían considerar:

- Que para su creación se dispongan de los insumos cartográficos suficientes, pues se realizarían análisis a nivel espacial.
- Que sean fáciles de interpretar pues un indicador complicado en su interpretación, difícilmente podría ser útil para el momento de toma de decisiones sobre los resultados obtenidos.
- Que sean los más representativos dentro de un conjunto de indicadores que expliquen similares fenómenos.
- Que no demanden de información no disponible para el área de estudio.
- Que se ajusten a la escala de trabajo, es decir, que no sean demasiado intrínsecos ni generalistas, y que expliquen un fenómeno a un nivel paisajístico.
- Que no contengan criterios no muy difundidos pues llegan a tener un nivel de especificidad demasiado compleja no conocida como evidente en el área de estudio por los expertos con los cuales se trabaja.
- Que por su naturaleza fueran relevantes para el área de estudio, considerando que forma parte del área de estudio el Parque Nacional Podocarpus.

Debido a que no existe un indicador que por sí solo cumpla con todos estos requisitos, fue necesario desarrollar un conjunto de indicadores que sean complementarios y reflejen el estado de integridad del área. Entonces se procedió a enlistar y revisar cada uno de los indicadores existentes para definir un grupo de indicadores iniciales, de los cuales serían seleccionados los más adecuados para el análisis final.

A continuación se enlistan los indicadores y las métricas de análisis que se propusieron originalmente para crear las variables correspondientes (Cuadro 1).

Una vez definidos los indicadores iniciales fue necesario determinar el nivel de análisis (ver 3.3.2), preparar la información para ingreso al programa (ver 3.4.1) y crear sus atributos numéricos correspondientes (ver 3.4.2) para posteriormente revisarlos y seleccionar los atributos finales.

Cuadro 1. Indicadores propuestos para el análisis de integridad.

| <i>Indicador</i> | <i>Métrica</i> | <i>Variable</i> |
|------------------------------------|----------------|---|
| Efecto de borde | CAI | Índice de área interior |
| Área y densidad | GYRATE | Radio de giro |
| | PD | Densidad de fragmentos |
| | REM | Remanencia |
| Remanencia de vegetación | REM | Remanencia |
| Interdispersión y Yuxtaposición | IJI | Índice de interdispersión y Yuxtaposición |
| Diversidad: Riqueza | SHDI | Índice de diversidad de Shannon |
| Diversidad: Equidad | SHEI | Índice de equidad de Shannon |
| Conectividad | COHESION | Índice de cohesión de fragmentos |
| Singularidad | SING | Singularidad |
| Áreas de disponibilidad de hábitat | MD | Distancia de Mahalanobis |
| Área total | CA | Área total |
| Porcentaje de paisaje | PLAND | Porcentaje de paisaje |
| Número de parches | NP | Número de parches |
| Índice de forma del paisaje | LSI | Índice de forma del paisaje |
| Índice de proximidad | PROX | Índice de proximidad |

Luego de estos procesos, se obtuvieron finalmente los indicadores que explicarían los atributos de función, composición y estructura del área de estudio. Los indicadores que finalmente se consideraron para los análisis fueron (Cuadro 2):

Cuadro 2. Indicadores seleccionados para el análisis de integridad.

| <i>Indicador</i> | <i>Métrica</i> | <i>Variable</i> |
|------------------------------------|----------------|---|
| Efecto de borde | CAI | Índice de área interior |
| Área y densidad | GYRATE | Radio de giro |
| | PD | Densidad de fragmentos |
| | REM | Remanencia |
| Interdispersión y Yuxtaposición | IJI | Índice de interdispersión y Yuxtaposición |
| Diversidad: Riqueza | SHDI | Índice de diversidad de Shannon |
| Diversidad: Equidad | SHEI | Índice de equidad de Shannon |
| Conectividad | COHESION | Índice de cohesión de fragmentos |
| Remanencia | REM | Remanencia |
| Singularidad | SING | Singularidad |
| Áreas de disponibilidad de hábitat | MD | Distancia de Mahalanobis |

A continuación se detallan los criterios por los cuales algunos de los indicadores propuestos no fueron considerados para el análisis de integridad:

Área total (CA)

Cuantifica la cantidad de parches contenida en las diferentes clases de vegetación del paisaje.

Esta métrica a pesar de poder ser usada como un indicador de fragmentación, no es aconsejable para el área de estudio pues en los páramos se cometería un error debido a que los páramos constan normalmente de áreas aparentemente muy fragmentadas pero que no lo son.

Porcentaje de paisaje (PLAND)

Cuantifica la abundancia proporcional de cada tipo de fragmento en el paisaje.

Esta métrica tiene una medida relativa respecto a las clases que se analizan, por lo cual se consideró más apropiado medir la composición del paisaje y no de las clases que lo componen.

Número de parches (NP)

Cuantifica el número de parches existente dentro de cada clase.

A pesar de que el número de parches es un dato fundamental para el desarrollo de procesos ecológicos, tiene un valor interpretativo limitado por si solo porque no brinda información de área, distribución o densidad d parches.

Índice de forma del paisaje (LSI)

Es una media de agregación o agrupamiento que tiene cada clase respecto al resto de clases del paisaje considerando su perímetro.

Es muy relativo usar una métrica que se base en perímetro pues se prefiere usa una que considere la agregación de fragmentos en función del área.

Índice de proximidad (PROX)

Considera el tamaño y la proximidad de los parches dentro de un radio de búsqueda determinado.

Requiere de un valor de radio dentro del cual se considera el análisis de proximidad, ese valor puede ser considerado como un límite que no se puede encontrar evidente en la naturaleza. Se prefirió otra métrica que no presentara esta limitación.

3.5.2 Definición de los niveles de análisis

Los análisis fueron realizados a diferentes **niveles**, considerando el tipo de elemento que compone un paisaje, a fin de mantener coherencia con cada una de las métricas que se utilizan para evaluar a los atributos intrínsecos de los ecosistemas. Por ejemplo, el efecto de borde se evalúa a nivel de parches de vegetación y no a nivel de clases de vegetación. Por tanto, los niveles a los que se realizan los análisis están dados en función de todos los **elementos que componen un paisaje**, es decir: parches o fragmentos, clases de vegetación y paisajes. Adicionalmente, debido a la falta de un mapa potencial (histórico) de cobertura vegetal utilizamos la cobertura de microcuencas como otra unidad de análisis, a fin de estimar la remanencia en cada una de estas unidades, asumiendo que originalmente en cada una de éstas la remanencia vegetal era del 100%. Finalmente, para cuantificar la diversidad ecosistémica (riqueza y equidad) se utilizó como unidad de análisis las unidades ecológicas de paisaje (Zonneveld 1995) en base a la metodología desarrollada por el ITC de Holanda.

La **definición** de los niveles de análisis se realizó utilizando el método de decisión por **expertos**, que conjuntamente con algunas pruebas que se realizaron en gabinete fueron las herramientas consideradas más adecuadas para lograr los objetivos esperados. La decisión por expertos comprendió la discusión de las posibilidades para realizar los análisis bajo diferentes criterios. De estas discusiones se llegó a acuerdos que serían los criterios que se utilizarían para los análisis.

Los criterios que se definieron se resumen en: el índice de área interior, el área–densidad y cohesión se calcularía a nivel de fragmento; el índice de interdispersión se trabajaría a nivel de clase de vegetación; los criterios de riqueza y de equidad de Shannon los trabajaría nivel de paisaje, al igual que las variables de distancia de Mahalanobis y singularidad de paisaje. No formó parte de estos niveles de análisis la variable de remanencia pues se decidió que ésta fuese calculada a nivel de cada microcuenca por el motivo antes explicado.

Vale la pena tomar en cuenta que los niveles de análisis consideran al área de estudio como un todo, pues esto no ayudaría a distinguir criterios como ciclos de nutrientes o patrones de herbivoría como descriptores de la funcionalidad de un sistema no son analizados. Tampoco se trabaja al nivel de números efectivos de poblaciones o producción de biomasa como indicadores de la estructura o composición de un sistema. La falta de información no

permite analizar en detalle cada uno de los sistemas ecológicos presentes. No obstante, creemos que este análisis, aunque indirecto, es una aproximación acertada de los patrones generales de la integridad ecológica de la zona.

En este punto es necesario mencionar que las áreas prioritarias de disponibilidad tienen un tratamiento distinto por la naturaleza del mismo, es decir, este corresponde a un modelo que se incorpora en el análisis general de integridad. Más adelante se explicará los procesos seguidos para su análisis.

3.6 Determinación de la integridad ecológica

Una vez que se definieron los indicadores y los niveles de análisis correspondientes, se procedió a asignarles atributos. Los atributos provinieron de la evaluación de las métricas que cuantifican a cada indicador. Un indicador con atributos asignados es llamado variable.

3.6.1 Preparación de la información espacial

Al contar con diversos programas para los análisis de integridad es necesario considerar los diferentes requerimientos de información de cada uno de ellos, pues los formatos y parámetros que se manejan son diferentes. Para la preparación de la información se utilizó el programa ArcGIS, pues este posee formatos compatibles con estos programas a ser usados.

3.6.1.1 Preparación para ingreso de información a Fragstats

Fragstats requiere información en diversos formatos, pero el que se utilizó fue GRID, para lo cual se tuvo en cuenta las siguientes consideraciones (Figura 7-A):

- El paisaje puede contar o no con un **límite** de paisaje (boundary), y con un **fondo** (background), dependiendo del tipo de métrica que se fuera a utilizar en el análisis.
- Cada parche dentro del paisaje debe tener un código positivo, sin embargo la información fuera del límite debe tener un código negativo.
- El fondo puede existir como "hueco" en el paisaje, puede parcial o totalmente rodear al paisaje, puede dividir el paisaje de tal manera que haya fondo dentro como fuera de los límites del paisaje. El fondo no es tomado en cuenta en el análisis de las métricas con excepción de las que incluyen análisis de borde.

- Hay que tomar en cuenta que si un parche resulta dividido por el límite y la parte que está dentro del borde debe tener un código numérico positivo; y la porción fuera del borde debe tener el mismo código numérico pero negativo. El borde puede ser de cualquier grosor, dependiendo de los intereses del investigador.
- Si el background o el borde no están definidos correctamente, el cálculo de las métricas puede resultar erróneo.
- Si es requerido se puede usar un archivo de pesos para contrastar el borde. Estos pesos representan la magnitud entre el borde y el parche adjunto. Los pesos pueden variar entre 0 (no contraste) y 1 (máximo contraste). Son indispensables los pesos para el cálculo de métricas de borde. Si se decide no integrar un archivo de borde en el análisis, se asume que el contraste es máximo.

3.6.1.2 Preparación para ingreso de información a V-late

V-LATE requiere información exclusivamente en formato VECTOR, para lo cual se tomó en cuenta la siguiente consideración:

- El paisaje debe contar con la base de datos estructurada con un campo para la identificación de cada uno de los polígonos que conforman el paisaje, un campo que indique el tipo de objeto al que pertenece (polígono) y un campo con los respectivos atributos para identificar a cada polígono a analizar.

3.6.1.3 Preparación para ingreso de información a Patch analyst

Patch Analyst requiere información en formato grid o vector. Para este estudio se optó por usar la información en formato vector que fue el formato original en que se consiguió la información. Las consideraciones que se deben tomar en cuenta son las mismas que se mencionaron para V-LATE.

3.6.2 Creación de atributos de las variables

Una vez preparada la información se procedió a la creación de los atributos de las variables, esto es, cada una sus propios atributos.

3.6.2.1 Efecto de borde

El efecto de borde se produce al incrementar la superficie de contacto entre los parches de vegetación y la matriz antrópica, en detrimento de la superficie interna de los mismos. Esto produce un fenómeno que modifica las condiciones microclimáticas en el área externa del parche de vegetación (p.e. exposición solar y temperatura) (Bierregaard *et al.* 1992).

Para la creación de los atributos de **área interior** se utilizó el programa v-late. El proceso se describe a continuación (Diagrama 3-A):

Se activa el programa v-late en el ambiente ArcMap de ArcGis, para esto se ingresa al menú Tools y se selecciona la opción customize, y se añade el archivo V_LATE_1.dll y de inmediato a parece en la pestaña Commands, luego se activa la pestaña Toolbar donde se crea una nueva barra, finalmente se arrastra la el archivo creado en la pestaña Commands hacia la nueva barra.

Una vez activada la barra, se carga el insumo en formato vector a la ventana de ArcMap y se activa la opción para el cálculo de área y perímetro, luego se selecciona el campo a intervenir en el análisis y se definen los tributos del campo que se quieren analizar. Los atributos pueden estar en formato numérico o de texto. En este punto, se ingresa la distancia medida desde el borde exterior del parche hacia el interior que se podría considerar afectada por algún agente externo localizado en la matriz del paisaje. Finalmente, se definió el criterio en 4,5 kilómetros debido a que se consideró que una persona puede caminar esta distancia en un día y en aproximadamente seis horas de desplazamiento, es decir, ese sería el esfuerzo máximo de desplazamiento de un hombre al tratar de intervenir una zona determinada. De esta manera se obtuvo el índice de área interior para cada fragmento que compone el paisaje en formato .shp.

3.6.2.2 Área y densidad

El área y la densidad cuantifican el grado de fragmentación de las clases de vegetación en el paisaje del corredor. La densidad de los fragmentos está directamente relacionada con el nivel de disgregación de las clases en un paisaje. El tamaño y número de fragmentos distribuidos espacialmente en una clase o en el paisaje son quizá algunos de los aspectos básicos más importantes que pueden afectar procesos ecológicos tales como el uso de hábitat o alteraciones en la calidad del mismo producto de los efectos de borde (McGarigal & Marks 1995).

El área promedio de los fragmentos expresa la severidad de la fragmentación respecto del mantenimiento de poblaciones viables o efectos de borde. Mientras más pequeños y aislados sean los remanentes de vegetación, repercutirán más en los cambios microambientales que afectan los procesos ecológicos/evolutivos (Marsh & Pearman 1997).

Para la creación de los atributos de **densidad de fragmentos** y **radio de giro**, se utilizó el programa fragstats. El proceso se describe a continuación (Diagrama 4-A):

Se ingresa el insumo en formato grid, seguidamente se definen los atributos de tamaño de celda, esto de 30 x 30 metros, y el valor correspondiente al background del grid. Esto es necesario para indicarle al programa que valores de píxeles no intervendrían en el análisis. Luego se definen el tipo de análisis y los parámetros de vecindad, en este caso, hubieron dos opciones de análisis, el de análisis a través de una ventana móvil y el formato estándar, que corresponde al análisis escogido conjuntamente con el criterio de vecindad de ocho píxeles. El paso siguiente fue definir el nivel de análisis, es decir definir si este se realizaría a nivel de parche o fragmento, clase o paisaje. Para este caso se seleccionó a nivel de clase, puesto que esta fue una decisión que ya se había definido en una fase anterior. A continuación, se ingresó un archivo ".fdc" de propiedades de clase, que serviría como controlador para que se realicen los análisis en todas las clases que no constan como background (Esquema 2-A). Este archivo varía en su estructura dependiendo de las clases que tenga el grid. Para nuestro caso se definieron las clases correspondientes a los tipos de vegetación que conformaban el paisaje. Finalmente, se selecciona la métrica CAI y se corre el programa para el cálculo de la misma. De este modo se obtuvo el índice de área y densidad para cada clase de vegetación que compone el paisaje en formato .txt.

3.6.2.3 Remanencia

La pérdida de hábitat por efectos de la expansión de la frontera agrícola es la mayor amenaza para la conservación de la vida silvestre. Estudios del World Conservation Monitoring Center (1998) mencionan que el 76% de éstas se ven afectadas directa o indirectamente por este fenómeno.

La remanencia se refiere a la cantidad de cobertura vegetal presente en un área y un tiempo determinado en referencia a su cobertura potencial (histórica). En este caso calculamos la remanencia de la cobertura vegetal para cada unidad hídrica presente en el área de estudio.

Para la creación de los atributos de **remanencia** se utilizó el programa ArcGis. El proceso se describe a continuación (Diagrama 5-A):

El cálculo de la **remanencia** se lo realizó considerando a las microcuencas como unidades de análisis. Para ésto, se realizó una unión de las coberturas de vegetación y de microcuencas, ambas en formato vector. Por cada microcuenca (Mapa 2-A), se verificó la superficie cubierta por vegetación natural y se determinó el valor porcentual que ésta representa respecto a la superficie total de la microcuenca. Este valor corresponde a la remanencia asignada a cada unidad de análisis. En el caso de microcuencas que parte de su distribución geográfica se encontraba fuera del área de estudio, se estimó la remanencia sólo para el porcentaje de superficie asociado al área del corredor. Así fue como se obtuvo el valor remanencia para cada microcuenca compone el paisaje en formato .shp.

3.6.2.4 Interdispersión y Yuxtaposición de los fragmentos

La interdispersión, se refiere a la relación porcentual de los fragmentos de diferentes clases dentro del paisaje. Analiza cómo el grado de interrelación natural entre las formaciones vegetales se mantiene o es afectado por la matriz de intervención. La interdispersión aparentemente afecta la calidad del hábitat de las especies que requieren de una alta diversidad gama para cumplir con los requerimientos de sus diferentes etapas de vida (Dunning *et al.* 1992). Este indicador es relevante en el contexto de los ecosistemas de montaña debido a que expresan su nivel de interconexión vertical.

El índice de interdispersión y yuxtaposición (IJI) (McGarigal & Marks 1995) evalúa la interrelación de los fragmentos que componen la clase analizada respecto de los fragmentos que componen el resto de clases del paisaje. Esta interrelación podría interpretarse como el grado de conectividad que tiene cada clase respecto de las otras (dentro de la gradiente altitudinal).

Para la creación de los atributos de **interdispersión y yuxtaposición** se utilizó el programa Fragstats. El proceso se describe a continuación (Diagrama 6-A):

Se ingresó el insumo en formato grid, seguidamente se ingresan los atributos de tamaño de celda, esto de 30 x 30 metros, y el valor correspondiente al background del grid. Luego se definen el tipo de análisis y los parámetros de vecindad, estos parámetros fueron ingresados con las mismas características que en el cálculo de atributos de densidad de fragmentos y radio de giro, es decir, formato estándar y criterio de vecindad de ocho píxeles.

El paso siguiente fue definir el nivel de análisis, para este caso interesaba saber los atributos correspondientes a las clases presentes.

A continuación se ingresó un archivo ".fdi" de propiedades de clase, que contiene los mismos atributos que en el caso de la densidad de fragmentos y radio de giro pues la cobertura que se usa de insumo es el mismo (Esquema 3-A). Finalmente, se selecciona la métrica IJI y se

corre el programa para el cálculo de la misma. Este fue el proceso seguido o para la obtención del índice de interdispersión y yuxtaposición para cada clase de vegetación que compone el paisaje en formato .txt.

3.6.2.5 Diversidad: Riqueza

La riqueza es el número de especies o sistemas ecológicos presentes en un paisaje determinado (Shannon & Weber 1949). Con este criterio se evalúa cualitativamente la riqueza de ecosistemas que se encuentran representados en el área seleccionada.

Para la creación de los atributos de **diversidad de Shannon**, se utilizó el programa Patch analyst. El proceso se describe a continuación (Diagrama 7-A):

Se activa la opción Patch Analyst3.1 del menú file / extensions del programa ArcView. Se ingresa el insumo en formato vector, esto es el archivo de unidades ecológicas de paisaje (Mapa 3-A), inmediatamente el programa activa el menú denominado Patch. Entonces se selecciona la opción Spatial Statistics e inmediatamente y verifica si cada polígono tiene un identificador único, caso contrario se debería aplicar la herramienta "dissolve". A continuación se realiza el cálculo del área y perímetro, luego se selecciona el campo a analizar y el nivel de análisis. Finalmente se selecciona la métrica Shannon's Diversity Index y se corre el programa para el cálculo de la misma. De esta manera se obtuvo el índice riqueza del paisaje en formato .dbf.

3.6.2.6 Diversidad: Equidad

La equidad se refiere al área de distribución de los sistemas ecológicos o a la proporción de especies presentes en el paisaje (Shannon & Weber 1949).

Para la creación de los atributos de **equidad de Shannon**, se utilizó el programa Patch analyst. El proceso se describe a continuación (Diagrama 8-A):

Luego de haber activado la opción Patch Analyst de ArcView como se indicó en el cálculo de atributos de diversidad de Shannon, se ingresa el insumo en formato vector, que al igual que en el caso anterior se utilizó las unidades ecológicas de paisaje con un identificador único para cada polígono. A continuación se realiza el cálculo del área y perímetro, luego se selecciona el campo a analizar, el nivel de análisis, y finalmente la métrica Shannon Evenness Index y se corre el programa para el cálculo de la misma. De este modo se obtuvo el índice riqueza del paisaje en formato .dbf.

La integración de las métricas de diversidad y de equidad es importante, pues permite entender la composición (riqueza), así como la estructura (equidad) del paisaje. Un paisaje degradado que inicialmente es muy diverso tiende a una homogeneización del mismo en donde una sola clase de vegetación se torna dominante y el índice de equidad se aproxima a 1.

3.6.2.7 Conectividad

La conectividad analiza cómo el mosaico que compone el paisaje, facilita o impide los flujos ecológicos o regímenes ambientales que ocurren en un área determinada (p.e. el movimiento de los organismos entre los fragmentos de hábitat). Un cambio abrupto en la conectividad de la vegetación por efectos antrópicos puede afectar los ciclos normales de dispersión exitosa de las poblaciones animales y vegetales. Esto puede finalmente llegar a contener en el paisaje poblaciones aisladas y pequeñas con índices de viabilidad muy bajos (Opdam 1991).

El grado de conectividad de un paisaje puede ser evaluado desde el grado de conexión estructural de los fragmentos y de la conexión funcional de dichos fragmentos. La conexión estructural se refiere a la continuidad física de los fragmentos a través del paisaje. La conexión funcional de un paisaje depende del organismo en consideración o del proceso ecológico de interés, lo cual desemboca en la escala y patrones de movimiento de dicho organismo y de la estructura misma del paisaje (With 1997).

Para la creación de los atributos de **cohesión de fragmentos**, se utilizó el programa Fragstats. El proceso se describe a continuación (Diagrama 9-A):

Se ingresa el insumo en formato grid, se definen los atributos de tamaño de celda, esto es 30 x 30 metros, y el valor correspondiente al background del grid. Luego se definió el tipo de análisis y los parámetros de vecindad, es decir, formato estándar y vecindad de ocho píxeles. Luego, se escoge la opción fragmento como el nivel de análisis. A continuación se ingresa el archivo “.fdc” de propiedades de fragmento, que serviría como controlador para que se realicen los análisis considerando todos y cada uno de los fragmentos que no constan como background (Esquema 2-A). Finalmente, se selecciona la métrica COHESION y se corre el programa para el cálculo de la misma. Así fue como se obtuvo el índice de área y densidad para cada clase de vegetación que compone el paisaje en formato .txt.

3.6.2.8 Singularidad

La distribución, diversidad y singularidad de una taxa debe ser considerada para evaluar áreas con concentraciones de especies, ecosistemas, hábitats o unidades de paisaje raros. Especies raras o endémicas de distribución restringida suelen estar asociadas a ecosistemas singulares como las terrazas de suelos calizos presentes en la cordillera del Cóndor o en los bosques de Zamora, al oriente del PNP. Bajo estas consideraciones, si la rareza es utilizada como un criterio para definir escenarios de conservación, cada sitio debería ser evaluado por la composición de los gremios de especies raras en cada localidad.

Para la creación de los atributos de **singularidad**, se utilizó el programa ArcGis. El proceso se describe a continuación (Diagrama 10-A):

La singularidad la analizamos cualitativamente estableciendo un rango de valores discretos, donde asignamos un valor de 3 a las áreas de mayor singularidad y 1 a las de menor singularidad. El valor de 3 recibieron los paisajes únicos, de alta belleza escénica, alta diversidad y endemismo. El valor de 2 está asociado a sistemas de alta belleza escénica, alta diversidad y endemismo pero distribuidos ampliamente en toda el área del corredor. Los sistemas con el valor de 1 son aquellos evaluados como de mediana belleza escénica, distribuidos ampliamente en el área de corredor y caracterizados por una matriz antrópica.

Para efecto de la integración de las coberturas analizadas, las categorías fueron reclasificadas a una escala de valores continuos. Así, los valores de 3 equivalen a 0,500; 2 a 0,333 y 1 a 0,167. De esta manera se obtuvo los atributos de singularidad del paisaje en formato .shp.

3.6.2.9 Áreas de disponibilidad de hábitat

Este criterio permite integrar una de las coberturas de información más relevantes para este estudio, pues nos ayudaría a identificar áreas claves de biodiversidad al interior del área de estudio. La determinación del modelo de disponibilidad de hábitat de oso comprende un método combinado de herramientas SIG, técnicas de campo y estadística multivariada (Diagrama 11-A).

Un modelamiento de hábitat está basado en el cálculo de la Distancia de Mahalanobis. (Clark *et al.* 1993, Boitani *et al.* 1999, van Manen *et al.* 2002), la cual está inspirada en el concepto de nicho de Hutchinson (1957), en el que se considera al modelo como sensible a los patrones de variación de las variables que describen el hábitat de la especie.

3.6.2.9.1 Las variables

La determinación de variables se realizó en base a la experiencia adquirida por el equipo técnico de EcoCiencia en trabajos previos en 3 áreas de la Cordillera Oriental ecuatoriana (Sánchez *et al.* 2003a, Sánchez *et al.* 2003b, Cuesta *et al.* 2003, Peralvo *et al.* en prensa), así como en la revisión de estudios relativos a la ecología de las 8 especies de ursidos.

Se consideraron tres tipos de variables (Remache *et al.* 2004): biofísicas, ecológicas y antropogénicas. Estos tres grupos de variables explican las condiciones de tipos de vegetación, distribución altitudinal, topografía, fuentes hídricas, etc. que favorecen la presencia de oso andino, sin dejar de lado el factor humano que también tiene su incidencia en la presencia o alejamiento de individuos de determinados sectores.

Las variables incorporadas en este modelo fueron: altitud, pendiente, índice de forma del terreno (TSI), y cobertura vegetal como variables **biofísicas**, la densidad de vías como variable **antropogénica** y una variable **ecológica** como es la distancia a cuerpos de agua.

Estas variables se obtuvieron a partir de la cartografía base y temática disponible utilizando el programa TNTMips y trabajando en estructura raster.

En primera instancia se importó la información cartográfica a TNT Mips, los archivos importados fueron: curvas de nivel, ríos, vías, cobertura vegetal, registros de oso.

Se generó la variable **altitud** a partir de las curvas de nivel utilizando el método *minimum curvature* y la operación *surface fitting*. Esta variable sirvió para construir las variables de **pendiente** mediante la operación *Slope* del menú *Process/Raster /Elevation*, e **índice de forma del terreno** mediante lenguaje de manipulación espacial del menú *Process/SML/Edit script*. Se usa el lenguaje de manipulación espacial para trabajar con *scripts* (Programación 1-A) creados mediante programación para procesos que no existen por defecto.

Luego se creó la variable **distancia a cuerpos de agua** mediante la transformación del vector ríos a raster binario usando la herramienta *vector to raster* del menú *Process/convert*, considerando que los ríos dobles deben tener formato sólido en su interior (el archivo binario debe tener los valores de 1 en las celdas que corresponden a la presencia de cuerpos de agua y 0 en el resto de celdas), y se aplica la operación *Distance Raster* del menú *Process/Raster/Interpret*.

Seguidamente se creó la variable **densidad de vías**, a partir de la cobertura de vías, la cual se la convirtió en raster y se la binarizó aplicando los mismos criterios que se usaron para la creación de distancia a cuerpos de agua. A continuación se realizó el cálculo mediante un

script (Programación 2-A) que se maneja bajo el ambiente de lenguaje de manipulación espacial (SML).

Finalmente, se obtuvo la variable **cobertura vegetal** a partir de la clasificación vegetal del área de estudio y convirtiéndola en raster usando la herramienta *vector to raster*.

Una vez creadas las variables fue necesario agruparlas en matrices para que se pueda ejecutar el cálculo de la distancia de Mahalanobis (Programación 3-A).

En este punto es importante mencionar que cada una de las variables creadas por su naturaleza tienen unidades de medida propias, más para ingresar al modelo son consideradas como variables estandarizadas pues la distancia de Mahalanobis es un valor adimensional (van Manen *et al.* 2002).

También es importante mencionar que no existe una combinación "óptima" de variables para obtener los valores más bajos de d^2 y que la combinación de diferentes variables pueden ser infinita, pudiendo obtener idénticos valores de distancias usando diferentes variables (Clark 1993b citado en van Manen *et al.* 2002).

3.6.2.9.2 El vector ideal

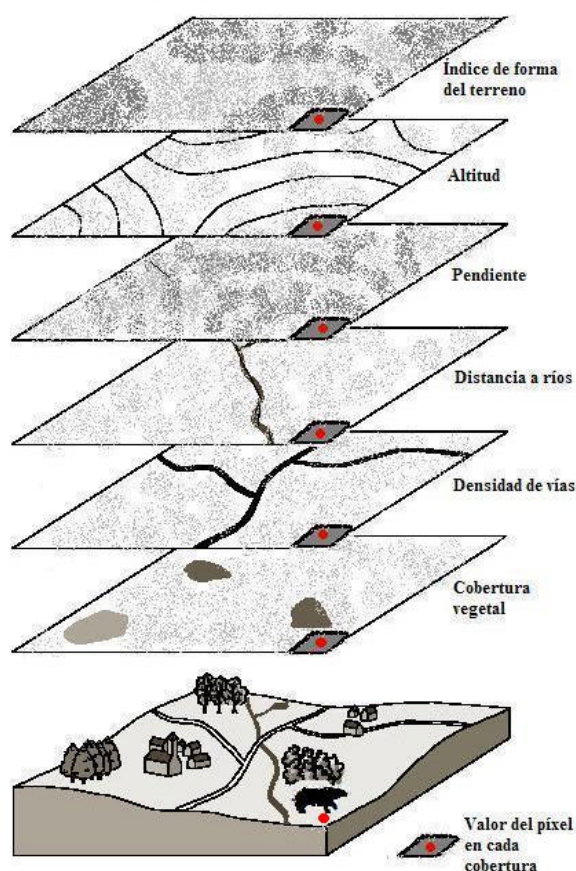
Para el cálculo de la distancia de Mahalanobis se necesita un grupo de datos que den las pautas de las características que tienen los lugares en los que se han encontrado registros de oso. Este grupo de datos colectados en campo con referencia espacial, servirían para calcular el vector promedio de las características estimadas del hábitat de oso (Figura 6). Este vector promedio es llamado "vector ideal".

Las condiciones ideales estuvieron definidas por 129 registros, que fueron los que cumplieron las condiciones necesarias para formar parte de este proceso.

El tamaño de la muestra para los registros tiene relación directa al número de variables que se utilizan para correr el modelo. En general no puede haber más variables que registros a incorporarse (van Manen *et al.* 1997). Por ejemplo, si utilizamos cinco variables continuas y una variable categórica con cuatro categorías, deberíamos tener como mínimo nueve observaciones para correr el modelo; siendo finalmente, nueve el tamaño mínimo de la muestra.

Para ver detalles sobre la creación del vector ideal, (Programación 4-A).

Figura 6. Determinación del vector ideal para el cálculo de la distancia de Mahalanobis.



El vector ideal para la disponibilidad de hábitat del oso andino se compone de los valores de los píxeles para cada variable que caracteriza el paisaje, en la ubicación espacial donde se encontraron registros de oso.

Fuente: Modificado de Manual de sistemas y de cartografía digital, 2000

3.4.2.9.3 El cálculo de la distancia de Mahalanobis

Luego de tener las variables creadas y el vector ideal preparado, se calcula el valor de d^2 para cada píxel del área de estudio aplicando la fórmula:

$$d^2 = (x - \hat{u})' \Sigma^{-1} (x - \hat{u})$$

Esta fórmula al no ser una opción por defecto del programa, al igual que el índice de forma del terreno y la densidad de vías se calcula mediante un *script* (Programación 5-A) bajo el ambiente SML.

3.4.2.9.4 Interpretación de la distancia de Mahalanobis

La interpretación de resultados se da en base a 4 rangos definidos de la siguiente manera: I. Zonas núcleo son las que presentan características más próximas al hábitat del oso andino; II. Zonas de conectividad son aquellas que tienen características medias con respecto a las ideales y se podrían considerar potenciales corredores entre las zonas núcleo; III. Zonas de amortiguamiento tienen menores probabilidades de constituir un hábitat ideal que las dos zonas anteriores, pero les permite cohesión y les brinda protección; y IV. Zonas periféricas que engloban a todas las zonas anteriores y casi no tienen probabilidades de convertirse en un hábitat de oso. Estos rangos se seleccionan en base un análisis Chi-cuadrado que se ejecuta a través de un *script* en ambiente SML (Programación 6-A).

3.4.3 Espacialización y rasterización de las variables

Los atributos creados para las variables tienen diferentes formatos, pues se derivan de programas que manejan diferentes criterios para los procesos de cálculo. Por ejemplo, al utilizar Fragstats los resultados que se obtienen son archivos en formato *.txt*, los resultados de patch analyst se obtienen en formato *.dbf*, y los resultados de ArcMap y V-Late incluyen archivos con estructura *.shp*.

La espacialización de variables consiste en asignar a la información obtenida referencia geográfica; para esto, los atributos obtenidos en formato *.txt* y *.dbf* fueron unidos espacialmente a las bases de datos de los correspondientes shapes que se usaron de insumo para su cálculo, y posteriormente fueron transformados a la estructura *.grd* (raster). El tamaño del píxel para este proceso fue definido en 25 m. La información que salió del proceso anterior bajo estructura *.shp* fue directamente transformada a formato raster.

3.4.4 Estandarización de variables

Obtenidas las variables para los análisis de integridad, fue necesario estandarizarlas. La estandarización de variables es un proceso necesario ya que los archivos raster anteriormente creados tienen diferentes escalas de valores producto de las diferentes métricas utilizadas. El objeto de estandarizar las variables es obtener escalas comparables a fin de poderlas analizar en conjunto. La estandarización consistió en igualar todos los rangos obtenidos de las variables a rangos de 0 a 100. De esta manera se evitó el dar un mayor peso a variables que tienen rangos con valores que superen esta escala, de igual modo, se evitó dar un menor peso a variables cuyas escalas incluyen valores muy pequeños.

3.4.5 Cálculo de la funcionalidad, composición y estructura

Una vez estandarizadas, las variables se las clasificó en aquellas que caracterizan la funcionalidad ecológica y las que caracterizan la composición y la estructura del paisaje de la siguiente manera (Diagrama 12-A):

Funcionalidad ecológica

- Índice de área interior
- Área y densidad
- Remanencia

Composición y Estructura

- Índice de Interdispersión y Yuxtaposición de los fragmentos
- Índice de diversidad de Shannon
- Índice de equidad de Shannon
- Índice de cohesión de fragmentos
- Singularidad
- Remanencia
- Distancia de Mahalanobis

Una vez clasificadas, se realizó una suma algebraica de las variables que caracterizan la funcionalidad, de igual forma se procedió con las variables que caracterizan la composición – estructura. De esto se obtuvo dos subproductos que nos muestran las tendencias del estado de salud del paisaje. La estructura y composición muestran como está organizado el paisaje espacialmente, su variedad y abundancia de fragmentos de vegetación natural, y la función que expresa las relaciones entre los fragmentos, las interacciones que se producen al interior de los ecosistemas existentes.

3.5.1 Estandarización de los atributos de integridad

Para la interpretación de estos 2 subproductos, fue necesario realizar una estandarización con los rangos de 0 a 100 para guardar concordancia con los rangos de estandarización que se han estado manejando. Esta fase se realizó con el fin de analizar los resultados considerando una misma escala de referencia, es decir, al momento de interpretar los resultados de función y compararlos con la composición y la estructura.

3.5.2 Identificación de los niveles de integridad

El producto resultante de la unión de los criterios de función y composición – estructura corresponde al mapa de Integridad Ecológica.

La falta de información no permite analizar en detalle cada uno de los sistemas ecológicos presentes. No obstante, se considera que este análisis, aunque indirecto, es una aproximación acertada de los patrones generales de la integridad ecológica de la región.

Los niveles de integridad ecológica que se obtienen poseen valores continuos, los cuales pueden ser rangueados para que mejor interpretación, tomando en cuenta que el nivel de integridad ecológica es directamente proporcional a los valores obtenidos, es decir, obtener un valor mayor significa mayor nivel de integridad, y un valor menor representa un menor valor de integridad.

Se clasificó en cuatro grandes categorías que permiten visualizar en forma más homogénea, las zonas donde se hallan localizadas las concentraciones de valores de integridad muy alto, alto, medio y bajo (Cuadro 3).

Cuadro 3. Zonas identificadas según su nivel de integridad.

| <i>Zonas identificadas</i> | <i>Nivel de integridad</i> |
|----------------------------|----------------------------|
| Zona I | Muy alta |
| Zona II | Alta |
| Zona III | Media |
| Zona IV | Baja |

3.7 Definición criterios para el análisis de presión y amenazas

La zona de estudio se ve influenciada por presiones y amenazas que pueden afectar a la integridad ecológica de la zona. Las principales presiones y amenazas que presenta el área de estudio son: el nivel de accesibilidad, las actividades mineras y la presión ejercida por la población. Estos criterios se evaluaron inicialmente por separado para luego hacer un análisis de presiones y amenazas en conjunto.

3.8 Determinación de las presiones y amenazas

Una vez definidos los criterios que se analizarían para caracterizar las presiones y amenazas se procedió a la determinación de las mismas, para lo cual se sigue el proceso que se indica a continuación.

3.8.1 Nivel de accesibilidad

La accesibilidad es un factor que incide directamente en las áreas de vegetación natural remanente. Mediante un análisis de accesibilidad se puede determinar las áreas más vulnerables a ser alteradas por presencia de factores que caracterizan una determinada zona. Los factores que se consideran que determinan los diferentes niveles de accesibilidad son: características topográficas, uso de suelo, vías de acceso, y presencia de áreas urbanas.

3.8.1.1 Cálculo de la accesibilidad

Para el cálculo de la accesibilidad se utilizó la extensión *accessibility analyst* del programa ArcView. Se utilizaron los insumos que el programa requiere para calcular la accesibilidad, es decir, pendientes, vías, cobertura vegetal, zonas urbanas y los centros poblados. Luego el programa convierte a estructura raster los insumos y mediante reclasificaciones se ingresan los valores correspondientes a la velocidad promedio de desplazamientos en los diferentes tipos de vías existentes, los valores correspondientes a los factores de pendiente, los valores de velocidad en cada tipo de cobertura vegetal o uso del suelo, y un valor que identifique a las áreas urbanas (Cuadro 4).

Cuadro 4. Valoración asignada a cada criterio para el cálculo de la accesibilidad.

| <i>Criterio</i> | <i>Clase</i> | <i>Valoración</i> |
|---|--------------------|-------------------|
| Velocidad en vías (km/h) | Vías primer orden | 80,00 |
| | Vías segundo orden | 50,00 |
| Velocidad de caminata por tipo de uso de suelo (km/h) | Bosque | 1,00 |
| | Arbustal denso | 1,50 |
| | Páramo | 2,00 |
| | Áreas intervenidas | 2,00 |
| Factor de restricción en función de la pendiente | Suave | 1,00 |
| | Moderada | 1,20 |
| | Fuerte | 1,50 |

Seguidamente el programa calcula la superficie de fricción que utiliza los puntos objetivo para calcular la dirección de desplazamiento por celdas, el área de captación por objetivo, y tiempo de cada celda al objetivo más cercano. Este último raster constituye la cobertura que representa la accesibilidad (Diagrama 13-A). Finalmente, la cobertura de accesibilidad fue reclasificada en tres clases para poder ser analizada (Cuadro 5):

Cuadro 5. Niveles de accesibilidad.

| Criterio | Accesibilidad (horas) |
|------------------------|-----------------------|
| Muy accesible | 0,00 – 2,00 |
| Medianamente accesible | 2,01 – 6,00 |
| Inaccesible | > 6,00 |

3.8.2 Riesgo por actividades mineras

Esta es una de las variables más importantes en el área de estudio, pues la actividad minera al sur del país tiene un desarrollo notorio. En el área de estudio se identificaron tres categorías de actividad minera que se considera tienen un rol fundamental en el estado de integridad o conservación de la zona. Las actividades mineras identificadas según el catastro minero del Ecuador para la zona son (Gráfico 2-A):

- Concesión minera en trámite.
- Concesión minera otorgada, protocolizada e inscrita.
- Concesión minera con manifiesto de producción.

3.8.2.1 Cálculo del riesgo por actividades mineras

Para obtener la variable de riesgo por actividades mineras, se realizó una ponderación de las tres categorías consideradas. La ponderación se realizó en función del nivel de afectación que tiene el desarrollo de éstas actividades sobre su entorno (Cuadro 6).

Una vez ponderadas las tres coberturas se las rasterizó mediante la herramienta *convert to grid* del menú *theme* y se las reclasificó mediante la opción *reclassify* del menú *analysis* en dos categorías una con el valor ponderado y otra con el valor cero. Finalmente se calculó el valor máximo mediante la opción *cell statistics* del menú *analysis* (Diagrama 14-A).

Cuadro 6. Ponderación asignada a las diferentes actividades mineras.

| <i>Criterio</i> | <i>Ponderación</i> |
|--|--------------------|
| Concesión minera en trámite | 0,50 |
| Concesión minera otorgada, protocolizada e inscrita | 0,75 |
| Concesión minera con manifiesto de producción | 1,00 |

3.8.3 Presión ejercida por la población

La presencia de poblados implica el desarrollo de actividades humanas que tienen una influencia directa sobre la integridad del área. Particularmente el número de habitantes presentes en un sector, es un factor determinante pues al existir mayor cantidad de habitantes, existe también la posibilidad de que las áreas aledañas a esta sean más vulnerables a cambios, independientemente de que si existan o no vías de acceso que posibiliten la expansión de sus fronteras.

3.8.3.1 Cálculo de la presión por distancia a poblados

Para obtener esta variable, se realizó un rangueo y una ponderación de los centros poblados en función del número de habitantes que existen en cada uno (Cuadro 7). Una vez ponderadas las clases, se realizó el cálculo de la distancia a cada una de ellas, usando la herramienta *find distance* del menú *analysis*. Finalmente, se realizó el cálculo del valor mínimo de entre las cuatro coberturas, obteniendo de esa manera la variable de distancia a centros poblados (Diagrama 15-A).

Cuadro 7. Ponderación asignada para el cálculo distancia a poblados según el número de habitantes.

| <i>Criterio</i> | <i>Ponderación</i> |
|-----------------------------|--------------------|
| 100 mil – 50 mil habitantes | 1,00 |
| 50 mil – 5 mil habitantes | 1,50 |
| 5 mil – 500 habitantes | 2,25 |
| < 500 habitantes | 3,38 |

3.8.4 Cálculo de las presiones y amenazas

Una vez creadas las variables, se las reclasificó y se identificó los niveles de presiones y amenazas (Diagrama 16-A).

3.8.4.1 Reclasificación de criterios

Los tres criterios fueron reclasificados en base al tipo de influencia que tenía cada uno de estos en el área de análisis (Cuadro 8). Para la accesibilidad se calificó con un valor más alto en las zonas más accesibles, es decir que tenían un menor valor en el raster, pues estas determinarían mayor efecto mas negativo sobre el paisaje, de igual manera sucedió con la distancia a centros poblados, pues mientras esté en una zona más cercana (valor mas bajo de distancia) a un poblado tienen mayor probabilidad de ser alterada. Esto no ocurrió con la presencia minera, pues a esta se le dio el valor más alto a las zonas que presentaban mayor cantidad de actividades mineras.

Cuadro 8. Reclasificación de criterios de presiones y amenazas.

| <i>Presión / amenaza</i> | <i>Rango</i> | <i>Valor</i> |
|--------------------------|--------------------|--------------|
| Accesibilidad | 0,00 – 2,00 | 100 |
| (horas) | 2,01 – 6,00 | 50 |
| | > 6,00 | 00 |
| Distancia a poblados | 0 – 9538,27 | 50 |
| (metros) | 9538,27 – 19076,58 | 75 |
| | > 19076,58 | 100 |
| Actividad minera | 3,00 | 100 |
| (categoría) | 2,00 | 50 |
| | 1,00 | 75 |

3.8.4.2 Identificación de los niveles de presiones y amenazas

Para obtener la cobertura final de presiones y amenazas, fue necesario en primer lugar agruparlas. La agrupación consistió en la suma algebraica de cada uno de los criterios

para obtener una sola cobertura de presiones y amenazas. Seguidamente, se las clasificó en cuatro categorías en función de los valores obtenidos de la suma algebraica. Las categorías que se consideraron fueron: nivel de amenaza y presiones alta, media, y baja (Cuadro 9).

Cuadro 9. Zonas identificadas según los niveles de presión y amenazas.

| <i>Zonas identificadas</i> | <i>Nivel de amenazas</i> |
|----------------------------|--------------------------|
| Zona I | Alta |
| Zona II | Media |
| Zona III | Baja |

3.9 Identificación de áreas prioritarias

Las áreas prioritarias fueron identificadas en base al resultado de los análisis realizados entre las zonas de integridad ecológica, y las presiones y amenazas existentes en la zona.

Se definieron tres categorías de áreas prioritarias (Cuadro 10), áreas de conservación, de recuperación y restauración, las mismas que pretenden señalar el estado de las presiones - amenazas y de integridad ecológica de los componentes del paisaje desde el punto de vista ecológico mediante métodos de análisis espacial SIG (Diagrama 17-A).

Cuadro 10. Criterios para la identificación de áreas prioritarias.

| <i>Áreas identificadas</i> | <i>Descripción</i> |
|----------------------------|--|
| Áreas de conservación | Áreas de muy alta integridad, amenazas baja media y alta. Integridad alta, amenaza baja rodeado de zonas de integridad muy alta o media |
| Áreas de recuperación | Áreas de alta integridad, amenaza alta y media Integridad media, amenaza baja y media |
| Áreas de restauración | Áreas de integridad media, amenaza alta Integridad baja, amenaza alta, media y baja. |

3.10 Identificación de zonas núcleo de conservación

Luego de haber identificado estas tres áreas, con el fin de consolidar y fortalecer las áreas prioritarias de conservación, se identificaron áreas núcleo, las mismas que tendrían particular importancia para la proposición de acciones a corto plazo. Para esto se reclasificaron las áreas de conservación en 5 rangos ordinales analizando sus valores de frecuencia acumulativa. Se consideró los polígonos de mayor integridad y con un área mayor a 56 ha. Se escogió 56 ha por ser el rango percentil con mayor número de polígonos. Este paso final permitió concentrarse en los polígonos de mayor tamaño y realizar el ejercicio de identificación de zonas núcleo dentro de las áreas de conservación.

IV. RESULTADOS

Luego de haber expuesto los fundamentos teóricos y la metodología a continuación se presentan los resultados obtenidos.

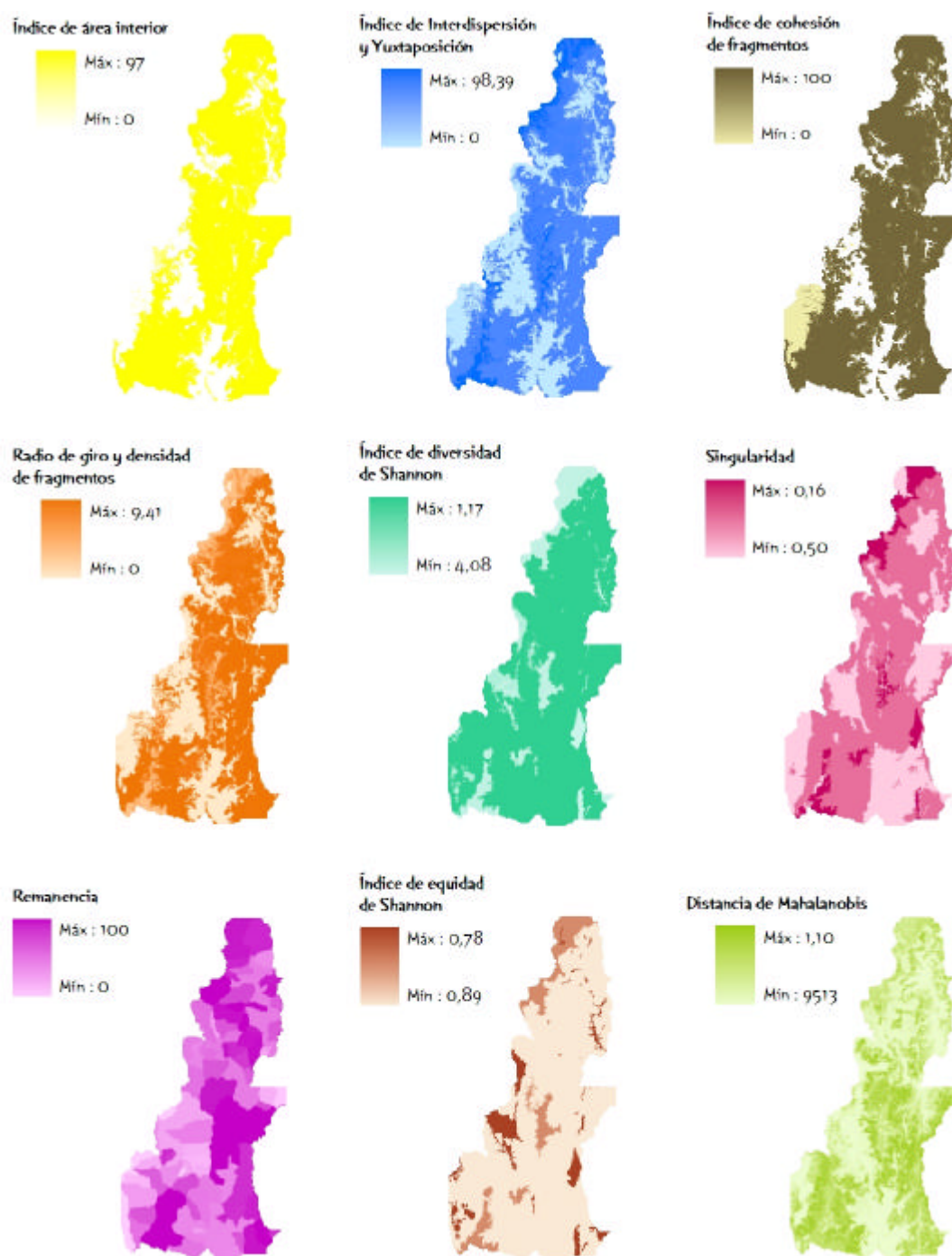
4.1 Integridad ecológica

El área total analizada, tiene una extensión de 638.510,60 ha; de las cuales 418.293,72 ha corresponden a áreas con cobertura vegetal como: páramo herbáceo, páramo arbustivo, bosque achaparrado, bosque denso, bosque abierto, matorral y complejos en los cuales predominan las categorías anteriores sobre los pastizales y cultivos. La superficie restante (220.216,88 ha) corresponde a tipos de cobertura en la cual predominan las actividades humanas.

Los índices que se presentan en el Cuadro 4-A, muestran los resultados parciales de la utilización de las métricas para el análisis. La funcionalidad ecológica caracterizada por tres variables, se basó en los criterios de efecto de borde, área y densidad de los parches y remanencia de la vegetación (Figura 7). De igual modo, los resultados parciales de los análisis de la composición y estructura del área se pueden observar en la Figura 7 basados en los índices de interdispersión y yuxtaposición, riqueza a nivel de unidades ecológicas de paisaje, equidad, conectividad, singularidad, y disponibilidad de hábitat el oso de anteojos.

Adicionalmente, se obtuvo los resultados de la unificación de estas variables con el fin de visualizar los 2 atributos que componen la integridad. Estos raster se pueden visualizar en la Figura 8 que corresponde a los atributos de función y estructura-composición, donde los valores mínimo y máximo corresponden a 12,00 y 300,00 para la función y de 204,14 y 478,98 para la composición - estructura. Finalmente, como resultado de la combinación de estos dos atributos, tenemos el raster que representa la integridad ecológica en la Figura 8 (Mapa 4-A), donde los valores mínimo y máximo corresponden a 73,81 y 191,59 respectivamente. Los rangos originales para todos y cada uno de los grids anteriormente mencionados, se encuentran especificados en el Cuadro 4-A.

Figura 7. Variables que caracterizan la funcionalidad y la composición - estructura del área de estudio.

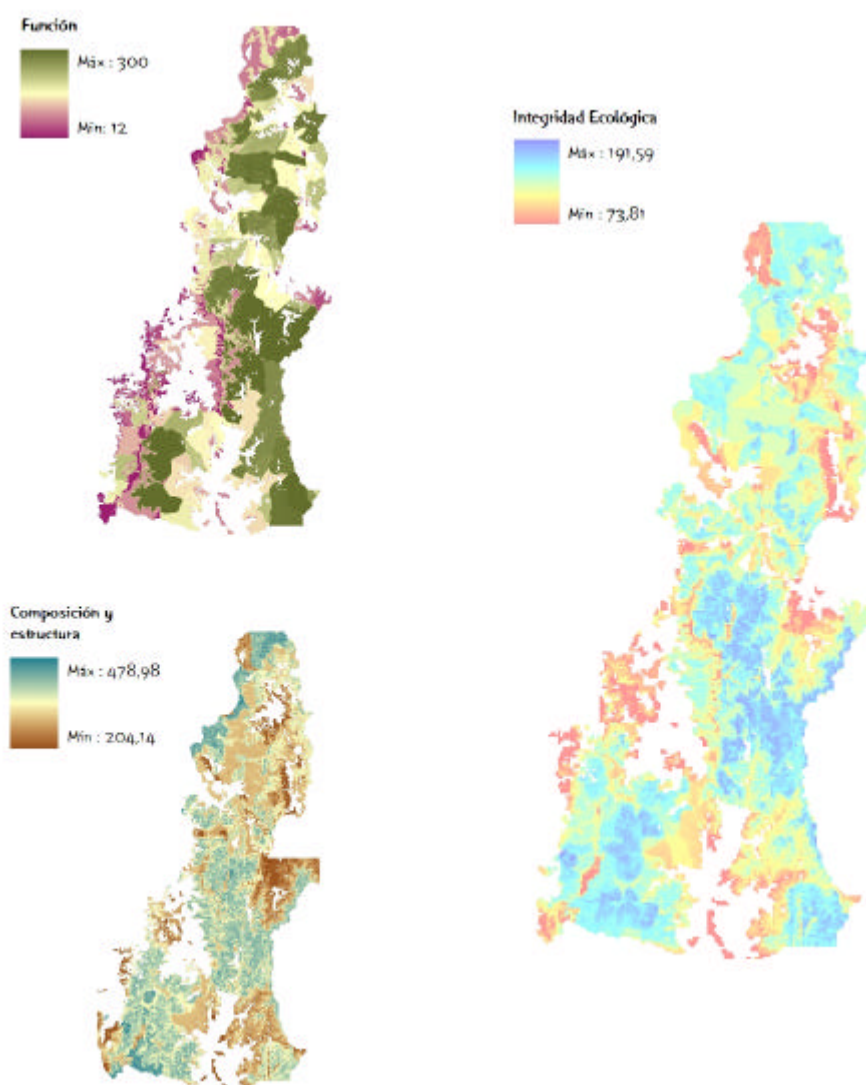


En base a los resultados anteriores podemos encontrar que las áreas con valores altos de funcionalidad se localizan especialmente en los bosques densos orientales, a partir de la ruptura de la cuenca geológica de sedimentos de Loja en las cuencas de los ríos Sabanilla, Jamboe (cuenca alta), Bombuscaro, y en las cabeceras del río Numbala, en la porción sur-occidental del área de estudio, en las cuencas de los ríos Blanco y Jíbaro (Mapa 4-A).

En el caso de estructura y composición, las zonas con valores altos de composición y estructura corresponden a los páramos del flanco oriental de la Cordillera en la cuenca del río Yacuambi, en los páramos y bosques achaparrados de Parque Nacional Podocarpus y al sur occidente de la Cordillera de Sabanilla (Mapa 4-A).

Los mapas de síntesis de los atributos de función y composición-estructura definen en general grandes áreas que mantienen un alto grado de integridad ecosistémica.

Figura 8. Integridad ecológica obtenida a partir de los atributos de función y composición estructura.



En el mapa de integridad ecológica (Mapa 4-A) figuran las zonas que mantienen sus atributos y funciones propias de los ecosistemas que presentan un alta integridad, se hallan localizadas en las cuencas medias a altas de los ríos Sabanilla y Bombuscaro, las cuencas

altas de los ríos San Luis, Numbala y los flancos occidental y oriental de la cordillera de Sabanilla en el cantón Espíndola y Palanda. Finalmente, otro bloque importante que tiene alta valoración, es la zona de Tres Picachos, en el margen sur oriental del área de estudio.

El mapa de integridad ecológica muestra una gran variación en la valoración de áreas con un dominio de las áreas de rangos medios a altos ($\bar{x} = 148,5$; $sd = 17,8$) localizadas en las cuencas medias a altas de los ríos Sabanilla y Bombuscaro, las cuencas altas de los ríos San Luis, Numbala y los flancos occidental y oriental de la cordillera de Sabanilla en el cantón Espíndola y Palanda. Finalmente, otra zona importante que tiene un alto grado de integridad ecosistémica es la zona de Tres Picachos, en el margen sur oriental del área de estudio (Mapa 4-A) (Cuadro 11).

Cuadro 11. Rangos que identifican cada zona según nivel de integridad.

| <i>Zonas identificadas</i> | <i>Rango</i> | <i>Nivel de integridad</i> |
|----------------------------|-----------------|----------------------------|
| Zona I | 191,59 – 154,32 | Muy alta |
| Zona II | 154,32 – 135,92 | Alta |
| Zona III | 135,92 – 118,89 | Media |
| Zona IV | 118,89 – 73,81 | Baja |

Sin embargo, estas cuatro zonas no son contiguas; grandes rupturas son visibles en el sur del área de estudio (Yangana-Valladolid), en el centro (a la altura del nudo de Sabanillas a lo largo de la vía a Zamora) y en nororiente del área de estudio, donde un bloque se encuentra completamente aislado por la carretera que va de 28 de Mayo a San Antonio del Vergel (Mapa 4-A).

4.2 Presiones y amenazas

Los criterios que se consideraron para caracterizar las presiones y amenazas en el área de estudio fueron: el nivel de accesibilidad, la presencia de actividades mineras, y la presión ejercida por la población representada por la distancia a centros poblados y ponderada en función del número de individuos que habitan en cada poblado.

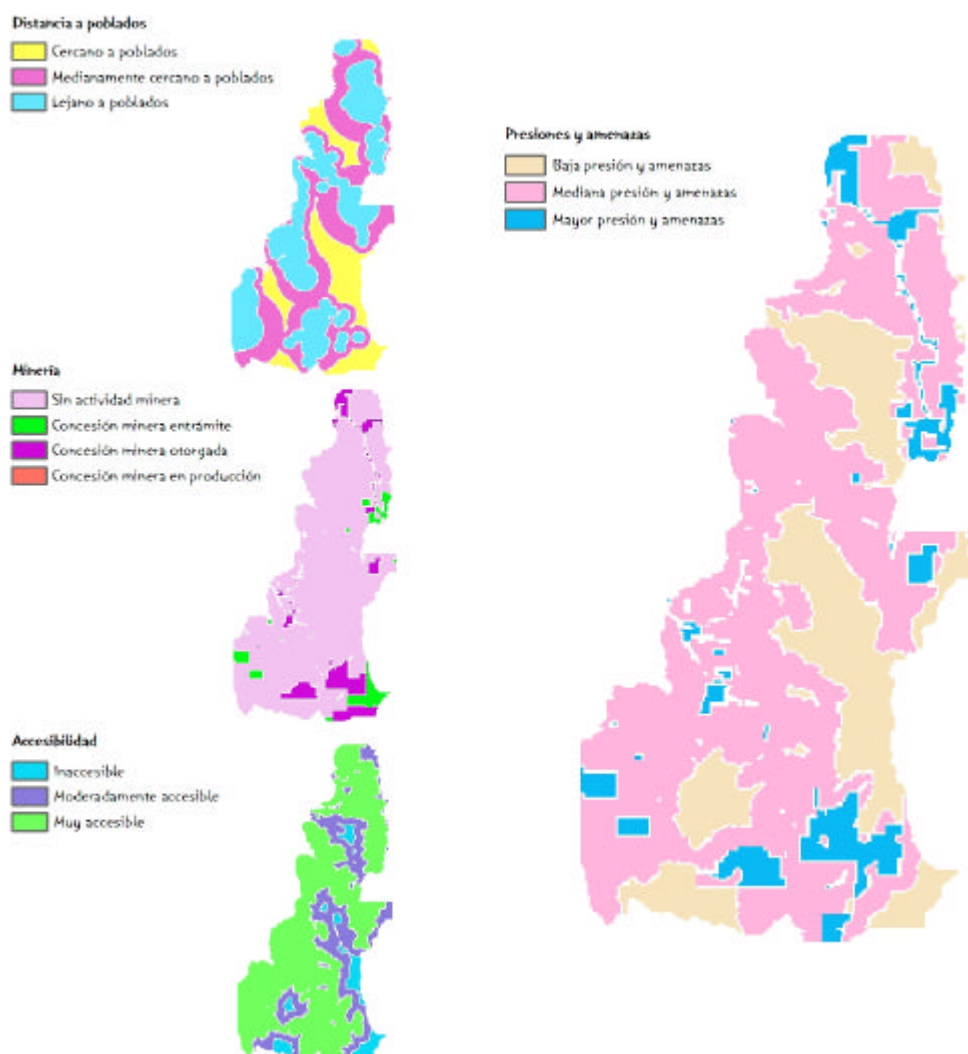
La accesibilidad se clasificó en 3 rangos, muy accesibles, de accesibilidad media, e inaccesibles (Cuadro 5). Las zonas más accesibles identifican las áreas más propensas a ser alteradas, y se distribuyen desde las 0 horas hasta las 2 horas. Las zonas de accesibilidad

media se distribuyen desde las 2 horas hasta las 6 horas. Finalmente, las zonas inaccesibles fueron consideradas a partir de las 6 horas (Figura 9).

Otro de los factores que se consideran en el análisis de presiones y amenazas se encuentra la presencia de actividades mineras. Estas actividades se ven presentes a lo largo y ancho del área de estudio constituyendo el 15% de la superficie total. Este porcentaje se reparte entre tres tipos de concesiones: en trámite 30139 ha (31,2%), otorgadas protocolizadas e inscritas 65.919 ha (68,2%) y con manifiesto de producción 568 ha (0,65%) (Gráfico 2-A).

Teniendo la presencia de concesiones mineras en trámite principalmente en algunos sectores dentro de la parroquia de Guadalupe, esto es en El Progreso, La Saquea, El Carmelo, y Piuntza. Hacia el sur-occidente las encontramos entre los sectores de Espíndola y El Tambo. Y en el sector oriental las encontramos hacia el límite con la Provincia de Zamora Chinchipe tomando como referencia el sector de San Francisco del Vergel (Figura 9).

Figura 9. Presiones y amenazas obtenidas a partir de los criterios de distancia a poblados, actividades mineras y niveles de accesibilidad.



La actividad minera otorgada, protocolizada e inscrita se ubica principalmente en el sector sur-oriente a los alrededores de El Porvenir del Carmen, Palanda y San Francisco del Vergel. Existiendo también presencia pero menos extensiva en los sectores de Quinara, Palmira, Nambija, a lo largo del río Yacuambi y aguas arriba alcanzando el río Shincata y pasando por el sector de Tutupali.

Y las concesiones mineras con manifiesto de producción se encuentran ocupando áreas más pequeñas pero que no producen menor impacto que las anteriores se distribuyen de sur a norte, al sur de Quinara, al oeste de Santa Cruz, al sur de Granadillos, al norte de Palmeras, en Nambija, y al nor-occidente de la Paz.

En cuanto a la presión ejercida por la población medida a partir de la distancia a poblados, se obtuvieron valores de distancia que fluctuaron entre los cero y los 19 km. Estas distancias fueron reclasificadas de manera que se obtuvieron tres categorías: zonas cercanas a los centros poblados, zonas medianamente cercanas y zonas lejanas a los centros poblados (Figura 9).

A continuación, se obtuvo la cobertura que agrupa estos tres criterios, en la cual se puede identificar tres grandes zonas, zonas de altas presiones y amenazas, de presiones y amenazas moderadas y de bajas presiones y amenazas (Figura 9).

Finalmente, se obtuvo la cobertura de presiones y amenazas totales en el área de estudio, constituido por los niveles de accesibilidad, las actividades mineras, y la lejanía o cercanía a poblados (Figura 9) (Mapa 5-A).

4.3 Factibilidad biológica para crear un corredor

En función de los niveles altos de integridad ecológica obtenidos a lo largo del área de estudio se concluye que el área presenta las condiciones biológicas adecuadas para el diseño de un corredor de conservación. Sin embargo, es necesario recordar la alta fragilidad del área por procesos de aislamiento entre los fragmentos remanentes lo que eventualmente llevaría a tener un corredor fragmentado en 3 bloques:

1. Desde el río Zamora hacia el norte, abarcando el cantón Yacuambi hasta el límite norte del corredor en los páramos de Oña.
2. El Parque Nacional Podocarpus, extendiéndose hacia el sur hasta el sector de Tres Picachos en el cantón Palanda.
3. La cordillera de Sabanilla en la parte correspondiente a los cantones Espíndola y Palanda.

Si esto ocurre probablemente objetivos fundamentales de un corredor como asegurar la viabilidad de las poblaciones de especies paisaje (p.e. oso andino) o mantener los procesos ecológicos y evolutivos se vean altamente comprometidos en el futuro inmediato (aprox. 15 años). Uno de los retos más grandes a futuro es mantener la conectividad vertical del área que permitan mantener la alta diversidad beta de estos sistemas así como los procesos generados como parte de la interdispersión de los ecosistemas en la montañas andinas.

Es necesario reflexionar sobre las potenciales amenazas ya identificadas por el Plan de Manejo del PNP (Ortiz *et al.* 1999) que de no cambiar pueden agravar y alterar el estado actual de los sistemas naturales. Entonces es necesario generar información sobre la dinámica socioeconómica que permita entender el estado de degradación de las microcuencas del Parque, los sistemas productivos tradicionales como la ganadería así como los megaproyectos de gran escala como son las carreteras y la explotación minera.

Muchas de las áreas con mayor importancia por su grado de integridad se encuentran en la vertiente oriental del PNP; sitios caracterizados por una accesibilidad muy baja que han restringido el desarrollo de actividades productivas. La dinámica de uso del suelo y flujos de colonización es altamente dependiente a estos megaproyectos productivos. Por lo tanto, sin la información que permita definir el contexto socioeconómico y político del área de estudio, la factibilidad de la creación del corredor es incompleta. El contraste de la información biológica con los factores intrínsecos de los sistemas y de factores de presión antrópica pueden ser integrados a través del desarrollo de índices de disponibilidad o sensibilidad ambiental (Sayre *et al.* 2000, Groves 2003).

Un índice de sensibilidad ambiental se sustenta en el análisis de factores que miden la integridad de un sistema desde una perspectiva actual en relación a una referencia histórica. Este es un ejercicio muy importante a desarrollar que permite entender el contexto de la realidad socioeconómica de un área delimitada artificialmente para el efecto de este ejercicio de planificación. Es decir, es fundamental definir si la factibilidad biológica del área del corredor es correspondiente con una viabilidad política y social de una de las áreas más pobres del Ecuador y con prioridades de desarrollo nacional a través de la explotación minera.

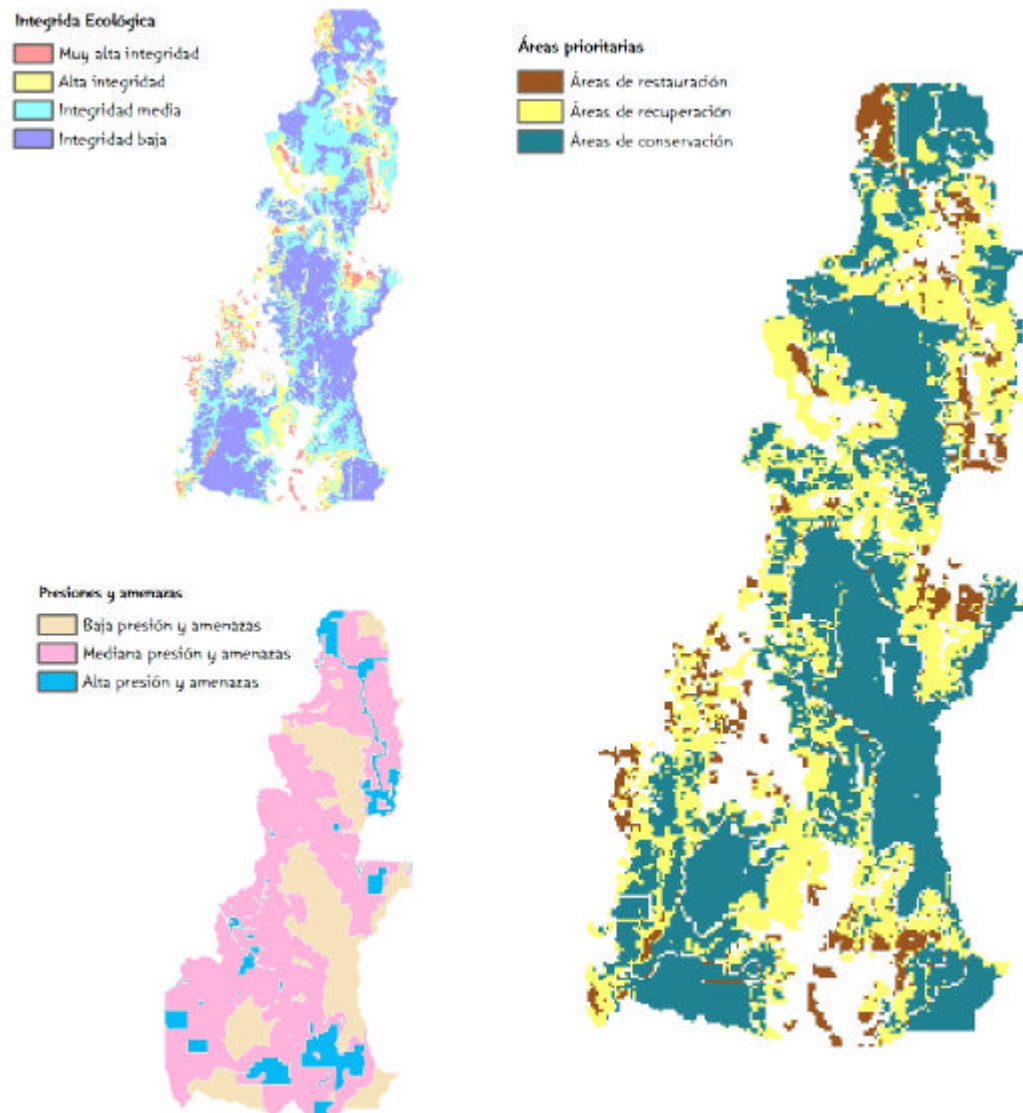
4.4 Áreas prioritarias para planes de acción

La identificación de las áreas parte de la reflexión de la necesidad de focalizar esfuerzos en las áreas donde la integridad del área de estudio se ve comprometida por procesos de fragmentación, aislamiento de los fragmentos remanentes, presiones y

amenazas, etc. Bajo esta lógica, las acciones deben ser dirigidas a las áreas donde la continuidad se ve amenazada.

Se definieron 3 categorías de áreas prioritarias (Figura 10) (Mapa 6-A).

Figura 10. Áreas prioritarias identificadas en el área de estudio a partir del análisis de integridad ecológica y presiones y amenazas.



Áreas de conservación, son áreas de muy alta y alta integridad donde se debería implementar principios y acciones de manejo, protección y/o preservación tendientes al mantenimiento de la integridad ecológica de la zona. Son zonas que rodean a cada fragmento o región que parezca importante desde el punto de vista ecológico.

Áreas de recuperación, son áreas de alta o media integridad ecológica en las que se debería tomar acciones para permitir la recuperación o regeneración de la vegetación nativa; para esto, es necesario que se encuentren cerca de fragmentos de vegetación con muy alta o alta integridad ecológica que sirvan como fuentes de especies, semillas, dispersores, etc. Las zonas de recuperación en este caso también podrían ser consideradas como zonas de amortiguamiento por rodear a zonas de integridad ecológica muy alta.

Áreas de restauración, son áreas de baja integridad ecológica y que están claramente aisladas de fragmentos de vegetación nativa con alta integridad. Para estas zonas se requiere de intervenciones directas para fomentar la reforestación con especies vegetales extirpadas debido al daño producido por acciones humanas (e.g. minería, agricultura).

Cabe aclarar que la categorización de las áreas de conservación, recuperación y restauración es general y pretende priorizar áreas de acción, pero estas zonas no son necesariamente excluyentes las unas a las otras y, en algunos casos, se encuentran zonas "mosaico" en las que se pueden realizar diferentes tipos de acciones; sin embargo, se las clasificó dentro de alguno de los tres tipos de áreas generales.

Debido a que este estudio tiene como objetivo principal las áreas de conservación, se identificó dentro de éstas, zonas núcleo, pues son primordial importancia debido a la naturaleza de las mismas (Cuadro 12) (Mapa 7-A). Estas zonas están constituidas por 139 polígonos mayores a 56 ha (108.396,39 ha), de éstos, el 50% tiene áreas menores a 120 ha y apenas 18 fragmentos (11.5%) tienen superficies mayores a 1.000 ha. Estas son las áreas que mayor integridad presentan dentro del área de estudio, y por lo tanto son zonas en las cuales se deben poner especial atención para los diferentes planes de acción que se quieran realizar con un enfoque conservacionista principalmente. Otro aspecto relevante de estas zonas es que el 50% del total de esta superficie, se encuentra inmersa en el área correspondiente al Parque Nacional Podocarpus lo cual ratifica la importancia de la creación del parque en este lugar.

Cuadro 12. Zonas núcleo identificadas dentro de las áreas de conservación.

| <i>Nombre</i> | <i>Área (ha)</i> |
|---------------------|------------------|
| PNP - Sur | 31.227,70 |
| BP Colambo - Yacuri | 28.646,82 |
| PNP - Norte | 23.305,44 |
| Yacuambi | 14.385,37 |
| Tres Picachos | 10.830,07 |

4.5 Otros resultados importantes

Debido a la importancia de la información generada en el transcurso de las diferentes etapas de trabajo, se presentan algunos análisis de los resultados secundarios obtenidos.

4.5.1 Registros obtenidos en campo

El total de registros indirectos recopilados durante este trabajo asciende a 173, de los cuales se utilizaron 129 luego de haber depurado la información (Cuadro 13). En todas las localidades muestreadas se encontraron registros a excepción del sector de los páramos de Oña; el sitio con mayor cantidad de registros fue los páramos y bosques de Amaluza con el 38,2%.

Cuadro 13. Datos por localidad de los registros indirectos de presencia del oso andino.

| <i>Localidad</i> | <i>Nº inicial</i> | <i>Nº final</i> | <i>% inicial</i> | <i>% final</i> |
|--------------------|-------------------|-----------------|------------------|----------------|
| Amaluza | 66 | 49 | 38,20 | 38,00 |
| Sabanilla | 14 | 12 | 8,10 | 9,30 |
| Cajanuma | 21 | 14 | 12,10 | 10,80 |
| San Francisco | 1 | 1 | 0,60 | 0,80 |
| El Tiro | 8 | 7 | 4,60 | 5,40 |
| Santa Clara | 10 | 8 | 5,80 | 6,20 |
| Zamora | 10 | 6 | 5,80 | 4,70 |
| Saraguro– Yacuambi | 36 | 25 | 20,80 | 19,40 |
| Guadalupe | 7 | 7 | 4,00 | 5,40 |
| Oña | 0 | 0 | 0,00 | 0,00 |
| Total | 173 | 129 | | |

En el sector de Oña se identificaron recursos disponibles para la especie; es el caso de abundancia de puyas y bayas como las de la familia Ericaceae (*Baccinum* sp.); sin embargo no se encontraron registros dentro ni fuera de las dos líneas de muestreo establecidas. Complementario a esto, los pobladores locales afirman que no se tiene noticias de la presencia de osos desde hace muchos años. Esto se podría atribuir a que a los alrededores hay presencia humana que se dedica a la caza y a la pesca, existiendo también presencia industrial (cerámica Andina y Graitman), que se dedican a la extracción a cielo abierto de arcillas para la fabricación de cerámicas y tejas.

En las localidades de mayor abundancia de registros, como: Amaluza, Cajanuma, Saraguro, Yacuambi y Sabanilla, se podría destacar lo inhóspito e inaccesible de muchos de estos sectores, lo cual ha favorecido para la ausencia de actividades humanas en general.

En términos generales podríamos afirmar que la presencia de la especie está confirmada prácticamente a lo largo de todas las formaciones naturales del corredor de conservación en estudio, lo que no se puede asegurar con la información levantada en este estudio de campo, es que las poblaciones existentes mantengan una dinámica migratoria natural y por ende una dinámica genética que garantice la viabilidad de la especie.

A simple vista se puede predecir que existen puntos críticos susceptibles que son o están por convertirse en barreras que afecten seriamente a los procesos mencionados. En este caso se encuentran las inmediaciones de carreteras importantes como la vía Loja – Zamora, Amaluza – Jimbura, Zamora – Yanzatza, Zamora – Yacuambi y otras vías que están en construcción como la Saraguro – Yacuambi; de igual forma se considera importante el efecto de los sectores poblados a lo largo del área de estudio.

En un análisis de registros en función de las coberturas vegetales, podemos apreciar en el Cuadro 14, que si bien la zona de Bosque Denso es la que más registro tiene, este dato se relaciona con la alta intensidad de muestreo hecha en esa formación, que es la más extensa. Haciendo una relación entre la densidad de registros y la intensidad de muestreo en cada formación vegetal, se aprecia que la formación más representativa en cuanto a registros es realmente el Páramo Herbáceo seguido por el Páramo Arbustivo, en donde encontramos una proporción de 2.8 y 1 respectivamente en la relación porcentaje de registros / porcentaje de muestreos. Esto nos indica que a pesar de que la intensidad de muestreos fue más baja en los páramos, la cantidad de registros encontrados es significativamente alta.

Cuadro 14. Datos por formación vegetal de los registros indirectos de presencia del oso andino.

| <i>Formación vegetal</i> | <i>km</i> | <i>%</i> | <i>Registros</i> | <i>%</i> | <i>Proporción</i> |
|--------------------------|-----------|----------|------------------|----------|-------------------|
| Bosque Denso | 36,80 | 62,20 | 92 | 53,20 | 0,9 |
| Bosque Chaparro | 12,10 | 20,40 | 26 | 15,00 | 0,7 |
| Páramo Arbustivo | 5,50 | 9,30 | 16 | 9,20 | 1,0 |
| Páramo Herbáceo | 4,80 | 8,10 | 39 | 22,50 | 2,8 |
| Total | 59,20 | | 173 | | 1,0 |

Bajo este punto de vista, es posible pensar en que estas especies, que evidencian un desplazamiento altitudinal de bosques a páramos, tengan los desplazamientos mayores como lo que implicaría el trasladarse a otros bosques para buscar nuevos o diferentes recursos, a través principalmente de los páramos herbáceos. Esto ha sido en parte verificado en el proceso de campo realizado, en el cual se encontraron innumerables senderos de oso y danta que presentaban una disposición transversal de bosques a páramos; sin embargo, no se encontraron senderos extensos que crucen bosques achaparrados en forma horizontal; en contraste, los senderos de los páramos eran en su mayoría extensos, longitudinales y con ramificaciones a senderos más cortos que se introducían en los páramos arbustivos y bosques achaparrados.

4.5.2 Disponibilidad de hábitat del oso andino

El cálculo de la distancia de Mahalanobis para cada píxel del área de estudio estuvo determinado por el efecto que producen cada una de las 6 variables en el modelo (Cuadro 15), tomando como puntos de referencia los 129 seleccionados de los registros indirectos recopilados en campo (Gráfico 3-A).

Cuadro 15. Variables utilizadas en la determinación de la disponibilidad del hábitat del oso andino.

| <i>Variable</i> | <i>Rango</i> | <i>Proceso</i> |
|-----------------------------|---------------------|--|
| Altitud | 800 – 3.880 m | Calculada a partir de las curvas de nivel utilizando la función <i>Surface Modeling</i> . |
| Pendiente | 0 - 87° | Calculada a partir del DTM utilizando la función <i>Slope</i> . |
| Distancia a cuerpos de agua | 0 – 1782,40 | Calculada a partir de los ríos utilizando la función <i>Distance raster</i> . |
| Índice de forma del terreno | -764,70 - 379,00 | Calculado a partir del DTM utilizando el lenguaje de programación <i>Spatial Manipulation Language</i> . |
| Densidad de vías | 0,00 – 27,22 | Calculado a partir de las vías utilizando el lenguaje de programación <i>Spatial Manipulation Language</i> . |
| Cobertura Vegetal | (véase Gráfico 1-A) | Interpretación digital de fotografías aéreas para los años 1998-2000. |

Los valores obtenidos para la distancia de Mahalanobis presentan una distribución que oscila entre 1,1 y 9513. Mientras que los valores de d^2 para los registros se encuentran entre los 2,27 y los 25.89 ($\bar{x}=8,01$; $sd=4,61$). El 71,3% de los registros se encuentran distribuidos entre las áreas núcleo y de conectividad, teniendo valores de d^2 que se encuentran bajo 9,8.

En general, los resultados muestran que existe una clara predominancia de Bosque Denso en las zonas núcleo y de conectividad, a diferencia de las zonas de amortiguamiento y periférica que tienen una predominancia en similar proporción de Bosque Achaparrado y Bosque Denso.

Las 4 zonas en el área de estudio se distribuyen de la siguiente manera: 89.966,25 ha constituyen la zona núcleo ($0 < d^2 \leq 4,0$), 233.243,91 ha la zona de conectividad ($4,0 < d^2 \leq 10,1$), el área de amortiguamiento ($10,1 < d^2 \leq 16,5$) abarca 146.817,00 ha y 169.196,85 ha corresponden a la zona periférica ($d^2 > 16,5$). Obteniendo un total de 639.224,01 ha dentro del área de estudio (Mapa 8-A).

En general en las zonas núcleo cubren 89.966.25 ha, correspondientes al 14,07% del área total, formando conglomerados distribuidos a lo largo de toda el área de estudio. Se distribuyen en un rango promedio entre los 1700m y los 3700 m de altitud ($\bar{x} = 2520,97$; $sd=337,55$). De igual modo la pendiente tiene una influencia directa sobre la distribución espacial en las zonas núcleo, encontrándose éstas dentro del un rango que varía desde los 0° hasta los 83° ($\bar{x} = 78^\circ$; $sd=20,84^\circ$), esto es un relieve muy escarpado. Por otra parte es importante mencionar que la vegetación predominante en la zona corresponde al bosque denso, ocupando un 93% del área núcleo. La distribución espacial de la variable distancia a ríos es evidente, correspondiendo a los valores más altos de entre todas las zonas (Cuadro 16).

Las zonas de conectividad, cubren 233.234,91 ha., esto es, el 36,49% del área estudiada. Es el área más amplia en extensión, relacionándola al resto de zonas. Su altitud oscila entre los 1080 y los 3890m ($\bar{x} = 2426$; $sd=592,92$). La pendiente en esta zona corresponde al rango comprendido entre 0° y 82° ($\bar{x} = 71,20^\circ$; $sd=31,27^\circ$). Al igual que en la zona anterior, la variable distancia a ríos decrece respecto a la zona núcleo y la vegetación predominante en esta zona corresponde al Bosque Denso con un 78%, además es importante mencionar que un 15% del área corresponde al Páramo Herbáceo.

Las zonas de amortiguamiento ocupan 146.817,00 ha., es decir, el 22,97% del área. La distribución altitudinal de esta zona oscila entre los 871 y los 3.884 msnm ($\bar{x} = 2314,21$; $sd=627,15$). La variación de la pendiente se distribuye desde los 0 hasta los $81,52^\circ$. La

vegetación en esta zona está predominada por dos tipos de vegetación, contando con un 46% de bosque denso y un 38% de bosque achaparrado.

Finalmente las zonas periféricas ocupan el 26,47% de la superficie modelada. Su altitud varía entre los 761 y los 3880m ($\bar{x} = 1.689,00$; $sd=500,13$). Su pendiente varía desde los 0 hasta los 87° ($\bar{x} = 69,60$; $sd=37,59$) En esta zona, se encuentran las pendientes más abruptas del área de estudio, encontrando pendientes de hasta 87°. La cobertura vegetal se distribuye en forma similar entre los bosques densos y achaparrados, constituyendo la mayor superficie de esta zona.

Cuadro 16. Zonas de disponibilidad del hábitat del oso andino según la distancia de Mahalanobis.

| <i>No.</i> | <i>Categorías</i> | <i>Distancias en rangos de d^2</i> | <i>Área (ha)</i> | <i>Definición</i> |
|------------|-------------------------|---|------------------|---|
| I | Zona Núcleo | $0 < d^2 \leq 4,01$ | 89.966,25 | Áreas que agrupan a los lugares que presentan las características más próximas a las ideales para el hábitat del oso andino. |
| II | Zona de Conectividad | $4,01 < d^2 \leq 7,35$ | 23.3243,91 | Áreas de menor calidad que pueden mantener una densidad menor de individuos que las zonas núcleo. |
| III | Zona de Amortiguamiento | $7,35 < d^2 \leq 16,50$ | 146.817,00 | Áreas de baja probabilidad de ocurrencia de la especie respecto a las zonas núcleo y de conectividad y que sirven como unidades de cohesión espacial. |
| IV | Zona Periférica | $d^2 > 16,50$ | 169.196,85 | Definida como el área que actúa como la matriz general dentro de la cual se encuentran las tres zonas descritas, con valores muy bajos respecto a los ideales con relación al hábitat del oso andino. |

V. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

5.1 Conclusiones

- Con este estudio se puede ratificar lo afirmado por otros estudios que hablan sobre la importancia del páramo para el oso andino, a pesar de que el área de estudio tiene la particularidad de que debido a la baja altura de las montañas, los páramos son zonas poco extensas, limitadas en muchos sitios a escasos metros a lo largo de las crestas de las cordilleras.
- Los Páramos Arbustivos y Bosques Achaparrados son formaciones de doseles bajos y muy compactos que representa un evidente obstáculo para el desplazamiento de especies grandes como el oso andino o la danta.
- En términos generales se podría afirmar que la presencia de la especie está confirmada prácticamente a lo largo de todas las formaciones naturales del corredor del área de estudio. Lo que no se puede asegurar con la información levantada en este estudio de campo, es que las poblaciones existentes mantengan una dinámica migratoria natural y por ende una dinámica genética que garantice la viabilidad de la especie.
- Los análisis de factores intrínsecos de los sistemas y de factores de presión antrópica³ pueden ser integrados a través del desarrollo de índices de sensibilidad ambiental. Un índice de sensibilidad ambiental se sustenta en el análisis de factores que miden la composición, estructura y función de un sistema desde una perspectiva actual en relación a una referencia histórica.
- Al visualizar el mapa de integridad ecológica, se puede observar en primer lugar, la marcada división del área de estudio en tres grandes secciones: la primera desde el río Zamora hacia el norte, abarcando el cantón Yacuambi hasta el límite norte del corredor en los páramos de Oña. La segunda, que es el área o bloque central más extenso, que está conformada por parte del Parque Nacional Podocarpus, extendiéndose hacia el sur

³ La presiones antrópicas se definen como la posibilidad futura de que la integridad de un objeto este comprometida a un punto de que pierda su capacidad de resiliencia

hasta el sector de Tres Picachos en el cantón Palanda. El tercer bloque abarca la cordillera de Sabanilla en la parte correspondiente a los cantones Espíndola y Palanda.

- Si bien las zonas con mayor valor de integridad se agrupan en las microcuencas de la vertiente amazónica, los territorios que corresponden a la vertiente del pacífico, presentan por lo general valores de integridad medios y bajos. Este fenómeno, en términos generales, podría atribuírsele a que la vertiente del Pacífico, históricamente y al igual que en el resto de la cordillera andina, está sujeta a mayores presiones humanas.
- Dentro de lo que constituye la vertiente oriental del PNP, se concentran las áreas con valores de integridad ecológica muy alto, en sitios caracterizados por una mínima accesibilidad en general y, en casos particulares como el PNP y el Bosque Protector Colambo – Yacuri (Sector Espíndola – Palanda), que por sus categorías de protección, han restringido el desarrollo de actividades humanas.
- Si bien la difícil accesibilidad, es en gran medida el factor que ha permitido que los procesos ecológicos se mantenga en forma más estable, dentro del contexto del corredor, las zonas de valores altos se encuentran aisladas; es decir, no se aprecia un bloque constante con estos valores, que atraviese el corredor de norte a sur.
- La interposición de zonas de alta intervención humana entre las de vegetación natural, son un factor que definitivamente influye en la baja integridad que tiene la vegetación remanente de la vertiente occidental; esto se evidencia drásticamente en la valoración de los páramos del corredor, los cuales, a pesar de estar internamente en una de las mejores condiciones de conservación a nivel mundial, son de de baja extensión y colindan, en varios casos, con bosques o zonas intervenidas. En esta situación, la funcionalidad de los páramos está comprometida debido al aislamiento y falta de conexión con áreas naturales estables.
- El perfil del mapa de integridad, corresponde a los límites de cobertura vegetal natural del corredor, visualizando dicho perfil, se pueden observar una especie de “embudos” que corresponden a la vegetación remanente que conectan a las tres grandes zonas del corredor. Estos embudos se ubican en el nudo de Sabanilla, conectando al PNP con los bosques y páramos de Palanda y Amaluza; y hacia el norte, en el sector de la carretera Loja – Zamora, conectando al PNP con los bosques y páramos de Corazón de Oro y Yacuambi. Por tanto, se puede apreciar que estas zonas de aparente conexión, tienen valores de integridad medio y bajo; si los procesos de expansión humana continúan dándose como hasta el momento en estos lugares, finalmente ocurrirá el fraccionamiento total de los tres grandes bloques de vegetación natural. Por lo tanto, estas zonas se

constituyen en sitios de alta prioridad para establecer procesos de restauración ecológica, con el fin de favorecer la conectividad del área de estudio.

- Se considera que el área presenta las condiciones para el establecimiento de un corredor de conservación, sobre todo si a las consideraciones mencionadas, agregamos la diversidad, peculiaridad de paisajes, ecosistemas y especies que se encuentran en su interior.
- Los impactos de la consolidación de un corredor y el cumplimiento de sus objetivos de conservación solo se pueden medir con la generación de información periódica en campo sobre especies o sistemas ecológicos clave dentro del corredor. Esto podría ser realizado bajo un esquema de un sistema de monitoreo de indicadores biológicos y socioeconómicos que guíen y retroalimenten las iniciativas de conservación a escala local bajo un esquema de manejo adaptativo.
- El uso de SIG para estudios de conservación es muy importante debido a que además de contar con herramientas muy apropiadas para análisis espaciales, nos ayuda a tener productos comunicables de impacto.

5.2 Recomendaciones

- Es necesario ampliar los estudios sobre el oso andino para incluir aspectos de estacionalidad en el uso del hábitat. Además, para comprobar la funcionalidad de un posible corredor sería importante realizar estudios que permitan determinar si realmente existe flujo genético en la o las poblaciones de osos andinos de la zona.
- También es importante realizar los análisis de amenazas y actores que permitan entender la influencia humana en la cantidad y calidad de los hábitats de oso andino. Estos análisis son los que permitirán diseñar las estrategias de conservación más específicas y adaptadas al contexto de la zona.
- Es importante tener en cuenta las limitaciones del estudio realizado pues aunque a nivel de paisaje los sistemas naturales mantengan atributos saludables, la realidad de las poblaciones de diferentes especies puede ser muy distinta. Bajo estas consideraciones sería importante identificar especies clave para el posible corredor y evaluar el estado de sus poblaciones y el hábitat que ocupan. Las dinámicas o fluctuaciones temporales de los sistemas y sus poblaciones es uno de los grandes temas a ser incorporados que no han sido topados en este estudio. La certeza de mantener sistemas saludables y poblaciones viables es a través de comprobar su permanencia a lo largo del tiempo.

- Es necesario sugerir la importancia de expandir los límites orientales del posible corredor y abarcar límites biológicos más completos. Los bosques del Nangaritza y la serranía del Cóndor son zonas importantes debido a su continuidad en el paisaje con el área del corredor sugerida. El incluir esta porción oriental contigua al área estudiada probablemente cambie los resultados obtenidos pero le de un contexto de paisaje mucho más completo al corredor propuesto. Este ejercicio puede ayudar a definir áreas mucho más importantes en términos evolutivos y de dinámicas ecosistémicas.
- Desde el punto de vista de consolidar y fortalecer las áreas protegidas presentes en el área de estudio, es necesario ampliar los límites del PNP sobretodo en las áreas de nor-oriental y sur-oriental donde la integridad ecológica es muy alta.
- Es necesario priorizar acciones en las áreas de los bosques protectores existentes en el área. Desarrollar procesos de alternativas de manejo y consolidar la creación de Reservas Comunitarias generaría escenarios de conservación favorables donde las expectativas regionales de conservación son compatibles con las aspiraciones de mejora de la calidad de vida y soberanía sobre las tierras comunales de los actores locales.
- Desarrollar procesos de alternativas de manejo y consolidar la creación de Reservas Comunitarias generaría escenarios de conservación favorables donde las expectativas regionales de conservación son compatibles con las aspiraciones de mejora de la calidad de vida y soberanía sobre las tierras comunales de los actores locales.
- Es menester aprovechar la presencia de áreas protegidas y bosques protectores reconocidos legalmente para realizar planes de acción que puedan ayudar a toda la zona en general a mantener o mejorar su integridad.
- En base a los resultados obtenidos de disponibilidad de hábitat, se sugiere utilizar a las zonas núcleo y de conectividad para establecer las áreas de conservación más estricta del corredor de conservación. Esto permitirá la conservación de una gran cantidad de hábitat de importancia para el oso andino y por ende de una gran cantidad de especies de flora y fauna que comparten su hábitat.
- A través del método de campo utilizado se pueden estudiar aspectos como disponibilidad de hábitat, uso de hábitat, estructura genética, densidad poblacional, entre otros. Este tipo de información puede ser utilizada para definir áreas de conservación, sitios de conectividad, restricciones de uso del suelo o de actividades humanas.

- Una vez definidos los acuerdos necesarios para la selección de indicadores, no se debe olvidar que no hay límite para la cantidad de indicadores que deben intervenir en un análisis más es importante ser prudentes en este aspecto pues es mejor tener un número de indicadores que al ser combinados puedan ser interpretables.
- El diseño de los corredores debe basarse en objetivos claros y su implantación será más eficaz cuanto mejor se identifiquen las especies y procesos a los que van orientados. Los corredores son más efectivos cuando se orientan a especies de carácter focal, que por sus requerimientos de hábitat, patrones de desplazamiento o papel funcional garanticen la recuperación del flujo de organismos y de los procesos biofísicos.
- Un corredor debe ser concebido como un espacio, donde una acción tenga coherencia con las demandas del desarrollo económico de uso de suelo originadas de la necesidad de encontrar soluciones viables dentro de áreas protegidas y sus áreas de amortiguamiento.
- Dentro de las políticas de conservación deberían considerar no solo considerar la riqueza de especies sino principalmente mantener su dinámica natural de forma sostenible, incluyendo la conservación de sus hábitats y de los procesos ecológicos que requieren para su supervivencia.
- Las políticas de conservación de la naturaleza deben cuestionarse hasta qué umbral de pérdida de hábitats puede asumirse.
- Para la creación de un corredor, se sugiere considerar las áreas que fueron calificadas como zonas de conservación núcleo, pues poseen características intrínsecas valiosas que no se deben obviar.
- La información generada no solo se puede utilizar en la creación de un corredor sino que puede ser usada para definir políticas de conservación.
- Para las zonas de baja integridad se sugiere poner especial énfasis pues la degradación de la salud del paisaje puede seguir avanzando y afectar zonas que actualmente se consideran en buen estado.
- Para cada tipo de área prioritaria se sugiere medidas de gestión diferentes. Las medidas para el mantenimiento de la conectividad y funcionalidad de estos sistemas irán encaminadas a conservar la matriz, proteger los fragmentos bien conservados y mantener aquellas áreas que actúen de conexión entre los distintos fragmentos.

- Estas consideraciones tienen una clara traducción en las medidas de conservación y en el diseño de redes ecológicas donde el tamaño y la forma de los fragmentos cobra una importancia fundamental. Así, los espacios naturales protegidos deben tener un tamaño suficiente para garantizar la supervivencia de las especies y la funcionalidad del territorio. Los espacios actualmente declarados son de un tamaño probablemente insuficiente.
- Se recomienda el uso de los programas y métodos usados para este estudio, además de la exploración pruebas con nuevas variables para estudios de investigación similares.