



El Colegio de la Frontera Sur
Université de Sherbrooke

Criterios para identificar áreas prioritarias para la
conservación de la biodiversidad

TESINA
presentada como requisito parcial para optar al grado de
Maestría Profesionalizante en Ecología Internacional

por
Isai Hernández Santos

2014

Agradecimientos

Agradezco a Dios por la vida y el haberme permitido esta experiencia llena de aprendizajes. Porque de Él, por Él, y para Él, son todas las cosas. A Él la gloria por siempre (Rom. 11:36).

Manifiesto mi sincera gratitud a mi familia por su apoyo incondicional siempre. Su ayuda en cada etapa del programa de la maestría fue fundamental.

Quiero agradecer a mis tutores durante el programa de la maestría: la Maestra Caroline Cloutier, quien presentó la total disposición para apoyarme durante la estancia obligatoria en el extranjero. También agradezco al Dr. Miguel Angel Martínez Morales por su ayuda durante el proyecto de estancia en Quebec y al Dr. Juan Jacobo Schmitter Soto por su apoyo en la última etapa del programa.

Un agradecimiento especial para el personal de ECOSUR de las unidades Campeche y Chetumal, por el esfuerzo para hacer posible el programa de la maestría profesionalizante. También al personal de la Universidad de Sherbrooke, principalmente al departamento de ecología internacional de la facultad de ciencias, por abrigarnos durante los primeros meses del programa y hacerme sentir como en casa.

Agradezco a todas las personas que me apoyaron de alguna manera para hacer posible la culminación de una etapa más en mi formación profesional.

Mis más sinceros agradecimientos.

Resumen

Los problemas ambientales ocasionados por la degradación del hábitat, la sobreexplotación, la introducción de especies exóticas invasoras y el cambio climático, ponen en riesgo a la biodiversidad en todo el planeta. Estas amenazas, en la mayoría de los casos, son resultado de las actividades humanas. Una parte importante de los esfuerzos para detener la degradación de los ecosistemas está centrada en identificar las áreas prioritarias para la conservación de la biodiversidad. La selección de los criterios para identificar estas áreas resulta clave para una eficiente conservación de la biodiversidad. En la presente tesina menciono los enfoques más comunes de planeación para la conservación y desde una perspectiva más integral describo y analizo los criterios ecológicos, sociales y económicos empleados para identificar las áreas prioritarias para la conservación. El documento incluye los fundamentos de la Biología de la Conservación en los que debe sustentarse un proceso de planeación claro, explícito, conciso, que permita promover el uso eficiente de los recursos con una activa participación de los expertos locales durante todo el proceso. Se analiza el caso de estudio en la cuenca del río Saint-François donde se emplearon criterios ecológicos para determinar las áreas prioritarias para la conservación de la biodiversidad. Esta cuenca se localiza en la provincia de Quebec en Canadá. En esta provincia como en el resto del mundo, la gran demanda de recursos naturales ejerce una gran presión sobre los ecosistemas que aún se encuentran en buen estado de conservación. Por lo anterior, se debe dar prioridad a la conservación de estas áreas que aún presentan las condiciones para ser consideradas de importancia para la biodiversidad.

Palabras claves: Criterios, planeación, prioridad de conservación, biodiversidad, amenazas, análisis multicriterio, sub-cuenca, río Saint-François.

Sommaire

Les problèmes environnementaux tels que la dégradation de l'habitat, la surexploitation, les espèces exotiques envahissantes et le changement climatique menacent la biodiversité de la planète. Ces menaces sont, dans la plupart des cas, le résultat des activités humaines. Pour cela, il est nécessaire d'une approche intégrale qui prend en compte tous les aspects qui affectent la zone d'intérêt. Un des efforts pour réduire la dégradation des écosystèmes est l'identification des aires prioritaires pour la conservation de la biodiversité. Dans cet essai j'inclus les approches de planification pour la conservation les plus populaires, mais aussi, avec une perspective plus intégrale, je décris les critères écologiques, sociaux et les économiques afin d'identifier les aires prioritaires pour la conservation de la biodiversité. Le document inclut les principes de la biologie de la conservation sur laquelle devrait être basé un processus de planification claire, explicite, concise, qui permettra l'utilisation efficace des ressources avec la participation active des experts locaux dans le processus. Je vous présente l'étude de cas réalisée à l'intérieur du bassin versant de la rivière Saint-François, province de Québec, Canada. C'est pour identifier des aires prioritaires pour la conservation. En la province de Québec et dans le reste du monde, la forte demande pour les ressources naturelles exerce une grande pression sur l'écosystème encore en bon état. Par conséquent, il est nécessaire d'identifier et de définir les aires d'importance pour la biodiversité comme priorités de conservation.

Mots-clés: Critères, planification, priorité pour la conservation, biodiversité, menaces, analyse multicritères, sous-bassin versant, rivière Saint-François.

Índice

Agradecimientos.....	ii
Resumen	iii
Sommaire	iv
Lista de cuadros.....	vii
Lista de figuras.....	vii
Introducción	8
1. El concepto de biodiversidad	9
2. Amenazas a la biodiversidad	11
Introducción	11
2.1. La degradación de hábitat	12
2.2. La sobreexplotación.....	16
2.3. Las especies exóticas invasoras.....	18
2.4. El cambio climático	20
Conclusión.....	22
3. Planeación para la conservación	24
Introducción	24
3.1. La planeación sistemática de la conservación	25
3.2. La importancia de la escala para la conservación de la biodiversidad	31
3.3. Los enfoques de conservación	36
Conclusión.....	41
4. Criterios para identificar las áreas prioritarias.....	43
Introducción	43
4.1. Definición de las unidades de análisis	44
4.2. Descripción de los principales criterios.....	47
4.3. Asignación de ponderaciones para la evaluación de los criterios.....	63
4.4. Proceso para determinar las áreas prioritarias para la conservación	67
Conclusión.....	70

5. Estudio de Caso: Identificación de áreas prioritarias para la conservación de la biodiversidad en la cuenca del río Saint-François en la provincia de Quebec, Canadá.	72
Introducción	72
5.1. Problemáticas en el área de estudio.	74
5.2. Descripción general del método.....	75
5.3. Discusión de los resultados obtenidos	85
Conclusión del estudio de caso	91
Conclusiones.....	92
Referencias.....	94

Lista de cuadros

Cuadro 3.2.1.	Características de las especies empleadas en acciones de conservación.	38
Cuadro 5.2.1.	Criterios empleados para identificar las áreas de importancia para la conservación en la cuenca del río Saint-François, en la provincia de Quebec, Canadá.	77

Lista de figuras

Figura 3.1.1.	Etapas de la planeación para la conservación de la biodiversidad.	27
Figura 4.2.1.	Criterios empleados para la selección de las áreas de importancia para la conservación de la biodiversidad.	48
Figura 5.1.1.	Cuenca del río Saint-François en la provincia de Quebec, Canadá.	73
Figura 5.2.1.	Resumen del método para la identificación de las áreas prioritarias para la conservación en la cuenca del río Saint-François.	76
Figura 5.2.2.	Área de estudio en la cuenca del río Saint-François en la provincia de Quebec, Canadá.	88
Figura 5.3.1.	Resultados de la priorización de los fragmentos forestales según su valor de conservación con los criterios que se especifican en el cuadro 5.2.1.	89
Figura 5.3.2.	Resultados de la priorización de los cuerpos de agua según su valor de conservación con los criterios que se especifican en el cuadro 5.2.1.	90

Introducción

El interés creciente por la conservación de la biodiversidad se sustenta en el acelerado e intensificado proceso de extinción de las especies en todo el planeta. La biodiversidad mundial se está perdiendo a tasas sin precedentes como consecuencia de las actividades humanas. Entre las principales amenazas a la biodiversidad se encuentran: la degradación del hábitat; la sobreexplotación de especies; la introducción de especies exóticas invasoras y el cambio climático. Considerando que estas amenazas a la biodiversidad son resultado de las actividades humanas, la Biología de Conservación tiene la tarea de integrar los conocimientos multidisciplinarios para proveer estrategias eficientes que permitan lograr el cometido de conservar la biodiversidad.

Una de las estrategias reconocidas a nivel mundial para reducir la pérdida de la biodiversidad es el establecimiento de sitios destinados a la conservación. En la planeación para la conservación se incluye la identificación de áreas prioritarias para la conservación de la biodiversidad. La identificación de estas áreas implica la selección de los criterios más adecuados que contribuyan a reconocer los sitios que por sus características son claves para la preservación de la biodiversidad. En este proceso es necesaria una planeación sistemática con sustento científico que considere la participación activa de los expertos locales.

El objetivo de este trabajo es describir y analizar los criterios empleados para identificar áreas prioritarias para la conservación de la biodiversidad. En el documento menciono las amenazas más importantes a la biodiversidad, pero además, presento la descripción de los conceptos básicos de la planeación para la conservación. En el apartado central se describen y analizan los criterios ecológicos, sociales y económicos más importantes. Para ejemplificar los conceptos y criterios descritos incluyo el estudio de caso: Identificación de las áreas prioritarias para la conservación en la cuenca del río Saint-François en región de los Apalaches del Norte y de la Acadia. En el último capítulo analizo el método y los resultados obtenidos en este proyecto realizado en la provincia de Quebec, Canadá.

1. El concepto de biodiversidad

Con la reciente crisis ambiental la palabra “biodiversidad” se ha vuelto cada vez más popular, no sólo entre los especialistas, sino también en el léxico cotidiano de la sociedad en general. De manera coloquial se hace referencia a biodiversidad como sinónimo de la vida silvestre, sin embargo el concepto es mucho más amplio y complejo. El concepto incluye a todas las expresiones de la vida en todos sus niveles de organización y sus interacciones. El cúmulo de conocimiento de las ciencias nos permite reconocer que la vida en el planeta se caracteriza por una alta complejidad en sus niveles de organización, estructura y función (Perlman y Adelson 1997; Margules y Sarkar, 2009).

La definición de biodiversidad más ampliamente utilizada es la que se incluye en la Convención Sobre la Diversidad Biológica (1992). En esta definición se reconoce a la biodiversidad como “la variabilidad de organismos vivos de todas las fuentes, incluyendo, entre otros, los ecosistemas terrestres, marinos y otros ecosistemas acuáticos, así como los complejos ecológicos de los que forma parte; comprende la diversidad dentro de cada especie, entre las especies y de los ecosistemas”.

La gran variabilidad de la manifestación de la vida se puede reconocer en distintos niveles de organización; los niveles jerárquicos incluyen: moléculas; organelos celulares; células; individuos; poblaciones y metapoblaciones; comunidades; ecosistemas y finalmente la biosfera (Primack, 2004). Pero también se puede reconocer una jerarquía taxonómica que corresponde a los alelos, los loci, los linajes, los genotipos, las subespecies, las especies, los géneros, las familias, los órdenes, las clases, los phyla y los reinos (Margules y Sarkar, 2009). La biodiversidad también reconoce la variabilidad de los sistemas biológicos con respecto a los aspectos de composición, estructura y función (Noss, 1990). La composición se refiere a la variedad de genes, poblaciones, especies, comunidades y paisajes. La estructura es la manera en que están organizados sus componentes, desde el arreglo genético, la distribución de las poblaciones hasta la fisonómica a nivel paisaje (Groves *et al.*, 2003; Krebs,

2009). La amplia gama de funciones como resultado de las interacciones entre los elementos del sistema, incluye los procesos biológicos, ecológicos y evolutivos. Algunas de estas funciones corresponden a los ciclos de los nutrientes, la regulación del clima y muchos más. Reconociendo la complejidad de la biodiversidad se han determinado considerar - para fines prácticos de investigación- tres niveles de organización que se consideran básicos: los ecosistemas; las especies y los genes (Norse *et al.*, 1986; Perlman y Adelson 1997; Primack, 2004; Krebs, 2009).

La biodiversidad que considera la gran variabilidad posible de los elementos de los sistemas, es la base para el desarrollo de todos los procesos que hacen posible la vida sobre el planeta como la conocemos y a la que estamos adaptados (Perlman y Adelson 1997; Primack, 2004; Margule y Sarkar, 2009; Gilman *et al.*, 2011). Un beneficio reconocido de los procesos ecológicos es el caso de la polinización. Una amplia gama de especies de invertebrados y vertebrados contribuyen a la reproducción sexual de muchas plantas (Kearns *et al.*, 1998; Perlman y Adelson 1997). Sin la polinización de las plantas, el resto de los organismos no tendríamos los alimentos, frutos de esta reproducción sexual. El inmenso valor monetario de la polinización se ha estimado a nivel mundial en un promedio anual de 112 mil millones de dólares (Ornelas y Lara, 2003). A pesar de conocer el inmenso valor de esta función que realizan insectos, aves y mamíferos, la degradación del hábitat de muchas de estas especies continúa en todo el planeta (Groves *et al.*, 2003; Ornelas y Lara, 2003; Krebs, 2009). Actualmente, en todos los continentes se reportan problemas por la pérdida de estos polinizadores (Groves *et al.*, 2003).

A pesar que se conocen algunos servicios y funciones ecosistémicos, existen aún muchos procesos complejos poco conocidos, pero fundamentales para el desarrollo de la vida en el planeta. Reconocemos algunos pocos beneficios tangibles directos, pero en realidad la importancia de conservar la biodiversidad va más allá del romanticismo por rescatar unas cuantas especies carismáticas. Para conservar el funcionamiento del planeta vivo es esencial enfocar esfuerzos para preservar la biodiversidad.

2. Amenazas a la biodiversidad

Introducción

En la historia del planeta, los especialistas consideran que han ocurrido cinco grandes episodios de extinciones masivas, cada una en períodos de millones de años (Primack, 2004). Actualmente, el planeta experimenta su sexta y más acelerada extinción ocasionada por una sola especie (Novacek y Cleland, 2001; Primack, 2004; Macdonald y Service, 2007). Se estima que desde el año de 1600, cerca del 2.1% de las especies de mamíferos y el 1.3% de aves en el planeta se extinguieron principalmente por las actividades humanas (Novacek y Cleland, 2001; Íñigo-Elías y Enkerlin-Hoeflich, 2003). Solamente en el continente Americano, después de la llegada del hombre se extinguieron los mamíferos de gran tamaño (Grove *et al.*, 2003 y Primack, 2006).

La explosión demográfica de las poblaciones humanas y el desarrollo tecnológico han permitido al ser humano ejercer - en alguna medida - una presión en la mayoría de los ecosistemas del planeta (Sanderson *et al.*, 2002a; Ellis *et al.*, 2010). Las evidencias de la presencia humana son visibles en más del 75% de la superficie terrestre (Ellis *et al.*, 2010). Recientemente, la población humana alcanzó los siete mil millones de individuos (Ellis, 2011). En 150 años la población humana se incrementó siete veces (Primack, 2004). Este rápido crecimiento de las poblaciones humanas ha traído como consecuencia una creciente demanda por los recursos (Vitousek *et al.*, 1997; Sanderson *et al.*, 2002a; Primack, 2004; 2006, FAO, 2012). Pero además, el rápido desarrollo tecnológico ha dotado al hombre de herramientas poderosas para la explotación casi sin restricciones los recursos naturales.

Los problemas ambientales son perceptibles en todos los ecosistemas del planeta. Las amenazas más importantes incluyen: la degradación del hábitat; la sobreexplotación; la introducción de especies invasoras y el cambio climático (Groves *et al.*, 2003; Primack, 2004, 2006; Macdonald y Service, 2007; Gilman *et al.*, 2011). Estas amenazas han acelerado considerablemente el proceso de extinción actual que amenaza a la biodiversidad del planeta (Groves *et al.*, 2003; Primack, 2006; Krebs, 2009).

2.1. La degradación de hábitat

El cambio del uso del suelo es una de las causas más importantes de la pérdida de la biodiversidad (Groves *et al.*, 2003; Phua y Minowa, 2005; Macdonald y Service, 2007; Gilman *et al.*, 2011). Cada día se pierden grandes extensiones de superficie boscosa en el planeta por diversos factores (Primack, 2004). Las áreas boscosas son convertidas en campos agrícolas o en áreas urbanizadas. Recientemente, la estimación de la pérdida de cobertura boscosa en el planeta se considera que supera los 50 millones de km² por año (Achard *et al.*, 2002; William, 2008; FAO, 2012). Entre 2000 y 2010 se perdieron aproximadamente el 3.2% de la superficie forestal total estimada para el año 2000 (FAO, 2012). La pérdida de cobertura vegetal implica la fragmentación de los ecosistemas en subunidades de menor tamaño (Primack, 2004).

La fragmentación reduce la superficie del hábitat de las especies, pero también provoca su aislamiento e incrementa la perturbación por el efecto de borde (Krebs, 2009; Primack, 2006). Uno de los problemas de la fragmentación es la reducción o pérdida de la conectividad de los ecosistemas. Las grandes áreas boscosas, ahora son un conglomerado de parches aislados por fronteras altamente modificadas (carreteras, campos agrícolas, zonas urbanas, etc.) (Sanderson *et al.*, 2002a). La limitada conectividad afecta principalmente a las especies de motilidad reducida o con dispersión limitada como los anfibios y reptiles (Bonin y Galois, 1996; Gibbones *et al.*, 2000). La fragmentación aísla las poblaciones en pequeños grupos, lo que puede llevar a la especie – por la estocasticidad demográfica, genética y ambiental - a la extinción (Bennett, 2003; Groves *et al.*, 2003; Primack, 2004; Krebs, 2009).

También los ambientes acuáticos están siendo afectados. La ribera de los cuerpos de agua es modificada para la agricultura, el desarrollo turístico u otros fines (Sanderson *et al.*, 2002a). Asimismo, el cauce de los ríos es modificado para diversas actividades como la agricultura, la generación de energía eléctrica, etcétera. En los ecosistemas marinos, las artes de pesca modifican el fondo oceánico cada año afectando la biomasa, estructura y composición de estas comunidades (Primack, 2004). La

tecnología diseña artes de pesca cada vez más eficientes para poder continuar extrayendo el recurso de las ya casi agotadas poblaciones pesqueras (Vitousek *et al.*, 1997; Hilborn *et al.*, 2003 y Ellis *et al.*, 2010). Muchas de estas técnicas de captura no son selectivas por lo que indiscriminadamente capturan organismos de especies no comerciales que simplemente se les considera “basura” (Hilborn *et al.*, 2003). Poblaciones de muchas especies marinas son afectadas de manera directa o indirecta por las artes de pesca altamente eficientes, pero poco selectivas.

Esta transformación de los hábitats obedece a la creciente demanda de recursos por las poblaciones humanas (Sanderson *et al.*, 2002a; Williams, 2008; Ruddiman y Ellis 2009). Esto permite que se reduzcan cada día más los sitios prístinos, que son los últimos relictos de ecosistemas intactos para la biodiversidad (Sanderson *et al.*, 2002a; Groves *et al.*, 2003; Macdonald y Service, 2007, Ellis, 2011). Sin los requerimientos necesarios para su desarrollo, las poblaciones de las especies pueden modificar su distribución original y colonizar a nuevas áreas (Krebs, 2009). Es decir, los organismos se desplazarán a los sitios con las condiciones adecuadas para su subsistencia. En un caso extremo, la pérdida del hábitat puede llevar a las especies a la extinción (Macdonald y Service, 2007; Krebs, 2009). Esto puede ocurrir cuando los organismos no cuentan con el tiempo suficiente para movilizarse a nuevas áreas, pero también cuando los nuevos sitios no cuentan con los requerimientos necesarios para el desarrollo de sus poblaciones.

Otra forma de degradación de los ambientes es la contaminación. Aunque la alteración de un área no sea visible, sus elementos y la comunidad en general pueden estar siendo afectados por agentes físicos-químicos invisibles. Un ejemplo de éstos son los compuestos organoclorados como el DDT y DDD. Estos contaminantes fueron ampliamente vertidos al ambiente en la primera mitad del siglo pasado como efectivos biosidas. Estos químicos fueron los componentes principales de insecticidas empleados para combatir múltiples plagas en las grandes plantaciones de cultivos como el algodón, el maíz, etc. Con poca información disponible sobre las consecuencias en los

ecosistemas del uso de estos compuestos, muy rápido se volvieron populares en las actividades agrícolas (Carson, 1926). Fue Rachel Carson (1926) quien expuso al mundo en el libro “Silent Spring” las consecuencias del empleo sin control de estos contaminantes. Carson ilustró múltiples efectos negativos en los ecosistemas por estos y otros contaminantes empleados masivamente en la agricultura. Son muchos los reportes de las consecuencias graves de estos componentes en la fauna. Se ha documentado ampliamente la afectación de estos compuestos químicos en las aves rapaces como el águila pescadora (*Pandion haliaetus* Linnaeus, 1758). Esta especie fue llevada al límite de la extinción en Norte América (Gómez de Silva y Olivera de Ita, 2003) debido a que este contaminante afectó en la calcificación del cascarn. Éstos no eran los suficientemente resistentes para completar el desarrollo embrionario, lo que redujo considerablemente las poblaciones de la especie.

Por muchos años los ecosistemas acuáticos como los ríos, los lagos y los océanos han sido utilizados como vertedero de desechos industriales y residenciales ocasionando grandes afectaciones. En estos ecosistemas, los contaminantes se pueden dispersar a grandes distancias (Primack, 2006). Las aguas residuales, los fertilizantes agrícolas y la erosión del suelo liberan nitratos y fosfatos en los ecosistemas acuáticos. Los nitratos y fosfatos son esenciales para muchos microorganismos, pero en grandes cantidades favorecen la eutrofización y por lo tanto la degradación de los ecosistemas acuáticos (Groves *et al.*, 2003). Este proceso corresponde a las floraciones algales masivas o “blooms” que consumen todo el oxígeno disponible en los cuerpos de agua, asfixiando a los demás organismos (Primack, 2004). Este proceso no sólo puede afectar pequeños cuerpos de agua, sino que también a los ecosistemas marinos de grandes extensiones como el Golfo de México, el mar Mediterráneo, entre otros (Primack, 2004). En la actualidad muchos esfuerzos se realizan para regular la generación de los desechos industriales y domésticos, pero aún estos esfuerzos no han tenido resultados significativos.

Muchas veces los contaminantes químicos no son fáciles de percibir aunque estén presentes prácticamente en todas partes del planeta (Macdonald y Service, 2007). De alguna manera la facilidad de dispersión de muchos de estos contaminantes les ha permitido extenderse grandes distancias sin ser percibidos. Organismos que se consideran alejados de cualquier perturbación presentan algún tipo de contaminante en sus tejidos (Macdonald y Service, 2007). Esto puede ser por el proceso de biomagnificación en la cadena trófica. En el medio marino, grandes cantidades de metales pesados se han encontrado en los tejidos de depredadores como el pez vela (*Istiophorus platypterus* Shaw, 1792), el atún (*Thunnus* spp.) y la beluga (*Delphinapterus leucas* Pallas, 1776) (Primack, 2004).

Los efectos negativos de estos contaminantes son causa de gran preocupación porque amenazan a la biodiversidad, pero también porque afectan la salud pública. Carson (1926) menciona que una persona puede ingerir un coctel mortal por la variedad de compuestos químicos esparcidos en las verduras que consumimos todos los días. Se estima que se emplean 2.5 billones de kilogramos de compuestos tóxicos anualmente en todo el mundo para el control de plantas y animales consideradas como plagas (Krebs, 2009). Si bien, en algunos países estos compuestos ya están siendo regulados desde hace décadas, hoy en día, en muchos países con una legislación laxa, estos compuestos tóxicos son de gran popularidad y se continúa vertiendo a los ecosistemas sin ningún control.

La degradación ambiental puede favorecer el desarrollo de poblaciones de especies generalistas y que pueden representar un problema por el crecimiento desmedido de sus poblaciones (Primack, 2006). Este es el caso del venado de cola blanca (*Odocoileus virginianus* Zimmermann, 1780), que adaptado a perturbaciones por la fragmentación, encuentra la oportunidad para extender su área de distribución cada vez más al norte del continente americano (Trombulak *et al.*, 2008). La planta invasora *Lythrum salicaria*, se ve favorecida por la pérdida de cobertura vegetal (Houlahan *et al.*, 2006) causando graves afectaciones al ecosistema.

2.2. La sobreexplotación

Todos los sistemas productivos de manera natural tienen un excedente de producción que puede ser aprovechado sin poner en riesgo la integridad del sistema (Krebs, 2009). Un aprovechamiento mayor a este excedente de producción implicaría la sobreexplotación del sistema (Primack, 2004). La sobreexplotación puede modificar la composición y estructura del ecosistema (Primack, 2004; Krebs, 2009). También, las poblaciones se ven afectadas cuando se realiza un aprovechamiento más rápido a su ciclo de reproducción natural (Macdonald y Service 2007). En este caso, el aprovechamiento no permite que los individuos alcancen la edad reproductiva lo que limita el reclutamiento de nuevos individuos a la población. Las poblaciones de algunas especies de tiburón prácticamente han sido eliminadas de áreas donde antes eran abundantes (Hilborn *et al.*, 2003). También las especies de tortugas marinas, víctimas de un aprovechamiento intensivo hace apenas unas décadas, fueron llevadas al borde de la extinción. Finalmente, otro ejemplo bien conocido es el bacalao del Atlántico Norte (*Gadus morhua* Linnaeus, 1758), siendo una de las principales pesquerías a nivel mundial hoy se encuentra colapsada (Schneider, 2001; Hilborn *et al.*, 2003; Macdonald y Service 2007).

El rápido desarrollo tecnológico ha permitido al hombre acceder a recursos naturales que hasta hace unas décadas eran inaccesibles. Se considera que al principio del siglo XXI el 55% de la superficie del planeta (no congelado) ya había sido transformada por las actividades humanas (Ellis *et al.*, 2010). En esa época, se determinó que el 75% de las principales pesquerías de los océanos del planeta ya habían sido totalmente explotadas y algunas sobre-explotadas (Hilborn *et al.*, 2003). Desde finales del siglo pasado la tecnología había dotado al humano con las herramientas para hacer uso con pocas restricciones de los recursos del planeta. Por otro lado, el incremento de la población humana ha ejercido una presión mayor sobre los ecosistemas del planeta. Esto es, por el incremento de la demanda de recursos, pero también por las sus diversas actividades que han ocasionado una alteración, degradación y destrucción del

paisaje natural (Sanderson *et al.*, 2002a). Estas consecuencias han llevado a muchas especies (e incluso a comunidades) al punto de extinción (Primack, 2006).

Con muy pocas herramientas y una población insignificante el primer efecto visible del hombre sobre la biodiversidad fue la eliminación de los grandes mamíferos de Australia y América (Grove *et al.*, 2003; Primack, 2006). Actualmente, con la expansión de las poblaciones humanas hacia casi todos los ecosistemas del planeta, muchas especies de importancia comercial están al borde del colapso. En los ecosistemas marinos, las poblaciones de los grandes depredadores se encuentran en peligro de extinción (Vitousek *et al.*, 1997; Schneider, 2001; Hilborn *et al.*, 2003 y Macdonald y Service 2007).

Muchos esfuerzos a nivel mundial se realizan para disminuir el impacto negativo por la sobreexplotación. Ambiciosos proyectos internacionales se han implementado para lograr la recuperación de las poblaciones de algunas especies afectadas por la sobreexplotación. En general, millones de dólares son destinado a proyectos de conservación cada año (Parrish *et al.*, 2003). Algunos de estos ejemplos son los proyectos de reintroducción del búfalo americano (Entwistle y Dunstone, 2000), la protección de las tortugas marinas (Groves *et al.*, 2003), entre muchos otros.

Muchos proyectos de estos proyectos se realizan como respuesta a la situación de emergencia de las especies amenazadas por la sobreexplotación. Sin embargo, considero que también se deben tomar medidas de prevención como lo recomiendan los expertos (Groves *et al.*, 2003; Macdonald y Service 2007). No debemos esperar que las poblaciones de las especies lleguen a un nivel crítico para actuar. La explotación de las poblaciones de muchas de las especies ahora en riesgo obedece a la gran demanda del mercado por los productos derivados de éstas. Por lo anterior considero que es fundamental enfocar un mayor esfuerzo de concientización y sensibilización de la población en general hacia un consumo más responsable.

2.3. Las especies exóticas invasoras

Otra de las principales causas de la pérdida de biodiversidad son las especies exóticas invasoras (Groves *et al.*, 2003; Primack, 2004; Naranjo y Dirzo, 2009; Macdonald y Service 2007). Según el Convenio sobre la Diversidad Biológica, las especies exóticas invasoras corresponden a aquellas que se hallan fuera de su área de distribución natural y que amenazan los ecosistemas o los hábitats donde se encuentran (CDB, 2009 y Boisson de Chazournes, 2010). El proceso de dispersión de las especies para colonizar nuevas áreas es un fenómeno natural, sin embargo, en las últimas décadas ha ocurrido un aumento considerable en la dispersión de estas especies (Wittenberg y Cock, 2001). Se considera que este incremento en la dispersión de estas especies se debe principalmente al desarrollo del comercio, por la apertura de nuevas y más rápidas rutas de tránsito, la modernización del transporte, el creciente movimiento por el turismo, etcétera. Esto ha favorecido el movimiento intencional o accidental de estas especies dañinas (Peña-Jiménez y Neyra-González, 1998; Naranjo y Dirzo, 2009).

Las especies invasoras al colonizar nuevos ecosistemas no tienen depredadores y por lo general presentan altas tasas reproductivas. Por lo tanto, estas especies son mucho más exitosas que las especies nativas (Primack, 2004). Una de las afectaciones de las especies invasoras es la depredación de las especies nativas. Un caso documentado corresponde a la rata endémica (*Neotoma bunkerii* Burt, 1932) de la isla Coronados en el Golfo de California. Esta especie fue llevada a la extinción por una pequeña población del gato doméstico (*Felis catus* Linnaeus, 1758) introducida por los propios pescadores (Rodríguez-Moreno *et al.*, 2007). Otro ejemplo es la palomilla del nopal (*Cactoblastis cactorum* Berg) que se introdujo en Australia para el control de las especies vegetales del género *Opuntia*. La palomilla fue muy exitosa que no sólo logró exterminar esta especie de planta en Australia (Krebs, 2009), sino que también ha logrado dispersarse a otros continentes. Actualmente la palomilla del nopal representa una gran amenaza para países con gran biodiversidad de cactáceas como lo es México (Soberon *et al.*, 2001).

El daño que algunas de estas especies puede llegar a ocasionar en los ecosistemas puede ser significativo e irreversible. Estas especies también pueden dispersar nuevas enfermedades, promover la contaminación genética en las especies nativas y otras muchas afectaciones más (Peña-Jiménez y Neyra-González, 1998; Macdonald y Service, 2007).

Por cientos de miles de años la humanidad ha promovido de manera consciente la introducción de especies exóticas, principalmente para actividades productivas como la agricultura, la acuicultura, ganadería, etc. Sin embargo, la tecnología que ha favorecido un transporte más rápido y eficiente de las poblaciones humanas, lo que han contribuido a la dispersión no intencional de múltiples especies a nuevos ambientes. De esta manera muchas de las especies han podido desplazarse más allá de barreras naturales que antes restringían su propagación. Muchas de estas especies han encontrado ambientes favorables donde se han podido desarrollar de manera exitosa ocasionando consecuencias negativas a las especies nativas y a los ecosistemas, provocando severos daños ambientales, económicos y a la salud pública (Wittenberg y Cock, 2001; Naranjo y Dirzo, 2009).

2.4. El cambio climático

Se considera al cambio climático global otra amenaza importante a la biodiversidad del planeta (Chapin *et al.*, 2001; Primack, 2004; Macdonald y Service, 2007; Krebs, 2009). Los efectos del cambio climático a nivel mundial ya son evidentes en prácticamente todo el mundo. Cada vez son más frecuentes y más intensos los fenómenos meteorológicos como los huracanes, las inundaciones, las sequías, etc. Las elevadas temperaturas cada año alcanzan nuevos records y favorecen el deshielo de los casquetes polares (Chapin *et al.*, 2001). El cambio climático implica una modificación de los patrones climáticos que afecta a la mayoría de las especies en todo el planeta (Chapin *et al.*, 2001; Macdonald y Service, 2007).

El cambio climático se debe principalmente al incremento de las concentraciones en la atmosfera de los llamados gases de efecto invernadero, pero también a la pérdida de la cobertura vegetal del planeta (Chapin *et al.*, 2001; Primack, 2004; Macdonald y Service, 2007). Los principales gases de efecto invernadero son: el dióxido de carbono, el metano y otros gases traza. Los gases de efecto invernadero tienen la propiedad de ser transparentes a la luz solar, lo que permite el paso de la luz hasta la superficie terrestre (Chapin *et al.*, 2001; Primack, 2004). Después de que los rayos solares calientan la corteza terrestre, la energía se disipa al espacio en forma de calor. Los gases de efecto invernadero y el vapor de agua atrapan estas radiaciones en la atmosfera lo que disminuye la velocidad de la pérdida de calor en la corteza terrestre. Esto trae como consecuencia un incremento de la temperatura del planeta.

Los gases de efecto invernadero están presentes en la atmosfera de manera natural y han permitido las condiciones ambientales necesarias para el desarrollo de la vida en el planeta. Sin embargo, el incremento de la concentración de los gases de efecto invernadero es el resultado de diversas actividades humanas (Chapin *et al.*, 2001; Primack, 2004). Una de estas actividades es la emisión a la atmosfera de gases resultado de la combustión desmedida de combustible fósil.

Ante esta realidad, se han tomado medidas políticas a nivel mundial para reducir las emisiones de estos gases a la atmósfera. A pesar de estas acciones las predicciones para los próximos años no son muy alentadoras. Se espera que las concentraciones sigan incrementándose de manera continúa. Esto traerá como consecuencia que los efectos por el cambio climático sean cada vez más intensos y menos predecibles (Chapin *et al.*, 2001; Primack, 2004).

Se predice un incremento en la temperatura de entre 1.4 – 5.8°C para el 2100. La precipitación pluvial será mayor en algunas partes del planeta y casi ausente en otras. Así también se espera que continúen incrementándose en frecuencia e intensidad los fenómenos meteorológicos extremos como huracanes e inundaciones. Para el medio marino se predice un incremento del nivel del mar de 9 - 88 cm. Uno de los sistemas más afectados en el ambiente marino son los sensibles y frágiles ecosistemas de arrecifes coralinos (Primack, 2004). Pero también, con el incremento del nivel del mar se afectará directamente en la reproducción de las especies de tortugas marinas y muchas aves al desaparecer sus sitios de reproducción.

Siendo el clima uno de los principales factores que determina la distribución de la diversidad en el planeta (Gaston, 2000; Macdonald y Service, 2007; Krebs, 2009), se espera una reestructuración de las comunidades biológicas (Primack, 2004). Sin embargo, con predicciones de un clima menos predecible, solamente aquellas especies con la capacidad de responder de manera rápida a estos cambios serán las que persistan. Por lo tanto, solamente aquellas especies cosmopolitas o generalistas serán las que subsistan, mientras que las especies actualmente vulnerables y endémicas desaparecerán en las próximas décadas (Primack 2004; Macdonald y Service, 2007; Krebs, 2009).

Conclusión

Antes que se pueda conocer y comprender mejor la importancia de la biodiversidad del planeta, el proceso irreversible y acelerado de la extinción amenaza seriamente a todos los ecosistemas del planeta. Amenazas como la degradación del hábitat, las especies invasoras y otras, afectan directamente a muchas especies, las cuales se ven obligadas a desplazarse hacia otras áreas. Muchas otras especies no tienen la capacidad para reaccionar rápidamente a los cambios, lo que las convierte en las más vulnerables. Aquellas poblaciones de especies que sostienen importantes actividades productivas - con el desarrollo tecnológico y la creciente demanda del mercado - hoy en día se ven más que nunca amenazadas sus poblaciones por la sobreexplotación. Este es el caso de especies maderables, que presentan una reducción considerable de sus poblaciones naturales después de sólo décadas de una extracción intensiva. Es el mismo caso para las especies de peces de importancia comercial, que según los informes recientes, la mayoría de las principales pesquerías se encuentra sobreexplotadas y otras al borde del colapso. En contraste, sólo unas pocas especies se están extendiendo por todo el planeta de manera exitosa desplazando a especies nativas y con ello modificando ecosistemas completos. Aunado a estas amenazas, el cambio climático, ejerce una presión adicional sobre las especies al modificar los patrones del clima del planeta. Estas amenazas pueden identificarse de manera individual, sin embargo en la mayoría de los casos éstas no actúan independientes. Por lo tanto, el efecto sinérgico de éstas amenazas es mucho mayor a la suma de sus efectos por separado.

Muchos esfuerzos se han realizado para el rescate de especies al borde de la extinción (Entwistle y Dunstone, 2000), entre los que se encuentra la firma de acuerdos y convenios internacionales, donde los países se comprometen a tomar acciones políticas y legales para contribuir en la conservación de la biodiversidad. Sin embargo, esto ha sido por presión de la comunidad internacional. Considero importante incluir políticas locales, no sólo comprometidas con una o varias especies, si no que consideren la conservación de los ecosistemas por el valor monetario de sus múltiples servicios ecosistémicos. De esta manera, la conservación de la biodiversidad no sólo

será una cuestión de ética o de respeto por las demás formas de vida, pero también como estrategia económica de los países. La biodiversidad debe ser preservada para mantener la complejidad ecológica de los sistemas naturales y permitir la continuidad de los procesos biológicos, ecológicos y evolutivos (Groves *et al.*, 2003 y Primack, 2006).

Se considera al siglo pasado como el de mayor perturbación y transformación del planeta por una especie (Ellis *et al.*, 2010). En unas cuantas décadas, el hombre con todos los adelantos tecnológicos ha modificado poco más del 75% de la superficie del planeta. Esto deja solamente el 25% de la superficie para los ecosistemas intactos (Ellis *et al.*, 2010) y altamente vulnerables. Para el resto del siglo, la degradación del hábitat continuará siendo el principal factor que afectará a la biodiversidad, seguido por el cambio climático y la introducción de especies invasoras (Primack, 2006; Gilman *et al.*, 2011). Por lo tanto, el reto para ese siglo es implementar los mecanismos que permitan contribuir a mejorar la calidad de vida de las poblaciones humanas, pero además, lograr la conservación de la biodiversidad. Un mecanismo reconocido por los expertos es identificar las áreas con mínima evidencia de degradación y convertirlas en prioridades de conservación (Primack y Ros, 2002; Primack, 2006). Por lo anterior, debe ser prioridad identificar estos relictos de los ecosistemas intactos para enfocar los esfuerzos para la conservación de la biodiversidad.

3. Planeación para la conservación

Introducción

La planeación para la conservación es tema de estudio de la Biología de la Conservación. Ésta es una ciencia multidisciplinaria que tiene por objetivo responder al desafío de la pérdida de la biodiversidad que amenaza a todos los ecosistemas del planeta (Primack, 2006; Margules y Sarkar, 2009). Lo anterior, mediante la integración de las disciplinas del conocimiento para definir las estrategias más adecuadas que permitan satisfacer las necesidades de las poblaciones humanas y lograr el objetivo de la conservación de la biodiversidad (Primack y Ros, 2002; Primack, 2006). Esta ciencia integral considera al aspecto ecológico, pero también incluye los aspectos sociales y económicos en la planeación para la conservación. Uno de los cometidos de la biología de la conservación es brindar las herramientas necesarias a los expertos locales en la toma de decisiones y el diseño de políticas para una eficiente conservación de los recursos naturales (Margules y Sarkar, 2009).

Considerando que por lo general los recursos para la conservación de la biodiversidad son limitados (Eken *et al.*, 2004; Eeley *et al.*, 2001), es necesario establecer prioridades donde concentrar los esfuerzos de conservación. Por esto, es importante identificar las áreas representativas y con las condiciones necesarias que con su conservación se garantice la persistencia de la integridad del ecosistema. Para la selección eficiente de estas áreas se necesita emplear criterios que permitan discriminar a partir de características claves, las áreas prioritarias para la conservación (Groves *et al.*, 2003; Gilman *et al.*, 2007).

La biología de la conservación busca identificar a partir de las generalidades, las herramientas que puedan ser aplicadas independientemente del ecosistema o la complejidad socio-económica del área de interés. Es a partir de conceptos de la biología de la conservación que se han definido las directrices para la planeación para la conservación de la biodiversidad.

3.1. La planeación sistemática de la conservación

La planeación sistemática de la conservación es el enfoque estructurado en pasos que permitirán identificar áreas prioritarias para la conservación de la biodiversidad (Margules y Sarkar, 2009). El objetivo de la planeación sistemática de la conservación es proveer un marco efectivo, estructurado y científicamente sólido para la protección de la biodiversidad (Regan *et al.*, 2007; Margules y Sarkar, 2009). Esta planeación también incluye la evaluación de las áreas de conservación existentes y propone ajustes para mejorar su eficiencia en la conservación de la biodiversidad (Margules y Sarkar, 2009).

En la planeación sistemática Margules y Sarkar (2009) reconocen siete conceptos básicos a considerar para designar las áreas de conservación de la biodiversidad, los cuales se describen a continuación: 1. La teoría de biogeografía de islas de MacArthur y Wilson (1967). Los conceptos de la dinámica en los ecosistemas de islas han sido empleados para el diseño de las áreas para la conservación. Esta teoría junto con los conceptos del efecto de borde y la dispersión, han permitido identificar los requerimientos necesarios que deben satisfacer las áreas protegidas; 2. La dinámica metapoblacional, que hace referencia a la distribución a nivel de paisajes de las poblaciones. Las metapoblaciones son un conjunto de poblaciones discretas de una especie en la misma área geográfica, que pueden intercambiar individuos (Macdonald y Service, 2007) a través de la migración, dispersión u otros mecanismos; 3. Los patrones de sucesión. Se considera que las áreas de gran tamaño tienen mayor posibilidad de favorecer una sucesión natural; 4. Los requerimientos espaciales de autorregulación. Las áreas deben incluir poblaciones viables en tamaño y estructura (Margules y Pressey, 2000). El tamaño del área debe de ser suficiente para contener los elementos necesarios que favorezcan la regulación de las poblaciones de las especies; 5. Es importante asegurar la protección de las áreas de reclutamiento. Se debe dar prioridad a la conservación de los sitios reconocidos de importancia para la reproducción; 6. Se deben incluir acciones de restauración para los sitios con ecosistemas degradados, cuando se considere conveniente; y 7. Las especies se deben considerar como

unidades evolutivas. Debe ser prioridad de protección las áreas que por sus características favorecen la especiación, pero también las áreas con distribución de especies taxonómicamente únicas o con filogenias en radiación. El concepto de complementariedad también es importante de considerar para la selección de las áreas porque permite garantizar la representatividad de los diferentes elementos del sistema que son de interés para la conservación (Callum *et al.*, 2003a; Environnement Canada, 2005; Regan *et al.*, 2007; Margules y Sarkar, 2009).

El proceso de planeación incluye varias etapas que permitirán la selección más eficiente de las áreas prioritarias de conservación. Estas etapas pueden variar dependiendo de la experiencia del autor. Por ejemplo, Macdonald y Service (2007) identifican seis etapas de la planeación sistemática de la conservación que incluyen la colecta de datos, la definición de los objetivos de conservación, el análisis de las áreas de conservación existentes, la identificación y selección de las áreas prioritarias para la conservación, la implementación y la verificación de los logros obtenidos. Estas etapas para la planeación incluyen en las reconocidas por Groves *et al.* (2003) y por Margules y Sarkar (2009) las cuales se enlistan en la figura 3.1.1.

En el proceso de planeación es indispensable la definición precisa del objetivo de conservación. Esta etapa debe ser una de las primeras del proceso de planeación (Groves *et al.*, 2002; Primack, 2006; Margules y Sarkar, 2009). Se debe definir claramente el o los objetivos, porque son la guía de las demás etapas de la planeación y por lo tanto son el fundamento de las estrategias y acciones de conservación (Groves *et al.*, 2002; Primack, 2006; Margules y Sarkar, 2009). Posteriormente en el proceso de planeación, los objetivos permitirán corroborar la efectividad de las medidas implementadas para la conservación de la biodiversidad (Parrish *et al.*, 2003). En esta etapa del proceso de planeación se definirán los alcances del proyecto de conservación. Por lo tanto, los objetivos determinarán en gran medida los costos de conservación (Parrish *et al.*, 2003). La planeación para la conservación debe considerar objetivos definidos democráticamente (Kalmowitz y Sheil, 2007).

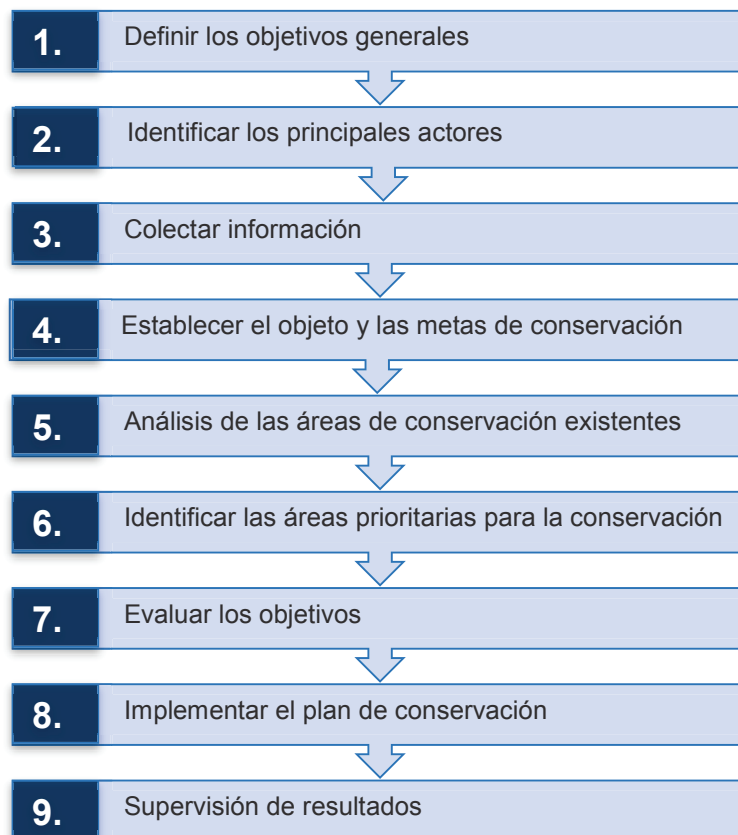


Figura 3.1.1. Etapas de la planeación para la conservación de la biodiversidad.
Modificado de Margules y Sarkar, 2009.

La conservación para la biodiversidad reconoce la necesidad de involucrar a los actores locales en la planeación (Groves *et al.*, 2003; Eken *et al.*, 2004; Margules y Sarkar, 2009). Por lo tanto, una de las etapas de la planeación para la conservación corresponde a la identificación de los actores claves. En esta etapa se identificarán en el área de estudio las organizaciones, dependencia de gobiernos y en general a los representantes de la sociedad que deben ser involucrados en la tarea de planeación. Considerar a los actores claves permitirá incluir en el proceso de planeación las inquietudes y necesidades de la comunidad local (Groves *et al.*, 2003 y Margules y Sarkar, 2009).

El plan de conservación deben estar fundamentado en el análisis de información confiable y actual. Por lo anterior, es necesario realizar una búsqueda exhaustiva de la información existente del área de estudio. La información obtenida debe ser analizada para asegurar de emplear únicamente la información de fuentes confiables, esto es importante para garantizar resultados más cercanos a la realidad (Margules y Pressey 2000). En lo posible, la información obtenida debe de corroborarse en campo. Esta etapa de búsqueda, selección y depuración de la información es muy importante porque parte del análisis para identificar las áreas prioritarias para la conservación se basará en esta información.

Otra etapa del proceso de planeación incluye la selección del objeto y las metas de conservación. El objeto de la conservación corresponde a un limitado número de especies, comunidades naturales o un ecosistema completo, que representan la biodiversidad de un área determinada (Margules y Pressey 2000; Groves *et al.*, 2003 y Margules y Sarkar, 2009). Según las experiencias de conservación, Margules y Pressey (2000) recomiendan emplear como objetos de conservación un complejo de comunidades, ecosistemas y de especies con un requerimiento ecológico único que no se han considerado en las comunidades o en el ecosistemas seleccionados. Esto permitirá la conservación de las condiciones ambientes necesarias para la persistencia de un mayor numero de elementos de la biodiversidad en el área de interés. Para la selección de los objetos de conservación existen propuestas para seleccionar los más adecuadas considerando el grado de vulnerabilidad, sus funciones, etcétera (Groves *et al.*, 2003; Henson *et al.*, 2005; Macdonald y Service, 2007).

Para evaluar la efectividad de las acciones de conservación es importante asignar a los objetos de conservación metas específicas cuantificables. Por ejemplo, es posible emplear el numero de avistamientos de las especies en una superficie determinada. También puede ser el número de áreas con mínima o nula perturbación por las actividades forestales o agropecuaria. (Margules y Pr, 2000).

Otra etapa en el proceso de planeación para la conservación incluye la identificación de las áreas prioritarias para la conservación. En esta etapa se seleccionan los criterios que permitan identificar los sitios de importancia para la biodiversidad (Groves *et al.*, 2003; Henson *et al.*, 2005; Gilman *et al.*, 2007; Macdonald y Service, 2007). La descripción y el análisis de estos criterios son el tema principal en este documento.

Para una efectiva conservación de los recursos naturales es importante un manejo adaptativo (Cicin-Sain y Knecht, 1998; Groves *et al.*, 2003; Macdonald y Service, 2007). Por lo anterior, la evaluación de los objetivos se ha incluido como una etapas en la planeación para realizar los reajustes necesarios. Esta etapa permitirá ajustar los objetivos lo que permitirá la viabilidad del proyecto de conservación.

Finalmente, las dos ultimas etapas corresponden a la implementación del plan de conservación y el análisis de los resultados obtenidos. En esta etapa se implementarán las acciones específicas de conservación. Las mediciones cuantificables de las metas de conservación permitirán reconocer la efectividad de las acciones de conservación para el logro de los objetivos.

El análisis multicriterio

Una de las múltiples herramientas de la planeación sistemática es el análisis de decisión multicriterio. Éste se define como la evaluación de un conjunto de alternativas basado en múltiples criterios, los cuales son indicadores cuantificables de variables determinadas para identificar y jerarquizar los sitios más adecuados para alcanzar el objetivo de conservación (Wood y Dragicevic, 2007; Margules y Sarkar, 2009). Este análisis se desarrolló como una herramienta para la toma de decisiones en la planeación espacial (Wood y Dragicevic, 2007; Margules y Sarkar, 2009). El análisis requiere información precisa de acuerdo con criterios específicos para poder identificar las áreas prioritarias para la conservación de un conjunto de sitios analizados.

Es recomendable recabar el máximo de información posible del área de interés, sin embargo, la complejidad de los sistemas hace imposible tener un conocimiento pleno

de todos los elementos y los procesos o factores que operan en sus ecosistemas. Además, en la mayoría de los casos, el factor tiempo es una limitante para poder recabar y analizar toda la información. Por lo tanto, a pesar del rigor científico que requiere la planeación sistemática, la incertidumbre y la subjetividad permearán en alguna medida durante el proceso de planificación para la conservación de la biodiversidad (Margules y Pressey, 2000). Ésta es una de las razones por las cuales los administradores deben de tener la habilidad de ajustar los objetivos particulares por medio de un proceso adaptativo (Macdonald y Service, 2007), que garantice lograr el objetivo de la conservación de la biodiversidad.

Tradicionalmente se ha supuesto que el mejor manejo es no-intrusivo, esto es, sin la intervención humana (Margules y Sarkar, 2009). Sin embargo, conociendo la influencia del hombre en todos los ecosistemas del planeta (Ellis y Ramankutty, 2008; Ellis *et al.*, 2010), la planeación para la conservación requiere un enfoque más integral. Se debe incorporar en el análisis, además del aspecto ambiental, aquella información de los aspectos sociales y económicos del área de interés. Para esto, es necesario integrar un equipo multidisciplinario que lleve a cabo el análisis de manera más eficiente, considerando la participación de los expertos locales.

3.2. La importancia de la escala para la conservación de la biodiversidad

Un aspecto importante en la planeación para la conservación es comprender el concepto de escala. Esto es esencial para reconocer los procesos que afectan a los sistemas naturales (Anderson *et al.*, 2005; López de Casenave *et al.*, 2007) y las repercusiones de las acciones de conservación. La escala espacial en ecología se define como la dimensión física de un objeto o proceso ecológico en el espacio (Turner *et al.*, 2001; García, 2006; López de Casenave *et al.*, 2007).

En un área que se reconoce como heterogénea es posible identificar subunidades que la integran. Cada una de estas sub-unidades se considera homogénea y en términos de escala constituye el grano, mientras que el área total es la extensión (Levin, 1992; García, 2006; López de Casenave *et al.*, 2007). Por ejemplo, un paisaje de varios cientos de kilómetros podría incluir sub-cuencas de apenas unas decenas de kilómetros. Esto, para el caso de la escala espacial. En el caso de la escala temporal, podría mencionar el proceso de especiación que ocurre a una escala gruesa, de cientos o miles de años, comparada con el proceso del desarrollo embrionario - que para el caso de algunas especies de mamíferos - ocurre en apenas unos meses.

El rango de escalas espacio-temporal que puede experimentar los ecosistemas es muy amplio. El proceso de la fotosíntesis opera a escalas muy finas mientras que la deriva continental se presenta a una escala mucho más gruesa de tiempo y espacio. En este rango de escalas se considera que se desarrollan los procesos ecológicos (Schneider, 2001; Maass, 2004). Se considera que procesos como la dispersión, evolución, etc., ocurren a una escala gruesa, mientras que la depredación, la competencia, etc., corresponden a una escala de espacio y tiempo más fina (Levin, 1992). La pérdida de biodiversidad por el proceso de extinción opera a nivel de ecosistema y ocurre a escalas gruesas de tiempo y espacio. Sin embargo, este proceso, por las actividades humanas está siendo acelerado. Un cambio en el número de especies como resultado del proceso de extinción afectaría la riqueza de especies a nivel ecosistema.

Los procesos que a una escala fina son altamente heterogéneos, a escalas más gruesas pueden ser homogéneos (García, 2006). Esto hace referencia al concepto del grano y la extensión (Levin, 1992). Para ilustrar esto, mencionaré el comportamiento de las concentraciones de CO₂ en la atmósfera, que corresponde a uno de los gases de efecto invernadero. La curva que refleja el comportamiento de este gas en la atmósfera en una escala de tiempo gruesa (siglos) presenta una tendencia positiva es decir, se puede observar un incremento continuo (exponencial, principalmente en las últimas décadas). Pero si observamos esos mismos datos a una escala más fina podremos ver que hay fluctuaciones a lo largo del año. En algunos meses la concentración se incrementará y en otros disminuirá; probablemente, si trazamos la línea de correlación apenas se observaría una tendencia positiva en el transcurso del año. La primera escala (en siglos) nos muestra una tendencia de crecimiento positivo continuo, mientras que la segunda nos muestra las variaciones e incluso disminución de las concentraciones de CO₂ en este periodo de tiempo (año). Con la misma base de datos tenemos dos realidades que varían según la escala. Los resultados no se contradicen, sino más bien depende de la escala de nuestro análisis.

Por lo general, en los sistemas naturales se presenta un conglomerado de escalas donde diferentes procesos inciden de manera simultánea. La fotosíntesis, que se desarrolla a una escala fina (de unas cuantas micras), se ve afectada por procesos locales como los incendios forestales o la herbivoría, pero también por aquellos a una escala más gruesa como el clima. El conjunto de hojas de los árboles del macizo forestal - por el proceso de la fotosíntesis - participan como sumidero de carbono a escalas más gruesas, afectando los patrones climáticos globales. Este es un ejemplo para ilustrar que los procesos no sólo están relacionados entre sí, pero además pueden ser afectados por otros a diferentes escalas de tiempo y espacio (García, 2006; Maass, 2004). Los procesos a escala gruesa pueden surgir de procesos a escalas más finas. Asimismo, los procesos o fenómenos de escalas finas pueden formar parte de procesos de escalas gruesas (Anderson *et al.*, 2005). No se puede decir que un proceso esté

restringido a una escala en particular, sino que existen escalas de tiempo y espacio en las cuales un proceso puede ser más relevante que en otras (Cueto, 2006).

Es importante reconocer que aunque los patrones y procesos ecológicos pueden ser más relevantes a una determinada escala, éstos no están restringidos a esta escala en particular (Cueto, 2006). Por lo anterior no hay una escala “correcta” para describir las poblaciones o los ecosistemas (Levin, 1992). Debemos de reconocer que, según la escala, la descripción del sistema cambiará. Una efectiva planificación para la conservación reconoce la importancia de definir claramente los elementos del paisaje biológicamente relevantes para identificar la escala más adecuada (Sanderson *et al.*, 2002b). Actualmente el concepto de la escala se reconoce importante en ecología (Schneider, 2001) para entender mejor los procesos naturales, esto permitirá una más efectiva planeación para la conservación de la biodiversidad.

Implicaciones de la escala para la conservación

En el proceso de la planeación para la conservación es importante identificar la escala espacio-temporal correspondiente al nivel de organización de interés para el proyecto de conservación (Maass, 2004). Esto permitirá visualizar con mayor claridad los factores o los procesos que influyen en el área de estudio, lo que facilitará la interpretación de la información y una mejor comprensión las problemáticas a resolver (Cueto, 2006).

Las acciones de conservación tienen repercusiones, en muchos casos positivas para el logro de nuestro objetivo de conservación. Sin embargo, es importante reconocer los alcances de estas acciones en otros procesos a diferente escala, donde no siempre son positivas para la biodiversidad. En el caso de la reforestación, a una escala fina permitiría incrementar la cobertura vegetal y disminuir la erosión. Estas acciones de reforestación a una escala más gruesa podrían afectar la composición de la vegetación, si solamente se emplea una o pocas especies (Maass, 2004). Al modificar la

composición vegetal, se reduciría la diversidad vegetal del área, a pesar que se incrementaría la cobertura vegetal.

Es importante considerar la escala temporal de las tareas de conservación. En el caso de los beneficios por la reforestación al régimen hidrológico, se pueden observar resultados en unos cuantos años si corresponde a una cuenca pequeña (de varios kilómetros). En caso de que se trate de una superficie mayor, los beneficios por la reforestación serán perceptibles en mucho más tiempo (Maass, 2004).

Debido a la compleja interrelación de los procesos ecológicos en diferentes escalas, no es recomendable extrapolar los resultados de diferentes escalas. Un ejemplo es el caso del bacalao del Atlántico Norte. Esta especie representaba una importante pesquería para el norte del océano Atlántico por muchas décadas hasta que colapsó a principio de los 1990s (Schneider, 2001). Después de esto, en los intentos para la recuperación de sus poblaciones se hicieron estudios. Sin embargo, un mal planteamiento de la investigación impidió que se pudiera conocer la variabilidad en el reclutamiento de la especie e implementar las acciones de conservación pertinentes. Lo anterior es porque la información se colectó de hábitats costeros heterogéneos, que es donde se localizan los individuos en sus primeros estadios de vida. Estos datos no se pudieron extrapolar al resto de la población, que tienen un área de distribución muy grande. Durante el estadio de adulto su hábitat es más homogéneo, que contrasta con el hábitat heterogéneo durante sus primeras fases de vida. Para realizar comparaciones se debe cuidar que los protocolos de muestro sean coherentes en proporción al área total de interés, teniendo siempre en consideración el factor de la escala (Anderson *et al.*, 2005).

Los ecosistemas están sujetos a diferentes procesos en una interrelación compleja que ocurre a diferentes escalas y en muchas ocasiones de manera simultánea (Maass, 2004). Las especies o comunidades que son de interés para la conservación - como elementos de los ecosistemas - experimentan diversos procesos que a su vez,

participan en otros procesos a diferentes escalas. La planeación para la conservación debe considerar las repercusiones de las acciones de conservación en los procesos a otras escalas. Por lo anterior, es indispensable considerar el factor escala para poder definir las estrategias y acciones para una más efectiva conservación de la biodiversidad.

3.3. Los enfoques de conservación

Con el interés creciente por los cada vez más evidentes problemas ambientales, muchos esfuerzos se han realizado para la conservación de la biodiversidad. A nivel mundial se han enfocado esfuerzos para identificar las áreas que cuentan con las condiciones óptimas para la conservación de la biodiversidad y que permitan la continuidad de los procesos naturales. Los métodos para definir las áreas prioritarias para la conservación pueden considerar los enfoques por especie o ecosistémico. El enfoque más común ha sido el enfoque por especie, en éste, toda la planeación se centra en asegurar la conservación de una o varias especies que son el objeto de conservación. En este enfoque, las medidas de conservación son para contribuir a la persistencia de las poblaciones de unas cuantas especies (Groves *et al.*, 2003; Primack, 2004; Macdonald y Service, 2007). En el enfoque ecosistémico se centran los esfuerzos de conservación para preservar todo el ecosistema. Esto es para asegurar, no sólo la persistencia de las especies, pero también de sus servicios y funciones. Este es el enfoque considerado el más adecuado para preservar la integridad de los ecosistemas (Groves *et al.*, 2003; Macdonald y Service, 2007).

Enfoque por especies

El enfoque de conservación por especie tiene el objetivo de diseñar las estrategias para garantizar la persistencia de las poblaciones de una o varias especies en una área determinada (Groves *et al.*, 2003). Este enfoque ha sido el más difundido a nivel mundial para identificar las áreas prioritarias para la conservación de especies con atributos particulares inherentes a su naturaleza, su función en el ecosistema o vulnerabilidad (cuadro 3.2.1). La selección de la o las especies depende de muchos factores. Existen métodos complejos para seleccionar la especie de una manera objetiva y que permitan lograr de manera más eficiente los objetivos planteados (Groves *et al.*, 2003). Estos métodos intentan asegurar la selección de la especie o grupo taxonómico más adecuados, dadas las condiciones particulares del área de interés. En una selección menos objetiva es posible considerar únicamente la experiencia en conservación de los expertos.

Este enfoque ha permitido centrar esfuerzos para la conservación las áreas de distribución de especies con características particulares, como aquellas cuya dinámica poblacional varía en respuesta a los cambios ambientales y procesos biológicos de los ecosistemas. También las áreas de distribución de las especies que juegan un rol importante en la cadena trófica. Asimismo, aquellas áreas necesarias para mantener los patrones migratorios. Pero también, aquellos sitios de distribución de especies que son altamente sensitivas a las perturbaciones de las actividades humanas (Margules y Pressey 2000). Para ayudar en esta decisión existen categorías que describen a las especies más comúnmente empleadas para la conservación de la biodiversidad (cuadro 3.2.1).

La categoría más popular es donde se incluyen a las especies amenazadas o en peligro de extinción (Stattersfield, *et al.*, 1998; Macdonald y Service, 2007). Esto es porque se considera que estas especies necesitan de medidas urgentes para evitar su extinción. También se incluye entre las más comunes, las especies endémicas. Aunque éstas no se encuentren amenazadas, por su limitado rango de distribución se les considera vulnerables. Otro categoría corresponde a las especies raras, éstas son seleccionadas porque se considera que de manera natural presentan una baja densidad poblacional, pero además son especies selectivas porque su distribución corresponde a un tipo de ambiente en particular (Entwistle y Dunstone, 2000). En el caso de las especies consideradas claves, son seleccionadas porque desempeñan una función importante en el ecosistema, por lo que cualquier cambio en su población tendrá el correspondiente efecto en el ecosistema. Generalmente estas especies dependen de una cadena alimenticia altamente específica (Entwistle y Dunstone, 2000).

Las especies sombrilla, que por lo general tienen requerimientos amplios, con su protección se espera que se logre la conservación de otras especies con los mismos o muy similares requerimientos (Groves *et al.*, 2003; Macdonald y Service, 2007). En el

Cuadro 3.2.1. Categorías de especies empleadas en acciones de conservación.

Categoría	Descripción
Bandera	Especies empleadas para atraer el interés del público para su conservación (Steward <i>et al.</i> , 2007). Son especies populares y carismáticas que sirven como símbolo para las iniciativas de conservación (Noss, 1990).
Clave	Son aquellas que por su tamaño y función tienen un efecto importante en sus ecosistemas (Noss, 1990). Las modificaciones en sus poblaciones tendrán el correspondiente efecto en el ecosistema (Primack, 1993; Macdonald y Service, 2007).
Indicadora	Estas especies permiten visualizar perturbaciones que afectan también a otras especies (Noss, 1990; Macdonald y Service, 2007). Son por lo general muy sensibles a los cambios en el ambiente, lo que provee un aviso temprano de alerta (Noss, 1990).
Endémicas	Especies con rango de distribución restringido y un reducido número de poblaciones (Primack, 2004). De manera natural, estas especies se encuentran en un área geográfica específica y en ningún otro lugar en el planeta.
Raras	Corresponde a las especies que de manera natural presentan una baja densidad poblacional. Estas especies presentan un rango de distribución restringido a un tipo de hábitat en particular, son especies altamente selectivas de hábitat y recursos (Entwistle y Dunstone, 2000).
Sombrilla	Requieren grandes áreas de superficie para garantizar la viabilidad de sus poblaciones, por lo que, al proteger esta área se asegurara la protección de otras especies (Noss, 1990; Steward <i>et al.</i> , 2007).
Vulnerable	En esta categoría se sitúan las especies que por alguna razón sus poblaciones han sido reducidas a tal grado que se encuentran en riesgo de extinción. Pueden presentar una tasa baja de fecundidad y una muy variable densidad poblacional (Noss, 1990).

caso de las especies bandera, que generalmente son carismáticas, se escogen estratégicamente para concientizar y sensibilizar al público en general de la necesidad de su conservación, pero también para facilitar la obtención de financiamiento (Macdonald y Service, 2007). Las especies indicadoras representan la composición de la comunidad, pero además son sensibles a cambios ambientales y su respuesta es fácil de percibir. Por esto se consideran indicadores poderosos del estado de salud de los ecosistemas. Esto es importante para detectar algún problema en la comunidad de manera oportuna, lo que permitirá implementar a tiempo las medidas necesarias (Macdonald y Service, 2007).

Por mucho tiempo las acciones de conservación más reconocidas a nivel mundial han sido con el enfoque por especie. Con unas cuantas especies se inició el movimiento de conservación a nivel mundial (Entwistle y Dunstone, 2000), mucho antes que la degradación ambiental fuera evidente y de preocupación internacional. El enfocar las acciones de conservación en torno a una sola especie ha promovido la protección de áreas, con lo que, de manera indirecta muchas otras especies también resultaron favorecidas (Macdonald y Service, 2007). Se pueden citar muchos logros cosechados con este enfoque, pero es importante reconocer que algunas especies no pueden ser conservadas más que con esfuerzos a nivel ecosistema o de comunidad (Primack, 2006).

Enfoque ecosistémico

Se reconoce a nivel mundial la necesidad de abordar los problemas ambientales desde una visión integral (Cicin-Sain y Knecht, 1998 y Groves *et al.*, 2003). La conservación a nivel ecosistema que tiene como finalidad contribuir a preservar los procesos evolutivos y ecológicos, también considera a la sociedad humana como un componente más del sistema (Macdonald y Service, 2007).

El enfoque ecosistémico tiene el objetivo de garantizar la conservación de la estructura, composición y las interacciones de los elementos del ecosistema. Lo anterior para

preservar la integridad ecológica y permitir la continuidad de los procesos, funciones y servicios ecosistémicos (Mitchell, 2002; Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica, 2004; Macdonald y Service, 2007). Integridad ecológica se asocia con un sistema biofísico en el que prevalece una composición de especies y una organización funcional. La integridad ecológica se plantea como el más completo e incluyente de los conceptos que informan sobre el nivel de conservación de los ecosistemas (Vélez Restrepo y Gómez Sal, 2008). Recientemente, se reconoce que los seres humanos con su diversidad cultural, son un componente integral de los ecosistemas (Mitchell, 2002; Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica, 2004; Boisson de Chazournes, 2010). Por lo anterior, este enfoque de conservación se promueve la protección del conocimiento tradicional, las costumbres y el aprovechamiento sustentable de los recursos naturales (Mitchell, 2002). El enfoque ecosistémico pretende contribuir a mantener la calidad de los ecosistemas que permitan desarrollar actividades sustentables como la pesca responsable, el turismo de naturaleza, la agroforestería, entre muchas más (Mitchell, 2002 y Macdonald y Service, 2007).

Debido a que este enfoque toma en consideración las dimensiones ambientales, sociales y las económicas, es indispensable contar con un equipo multidisciplinario y con la participación activa de todos los sectores de la sociedad, incluyendo todos los niveles de gobierno, la iniciativa privada y la comunidad local (Mitchell, 2002; Kaimowitz, y Sheil, 2007).

Esta perspectiva a nivel de ecosistema corresponde a un enfoque integral (Mitchell, 2002) porque considera los factores ambientales, pero también los sociales y los económicos. Este enfoque representa una estrategia poderosa para el manejo integral de la biodiversidad porque promueve la conservación y el aprovechamiento sustentable de los recursos naturales (Cicin-Sain y Knecht, 1998). Considerando que las poblaciones humanas están presentes en casi todos los ecosistemas del planeta, los expertos reconocen que un enfoque integral a nivel ecosistema es el más adecuado para proponer soluciones a la crisis ambiental actual y por lo tanto para la selección de

las áreas prioritarias para la conservación (Groves *et al.*, 2003; Bonn y Gaston, 2005; Morgan *et al.*, 2005).

Un requisito para la integridad de los ecosistemas es la existencia de un mosaico funcional en el paisaje que asegure que los individuos puedan llevar a cabo su ciclo de vida pese a las fluctuaciones periódicas en el ambiente (Vélez Restrepo y Gómez Sal, 2008). Por lo tanto, la conservación a nivel ecosistema, permitirá que se desarrollen los procesos ecológicos que hacen posible la integridad de los ecosistemas específicos que lo componen. Además, se considera que la conservación con enfoque ecosistémico es la manera más adecuada para conservar organismos y procesos con un bajo conocimiento (Frankin, 1993).

Conclusión

La biodiversidad es la base de los procesos y funciones ecológicas indispensables para el desarrollo de la vida, por lo tanto, su conservación es fundamental para la subsistencia de la humanidad. Sin embargo, las actividades de conservación compiten con las demás actividades humanas, por lo que es necesaria una visión integral en la planeación para asegurar contribuir al bienestar social y lograr los objetivos de conservación (Regan *et al.*, 2007; Gilman *et al.*, 2011). La planeación para la conservación no debe ser solamente una respuesta a una emergencia ambiental, sino que también como estrategia de conservación para prevenir que los ecosistemas alcancen un nivel de degradación irreversible.

En el planeta únicamente una muestra sesgada de la biodiversidad está siendo protegida. Existen ecosistemas ausentes en las áreas protegidas, mientras muchos otros ecosistemas son muy comunes en los sistemas de áreas de conservación. Algunas de estas áreas protegidas fueron seleccionadas únicamente por ubicarse en áreas remotas, inaccesibles o de nulo interés para actividades productivas (Margules y Sarkar, 2009). Esta situación deja muchos ecosistemas con poca o nula protección. Se considera que para evitar una baja representatividad de los ecosistemas en las áreas

de conservación es necesario una planeación con enfoque ecosistémico y sistemático (Macdonald y Service, 2007).

La planeación sistemática de la conservación se enfoca a identificar y diseñar un sistema de áreas de conservación que representen la biodiversidad de cada región (Gilman *et al.*, 2011) considerando todos los componentes del ecosistema. Una efectiva conservación de los recursos naturales requiere una planeación que permita el uso más eficiente de los recursos. La identificación de áreas prioritarias para la biodiversidad debe basarse en fundamentos científicos pero además, debe incorporar la experiencia de los expertos locales. Margules y Sarkar (2009) reconocen que no existe sustituto para el conocimiento local, por lo cual siempre debe ser considerado en la planeación (Kaimowitz, y Sheil, 2007). Además, por lo general los factores sociales y económicos son los más importantes a la hora de seleccionar un área de conservación. La participación activa de la población local facilitará el establecimiento de las nuevas áreas de conservación, pero también, facilitará la implementación de las acciones de conservación.

Para seleccionar las áreas de importancia para la conservación es importante definir el enfoque de conservación. Esto dependerá del objetivo determinado al inicio del proceso de la planeación para la conservación. Si bien, existe aún el debate sobre la efectividad de los enfoques por especie o ecosistémico, es necesario reconocer que ambos enfoques han participado en alguna medida en la conservación de la biodiversidad. Sin embargo, conservar las condiciones más adecuadas para unas cuantas especies no asegura la persistencia de las condiciones adecuadas para la supervivencia en un largo plazo de las demás especies y de la comunidad (Margules y Pressey 2000). Por lo tanto, concentrar los esfuerzos de conservación en un solo componente de la biodiversidad se considera insuficiente para asegurar la persistencia del ecosistema.

4. Criterios para identificar las áreas prioritarias

Introducción

Una de las etapas que se especifican en la planeación para la conservación es la identificación de las áreas prioritarias para la conservación (Figura 3.1.1). Esta etapa incluye la selección de indicadores cuantificables de variables específicas que nos permitan discriminar del total de las áreas, aquellas que con su protección aseguren la persistencia de la biodiversidad, los procesos y servicios ecosistémicos.

Generalmente, la selección de las áreas prioritarias para la conservación se ha basado en criterios ecológicos (Stattersfield, *et al.*, 1998; Eken *et al.*, 2004; Bonn y Gaston, 2005; Gilman *et al.*, 2011). Estos criterios ecológicos han sido empleados en muchos proyectos para identificar las áreas más importantes para la conservación a escala global. Un ejemplo corresponde a las áreas críticas para la conservación o los llamados “hotspots” de la conservación. También las áreas prioritarias para la conservación de aves (Gómez de Silva y Oliveras de Ita, 2003) y las áreas claves para la conservación (Macdonald y Service, 2007). La identificación de estas áreas ha permitido reconocer las grandes áreas del planeta donde son necesarias acciones para la conservación de la biodiversidad.

El procedimiento para la selección de las áreas prioritarias incluye la selección de criterios. Éstos, permitirán seleccionar las áreas prioritarias para la conservación de un conjunto de áreas evaluadas. Para realizar la evaluación es importante subdividir el área total de interés, de manera de obtener un conjunto de sub-unidades, las cuales serán evaluadas para identificar las áreas prioritarias para la conservación.

4.1. Definición de las unidades de análisis

Para identificar las áreas prioritarias para la conservación de la biodiversidad es necesario dividir el área de estudio en unidades de análisis. Por lo tanto, las unidades de análisis corresponde a las áreas individuales, claramente identificadas, que en conjunto integran el total de la superficie del área de estudio. Siendo las unidades de análisis, en términos de escala, el grano y el área de estudio, la extensión.

Es importante la definición de las unidades de planeación porque nos permitirá realizar una evaluación al interior de nuestra área de estudio. Las unidades de análisis serán evaluadas en cada criterio. Por lo tanto, cada unidad de análisis obtendrá un valor en cada criterio lo que nos permitirá identificar las diferencias cuantitativas dentro de nuestra área de estudio, esto nos permitirá tomar la decisión para seleccionar las áreas prioritarias para la conservación. El criterio para subdividir el área de estudio y obtener las unidades de análisis depende de diversos factores, incluyendo los objetivos de conservación, las características del área de estudio, etcétera. A continuación se mencionan diferentes maneras para definir las unidades de análisis.

Unidades fisiográficas

Una unidad de paisaje se puede considerar homogénea a una escala específica, sin embargo a una escala más fina podemos reconocer cierta heterogeneidad (Levin, 1992; Sanderson *et al.*, 2002b; López de Casenave *et al.*, 2007; Lindenmayer y Cunningham, 2012). En algunas ocasiones esta heterogeneidad es muy evidente y fácil de reconocer, de tal manera que es posible subdividir el área de interés en sub-unidades homogéneas a una escala mayor. Es posible emplear las características naturales del área de estudio para definir las unidades de análisis como la topografía, tipo de suelo, tipo de vegetación, clima, etc. También, en el caso de las cuencas, que se considera la unidad más apropiada para el análisis de los procesos ambientales debido a sus características como sistema complejo y dinámico (Cotler, 2004; Pritchard, 2010), es posible subdividir en sub-cuencas.

Unidades ambientales

Este tipo de unidad de análisis se delimitarán a partir de atributos naturales referente a los ambientes específicos (Groves *et al.*, 2003). En el área de estudio es posible que predomine un tipo específico de vegetación, por lo que podría considerar un área homogénea. Pero si observamos a una escala mayor podríamos reconocer micro-ambientes que por la altitud, pendiente, humedad, etc. puede predominar una u otra especie vegetal. Es posible, realizar la subdivisión en unidades de análisis a partir de estos micro-ambientes. También, es posible emplear la sub-división de los ecosistemas para determinar estas unidades de análisis. Generalmente, éstas corresponden a áreas de grandes extensiones, por lo que de ser necesario deben ser subdivididas para facilitar el analisis correspondiente.

La organización DUMAC (Ducks Unlimited de México A. C.) emplea estas unidades de análisis para identificar los cuerpos de agua prioritarios para la conservación (Arriaga-Cabrera *et al.*, 2009; Canards Illimités Canada, 2006). De igual manera, esta unidad de análisis se emplea para determinar los sitios de importancia para la conservación por la convención Ramsar (Pritchard, 2010, Gilman *et al.*, 2011).

Si se emplea este tipo de unidad de análisis, el tipo de ambiente será la variable constante en el análisis para determinar las áreas prioritarias de conservación. Esto permitirá que se evalúe cada unidad de análisis con los demás criterios, que determinarán finalmente la lista de nuestras áreas prioridades de conservación. Se debe tener cuidado de emplear la información pertinente de acuerdo al tipo de ambiente a evaluar. La decisión de escoger los ambientes como unidad para el análisis dependerá de los objetivos de conservación.

Cuadrantes

En algunos trabajos las unidades de análisis corresponden a figuras geométricas específicas. En este casos el área de estudio es dividido en unidades de la misma forma y tamaño. En el caso de las unidades fisiográficas y ambientales se tomó en

consideración los atributos naturales del área. Para la subdivisión del territorio en cuadrantes del mismo tamaño, se toman otras consideraciones como la resolución de las bases de datos, el tamaño del área de estudio, la precisión que se requiera para el análisis (Peralvo *et al.*, 2005). Por ejemplo, para una región administrativa de 10,000 km² Senay (2011b) empleó cuadrantes de 0,4 km². Para la región ecológica de los Apalaches (de más de 1 millón de km²) Trombulak *et al.* (2008) definió cuadrantes de 10 km². Mientras que Bonn y Gaston (2005) emplearon cuadrantes con resolución de 150 km² para la porción sur del continente africano.

Para determinar el tamaño adecuado de los cuadrantes, también es posible tomar en consideración la superficie requerida por los organismos de la especie de interés. Esto es generalmente para el enfoque por especie. Si se conocen los requerimientos de los organismos se puede emplear esta información para definir el tamaño de los cuadrantes. Por ejemplo Peralvo *et al.*, (2005) empleó cuadrantes de 2.72 km², que corresponde a los requerimientos de superficie en promedio de una hembra adulta del oso negro americano (*Ursus americanus* Pallas, 1780).

Para obtener las unidades de análisis es necesario un análisis espacial para poder decidir la mejor subdivisión del área de estudio. Además, es necesario realizar la consulta a los expertos en la materia. El establecer cuadrantes permitirá evaluar todas las unidades de análisis con las mismas bases de datos en todos los criterios independiente de sus características naturales. Entre más pequeños son los cuadrantes, se requerirán bases de datos con una mayor precisión. Esto también es importante considerar a la hora de escoger el tamaño de los cuadrantes. Un trabajo con mayor precisión, si bien es lo más recomendable, pero requerirá de un presupuesto mucho mayor (Wiens, 1989).

4.2. Descripción de los principales criterios

La selección de los criterios para identificar las áreas prioritarias para la conservación en el área de estudio dependerá de los objetivos de conservación, la información disponible, etcétera. Esta etapa de la planeación es clave para la una selección eficiente de las áreas prioritarias para la conservación, porque son estos criterios los que definirán el conjunto de áreas donde se debe dar prioridad a las tareas de conservación. Se debe de garantizar que con los criterios empleados se identifiquen las áreas, que con su protección aseguren la conservación de la integridad del ecosistema, favoreciendo la continuidad de los procesos y servicios ambientales.

Los criterios más empleados para la identificar estas áreas se muestran en la figura 4.2.1. La lista incluye los criterios ecológicos pero también los sociales y económicos, que son importantes a considerar para una más efectiva planeación para la conservación. A continuación se mencionan los criterios más comúnmente empleados en la selección de las áreas prioritarias para la conservación de la biodiversidad.

Criterios Ecológicos

Estos criterios son ampliamente utilizados debido a que pretenden identificar aquellas áreas que concentran una mayor diversidad o con un menor impacto por las actividades humanas. Un sitio con una alta diversidad biológica o de tipos de ambientes representa un área prioritaria para la conservación con respecto a uno que contiene una baja biodiversidad (Bonn y Gaston, 2005; Morgan *et al.*, 2005; Moffet y Sarkar, 2006; Wood y Dragicevic, 2007; Ordoñez-Sierra, 2010). También se incluyen como áreas prioritarias para la conservación los sitios con un ecosistema saludable. Karr (2000) considera un ecosistema saludable el cual provee un continuo flujo de bienes y servicios, pero además mantiene la capacidad de responder y recuperarse a contingencias ambientales (Vélez Restrepo y Gómez Sal, 2008). Pero también es importante identificar las áreas con una mayor vulnerabilidad por las actividades humanas (Callum, 2003; Sarkar *et al.*, 2004; Henson *et al.*, 2005; Morgan *et al.*, 2005; Moffet y Sarkar, 2006).

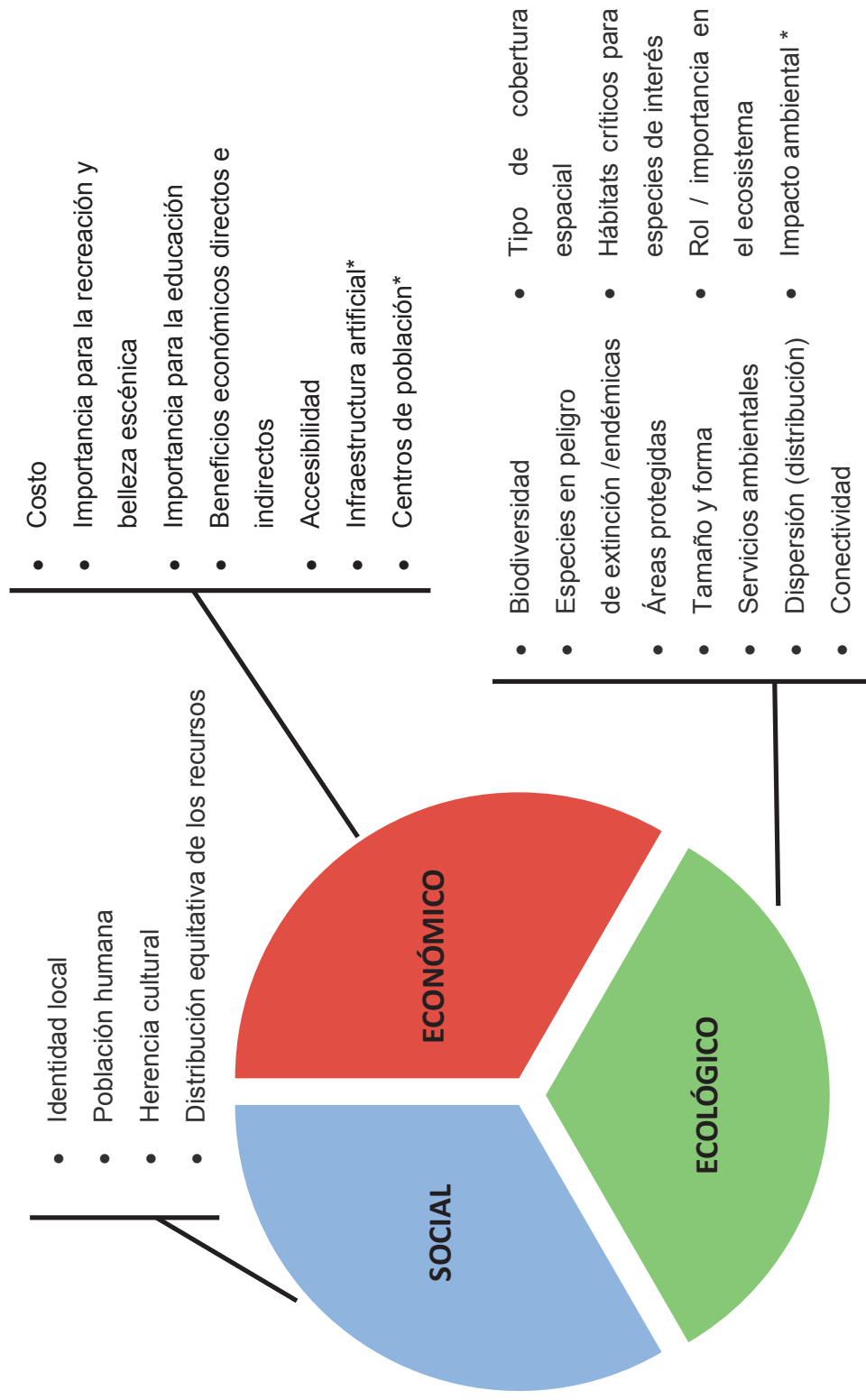


Figura 4.2.1 Criterios empleados para la selección de las áreas prioritarias para la conservación de la biodiversidad.

Referencias: Ordoñez-Sierra, 2010; Moffet y Sarkar, 2006; Rodríguez-Soto *et al.*, 2011; Wood y Dragicevic, 2007; Peralvo *et al.*, 2005; Morgan *et al.*, 2005; Bonn y Gaston, 2005; Henson *et al.*, 2005; Callum, 2003; Macdonald y Service, 2007; Trombulak *et al.*, 2008 y Margules y Sarkar, 2007.

Nota: *Criterios empleados para evaluar la condición o vulnerabilidad de los ecosistemas.

Índices de diversidad

Para medir y evaluar este criterio generalmente se emplean índices de biodiversidad alfa y beta. Estos índices son indicadores de la calidad de los ecosistemas en materia de biodiversidad (Favila y Halffter, 1997; Koleff y Urquiza-Haas, 2011; Volvenko, 2011). El índice de biodiversidad alfa más común es la riqueza específica, que corresponde al número total de especies en un área (Entwistle y Dunstone, 2000; Gómez de Silva y Olivera de Ita, 2003). Este es un indicador de fácil interpretación y estimación, pero por sí solo no indica adecuadamente las prioridades de conservación porque su estimación puede variar entre y dentro de los diversos grupos taxonómicos (Koleff y Urquiza-Haas, 2011). Existen otros índices de biodiversidad que nos permiten obtener mayor información de los ecosistemas pero que implican análisis más complejos (Méndez-Iglesias, 2003; Volvenko, 2011). También se pueden emplear estos índices para conocer la diversidad de ambientes (Méndez-Iglesias, 2003; Henson *et al.*, 2005).

Para asegurar que las áreas más diversas se incluyan dentro de las áreas prioritarias para la conservación, se debe seleccionar las unidades de análisis con los más altos valores de biodiversidad. Para evaluar las unidades de análisis en este criterio se puede emplear los inventarios de flora, fauna, tipos de vegetación, etc. Sin embargo es recomendable realizar estudios específicos de biodiversidad para cada unidad de análisis. Este criterio permite garantizar la protección de las áreas con una mayor diversidad. Por lo anterior, este criterio es uno más empleados en la planeación para la conservación.

Especies o ecosistemas en riesgo

Este criterio es para garantizar la conservación de las áreas de distribución de las especies que están en riesgo de extinción (Bonn y Gaston, 2005; Henson *et al.*, 2005; Morgan *et al.*, 2005; Callum, 2003; Moffet y Sarkar, 2006; Margules y Sarkar, 2007; Macdonald y Service, 2007; Wood y Dragicevic, 2007; Trombulak *et al.*, 2008; Ordoñez-Sierra, 2010). Pero además, aquellos relictos de ecosistemas que se consideran amenazados (Peralvo *et al.*, 2005; Rodríguez-Soto *et al.*, 2011). Este criterio, es muy

común cuando existe el interés de desarrollar un programa de conservación de alguna especie altamente vulnerable. Los sitios donde se han registrado o se reconocen de importancia para esta especie serán los que obtendrán la mayor calificación en este criterio. Este criterio es muy común para proteger las especies vulnerables a nivel mundial.

Para evaluar las unidades de análisis, generalmente se emplean los inventarios de las especies en riesgo de extinción a nivel mundial, como la lista roja de IUCN. También se pueden incluir las especies que se consideran vulnerables a nivel regional o local (Groves *et al.*, 2003; Macdonald y Service, 2007; Margules y Sarkar, 2009). Con información espacial de la distribución de estas especies (o de los hábitats) se asigna el máximo valor a las unidades de análisis que coinciden con el área de distribución de estas especies (Bonn y Gaston, 2005; Peralvo *et al.*, 2005; Rodríguez-Soto *et al.*, 2011). Las unidades de análisis que coinciden con las áreas de distribución de la especie de interés obtendrán el máximo valor en este criterio.

Por ejemplo, en el caso del oso andino (*Tremarctos ornatus* F. G. Cuvier, 1825) y el jaguar (*Panthera onca* Linnaeus, 1758) se consideró a la topografía. Esto es, porque el hábitat de estas especies presentan características topográficas específicas. Por lo tanto, conociendo estos requerimientos particulares, es posible emplear esta característica del hábitat para la selección de las áreas prioritarias para la conservación de estas especies (Peralvo *et al.*, 2005; Rodríguez-Soto *et al.*, 2011). En este contexto y para un enfoque más integral, los expertos recomiendan considerar especies con muy amplios requerimientos (Noss, 1990; Margules y Pressey 2000; Stewart *et al.*, 2007) o cuyas poblaciones realicen funciones claves en el ecosistema (Margules y Pressey 2000; Macdonald y Service, 2007; Trombulak *et al.*, 2008). Con lo cual, se contribuirá a la conservación de un mayor número de elementos del ecosistema (Noss, 1990; Stewart *et al.*, 2007). Las especies en riesgo es el criterio más comúnmente empleado para la identificación de las áreas prioritarias para la conservación reportado por Gilman *et al.* (2011).

Rareza y endemismo

La rareza se refiere a la condición de las poblaciones de algunas especies (o hábitats) con una distribución restringida y una baja abundancia local (Méndez-Iglesias, 2003). Cuando la rareza se considera según la distribución, también se puede emplear el término de endemismo. El grado de rareza y endemismo varían con la escala espacio-temporal. Por ejemplo, el jaguar se considera endémico del continente Americano. Sin embargo, su área de distribución incluye varios países del continente. Por lo tanto, la especie no puede considerarse endémica para un país en particular.

Se consideran a las especies endémicas vulnerables a la extinción por su distribución restringida. Es por esto que los especialistas consideran que se deben priorizar las acciones de conservación de estas especies (Entwistle y Dunstone, 2000; Eken *et al.*, 2004). Recientemente se han concentrado esfuerzos para la identificación de las áreas más importantes de endemismo a nivel global, que combinada con las amenazas, se obtuvieron las llamadas las zonas críticas para la conservación o hotspots (Myers *et al.*, 2000; Cincotta *et al.*, 2000).

Las unidades de análisis obtendrán un mayor valor cuando presenten el registro de alguna de estas especies. Pero también las unidades que coincidan con el hábitat de la especie. Para la evaluación se puede emplear las bases de datos que enlistan las especies bajo la categoría de endémica o raras a nivel local, regional o global (Méndez-Iglesias, 2003).

Tamaño del área

El tamaño del área es un criterio muy importante a considerar para determinar las áreas de importancia para la conservación (Callum, 2003; Henson *et al.*, 2005; Peralvo *et al.*, 2005; Moffet y Sarkar, 2006; Margules y Sarkar, 2007 y Ordoñez-Sierra, 2010). Como se reconoce en la teoría de biogeografía de islas de MacArthur y Wilson (1967), se debe otorgar prioridad de conservación a las áreas más grandes (Callum *et al.*, 2003b;

Groves *et al.*, 2003; Valente y Vettorazzi, 2008) porque tienen una mayor probabilidad de mantener la integridad de los ecosistemas y una más alta biodiversidad (Lovett-Doust y Kuntz, 2001; Riffell *et al.*, 2003). Esto es, porque se considera que estas áreas contienen ecosistemas continuos y en buen estado de conservación (Callum *et al.*, 2003b; Groves *et al.*, 2003; Valente y Vettorazzi, 2008). Por lo tanto, se considera que las áreas más grandes son más viables para la conservación de la biodiversidad.

Cuando se emplean las características naturales del área para definir las unidades de análisis, la unidad más grande será la que obtendrá el valor máximo para este criterio. En el caso de los cuadrantes, se asignará mayor valor a los que contengan los fragmentos más grandes y con las mejores condiciones de conservación.

Es necesario establecer rangos de evaluación para poder identificar claramente a las áreas más importantes para la conservación por su tamaño. Los especialistas coinciden en dar preferencia de conservación a las áreas más grandes, pero también es necesario establecer el tamaño mínimo necesario para que las unidades puedan ser seleccionadas en este criterio. En el caso de los ecosistemas de bosques de latitudes templadas, se considera que el tamaño mínimo necesario para la conservación de los fragmentos forestales es de 1 km² (Harris, 1984 citado por Franklin, 1993). Sin embargo, Burke y Nol (2000) recomienda por lo menos 5 km² para permitir la viabilidad poblacional de especies de aves, en este mismo ecosistema.

Otro aspecto para determinar el tamaño óptimo de un área es considerar el movimiento de las poblaciones de las especies de interés. Por ejemplo el lobo gris (*Canis lupus*, Linnaeus, 1758) requiere una superficie de 100 km², mientras que el reno (*Rangifer tarandus* Linnaeus, 1758) de 4,000 km² y el jaguar de 65 km² (Rodríguez-Soto *et al.*, 2011). En estos casos, el tamaño de área necesaria para el desplazamiento de la especie objetivo, se puede considerar para realizar la evaluación correspondiente

(Henson *et al.*, 2005). En este caso, las áreas con superficies igual o mayores a las requeridas por la especie obtendrán el máximo valor para este criterio.

En caso de los ecosistemas acuáticos, no sólo los de mayor tamaño son de importancia para la conservación. Los cuerpos de agua de tamaño pequeño desempeñan un rol importante en la dinámica de metapoblación de ciertos taxa y en general influyen de manera importante la composición de especies del ecosistema (Semlitsch y Bodie, 1998). Aunque es difícil definir un tamaño mínimo, Houlahan *et al.*, 2006 recomienda considerar los ambientes acuáticos que cuenten con una superficie de por lo menos 2,000 m². Esto es, para los ecosistemas templados en Norte América.

Conectividad

La conectividad se relaciona con el concepto de metapoblación que describe el arreglo espacial y la calidad de los elementos en el paisaje (Bennett, 2003; Groves *et al.*, 2003). Se considera a las áreas protegidas como islas porque generalmente están rodeadas por una barrera altamente modificada que limita el tránsito de los organismos. Según el concepto de metapoblación, para muchas especies es necesario el intercambio de individuos entre sus poblaciones (Macdonald y Service, 2007). Si esto no ocurre la especie puede ser afectada significativamente. Por lo tanto, este criterio es importante para garantizar que las áreas prioritarias tengan las condiciones para permitir el movimiento de los organismos entre los fragmentos de hábitat (Bennett, 2003; Environnement Canada, 2005; Hilty *et al.*, 2006).

Una conectividad eficiente promueve la conservación de la integridad de los ecosistemas (Margules y Pressey, 2000; Bennett, 2003; Hilty *et al.*, 2006 y Macdonald y Service, 2007; Krebs, 2009). Como estrategias de conservación, las áreas seleccionadas deben garantizar la posibilidad de intercambio de los individuos entre las poblaciones (Callum, 2003; Bonn y Gaston, 2005; Henson *et al.*, 2005; Morgan *et al.*, 2005; Moffet y Sarkar, 2006; Margules y Sarkar, 2007). Una forma para evaluar la conectividad es la selección de áreas próximas a corredores o rutas de dispersión que

unen fragmentos de hábitats inmersos en un paisaje alterado (Bennett, 2003; Hilty *et al.*, 2006). Esto es para garantizar el movimiento de los individuos de las poblaciones.

Para evaluar este criterio se pueden considerar las áreas próximas o que forman parte de los corredores ecológicos ya reconocidos y claramente definidos (Arkersen, 1994; Henson *et al.*, 2005; Trombulak *et al.*, 2008). La condición para evaluar este criterio puede ser muy variada. Idealmente se deben de conservar, aunque estrechos, los parches de vegetación continuos (Bennett, 2003; Groves *et al.*, 2003). Considerando que la percepción del paisaje puede ser diferente para cada grupo taxonómico, el grado de conectividad será diferente para cada grupo de interés (Bennett, 2003). Por ejemplo, para los ecosistemas forestales templados, se considera que a una distancia máxima de 1,000 m (entre los parches de vegetación) es posible la dispersión de especies vegetales (Houlahan *et al.*, 2006). Sin embargo, esta distancia es muy grande para la fauna de tamaño pequeño como los anfibios (Semlitsch y Bodie, 2003).

Presencia de organismos maduros

Este criterio es para asegurar la protección de las áreas con presencia de individuos maduros de especies claves. Éstas pueden ser las especies determinadas como el objeto de conservación. Los ecosistemas con organismos que han alcanzado una edad madura favorecen una alta la biodiversidad porque proveen de hábitat para un muy amplio rango de especies. También son considerados reservorios naturales de diversidad genética (Groves *et al.*, 2003). Los ecosistemas de bosques con vegetación en estadios de sucesión tardía se considera que incluyen áreas con mínima perturbación (Margules y Pressey, 2000; Groves *et al.*, 2003; Vélez-Restrepo y Gómez-Sal, 2008). En el caso de los ecosistemas marinos, resulta importante conservar los sitios de agregación de organismos adultos de las especies de interés, para asegurar el reclutamiento a la población de nuevos individuos.

En éste criterio se recomienda agregar mayor valor a las áreas de distribución de individuos considerados maduros. Para el caso de los ecosistemas vegetales de

latitudes templadas, los árboles se consideran maduros cuando presentan la edad de por lo menos 90 años (Bouchard, 2001).

Proximidad a las áreas protegidas

Las áreas protegidas cuentan con una superficie determinada para la conservación de la biodiversidad, sin embargo, las poblaciones de las especies no restringen su distribución a los límites de estas áreas. Por esto, es importante de dar prioridad de conservación a las unidades de análisis mas próximas a las áreas protegidas. Las áreas de conservación que se sitúan en las proximidades a las áreas protegidas pueden contribuir a contener más especies (Groves *et al.*, 2003).

La conservación de las áreas más próximas a las áreas protegidas permitirá incrementar la superficie de conservación, asegurando con ello conservar grandes áreas continuas (Bonn y Gaston, 2005; Henson *et al.*, 2005; Ordoñez-Sierra, 2010). Esto favorecerá el intercambio de especies entre las áreas prioritarias para la conservación y el área protegida (Bonn y Gaston, 2005; Henson *et al.*, 2005; Hilty *et al.*, 2006 y Ordoñez-Sierra 2010). Además, estas áreas contiguas a las áreas protegidas funcionarán como sitios de amortiguamiento a las actividades humanas.

Para el caso particular de los ecosistemas templados, Henson *et al.*, 2005 asignó el máximo valor a las áreas que se localizaban a 4 km o menos de las áreas protegidas. En este mismo ecosistema Senay (2011b) asignó el máximo valor a las áreas que se localizaban a no más de 2 km de las áreas protegidas. Para definir la distancia a considerar en la evaluación, se debe también considerar las características de la especie o ecosistema de interés así como los objetivos de conservación. Con este criterio, además de asegurar conservar áreas de gran tamaño, se pretende seleccionar los sitios que por su cercanía a las áreas protegidas permitan el tránsito de los individuos hacia otras áreas de conservación.

Servicios ambientales

Este criterio es para evaluar los sitios que proveen servicios ecológicos tangibles para que con su conservación se asegure la persistencia de éstos (Callum, 2003; Bonn y Gaston, 2005; Macdonald y Service, 2007; Trombulak *et al.*, 2008 y Ordoñez-Sierra, 2010). Un ejemplo es la presencia de vegetación ribereña. Estas franjas de vegetación funcionan como hábitats de la vida silvestre, pero además otorgan servicios ambientales como la reducción de la erosión, formación de suelos, protección contra inundaciones, etc. (Semlitsch y Bodie, 1998; Hilty *et al.* 2006). También evitan problemas de desarrollo de especies invasoras, según Houlahan *et al.*, (2006). En este criterio también se asignará un valor mayor a los sitios de zonas boscosas necesarias para la recarga de los mantos freáticos (Ordoñez-Sierra, 2010). También los parches de vegetación de manglares que protegen las costas de los huracanes y funcionan como guarderías para especies marinas de importancia comercial.

Extensión de hábitat interior

La superficie de los fragmentos más próxima a la orilla o borde experimenta una serie de perturbaciones, mientras que el área interior o núcleo se puede considerar con mínima perturbación (Henson *et al.*, 2005). Estas afectaciones en el borde u orilla se conocen como efecto de borde, el rango de afectación de esta perturbación hacia el interior del hábitat varía considerablemente dependiendo del disturbio y del tipo de ecosistema (Groves *et al.*, 2003). Estas perturbaciones pueden influir en la composición de especies en el ecosistema (Groves *et al.*, 2003). El tamaño y la forma del fragmento determinarán la superficie con efecto de borde y por lo tanto el hábitat interior. Fragmentos de vegetación grandes, redondos o rectangulares tienen una mayor superficie de vegetación interior que los fragmentos más pequeños y con contornos más sinuosos.

Para asegurar la conservación de ecosistemas con mínima perturbación o intactos, es necesario dar prioridad de conservación aquellas unidades de análisis con hábitats que contengan la máxima superficie interior intacta, alejada del efecto de borde. La

superficie mínima necesaria del hábitat interior varía dependiendo del tipo de ecosistema y de los requerimientos de nuestro objetivo de conservación. Senay (2011b) y Henson *et al.* (2005) consideran que para ecosistemas templados, una superficie de vegetación interior suficiente debe ser de por lo menos de 5 km². Para evaluar este criterio se recomienda cuantificar con precisión esta superficie de hábitat interior sin efecto de borde (Groves *et al.*, 2003; Henson *et al.*, 2005). Previamente será necesario definir extensión de la franja con efecto de borde para el sistema a evaluar.

Impacto por las actividades humanas

Los criterios que consideran la condición de los ecosistemas se han empleado ampliamente para determinar las áreas de importancia para la conservación a nivel mundial (Myers *et al.* 2000; Groves *et al.*, 2003). Este criterio pretende evaluar la condición de las unidades de análisis considerando las actividades humanas. Esto permitirá considerar el impacto por las actividades humanas en las áreas para su conservación. Para evaluar este criterio es posible emplear una serie de información cartográfica de la distribución de las actividades productivas. Así también, la información de la tasa de crecimiento de los centros de población humana permitirá identificar los sitios susceptibles por su proximidad a los poblados con mayor crecimiento (Entwistle y Dunstone, 2000; Moffet y Sarkar, 2006; Wood y Dragicevic, 2007 y Rodríguez-Soto *et al.*, 2011).

En el caso de comunidades vegetales, generalmente se emplea la información espacial de las vías de comunicación para determinar aquellas áreas susceptibles por este tipo de infraestructura (Groves *et al.*, 2003; Henson *et al.*, 2005; Peralvo *et al.*, 2005; Margules y Sarkar, 2009; Rodríguez-Soto *et al.*, 2011). Esto hace referencia al grado de la fragmentación. También es posible emplear el porcentaje de cobertura vegetal en las unidades de análisis, las que presenten una mayor superficie con vegetación serán las seleccionadas (Henson *et al.*, 2005). Para evaluar este criterio se puede utilizar la distancia a fuentes de disturbio como: campos de cultivos, centros de población, minas, basureros, etc. La distancia a los centros de población fue uno de los criterios

empleados en los proyectos de Henson *et al.* (2005) y Trombulak *et al.*, (2008). De esta manera, las unidades de análisis más alejadas de estas afectaciones actuales o potenciales, tendrán los valores más altos.

Criterios sociales

La mayoría de los esfuerzos de conservación se han centrado empleando criterios ecológicos, sin embargo, los especialistas reconocen la importancia de incluir el aspecto social en la planeación para una más efectiva la conservación de la biodiversidad (Groves *et al.*, 2003; Bonn y Gaston, 2005; Morgan *et al.*, 2005; Macdonald y Service, 2007; Margules y Sarkar, 2007). A continuación se mencionan los criterios sociales para definir las áreas prioritarias para la conservación.

Importancia cultural

En este criterio se evalúan las áreas con presencia de algún elemento cultural reconocido de importancia por la comunidad. Un sitio de importancia cultural adquiere un mayor valor, debido a que con su conservación se protege al ecosistema y la herencia cultural (Moffet y Sarkar, 2006; Margules y Sarkar, 2009). Estas áreas pueden incluir sitios con vestigios arqueológicos, centros ceremoniales, etc. Todas las unidades de análisis que coincida por lo menos con un sitio de importancia cultura obtendrá el máximo valor en este criterio.

Algunas culturas tienen una especie como identidad (Macdonald y Service, 2007). Para evaluar este criterio se puede considerar las áreas de distribución de estas especies. Al conservar las especies que tienen un uso tradicional o son un símbolo local o regional, no sólo se contribuye a la conservación de la biodiversidad, pero también se asegura la continuidad de estas tradiciones.

Este criterio permitirá reconocer y valorizar la identidad de la comunidad local. Una comunidad que se incluye en la planificación, pero que además se siente identificada, se apropiará más fácilmente de los compromiso por la conservación de sus recursos

naturales y culturales (Cicin-Sain y Knecht, 1998). Este criterio permitirá identificar los sitios que podrían tener una mayor aceptación por la comunidad como área de conservación. Por lo anterior estas áreas deberán tener prioridad para ser seleccionadas como áreas de conservación (Ordoñez-Sierra, 2010).

Condiciones sociales

En este criterio se evaluarán las áreas según sus condiciones políticas, administrativas, etcétera, para poder ser consideradas como áreas de conservación. El empleo de este criterio permitirá identificar las áreas con algún problema social que pudiese obstaculizar los planes de conservación (Arriaga-Cabrera, *et al.*, 2009). Este criterio pretende seleccionar los sitios que cuentan con mejores condiciones sociales para su conservación. Se descartarían aquellas áreas que, aunque relevantes ecológicamente, su creación contribuiría a la generación de conflictos sociales graves.

Este criterio permitirá incrementar el valor por la conservación de aquellos sitios con las mejores condiciones sociales que facilitarían la implementación de las estrategias de conservación. Por otro lado, también se pueden identificar las áreas que con su conservación podría solucionar algún tipo de conflictos, como por ejemplo desacuerdos por límites geopolíticos. También, un sitio identificado con alta actividad ilícita puede ser un área de conservación con alto potencial, debido a que un estatus de conservación puede otorgar a las personas locales una herramienta para detener el saqueo y proponer un aprovechamiento racional de sus recursos. Para evaluar las unidades de análisis en este criterio pueden emplearse diversas condiciones, por ejemplo, la presencia de sitios reconocidos con algún conflicto social en disputa, pero también, las áreas de reservas destinadas por la propia comunidad.

Importancia para la investigación y la educación

Este criterio considera y permite seleccionar las áreas con potencial para actividades de investigación y educativas (Moffet y Sarkar, 2006; Margules y Sarkar, 2009). Es importante contar con información de algún proceso en particular de relevancia para la

investigación. Por ejemplo, las comunidades de islas en el Golfo de California, se consideran un laboratorio ideal para estudiar procesos como la especiación. También se pueden incluir las áreas de distribución de alguna especie poco conocida, pero de interés, no sólo para la conservación, sino para la ciencia en general. En muchas ocasiones es difícil obtener acceso a esta información tan precisa, por lo que se recomienda incluir la participación de las instituciones de investigación.

También podrían considerarse aquellos relictos de vegetación - en buen estado de conservación - muy próximos a los centros de población donde se podrían instalar senderos interpretativos con fines educativos. Las unidades de análisis que coincidan con estos sitios serán las que obtendrán el máximo valor en este criterio.

Criterios económicos

Factibilidad

Con este criterio se evaluarán las áreas según su nivel de factibilidad económica para convertirse en un área de conservación (Macdonald y Service, 2007). Para evaluar este criterio es importante incluir análisis especializados, por lo que la participación de los expertos del tema resulta importante. Se pueden elaborar estudios de factibilidad para determinar aquellas áreas con más posibilidades reales de conservación en términos económicos. Se analizarán los requisitos necesarios para acceder a los fondos para la conservación de las diversas organizaciones locales e internacionales. Esta información se empleará para evaluar las unidades de análisis. Las unidades de análisis que reúnan el máximo de requisitos obtendrán los valores más altos para este criterio. Se deberán incluir aquellas áreas que su conservación pueda ser económicamente viable (Moffet y Sarkar, 2006; Macdonald y Service, 2007; Trombulak *et al.*, 2008).

Beneficios económico directos

En este criterio se agregará valor a aquellas áreas cuya conservación garantice la continuidad de las actividades productivas actuales (Callum, 2003; Morgan *et al.*, 2005; Macdonald y Service, 2007; Wood y Dragicevic, 2007; Trombulak *et al.*, 2008; Arriaga-Cabrera, *et al.*, 2009; Ordoñez-Sierra, 2010). Por ejemplo, para la actividad pesquera es importante conservar los humedales costeros, que son sitios de guardería, indispensable para el reclutamiento de las poblaciones de peces de importancia comercial (Morgan *et al.*, 2005). Para la actividad forestal, es importante la conservación de los árboles productores de semillas de especies de maderas preciosas como la caoba (*Swietenia humilis* Zucc). La conservación de estos sitios garantiza la continuidad de las actividades productivas, lo que representaría un beneficio económico directo para la comunidad (Macdonald y Service, 2007; Margules y Sarkar, 2009). También con este criterio se pueden considerar los sitios potenciales para actividades productivas de bajo impacto como el ecoturismo.

Costos económicos

Es importante considerar los costos que se requieren para definir los sitios como áreas de conservación (Macdonald y Service, 2007; Margules y Sarkar, 2009). Este criterio intenta identificar las áreas con más alto potencial para la conservación con base en los costos que representaría su protección. Los especialistas determinarán la forma de evaluar este criterio, tomando en consideración las condiciones económicas actuales. Las unidades de análisis con mayor valor en este criterio serán aquellas que sus condiciones favorezcan una mayor optimización de los recursos económicos.

Beneficio económico futuro

Con este criterio se seleccionarán las áreas que contengan recursos naturales no aprovechados actualmente pero con potencial para su aprovechamiento sustentable (Margules y Sarkar, 2009). Se seleccionarán las unidades de análisis donde se distribuyan las especies que puedan ser de interés para actividades productivas sustentables. Por ejemplo, las especies de interés para la industria farmacéutica. En el caso de los bosques, se deben identificar aquellos sitios con poblaciones de alguna especie maderable de interés económico, pero que requiere un periodo de tiempo largo para alcanzar la talla necesaria para su comercialización.

También se pueden incluir las áreas de importancia ecológica, pero que cuentan con una belleza paisajística singular (Arriaga-Cabrera, *et al.*, 2009; Margules y Sarkar, 2009). El conservar este lugar por su belleza escénica asegura un lugar de esparcimiento para los habitantes locales y abre la posibilidad de desarrollar actividades de turismo de bajo impacto (Moffett y Sarkar, 2006).

Las actividades productivas que se desarrollen en estas áreas deben promover la distribución equitativa de los beneficios económicos, de manera que se pueda beneficiar a la población más vulnerable económicamente (Moffet y Sarkar, 2006; Margules y Sarkar, 2007 y Wood y Dragicevic, 2007).

4.3. Asignación de ponderaciones para la evaluación de los criterios

Después de determinar los criterios a evaluar en cada una de las unidades, los expertos recomiendan asignar ponderaciones a los criterios empleados en la evaluación de las unidades de análisis (Groves *et al.*, 2003, Henson *et al.* (2005), Phua y Minowa (2005) y Senay (2011b). Esto es para resaltar la relevancia de uno u otro criterio sobre los demás para lograr los objetivos de conservación con las áreas seleccionadas. La ponderación debe obedecer a los objetivos de conservación planteados al inicio del proceso de planeación. Por esto es importante a la hora de la asignación de las ponderaciones tener muy claro el objetivo y las metas de conservación.

En esta etapa es importante considerar la opinión de los expertos locales para identificar la relevancia de los criterios (Phua y Minowa, 2005). Son los expertos locales quienes tienen la experiencia del área y pueden apoyar a guiar el proceso hacia resultados más realistas. Considerando que la biología de la conservación busca contribuir a conservar el máximo de biodiversidad, muchos esfuerzos se han realizado considerando a los criterios ecológicos. En los trabajos de Henson *et al.* (2005), Phua y Minowa (2005) y Senay (2011b) podemos observar la ponderación asignada para identificar las áreas prioritarias para la conservación a diferentes escalas. En el caso de los criterios sociales y económicos, aún son pobremente empleados en el análisis de la conservación. A continuación se presentan algunos ejemplos de la ponderación asignada a los criterios ecológicos.

Diversidad

Este criterio es ampliamente utilizado en la planeación para la conservación (Groves *et al.*, 2003 y Primack, 2006). Si se tiene el objetivo de conservar la máxima diversidad, se asignará un porcentaje mayor de ponderación a estos criterios. Antes de asignar la ponderación es importante asegurarse de contar con los criterios más adecuados que permitan identificar las áreas prioritarias para la conservación por su alta biodiversidad. Por esto, la selección de los criterios resulta clave y por lo tanto es muy importante de

contar con el asesoramiento de los expertos para asegurar de elegir los criterios que permitan contribuir a evaluar de manera eficiente este criterio.

No existe un porcentaje establecido recomendado por los expertos, por lo que la relevancia de este criterio puede ser diferente para cada proyecto en particular. En el caso del proyecto para la conservación de los bosques en Malasia, Phua y Minowa (2005) otorgan el 73% a los criterios de diversidad. Independiente del número de criterios empleados, con esta ponderación, los autores aseguran que sus áreas de prioridad para la conservación fueron seleccionadas principalmente por contener una alta biodiversidad. En este proyecto el 27% se asignó a criterios relacionados a las amenazas potenciales y a la conservación del agua y del suelo (Phua y Minowa, 2005). Con esta ponderación se logró proponer áreas para la conservación sin considerar el tipo o las condiciones de los ambientes.

En contraste, Henson *et al.* (2005) para identificar las áreas con el potencial para la conservación en la cuenca de los grandes lagos de Norte América, otorgaron el 5% para los criterios de biodiversidad. Sin embargo, en este proyecto se asignó el 60% a los criterios correspondientes a las funciones ecológicas (Henson *et al.* 2005). En el proyecto para identificar las áreas forestales prioritarias para la conservación en la región del Estrie (Quebec), Senay (2011b) asignó el 50% a los criterios de biodiversidad. Esta ponderación fue resultado de una consulta con el comité regional de áreas protegidas. El otro 50% fue para los criterios de funciones ecológicas y condición. En estos dos últimos casos se reconoce la importancia de resaltar el valor de las áreas, considerando, no solamente su biodiversidad, pero también la calidad de los ecosistemas por los servicios ecológicos que proveen.

La relevancia de los criterios de diversidad para identificar las áreas prioritarias para la conservación obedece al objetivo conservar el máximo de biodiversidad en el planeta (Groves *et al.*, 2003; Primack, 2006 y Macdonald y Service, 2007). Como en estos

ejemplos, se recomienda incluir otros criterios para evaluar la condición y las amenazas de los sitios.

Función e integridad ecológica

He mencionado ligeramente este criterio en la sección anterior, sin embargo, considero necesario reconocer la importancia de este criterio para identificar áreas con ecosistemas en buen estado de conservación. Cuando hablamos de integridad ecológica hacemos referencia a la calidad de los ecosistemas (Vélez Restrepo y Gómez Sal 2008). Esta salud ecosistémica nos indica una mínima o nula perturbación por parte del hombre. Por lo tanto, reconocer las áreas por su integridad ecológica es garantía de ecosistemas saludables (Karr, 2000; Parrish *et al.*, 2003). Para esto es necesario hacer la selección correcta de los criterios que nos permitan identificar estas áreas.

En muchas ocasiones comparar dos sitios considerando únicamente su diversidad puede llevarnos a dejar afuera sitios ecológicamente importantes por sus funciones que realizan. Existen áreas de ecosistemas con relativa baja biodiversidad, pero por su gran extensión participan de manera importante en procesos a escala global. Este es el caso de los bosques de clima templado, que presentan una menor biodiversidad comparada con los ecosistemas tropicales (Krebs, 2009), sin embargo participan de manera importante en la captura de carbono en el planeta. Por lo tanto, muchos autores consideran indispensables incluir criterios de función e integridad ecológica para determinar las áreas prioritarias para la conservación de la biodiversidad (Groves *et al.*, 2003; Primack, 2006 y Macdonald y Service, 2007).

Para ilustrar la relevancia de estos criterios, menciono dos proyectos realizados en ecosistemas templados. En el caso del estudio para identificar las áreas con el potencial para la conservación en la cuenca de los grandes lagos de Norte América, Henson *et al.* (2005) asignaron el valor proporcional de 60% para los criterios de integridad y función ecológica. En este proyecto es evidente el interés de reconocer las áreas con las condiciones de mínimo impacto para asegurar que los procesos y

funciones ecológicas se continúen desarrollando. Para identificar las áreas forestales prioritarias en la región del Estrie, se asignó el 35% (Senay, 2011b) a estos criterios. Para este proyecto la prioridad fue identificar los sitios con más alta biodiversidad, considerando de menor importancia la calidad de los ecosistemas. Este criterio permite identificar las áreas en las mejores condiciones de conservación y que cumplen funciones claves.

Condición

Estos criterios permiten analizar las afectaciones en las áreas a evaluar. Generalmente se incluye la evaluación de las áreas por las condiciones actuales o potenciales con relación a las actividades humanas. Estos criterios son complementarios a los criterios función e integridad ecológica. Estos criterios permiten medir la vulnerabilidad de los sitios a las diversas amenazas, pero también brindan información específica del grado de afectación. Por lo tanto, estos criterios contribuyen a confirmar la selección de las áreas con las mejores condiciones para la conservación

En los proyectos analizados anteriormente asignaron un valor proporcional del 20% para estos criterios (Phua y Minowa, 2005; Henson *et al.*, 2005; Senay, 2011b). Es importante incluir estos criterios para determinar las áreas prioritarias para la conservación de la biodiversidad porque, como lo recomiendan los expertos, se debe dar prioridad a la conservación de ecosistemas intactos.

4.4. Proceso para determinar las áreas prioritarias para la conservación

Después de haber subdividido el área de estudio en unidades de análisis y de seleccionar los criterios más adecuados, se realiza la evaluación de las unidades en cada criterio para obtener el valor de conservación. Este valor corresponde al puntaje total obtenido de las evaluaciones en cada criterio para cada unidad de análisis, considerando la ponderación correspondiente. Este análisis multicriterio considera las diversas variables de los criterios para evaluar estas áreas (Pressey *et al.*, 1997). Los resultados obtenidos se analizan para obtener así las áreas prioritarias para la conservación. Se organizan las unidades de análisis en un orden jerárquico, según el puntaje obtenido (valor de conservación). Se seleccionan las áreas con el mayor valor de conservación del total de las unidades de análisis que integran el área de estudio. En algunos casos sólo unas cuantas áreas sobresalen de las demás, pero en muchas ocasiones no es fácil identificar las diferencias entre las unidades. Esta situación puede dificultar la selección final de las áreas prioritarias para la conservación.

Con el valor de conservación se pueden establecer rangos para determinar el nivel de prioridad para las unidades de análisis (Trombulak *et al.*, 2008; Senay, 2011b). Estos rangos pueden ser de muy baja a muy alta prioridad para la conservación. También existen otros métodos más sistemáticos y complejos como los algoritmos heurísticos para identificar el conjunto de áreas prioritarias para la conservación.

En las últimas décadas se ha desarrollado una variedad de métodos que emplean algoritmos heurísticos (Moffett y Sarkar, 2006). Estos algoritmos emplean reglas heurísticas para la selección de las áreas prioritarias para la conservación (Margules y Sarkar, 2009). Un ejemplo de algoritmo heurístico es el proceso de análisis jerárquico (AHP). Este algoritmo construye una función de valor lineal para cada criterio, asignando el valor considerado para éstos y emplea comparaciones pareadas con las unidades de análisis. Este método emplea la función resultante para asignar un valor cuantitativo a cada una de las unidades de análisis (Dyer, 1990, Sarkar *et al.*, 2004; Moffett *et al.*, 2005; Moffett y Sarkar, 2006).

Las aplicaciones de los algoritmos heurísticos permiten asegurar la representatividad de la biodiversidad en las áreas seleccionadas. En este análisis, todas las unidades de análisis son evaluadas en cada criterio. El valor cuantitativo resultante permite ordenar las unidades en un rango ordinal, hasta asegurar que todos los elementos de interés para la conservación estén representados en las unidades seleccionadas. Si existen unidades con el mismo valor, se dará prioridad a las unidades próximas a otras ya seleccionadas. Para este caso, el análisis especificará el número mínimo de áreas necesarias para asegurar la representatividad de los ecosistemas o de los elementos de los ecosistemas que son de interés para la conservación (Pressey *et al.*, 1997; Sarkar *et al.*, 2004).

Las áreas determinadas prioritarias para la conservación deben ser aceptadas por instancias oficiales para ser establecidas como áreas protegidas, que por lo que es importante seleccionar varias alternativas con el mismo o muy similar valor de conservación (Pressey *et al.*, 1993; Church *et al.*, 1996). En caso de que el área con un mayor valor de conservación no sea seleccionada por las instancias correspondientes, el método debe permitir identificar exactamente los elementos de la biodiversidad representados en esta área (Margules y Sarkar, 2009). Lo anterior es para poder contar con otro conjunto de áreas donde estén representados estos elementos de biodiversidad contenidos en el sitio que no fue seleccionado.

Los algoritmos heurísticos son herramientas útiles para discriminar de un conjunto de unidades de análisis, las áreas que de acuerdo a criterios específicos se pueden reconocer como prioridades de conservación. Son en estas áreas donde se concentrarán los esfuerzos de conservación correspondientes. Los algoritmos heurísticos se han empleado ampliamente para la selección eficiente de áreas de conservación a escala global (Méndez-Iglesias, 2003). Estos permiten determinar el costo mínimo necesario al definir el mínimo de áreas que se requieren para alcanzar los objetivos y metas de conservación (Pressey *et al.*, 1997).

Si bien, se puede considerar a los algoritmos como una herramienta útil para identificar la lista de los sitios potenciales para conservación, los especialistas recomiendan emplear otros análisis para complementar los resultados obtenidos de los algoritmos. Esto es porque los algoritmos requieren de grandes bases de datos para obtener resultados confiables (Csuti *et al.*, 1997) y en la mayoría de los casos no es posible conseguir toda la información. Por lo tanto, el resultado de los algoritmos únicamente reflejará el análisis correspondiente a las bases de datos provistas (Pressey *et al.*, 1997). Por otro lado, los algoritmos no permiten considerar la opinión o punto de vista de los expertos locales en el análisis (Pressey *et al.*, 1997). Se recomienda consultar a los expertos locales para analizar los resultados obtenidos, para finalmente decidir las áreas prioritarias para la conservación (Pressey *et al.*, 1997; Cowling *et al.*, 2003; Sarkar *et al.*, 2004; Morgan *et al.*, 2005; Phua y Minowa, 2005; Margules y Sarkar, 2009). La efectividad de la planeación para la conservación será mayor si se integra el conocimiento de expertos locales en todas las etapas de la planeación para la conservación (Csuti *et al.*, 1997; Cowling *et al.*, 2003)

Conclusión

La planeación sistemática para la conservación tiene el cometido de encontrar los mecanismos más eficaces para conservar el máximo de biodiversidad y la optimización de los recursos. La identificación de áreas prioritarias para la conservación permite reconocer un conjunto de áreas claves para la biodiversidad donde se enfocarán los esfuerzos de conservación. El análisis multicriterio permite evaluar las unidades de análisis con criterios específicos para identificar las áreas prioritarias para la conservación. Por lo anterior, la selección y la ponderación de los criterios son claves para una eficiente conservación de la biodiversidad. Para determinar los criterios es importante considerar los siete conceptos básicos identificados en la planeación sistemática para la conservación que describen Margules y Sarkar (2009).

En el proceso de planeación, el diseño del método para identificar las áreas de importancia para la conservación de la biodiversidad es importante. Por lo tanto, una descripción precisa y detallada del método es indispensable (Pressey *et al.*, 1997; Entwistle y Dunstone, 2000; Margules y Sarkar, 2009). Debido a que las áreas seleccionadas obedecen a nuestro objetivo de conservación, es posible que algunas áreas con una alta biodiversidad o con ecosistemas intactos, pueden no resultar seleccionadas. Por esto, es importante ser explícito a la hora de definir los criterios y las condiciones de la evaluación para permitir identificar las áreas prioritarias para la conservación.

Podemos reconocer que no existe una regla para asignar la ponderación a los criterios. La ponderación para cada uno de éstos, debe ser consultada por los expertos para asegurar que se alcancen los objetivos de conservación. En este apartado se menciona la ponderación asignada para los criterios ecológicos, pero solamente son ejemplos de proyectos implementados. Para el caso de los criterios sociales y económicos, también será necesario determinar una ponderación basada en los objetivos definidos para cada proyecto de conservación en particular.

El empleo de los algoritmos es cada vez más común, sin embargo es importante reconocer que sólo son una herramienta en una de las etapas del proceso de la planeación para la conservación (Margules y Sarkar, 2009). Por lo cual, los especialistas recomiendan complementar los resultados otros análisis (Pressey *et al.*, 1997; Cowling *et al.*, 2003; Morgan *et al.*, 2005; Wood y Dragicevic, 2007). Considerar la opinión de los expertos es indispensable en el análisis de los resultados para determinar las áreas prioritarias para la conservación.

Muchos esfuerzos se han realizado para contribuir a detener la degradación de los ecosistemas, pero generalmente estos esfuerzos han considerado únicamente los aspectos ecológicos. Algunas de estas experiencias de conservación han visto pobres resultados, por lo que los especialistas recomiendan un enfoque más integral que también considere los aspectos sociales y económicos (Callum *et al.*, 2003a; Macdonald y Service, 2007; Margules y Sarkar, 2009). Resulta lógico pensar que los aspectos ecológicos son los criterios más importantes a considerar en el proceso para identificar un área prioritaria para la conservación de la biodiversidad, sin embargo los aspectos sociales y económicos, son los que en la mayoría de los casos determinan el destino final del uso del suelo. Esta situación hace necesario y estratégico incorporar los criterios sociales y económicos en la selección de áreas prioritarias para la conservación.

5. Estudio de Caso: Identificación de áreas prioritarias para la conservación de la biodiversidad en la cuenca del río Saint-François en la provincia de Quebec, Canadá.

Introducción

La cuenca del río Saint-François se sitúa al este de Norte América entre la frontera de Canadá con los Estados Unidos (Figura 5.1.1.). La mayor porción de la cuenca se localiza en Canadá, donde el rápido cambio del uso del suelo amenaza los relictos de los ecosistemas de bosques mixtos y de coníferas característicos de la ecorregión de los Apalaches del Norte y de la Acadia. Esta ecorregión es la segunda más rica de las comunidades vegetales de bosques caducifolios mixtos de Norte América y forma parte de la distribución de 148 especies endémicas y raras (Trombulak *et al.*, 2008).

Durante la estancia de la maestría profesionalizante en Ecología Internacional de El Colegio de la Frontera Sur se implementó el proyecto para identificar las áreas prioritarias para la conservación de la biodiversidad en esta cuenca. El objetivo del proyecto fue de identificar las áreas excepcionales por su biodiversidad, sus funciones e integridad ecológicas, así como aquellos sitios de interés para la conservación regional. Lo anterior para identificar el área donde priorizar acciones de conservación y proveer a la organización Nature Cantons de l'Est (NCE) la información necesaria para redefinir su territorio objetivo de conservación. Esta organización tiene el objetivo de participar en la conservación de los recursos naturales en la región administrativa del Estrie en la provincia de Quebec.

El proyecto se realizó en dos etapas, en la primera etapa se identificó el área de estudio analizando la información referente al uso del suelo. Posteriormente se delimitó esta área con los polígonos de las sub-cuencas nivel dos y tres. En la segunda etapa se identificaron las áreas prioritarias para la conservación de la biodiversidad en el área de estudio.

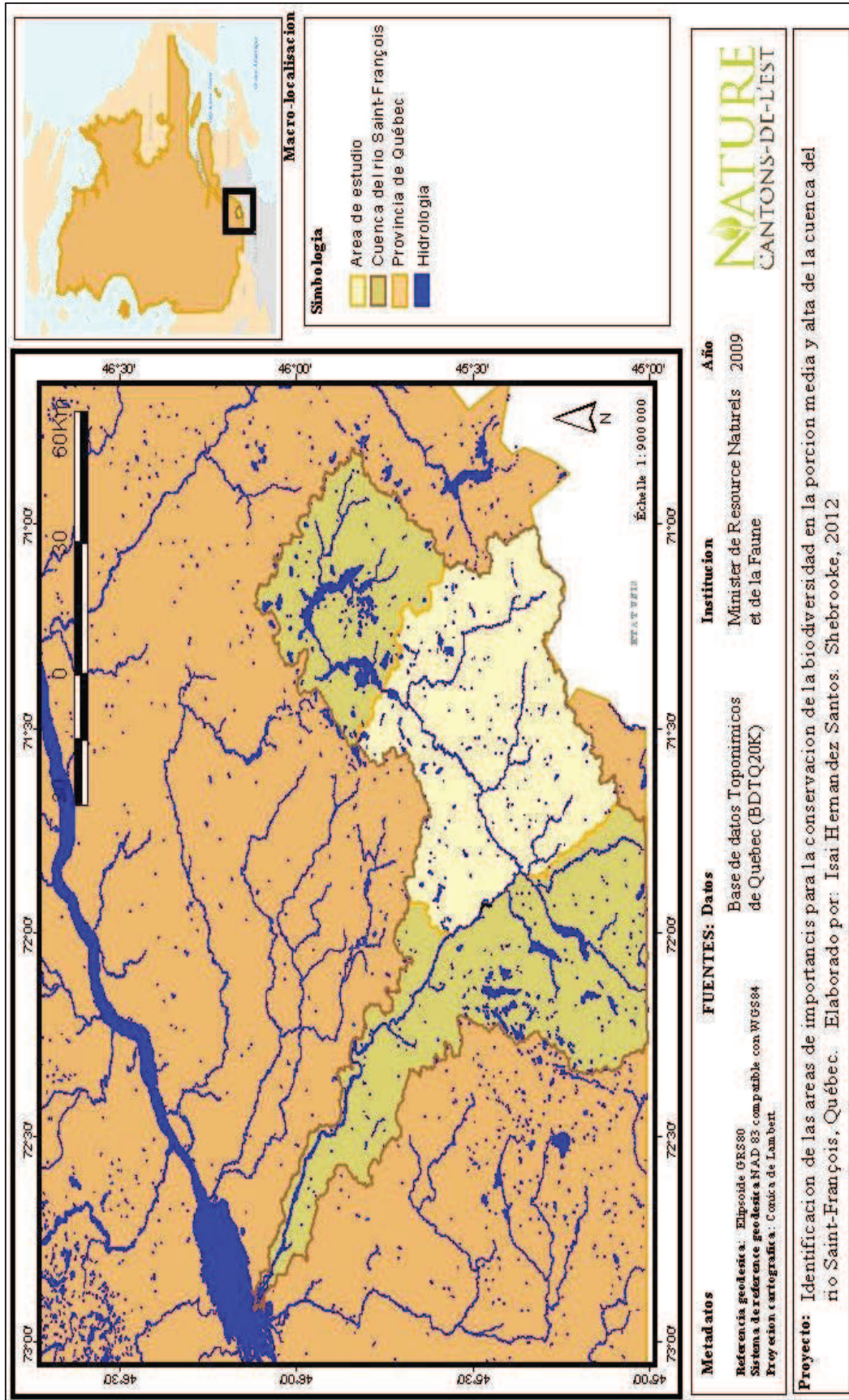


Figura 5.1.1. Cuenca del río Saint-François en la provincia de Quebec, Canadá.

5.1. Problemáticas en el área de estudio.

La ecorregión de los Apalaches del Norte y de la Acadia presenta una elevada perturbación por las actividades humanas. Antes de finalizar la primer década del siglo XXI, se consideraba que el 62% de la superficie de la ecorregión experimentaba una afectación considerable (Trombulak *et al.*, 2008). Es al sur de la provincia de Quebec - dentro de la ecorregión - donde el impacto por la actividad humana es más evidente. Es en esta ecorregión donde se localiza la cuenca del río Saint-François.

En la cuenca del río Saint-François se desarrollan actividades productivas intensivas como la agricultura, la ganadería y la actividad forestal, principalmente (Painchaud, 2007). Estas actividades han favorecido un cambio del uso del suelo lo que representa una amenaza para los ecosistemas en esta región (Senay, 2011a). La degradación del ambiente afecta el hábitat de por lo menos 51 especies en peligro de extinción (Galois y Bonin, 1999). Esta condición ha favorecido la desaparición de grandes carnívoros en la región como el lince de Canadá (*Lynces canadensis* Kerr, 1792), la marta americana (*Martes americana* Turton, 1806), el lobo gris, el puma del este (*Puma concolor cougar* Kerr, 1792) y otros más (Trombulak *et al.*, 2008).

En la región, las grandes extensiones de boscosas han sido convertidos en centros urbanos o en campos agrícolas, los cauces naturales de los ríos y lagos han sido modificados (Galois y Bonin, 1999). También se registra un incremento de las poblaciones de especies invasoras (Gratton, 2010). La transformación de estos ecosistemas no inició recientemente, sin embargo, en las últimas décadas los adelantos tecnológicos han permitido acelerar estas amenazas favoreciendo la reducción del área de estos ecosistemas. Se considera que esta situación continuará intensificándose si no se toman las medidas necesarias, porque más del 90% del territorio no dispone de protección legal, que corresponden a terrenos de propiedad privada (Senay, 2011b).

5.2. Descripción general del método.

Para identificar las áreas prioritarias de conservación dentro de la cuenca del río Saint-François se analizaron los trabajos realizados en la región por Trombulak *et al.* (2008), Gratton (2010) y Senay (2011b). Pero también se analizaron los métodos de análisis multicriterios de proyectos implementados en otros ecosistemas (Eeley *et al.*, 2001; Callum *et al.*, 2003b; Morgan *et al.*, 2005; Moffett y Sarkar, 2006; Valente y Vettorazzi, 2008 y Ordoñez-Sierra, 2010). Con esta información se elaboró la propuesta del método que se presentó a los expertos de El Colegio de la Frontera Sur y de la Universidad de Sherbrooke, quienes lo avalaron para su implementación. El método se dividió en dos grandes etapas (Figura 5.2.1) que se describen a continuación.

Para efectuar los análisis correspondientes se realizó la búsqueda de información para el área de estudio. La mayor parte de la información se obtuvo de la Cartoteca de la Universidad de Sherbrooke y de la organización NCE. También nos apoyaron con información específica las dependencias de gobierno como el Ministerio de Recursos Naturales y de la Fauna de Quebec (MRNF) y el Ministerio de Desarrollo Sustentable, Medio Ambiente y Parques (MDDEP).

En la primer etapa se emplearon imágenes espaciales georeferenciadas con información de la huella humana (The Human Footprint), las cartas del uso del suelo y la información del cuarto inventario ecoforestal del Sistema de Información Ecoforestal (SIEF) del MRNF. Estas bases de datos permitieron identificar – de manera general - las áreas dentro de la cuenca del río Saint-François con mínimo impacto por las actividades humanas. Dentro de estas áreas con baja perturbación en la cuenca se localizaron aquellos sitios de interés para la conservación reconocidos por el personal de la organización NCE. Posteriormente, se definieron los límites precisos del área de estudio empleando con las unidades de paisaje de cuenca nivel dos y tres. En esta etapa, la participación del personal de la organización fue indispensable, porque ellos son los que tienen la experiencia en el área, pero además, porque los resultados obtenidos serán considerados por la organización para redefinir su territorio objetivo

conservación en la región administrativa del Estrie. De esta manera se obtuvo la propuesta para el área de estudio, esto con la participación directa del personal de la organización.

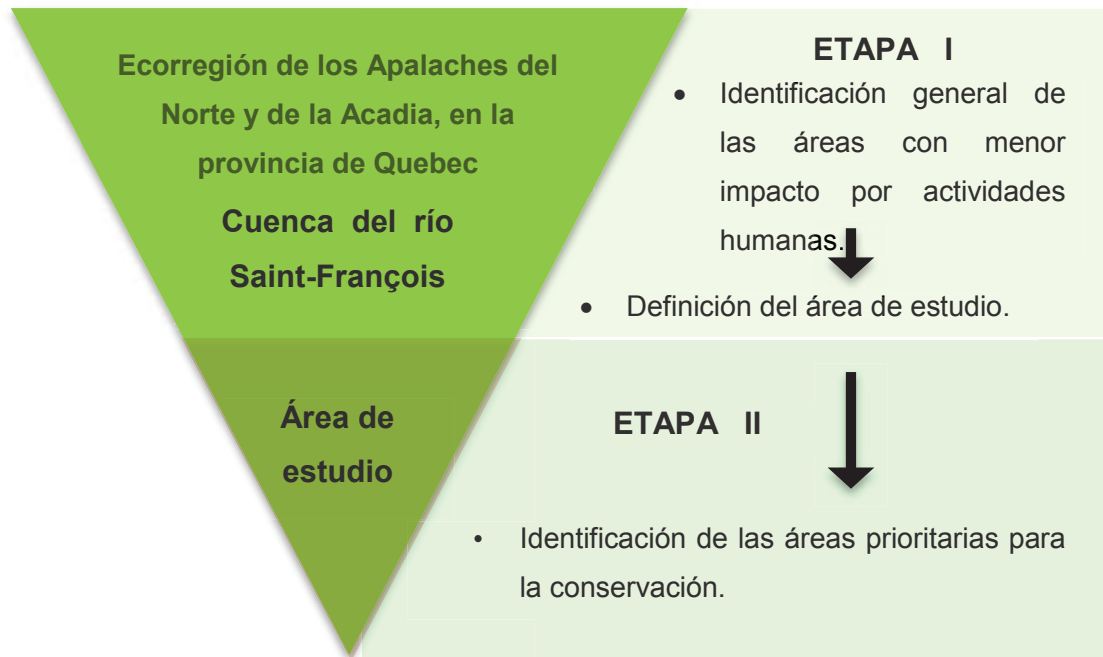


Figura 5.2.1. Resumen del método para la identificación de las áreas prioritarias para la conservación en la cuenca del río Saint-François.

En la segunda etapa, en un análisis más fino, se identificaron las áreas prioritarias para la conservación dentro del área de estudio. Para esto, se emplearon como unidades de análisis los ambientes de fragmentos de forestales (FF) y cuerpos de agua (MH). Estas unidades fueron evaluadas con 14 criterios (Cuadro 5.2.1). Estos son criterios de biodiversidad, función e integridad ecológica, condición e interés para la conservación regional. Se establecieron condiciones específicas en cada criterio para evaluar las unidades de análisis. Para asignar valor a la unidad de análisis se consideró únicamente la presencia-ausencia. Es decir, si el polígono de la unidad de análisis cumplía con las especificaciones para el criterio dado, se le asignaba valor (presencia), que para este proyecto fue de 4, en el caso contrario se otorgaba el valor de cero.

Cuadro 5.2.1. Criterios empleados para identificar las áreas de conservación en la cuenca del río Saint-François, en la provincia de Quebec, Canadá.

Criterio	Condición
1. Tamaño	Fragmento forestal (≥ 100 ha). Cuerpos de agua ($\geq 0,2$ ha)
2. Tipo de humedal**	Presencia de cobertura vegetal.
3. Especies en riesgo	Presencia de especies amenazadas, vulnerables o susceptibles de extinción.
4. Hábitats de vida silvestre	Presencia de por lo menos un hábitat de vida silvestre determinado por el MRNF.
5. Bosques maduros*	Presencia de comunidades vegetales con árboles de por lo menos 80 años de edad.
6. Ecosistemas forestales excepcionales*	Presencia de un ecosistema excepcional: bosques ancestrales, raros o de refugio para especies en riesgo de extinción.
7. Bosque interior*	Presencia de área boscosa con menor afectación por el efecto borde.
8. Conectividad	Presencia de otra unidad ambiental en un radio de 1,000 m.
9. Bandas ribereñas	Presencia de vegetación en un radio de 300 m.
10. Interés regional	Polígonos que coinciden con las áreas de interés para la conservación de la región del Estrie.
11. Interés ecorregional	Polígonos que se sitúan en los sitios determinados como prioritarios para la conservación de la ecorregión.
12. Corredor biológico	Polígonos que se incluyen en los sitios identificados como corredores naturales en la ecorregión.
13. Afectación por act. Productivas	Presencia de superficie dedicada a la actividad agropecuaria en la franja de un km al rededor del polígono.
14. Afectación por vías de comunicación	Presencia de vías de comunicación de tercer orden hasta en un radio 300 m del polígono.

Nota: Criterios específicos para fragmentos forestales* y para cuerpos de agua **.

Después de evaluar cada polígono se calculó su valor de conservación que corresponde a la sumatoria del puntaje obtenido en todos los criterios para cada polígono de las unidades de análisis (FF o MH). Este resultado se empleó para comparar todas las unidades y obtener la jerarquización correspondiente. Posteriormente se establecieron rangos con los resultados de los puntajes alcanzados de las unidades de análisis para reconocer el nivel de prioridad para cada una de éstas. Se establecieron cinco niveles con rangos específicos para el valor de conservación. Los rangos empleados en el proyecto fueron de: muy baja, baja, moderada, alta y de muy alta prioridad para la conservación. Finalmente, se elaboró el material cartográfico con los resultados obtenidos, que se integraron al informe final del proyecto.

5.2.1. Descripción de los criterios empleados

A continuación se mencionan los criterios de biodiversidad, función e integridad ecológicas y aquellos de interés para la conservación regional, empleados para determinar las áreas prioritarias para la conservación en el río Saint-François.

Biodiversidad

Este criterio es uno de los más comunes para identificar áreas de prioridad para la conservación (Groves *et al.*, 2003; Primack, 2006; Margules y Sarkar, 2009). Para este criterio se emplearon las bases de datos de las especies amenazadas o vulnerables de extinción del MDDEP. Esta información permitió identificar las unidades de análisis que se incluyen en el área de distribución de por lo menos 51 especies en peligro de extinción a nivel regional, nacional y mundial. También se emplearon las bases de datos de los hábitats faunísticos designados por el MNRF, que corresponden a sitios reconocidos de importancia para las especies de interés para la provincia. Si bien, el empleo de estas bases de datos permitió reconocer los sitios importantes para especies vulnerables, considero que no fue suficiente para demostrar la importancia de estos sitios por su biodiversidad. La ausencia de índices de diversidad alfa y beta hacen de este criterio muy débil para reconocer de manera eficiente los sitios importantes por su diversidad en el área de estudio. Por lo tanto se recomienda calcular los índices de biodiversidad (alfa y beta) para obtener un mejor conocimiento de la biodiversidad y realizar una evaluación más acertada. Es recomendable redefinir el método, de manera que se considere la colecta de información en el sitio para obtener un mejor conocimiento de la biodiversidad de cada unidad de análisis.

Función e integridad ecológica

En el presente proyecto estos criterios fueron los más representados. Uno de éstos fue el tamaño de los polígonos de las unidades de análisis. Para esto se tomaron en consideración los resultados de investigaciones que hacen referencia al tamaño mínimo necesario - de los fragmentos forestales o cuerpos de agua- para mantener su integridad y funciones. En el caso de los fragmentos forestales se consideró el tamaño

mínimo 1 km² (Harris, 1984 citado por Franklin, 1993). Este tamaño mínimo corresponde al resultado obtenido de los trabajos de Harris (1984) para el tipo de vegetación con distribución en el área de estudio. Con este criterio fueron seleccionados los fragmentos forestales con una superficie de por lo menos 1 km². Como habría de esperarse, con esta condición las unidades de análisis seleccionadas fueron numerosas. Con esta condición todas las unidades de análisis con una superficie de por lo menos 1 km² obtuvieron el mismo valor. Sin embargo, considero que no es adecuado asignar igual valor a fragmentos de apenas 1 km² como a los de gran extensión. Como lo reconocen los expertos, las áreas de mayor tamaño, por contener ecosistemas continuos e intactos, tienen más posibilidades de presentar las condiciones más adecuadas para contener una mayor biodiversidad e integridad ecológica (MacArthur y Wilson, 1967; Macdonald y Service, 2007; Margules y Sarkar, 2009). Por lo anterior, considero necesario establecer rangos para evaluar las unidades de análisis y resaltar aquellas con las más grandes superficies. Se recomienda establecer los rangos considerando como límite máximo la superficie de los fragmentos de vegetación de mayor extensión. El rango inferior deberá corresponder a la superficie mínima estimada por los expertos como necesarias para mantener la integridad del ecosistema de interés. En el caso de proyectos de conservación por especie, es posible emplear los requerimientos espaciales de la especie de interés. Se recomienda emplear para el rango inferior la superficie mínima requerida para la especie de interés. Para la definición del número y los límites para cada rango de evaluación es necesaria la participación del grupo de expertos en la materia.

También se evaluó la conectividad, la cual se considera un atributo indispensable para mantener la integridad de los ecosistemas (Margules y Pressey, 2000; Callum *et al.*, 2003b, Macdonald y Service, 2007). Para identificar las unidades de análisis más importantes en este criterio fueron seleccionados los polígonos próximos a otros dentro de un radio de 1 km de distancia. Si bien, la distancia a la que es posible el tránsito de las especies varía de acuerdo al grupo taxonómico, para este proyecto se decidió considerar la distancia de 1 km para evaluar el criterio de conectividad. Esto,

considerando el resultado obtenido en el trabajo de Houlihan *et al.* (2006) referente a la distancia de dispersión de las especies vegetales de latitudes templadas. Esto, para asegurar la composición vegetal de los ecosistemas del área de estudio, lo que permitirá las condiciones necesarias para la persistencia de los demás grupos taxonómicos que integran los sistemas naturales en el área de estudio. Este criterio permitió reconocer a todas las unidades de análisis que se encontraban próximas a otras y que podrían permitir el intercambio de organismos.

También se incluyeron las unidades de análisis que coinciden con los corredores biológicos ya reconocidos para la región y la ecorregión. Estos corredores son reconocidos por contener parches de hábitat interconectados a grandes áreas de vegetación (Senay.2011a). Para evaluar este criterio se empleó la información de los corredores en la ecorregión de los Apalaches del Norte y de la Acadia y de la región administrativa del Estrie, en la provincia de Quebec.

Para identificar las áreas con ecosistemas más intactos, se planteó considerar la presencia de un bosque interior, es decir, aquella porción de la vegetación que por su ubicación se localiza lejos del rango de las perturbaciones por el efecto de borde. Para identificar las unidades de fragmentos forestales con un mayor bosque interior se planteó una evaluación sencilla, considerando la relación área – perímetro. Esta relación que representa la forma de los polígonos, se consideró para reconocer las unidades de análisis con una mayor superficie de hábitat interior. Sin embargo, con los resultados obtenidos no fue posible identificar los fragmentos forestales con mayor superficie de bosque interior, porque todas las unidades obtuvieron el mismo valor. Esto es por el mal planteamiento en la evaluación para este criterio, pero también a consecuencia del sistema binario de presencia-ausencia para la evaluación. Considerando esta situación, se recomienda calcular la superficie total de bosque interior, para lo cual es necesario determinar la distancia de la franja hacia el interior del fragmento forestal con impacto por el efecto de borde. Pero también es importante

establecer rangos de evaluación para poder reconocer más fácilmente los polígonos con las más grandes extensiones de hábitat interior.

Para evaluar los servicios ambientales y ecosistémicos se empleó la presencia de vegetación ribereña. Esto es para reconocer la importante relación entre los ambientes terrestres y acuáticos (Semlitsch y Bodie 1998; Hilty *et al.*, 2006; Houlahan *et al.*, 2006). En este proyecto, se asignó el valor de presencia a los polígonos de las unidades de análisis en proximidad con algún cuerpo de agua en un radio de 300 m (Hilty *et al.*, 2006). Así mismo, se asignó valor a las unidades de ambientes acuáticos en proximidad a los fragmentos forestales. Este criterio se empleó considerando la recomendación de diversos autores para dar prioridad a la conservación de las unidades de análisis próximas a estos ambientes (Groves *et al.*, 2003; Environnement Canada, 2005; Macdonald y Service, 2007).

La presencia de bosques maduros en las unidades de análisis permitió identificar aquellas áreas con integridad ecológica y con bajo impacto ambiental. Los bosques con árboles considerados maduros corresponden a ecosistemas que han experimentado relativamente baja perturbación, pero además se consideran importantes por la biodiversidad que contienen (Harris, 1984 citado por Franklin, 1993; Margules y Pressey, 2000). Considero a estos resultados confiables, no sólo por la información detallada de las bases de datos, sino que también por la resolución espacial. Este criterio fue muy importante para identificar los sitios en buen estado de conservación.

Asimismo, se asignó valor a las unidades de análisis con la presencia de ecosistemas forestales excepcionales reconocidos para la provincia de Quebec. Esta categoría es específica para los ecosistemas de esta provincia (Bouchard, 2001) que incluye los bosques raros, los de mayor edad y de refugio. Este criterio es importante para asegurar la preservación de los ecosistemas representativos de la riqueza forestal de la provincia de Quebec. Asignar mayor valor a los polígonos que coinciden con la distribución de estos ecosistemas permitirá contribuir a preservar estos ecosistemas

representativos de la riqueza biológica de la provincia. Estos hábitats cumplen con características de ecosistemas en buenas condiciones de conservación y además, son claves para la conservación de la biodiversidad regional.

Condición

En el proyecto se definió este criterio, que es complementario al anterior para identificar los polígonos de las unidades de análisis con una mínima o nula perturbación por las actividades humanas. A diferencia de los criterios anteriores, en este criterio se evaluaron las unidades de análisis con base en información de las actividades productivas. Para descartar las unidades de análisis con impacto por las actividades humanas se consideró la proximidad a las actividades productivas hasta en un radio de 2 km a partir de su perímetro. Esto, según el trabajo de Semlitsch y Bodie (1998) referente al rango - en distancia – de las afectaciones por las actividades productivas y de la distancia de dispersión de especies de plantas (Houlahan *et al.*, 2006). Para este proyecto todas las unidades de análisis dentro del rango de 2 km o menos no obtuvieron valor en este criterio. Si bien, no todas las actividades humanas tienen el mismo rango de afectación hacia el interior de los ecosistemas, por lo que es necesario realizar estudios específicos que confirmen la afectación por las actividades productivas en estos ecosistemas. Para evaluar la fragmentación en las unidades de análisis se emplearon las vías de comunicación de primer, segundo y tercer orden. Esto permitió seleccionar los polígonos de las unidades de análisis sin evidencia de la presencia de estas infraestructuras de comunicación.

Para considerar las amenazas de manera más eficiente, se recomienda incluir, entre otros: la proximidad a los centros de población humana, la densidad poblacional; la tasa de crecimiento poblacional; las áreas con potencial para aprovechamiento extractivo no sustentable; los focos de contaminación puntual y no puntual; los planes regionales de desarrollo, etc. Esto es para considerar las afectaciones actuales y potenciales por las actividades humanas.

Interés para la conservación regional

En la región administrativa del Estrie y en la ecorregión de los Apalaches del Norte y de la Acadia, donde se localiza el área de estudio, se han identificado sitios de interés para la conservación en diversos proyectos de investigación. Se emplearon estas bases de datos para reconocer los sitios de importancia para la conservación regional y ecorregional en el área de estudio. A pesar de que esta información presenta una escala diferente al proyecto, considero que fue importante incluir este criterio para contribuir con los esfuerzos de conservación a nivel regional.

5.3. Discusión de los resultados obtenidos

Con la información espacial y el apoyo del personal de la organización NCE se definió el área de estudio dentro de la cuenca del río Saint-François (Figura 5.2.2). En esta área de 3,491 km² se identificaron y jerarquizaron los fragmentos forestales (Figura 5.3.1) y los cuerpos de agua (Figura 5.3.2) según su valor de conservación. La calidad de las bases de datos empleadas (resolución, confiabilidad y de reciente actualización) en el análisis permitió delimitar con precisión el área de estudio y efectuar las evaluaciones correspondientes para cada criterio. Como parte de los resultados se logró identificar a más del 50% de la superficie del área de estudio con una alta y muy alta prioridad para la conservación.

El método propuesto permitió realizar la evaluación correspondiente para reconocer las áreas que por sus características se pueden considerar de prioridad para la conservación en el área de estudio. Si bien, fue posible identificar las áreas por su estado de conservación, el método empleado, presenta carencias que es importante mencionar. Una de las principales observaciones que puedo reconocer es la ausencia de los criterios sociales y económicos en el análisis. Para una perspectiva integral es importante considerar el escenario completo del área de estudio. Es decir, se deben de integrar en la planeación para la conservación los aspectos sociales y económicos. Para definir el método empleado se consideraron los procedimientos de otros proyectos donde solamente se emplearon criterios ecológicos, por lo que era necesario incluir los criterios sociales y económicos para un enfoque ecosistémico. Esto es muy importante para el área de estudio porque el 90% del territorio corresponde a la propiedad privada. Por lo tanto, es importante mencionar que las áreas prioritarias para la conservación corresponden únicamente al análisis de la información ambiental del área de estudio.

Otra carencia en el método es la falta de ponderación para los criterios, esto permitió que los criterios más abundantes fuesen los de mayor importancia para la selección de las áreas prioritarias para la conservación. Con los criterios establecidos se esperaba identificar los sitios importantes por su biodiversidad, sin embargo, de los 14 criterios

empleados, solamente dos corresponden a este criterio. En el análisis, los criterios mejor representados son los de función e integridad ecológica y por lo tanto son los que tienen más peso en los resultados obtenidos. Por lo anterior, es importante reconocer que para este proyecto, las áreas prioritarias para la conservación fueron seleccionadas principalmente por la calidad de sus ecosistemas. También, la ausencia de los rangos de evaluación para cada uno de los criterios favoreció resultados poco precisos. Con el método empleado todas las unidades de análisis que cumplían con la condición obtenían el mismo valor. Esto impidió diferenciar claramente las unidades de análisis más importantes para la conservación del total de unidades seleccionadas para cada criterio en particular.

Considero que para poder aprovechar mejor las bases de datos empleadas en el análisis es necesario subdividir el área en unidades de análisis del mismo tamaño. Es decir, emplear cuadrantes como unidades de análisis. Esto permitirá realizar la evaluación independiente del tipo de ambiente en cada polígono. En este proyecto se incluyeron las unidades de análisis de cuerpos de agua, sin embargo no se contó con las bases de datos adecuadas para evaluar correctamente estos ambientes. Con respecto a la información de los ecosistemas forestales excepcionales y los hábitats faunísticos, corresponden a categorías ecológicas definidas específicamente para la provincia de Quebec. Por lo que no se puede emplear este criterio para realizar comparaciones con proyectos en otros ecosistemas.

El análisis de los resultados para determinar los rangos de prioridad resultó muy sencilla. Esto permitió calcular el valor de conservación para cada unidad de análisis de manera fácil y rápida. El procedimiento permitió identificar los criterios por los cuales las áreas se identifican como prioridad para la conservación. Con los resultados obtenidos del valor de conservación, se establecieron rangos para determinar el nivel de prioridad para la conservación. La selección de estos rangos permitió jerarquizar las unidades de análisis para identificar aquellas con un mayor valor de importancia para la conservación. El agrupar las unidades de análisis según su puntaje alcanzado, fue útil

para identificar en nivel de prioridad en los polígonos de las unidades de análisis. Sin embargo, el número de áreas dentro de la más alta categoría de prioridad fue considerable, por lo que se recomienda complementar el método con algoritmos heurísticos. Esto es para seleccionar más sistemáticamente la lista de las áreas prioritarias para la conservación. Además, es importante asignar las ponderaciones correspondientes a los criterios. Para este proyecto, se debió asignar la mayor valor en la ponderación a los criterios de biodiversidad, porque estos no estuvieron suficientemente representados en el análisis, comparado con los criterios de función e integridad ecológica.

Se considera la consulta a los expertos indispensable en el proceso de la planeación (Margules y Sarkar, 2009). En este proyecto los expertos locales participaron activamente en la planeación e implementación. Primero, porque ellos cuentan con la experiencia en el área de estudio y por lo tanto, fueron quienes corroboraron los resultados obtenidos. Segundo, fueron ellos los que nutrieron al proyecto con información especializada, lo que fue indispensable, ya que se contaba con recursos limitados. Pero además, el trabajar junto a los expertos locales permitió ajustar el proyecto para obtener resultados de utilidad para la organización NCE. Por lo tanto, con los resultados alcanzados se elaboró una propuesta a NCE que puede ser de utilidad para redefinir el área objetivo de conservación de la organización.

A pesar que se utilizó bases de alta confiabilidad, ninguno de estas bases de datos fue resultado de estudios específicos para el área de estudio. Por lo anterior, se recomienda realizar mediciones directas en campo para un mejor conocimiento de la biodiversidad, calidad y la vulnerabilidad de los ecosistemas en el área de estudio. El método propuesto permitió diferenciar espacialmente las áreas que cuentan con las condiciones para poder contener una alta biodiversidad, aunque es necesario reconocer que por las carencias en el método estos resultados fueron poco precisos e inexactos.

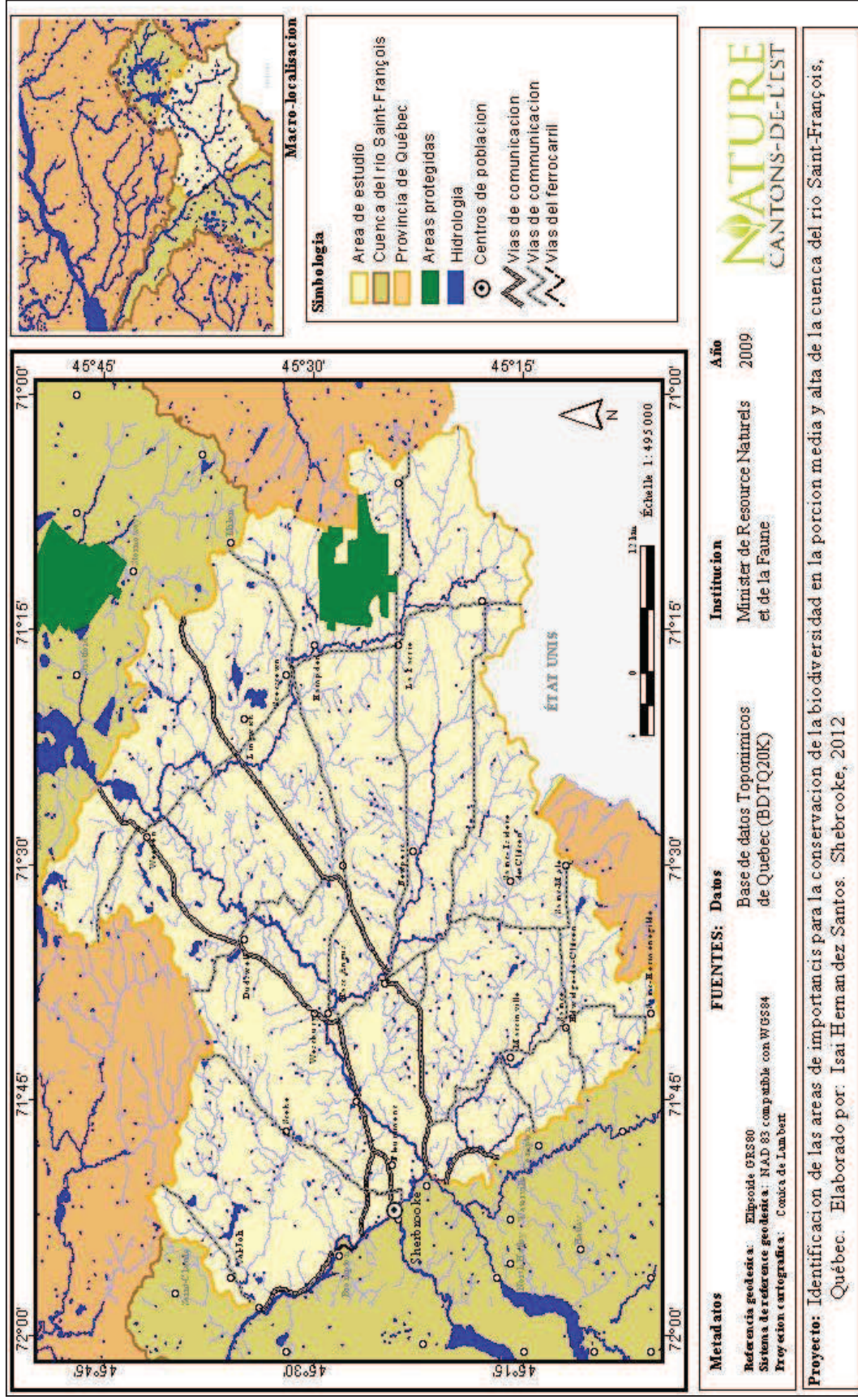


Figura 5.2.2. Área de estudio en la cuenca del río Saint-François en la provincia de Quebec, Canadá.

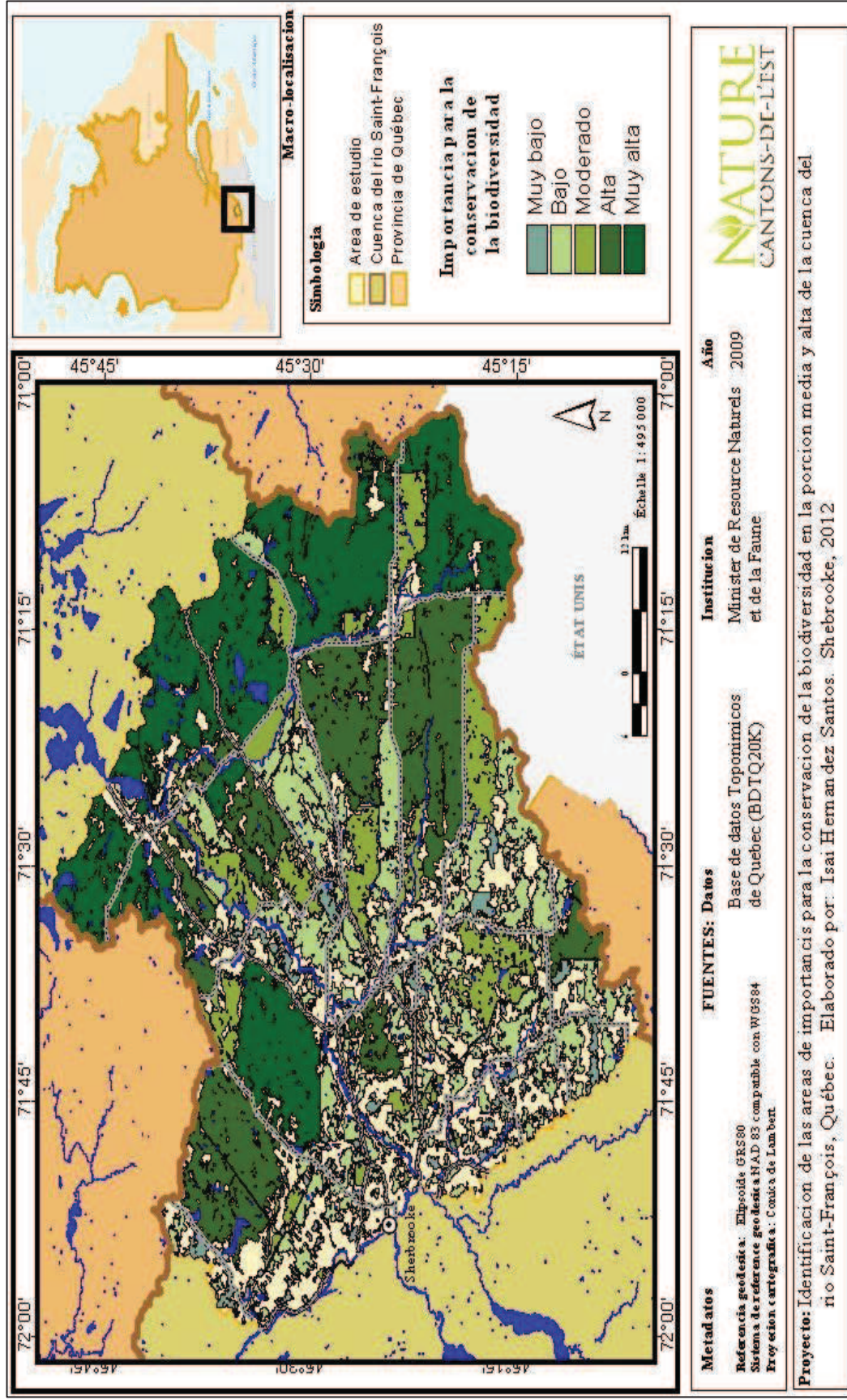


Figura 5.3.1. Resultados de la priorización de los fragmentos forestales según su valor de conservación con los criterios que se especifican en el cuadro 5.2.1.

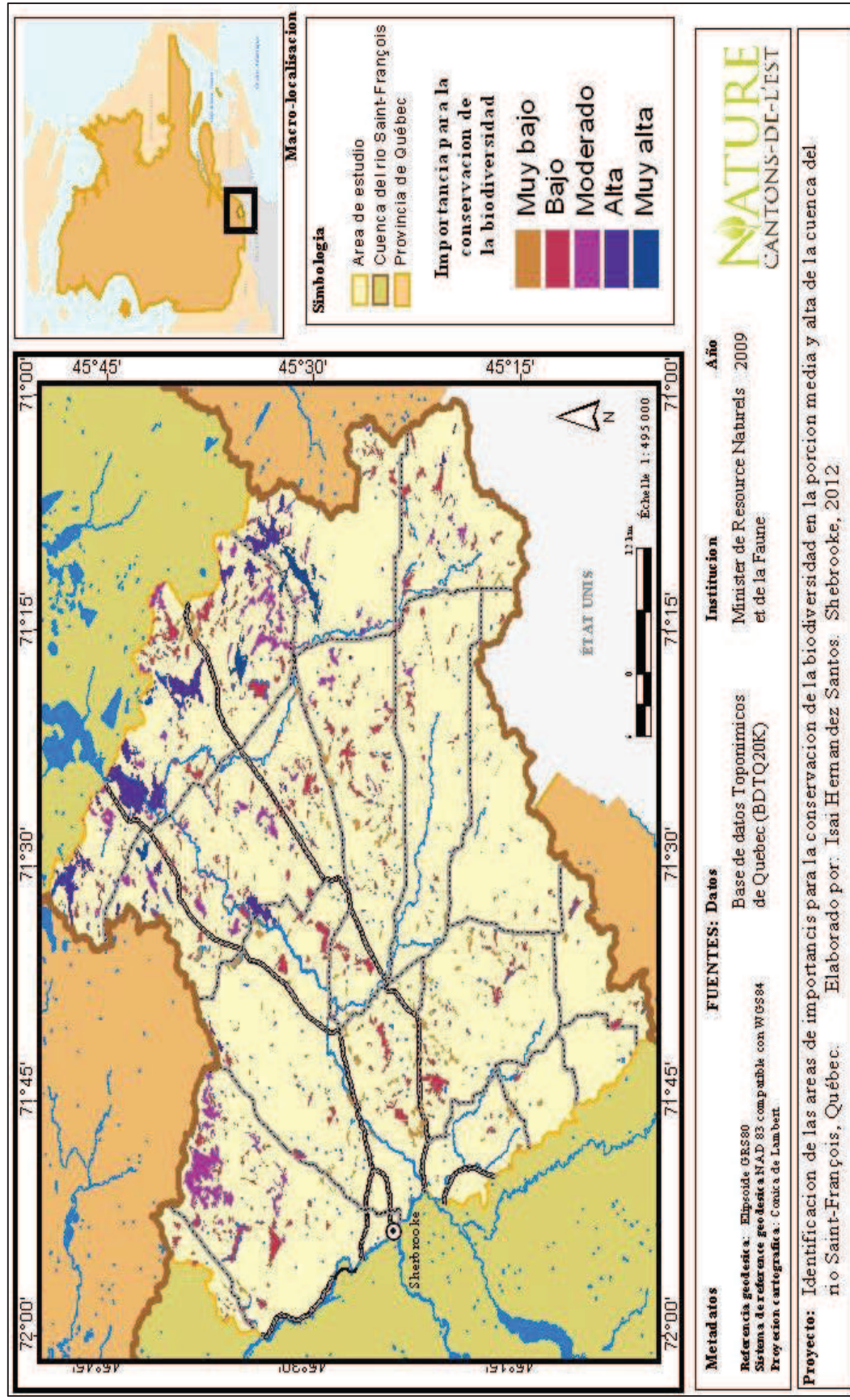


Figura 5.3.2. Resultados de la priorización de los polígonos de cuerpos de agua según su valor de conservación con los criterios que se especifican en el cuadro 5.2.1.

Conclusión del estudio de caso

La importancia de priorizar áreas de conservación en el área de estudio es por la amenaza latente de la degradación del hábitat. El proyecto permitió conocer identificar las áreas importantes para la conservación por la calidad de sus ecosistemas. Esto es, por contener ecosistemas en buen estado de conservación (áreas con muy bajo impacto por actividades humanas) y la presencia de especies endémicas (el 20% de las especies en riesgo descritas para la provincia de Quebec). Pero además, por contar con una cobertura boscosa del 70% de la superficie del área de estudio.

La ausencia de criterios sociales y económicos son carencias importantes del método, pero también la falta de ponderación a los criterios y la condición de presencia-ausencia establecida para evaluar cada criterio permitieron resultados pocos precisos. La falta de una ponderación a los criterios no permitió reconocer aquellos sitios de importancia por su biodiversidad, debido a que los criterios de biodiversidad estuvieron pobremente representados. Por lo tanto los sitios identificados de prioridad para la conservación fueron seleccionados por su función e integridad ecológica.

La importancia de este proyecto radica en reconocer las áreas donde es necesario enfocar los esfuerzos de conservación para contribuir a la preservación de los ecosistemas de la región. Sin embargo, es necesario un replanteamiento del método e incluir estudios más específicos, para poder evaluar más eficientemente los sitios y tener un mejor conocimiento de la calidad de los ecosistemas para designarlos como prioridad de conservación. Sin embargo, con estos resultados es posible reconocer, aunque de manera poco precisa, las áreas con ecosistemas con mejores condiciones para la conservación. También, los resultados obtenidos fueron suficiente para brindar los argumentos a la organización NCE para redefinir su territorio objetivo de conservación en la región.

Conclusiones

Hoy en día el planeta experimenta una ola de extinción que amenaza la biodiversidad, los ecosistemas y los procesos que hacen posible la vida como la conocemos. Las amenazas más importantes a la biodiversidad son principalmente por las actividades humanas. Los avances tecnológicos, la explosión demográfica, entre otros factores han intensificado estas amenazas en las últimas décadas. En este escenario, la biología de la conservación propone un enfoque más integral para minimizar el impacto por las amenazas y define los pasos de planificación para la conservación de la biodiversidad. Si bien, cada situación presenta un escenario único, la biología de la conservación propone a partir de las generalidades de los sistemas naturales, herramientas para la conservación de la biodiversidad, independiente del ecosistema de interés. La planeación para la conservación especifica una serie de etapas claves para la preservación de la biodiversidad. En este documento se retomó información de experiencias exitosas de planeación en varias partes del mundo para determinar las áreas prioritarias para la conservación.

Una efectiva planificación para la conservación reconoce la importancia del enfoque integral, que considere todos los componentes que integran el sistema. La participación de todos los actores claves es importante para una efectiva implementación de los planes de conservación. Una participación social activa en todas las etapas de la planeación proveerá a la comunidad una más amplia visión de las necesidades de conservación (Callum *et al.*, 2003a; Kaimowitz y Sheil, 2007) y de sus alcances. Pero también, para asegurar de incluir la experiencia y el conocimiento de los expertos locales en el proceso. Coincidió con Sanderson *et al.* (2002b), quienes especifican que las medidas de conservación exitosas requieren de un modelo de planeación que sea claro, conciso y que permita el uso más eficiente de los recursos. Para alcanzar lo anterior es importante definir los objetivos de manera clara y realista. Los objetivos son la base para las demás etapas de la planeación para la conservación.

En los próximos cien años se estima que se extinguirá del 10 al 50% de la biodiversidad del planeta (Macdonald y Service, 2007), principalmente por la degradación del hábitat, pero además, por la presencia de especies invasoras y el cambio climático global. Considerando el avance de la degradación de los ecosistemas, los expertos consideran urgente identificar las áreas que con su conservación garanticen la persistencia de los ecosistemas, sus elementos y con ello, sus funciones y servicios ambientales que soportan todos los demás procesos biológicos, ecológicos, sociales y económicos en el planeta. Identificar estas áreas permitirá concentrar los esfuerzos de conservación en los sitios estratégicos (Gilman *et al.*, 2011) para contribuir a la conservación de la biodiversidad y evitará que los ecosistemas alcancen un nivel de degradación irreversible (Groves *et al.*, 2003; Morgan *et al.*, 2005; Margules y Sarkar, 2009).

Para la identificación de las áreas prioritarias para la conservación es necesario seleccionar las variables o los criterios que permitirán la jerarquización de las áreas. Los criterios deben estar explícitamente definidos en un proceso transparente. Los criterios más comunes para identificar las áreas prioritarias para la conservación son principalmente criterios ecológicos. Si bien, con estos criterios se han logrado avances en la conservación, los expertos recomiendan un enfoque más integral, por lo que es importante incluir los criterios sociales y económicos en el análisis para determinar las áreas de conservación. Pero también, porque en la mayoría de los casos, los criterios sociales y económicos son los más importantes para decretar un área de conservación.

Aún tenemos mucho por aprender de la vida en el planeta, pero es importante aplicar lo que conocemos para elegir las estrategias más acertadas y revertir la tendencia actual de la degradación de los ecosistemas. Esto es importante para garantizar la continuidad de todos los servicios y procesos ecosistémicos que permiten las condiciones necesarias para la vida en el planeta.

Referencias

- Anderson M. J., S. D. Connell, B. M. Gillanders, C. E. Diebel, W. M. Blom, J. E. Saunders y T. J. Landers (2005). Relationships between taxonomic resolution and spatial scales of multivariate variation. *Journal of Animal Ecology*. 74:636–646.
- Arkersen T. T. (1994). The mesoamerican biological corridor: The legal framework for an integraes, regional system of protected áreas. *Journal of Environmental Law and Litigation*. 9:499-547.
- Arriaga-Cabrera L., V. Aguilar y J. M. Espinoza (2009). Regiones prioritarias y planeación para la conservación de la biodiversidad, en *Capital natural de México, II: Estado de conservación y tendencias de cambio*. CONABIO: 433–457.
- Bennett A.F. (2003). Linkages in the landscape: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation. IUCN, School of Ecology and Environment Deakin University. Switzerland and Cambridge, UK. 254 p.
- Boisson de Chazournes L. (2010). El convenio sobre la diversidad biológica y su protocolo sobre seguridad de la biotecnología. United Nations. Montreal. 10 p.
- Bonin J. y P. Galois (1996). Rapport sur la situation de la rainette faux-grillon de l'ouest (*Pseudacris triseriata*) au Québec. Ministère de l'Environnement et de la Fauna Gouvernement du Québec. Québec. 48 p.
- Bonn A. y K. J. Gaston (2005). Capturing biodiversity: selecting priority areas for conservation using different criteria. *Biodiversity and Conservation*. 14:1083–1100.
- Bouchard A. R. (2001). Les écosystèmes forestiers exceptionnels du Québec. Gouvernement du Québec Ministère des Ressource Naturelles, Québec. 16 p.
- Burke D. M. y E. Nol (2000). Landscape and fragment size effects on reproductive success of forest-breeding birds in Ontario. *Ecol. Applications*. 10(6):1749–1761.
- Callum M. R., G. Branch, R. H. Bustamante, J. C. Castilla, J. Dugan, B. S. Halpern, K. D. Lafferty, H. Leslie, J. Lubchenco, D. McArdle, M. Ruckelshaus y R. R. Warner (2003a). Application of ecological criteria in selecting marine reserves and developing reserve networks. *Ecological Applications*. 13(1):215–228.
- Callum M. R., S. Andelman, G. Branch, R. H. Bustamante, J. C. Castilla, J. Dugan, B. S. Harpern, K. D. Lafferty, H. Leslie, J. Lubchenco, D. McArdle, H. P. Possingham, M.

- Ruckelshaus y R. R. Warner (2003b). Ecological criteria for evaluating candidate sites for marine reserves. *Ecological Applications* 13(1) Supplement: S199–S214.
- Canards Illimités Canada (2006). Plan de conservation des milieux humides et de leurs terres hautes adjacentes de la region administrative de la Montérégie. Québec:98p.
- Carson R. (1962). *Silent spring*. The Riverside Press Cambridge. Boston. 368 p.
- CDB (2009) Conferencia de las partes COP 6, Decisión VI/23 : Especies exóticas que amenazan a los ecosistemas, los hábitats o las especies. Convenio sobre la diversidad biológica. Montreal.
- Chapin S., E. S. Zavaleta, V. T. Eviner, R. L. Naylor, P. M. Vitousek, H. L. Reynolds, D. U. Hooper, S. Lavorel, O. E. Sala, S. E. Hobbie, M. C. Mack y S. Díaz (2001). Consequences of changing Biodiversity. *Nature*. 405: 234-242
- Church R. L., D. M. Stoms y F. W. Davis (1996). Reserve selection as a maximal covering location problem. *Biological Conservation*. 76:105-12.
- Cicin-Sain B., y R. W. Knecht (1998). *Integrated coastal and ocean management*. Island Press. Washington. 517 p.
- Cincotta R. P., J. Wisniewski y R. Engelman (2000). Human population in the biodiversity hotspots. *Nature*. 404:990-992
- Cotler H. (2004). *El manejo integral de cuencas en México: estudios y reflexiones para orientar la política ambiental*. INE-SEMARNAT. México D. F. 264 p.
- Cowling R. M., R.L. Pressey, R. Sims-Castley, A. le Roux, E. Baard, C. J. Burgers y G. Palmerd (2003). The expert or the algorithm? Comparison of priority conservation areas in the cape floristic region identified by park managers and reserve selection software. *Biological Conservation*. 112:147–167.
- Csuti B., S. Polasky, P. H. Williams, C. R. U. Pressey, J. D. Camm, M. Kershaw, A. R. Kiestler, B. Downs, R. Hamilton, M. Huso y K. Sahr (1997). A comparison of reserve selection algorithms using data on terrestrial vertebrates in Oregon. *Biological Conservation*. 8: 83-97
- Cueto V. R. (2006). Escalas en ecología: su importancia para el estudio de la selección de hábitat en aves. *Hornero*. 21(1):1–13.

- Dyer J. (1990). Remarks on the analytic hierarchy process. *Management Science*. 36:249–258.
- Eeley H. A. C., M. J. Lawes y B. Reyers (2001). Priority areas for the conservation of subtropical indigenous forest in southern Africa: a case study from KwaZulu-Natal. *Biodiversity and Conservation*. 10:1221–1246.
- Eken G., L. Bennun, T. M. Brooks, W. Darwall, L. D. C. Fishpool, M. Foster, D. Knox, P. Langhammer, P. Matiku, E. Radford, P. Salaman, W. Sechrest, M. L. Smith, S. Spector y A. Tordoff (2004). Key biodiversity areas as site conservation targets. *BioScience*. 54(12):1110–1118.
- Ellis E. C. y N. Ramankutty (2008). Putting people in the map: anthropogenic biomes of the world. *Front Ecol Environ*. 6(8): 439–447.
- Ellis E. C., K. K. Goldewijk, S. Siebert, D. Lightman y N. Ramankutty (2010). Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000. *Global Ecology and Biogeography*. 19:589–606.
- Ellis E. C. (2011). Anthropogenic transformation of the terrestrial biosphere. *Phil. Trans. R. Soc.* 369:1010–1035.
- Entwistle A. y N. Dunstone (2000). *Priorities for the conservation of mammalian diversity: Has the panda had its days?* Cambridge Univ. Press. New York. 455 p.
- Environnement Canada (2005). *Au-delà des îlots de verdure: Guide d'introduction à l'utilisation des sciences de la conservation pour choisir et concevoir des réserves naturelles communautaires*. Environnement Canada. Ontario. 80 p.
- Favila M. E. y G. Halffter (1997). The use of indicator groups for measuring diversity as related to community structure and function. *Acta Zoológica Mexicana*. 72:1–25.
- FAO (2012). *El estado de los bosques del mundo*. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. Roma. 52 p.
- Franklin J. F. (1993). Preserving biodiversity: species, ecosystems, or landscapes? *Ecological Applications*. 3(2):202–205.
- Galois P. y J. Bonin (1999). *Rapport sur la situation de la tortue des bois (Clemmys insculpta) au Québec*. Faune et Parcs Québec, Direction de la Faune et des Habitats. Québec. 45 p.

- García D. (2006). La escala y su importancia en el análisis espacial. *Ecosistemas*. 15(3):7–18.
- Gaston K. J. (2000). Global patterns in biodiversity. *Nature*. 405:220–227.
- Gibbons J.W., D. E. Scott, T.J. Ryan, K. A. Buhlmann, T.D. Tuberville, B. S. Metts, J. L. Greene, T. Mills, Y. Leiden, S. Poppy y C.T. Winne (2000). The global decline of reptiles, déjà vu amphibians. *BioScience*. 50:653-666.
- Gilman E., D. Dunn, A. Read, K. D. Hyrenbach y R. Warner (2011). Designing criteria suites to identify discrete and networked sites of high value across manifestations of biodiversity. *Biodivers Conserv*. 20:3363–3383.
- Goldewijk K K. y N. Ramankutty (2004). Land cover change over the last three centuries due to human activities: the availability of new global data sets. *GeoJournal* 61:335–344.
- Gómez de Silva, H. y A. Oliveras de Ita (2003). Conservación de aves. Experiencias en México. CIPAMEX. México D.F. 408 p.
- Gratton L. (2010). Plan de conservation pour l'écorégion de la vallée du Saint-Laurent et du lac Champlain. La Société Canadienne Pour la Conservation de la Nature, région du Québec, Montréal, Québec, Canada. 150 p.
- Groves C. R., D. Jensen, L. Valutis, K. Redford, M. Shaffer, J. M. Scott, J. Baumgartner, J. Higgins, M. Beck y M. Anderson (2002). Planning for biodiversity conservation: putting conservation science into practice. American Institute of Biological Science. *BioScience*. 52(6):499-512.
- Groves C. R., M. W. Beck, J. V. Higgins y E. C. Saxxon (2003). Drafting a conservation blueprint. A practitioner's guide to planning for biodiversity. The Nature Conservancy. Island Press. 457 p.
- Henson B. L., K. E. Brodribb y J. L. Riley. (2005). Great lakes conservation blueprint for terrestrial biodiversity. Nature Conservancy of Canada. Ontario. 157 p.
- Hilborn R., R. Hilborn, T. A. Branch, B. Ernst, A. Magnusson, C. V. Minte-Vera, M. D. Scheuerell y J. L. Valero (2003). State of the world's fisheries. *Annu. Rev. Environ. Resour*. 28:359–399.

- Hilty J. A., W. Z. Lidicker y A. M. Merenlender (2006). Corridor ecology : The science and practice of linking landscapes for biodiversity conservation: Island Press: 344p.
- Houlahan E. J., P. A. Keddy, K. Makkay y C. S. Findlay (2006). The effects of adjacent land use on wetland species richness and community composition. *Wetlands*. 26(1):79–96.
- Íñigo-Elías E. E. y E. C. Enkerlin-Hoeflich (2003). Amenazas, estrategias e instrumentos para la conservación de las aves. En Gómez de Silva, H. y A. Oliveras de Ita (eds) *Conservación de aves. Experiencias en México*. CIPAMEX. México D.F. 86-132.
- Kaimowitz D. y D. Sheil (2007). Conserving what and for whom? Why conservation should help meet basic human needs in the tropics. *Biotropica*. 39(5):567–574.
- Kammerbauer J. (2001). Las dimensiones de la sostenibilidad: Fundamentos ecológicos, modelos paradigmáticos y senderos. *Interciencia*. 26(8):353–359.
- Karr J. R. (2000). Health, integrity, and biological assessment: The importance of measuring whole things. En: Pimentel *et al.* *Ecological Integrity: Integrating environment, conservation and health*. Island Press. Washington, D. C. 209-226.
- Kearns C. A., D. W. Inoyue y N. M. Waser (1998). Endangered mutualisms: the conservation of plant-pollinator interactions. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 29:83-112.
- Koleff P. y T. Urquiza-Haas (2011). Planeación para la conservación de la biodiversidad terrestre en México: retos en un país megadiverso. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad–Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, México.
- Krebs C.J. (2009). *Ecology: The experimental analysis of distribution and abundance*. Harper Collins College Publishers. Michigan. 655 p.
- Levin S. A. (1992). The problem of pattern and scale in ecology: The Robert H. MacArthur Award Lecture. *Ecology*. 73(6):1943–1967.
- Lindenmayer D. B. y S. A. Cunningham (2012). Six principles for managing forests as ecologically sustainable ecosystems. *Landscape Ecol.* 1: 1-12.
- López de Casenave J., L. Marone, P. A. Camus y E. M. Jaksic (2007). Escalas. En Jaksic F y Marone L (eds). *Ecología de Comunidades*. Ediciones Universidad Católica de Chile, Santiago. 193–213.

- Lovett-Doust J. y K. Kuntz (2001). Land Ownership and other Landscape-level. Effects on biodiversity in southern Ontario's niagara escarpment biosphere reserve, Canada. *Landscape Ecology*. 16:743-755.
- Maass J. M. (2004) La investigación de procesos ecológicos y el manejo integrado de cuencas hidrográficas: Un análisis del problema de escala. En Cotler H. El manejo integral de cuencas en México: Estudios y reflexiones para orientar la política ambiental. INE-SEMARNAT. México D.F. 49–62.
- MacArthur R. H. y E. O. Wilson (1967). *The theory of Island biogeography*. Princeton University Press, Princeton.
- Macdonald D. y K. Service (2007). *Key topic in conservation biology*. Blackwell Publishing. Oxford. 307 p.
- Margules C. R. y R. L. Pressey (2000). Systematic conservation planning. *Nature*. 405:243–253.
- Margules C. R. y S. Sarkar (2009). *Planeación sistemática de la conservación*. Universidad Nacional Autónoma de México, CONANP y CONABIO. México D.F. 279 p.
- Méndez-Iglesias M. (2003). Avances en los métodos para la selección de reservas naturales ornitológicas. *El Draque*. 4:243–257.
- Mitchell B. (2002). *Resource and environmental management*. Pearson Education Limited. London. 367 p.
- Moffett A., J. Garson y S. Sarkar (2005). Multcsync: A software package for incorporating multiple criteria in conservation planning. *Environmental Modelling and Software*. 20:1315– 1322.
- Moffett A. y S. Sarkar (2006). Incorporating multiple criteria into the design of conservation area networks: A minireview with recommendations. *Diversity and Distributions*. 12:125–137.
- Morgan L., S. Maxwell, F. Tsao, T. A. C. Wilkinson y P. Etnoyer (2005). *Áreas prioritarias marinas para la conservación: Baja California al mar de Bering*. Comisión para la Cooperación Ambiental y Marine Conservation Biology Institute. Montreal. 125 p.

- Myers N., R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. A. B. da Fonseca y J. Kent (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*. 403:853–588.
- Naranjo E.J. y R. Dirzo (2009). Impacto de los factores antropogénicos de afectación directa a las poblaciones silvestres de la flora y fauna. En Dirzo R., R. González y I.J. March. *Capital Natural de México. II. Estado de conservación y tendencias de cambio*. CONABIO. 247–276.
- Novacek M. J. y E. E. Cleland (2001). The current biodiversity extinction event: Scenarios for mitigation and recovery. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 98(10):5466–5470.
- Norse E. A., K. L. Rosenbaum, D. S. Wilcove, B. A. Wilcox, W. H. Romme, D. W. Johnston y M. L. Scott (1986). Conserving biological diversity in our national forests. *The Wilson Bulletin*. 100 (1):166-167.
- Noss R. F. (1990) Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology*. 4(4):355–364.
- Ordoñez-Sierra Y. O. (2010). Identificación de bosques de alto valor de conservación dentro del consolidado otorongo, Puerto Maldonado. Perú. Bozovich. 34 p.
- Ornelas F. J. y C. Lara (2003). Conservación de interacciones planta-ave. En Gómez de Silva, H. y A. Oliveras de Ita (Eds). *Conservación de aves. Experiencias en México*. CIPAMEX. México D.F. 195-223.
- Painchaud J. (2007). État de l'écosystème aquatique du bassin versant de la rivière Saint-François: Faits saillants 2001-2003. Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du Suivi de l'État de l'Environnement. Québec. 19 p.
- Parrish J. D., D. P. Braun y R. S. Unnasch (2003). Are We Conserving What We Say We Are? Measuring Ecological Integrity within Protected Areas. *BioScience*. 53(9):851-860.
- Peña-Jiménez A. y L. Neyra-González (1998). Amenazas a la biodiversidad. En: Conabio. *La diversidad biológica de México: Estudio de País, 1998*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México D. F. 156-181.

- Peralvo M. F., F. Cuesta y F. V. Manen (2005). Delineating priority habitat areas for the conservation of Andean bears in northern Ecuador. *Ursus*. 16(2):222–233.
- Perlman D. L. y G. Adelson (1997). *Biodiversity: exploring values and priorities in conservation*. Wiley-Blackwell. Massachusetts. 192 p.
- Phua M-H. y M. Minowa (2005). A GIS-based multi-criteria decision making approach to forest conservation planning at a landscape scale: a case study in the Kinabalu Area, Sabah, Malaysia. *Landscape and Urban Planning*. 71:207–222.
- Pressey R. L., C. J. Humphries, C. R. Margules, R. I. Vane-Wright y P. H. Williams (1993). Beyond opportunism: key principles of systematic reserve selection. *Trends Ecol. Evol.* 8:124-8.
- Pressey R. L., H. P. Possingham y J. R. Day (1997). Effectiveness of alternative heuristic algorithms for identifying indicative minimum requirements for conservation reserves. *Biological Conservation*. 80:207-219.
- Primack R. B. (2004). *A Primer of conservation biology*. Sinauer Associates, Inc. Massachusetts. 321 p.
- Primack R. B. (2006). *Essentials of conservation biology*. Sinauer Associate, Inc. Sunderland. 698 p.
- Pritchard D. (2010). *Manejo de cuencas hidrográficas: 4ª Edición*. Secretaria de la Convención Ramsar. Suiza. 102 p.
- Regan H. M., F. W. Davis, S. J. Andelman, A. Widyanata y M. Freese (2007). Comprehensive criteria for biodiversity evaluation in conservation planning. *Biodivers Conserv.* 16:2715–2728.
- Riffell S. K., B.E. Keas y T.M. Burton (2003). Birds in North American Great Lakes Coastal Wet Meadows: Is Landscape Context Important? *Landscape Ecology* 18(2):95-111.
- Rodríguez-Moreno A., G. Arnaud y B. Tershy (2007). Impacto de la erradicación del gato (*felis catus*), en dos roedores endémicos de la isla coronados, Golfo de California, México. *Acta Zoológica Mexicana*. 23(1):1-13.
- Rodríguez-Soto C., O. Monroy-Vilchis, L. Maiorano, L. Boitani, J. C. Faller, M. Á. Briones, R. Núñez, O. Rosas-Rosas, G. Ceballos y A. Falcucci (2011). Predicting

- potential distribution of the jaguar (*Panthera onca*) in México: identification of priority areas for conservation. *Diversity and Distributions*. 17:350–361.
- Ruddiman W. F. y E. C. Ellis (2009). Effect of per-capita land use changes on Holocene forest clearance and CO₂ emissions. *Quat. Sci. Rev.* 28:3011–3015.
- Sanderson E. W., M. Jaiteh, M. A. Levy, K. H. Redford, A. V. Wannebo y G. Woolmer (2002a). The Human Footprint and the Last of the Wild. *BioScience*. 52(10):891-904.
- Sanderson E. W., K. H. Redford, A. Vedder, P. B. Coppolillo y S. E. Ward (2002b). A conceptual model for conservation planning based on landscape species requirements. *Landscape and Urban Planning*. 58:41–56.
- Sarkar S., A. Moffett, R. Sierra, T. Fuller, S. Cameron y J. Garson (2004). Incorporating multiple criteria into the design of conservation area networks. *Endangered Species*. 21(3):100-109.
- Schneider D. (2001). The rise of the concept of scale in ecology. *BioScience*. 51(7):545–553.
- Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica (2004). Enfoque por ecosistemas. PNUMA. 50 p.
- Semlitsch R. D. y J. R. Bodie (1998). Are Small, Isolated Wetlands Expendable? *Conservation Biology*. 12(5):1129–1133.
- Semlitsch R. D. y J. R. Bodie (2003). Biological criteria for buffer zones around wetlands and riparian habitats for amphibians and reptiles. *Conservation Biology*. 17(5):1219–1228.
- Senay D. (2011a). Portrait de l'identification des milieux naturels d'intérêt pour la biodiversité en Estrie, Phase 1. Plan régional de développement intégré des ressources naturelles et du territoire (PRDIRT). Commission régionale sur les ressources naturelles et le territoire. Québec. 46 p.
- Senay D. (2011b). Rapport sur les sites forestiers prioritaires à la conservation de la biodiversité en Estrie: Phase 2 du Portrait de l'identification des milieux naturels d'intérêt pour la biodiversité en Estrie. Plan régional de développement intégré des

- ressources naturelles et du territoire (PRDIRT). Commission régionale sur les ressources naturelles et le territoire. Québec. 20 p.
- Soberon J., J. Golubov y J. Sarukhán (2001). The importance of opuntia in Mexico and routes of invasion and impact of *Cactoblastis cactorum* (Lepidoptera: Pyralidae). *The Florida Entomologist*. 84(4):486-492.
- Stattersfield A.J., M. J. Crosby, A. J. Long y D. C. Wege (1998). Endemic bird areas of the world. Priorities for conservation. BirdLife International. Cambridge, UK.
- Steward A. J. A., T. R. New y O.T. Lewis (2007). Insect conservation biology, 23rd symposium. Royal Entomological Society. Massachusetts. 457 p.
- Trombulak S.C., M.G. Anderson, R.F. Baldwin, K. Beazley, J.C. Ray, C. Reining, G. Woolmer, C. Bettigole, G. Forbes, y L. Gratton (2008). The northern appalachian / acadian ecoregion: Priority locations for conservation action. Two Countries, One Forest. Special Report Warner. (1):58.
- Turner M., R. H. Gardner y R. N. O'Neill (2001). Landscape ecology in theory and practice: pattern and process. Springer-Verlag. New York. 401 p.
- Valente R. O. A. y C. A. Vettorazzi (2008). Definition of priority areas for forest conservation through the ordered weighted averaging method. *Forest Ecology and Management* 256:1408–1417.
- Vélez Restrepo L. A. y A. Gómez Sal (2008). Un marco conceptual y analítico para estimar la integridad ecológica a escala de paisaje. *Ciencia, pensamiento y cultura*. 729:31 - 44.
- Vitousek P. M., H. A. Mooney, J. Lubchenco y J. M. Melillo (1997). Human domination of earth's ecosystems. *Science*. 277: 494 – 499.
- Volvenko I. V. (2011). The importance of species diversity and its components as criteria for selecting nature conservation areas. *Russian Journal of Marine Biology*. 37(7):604–607.
- Wiens J. A., J. F. Addicott, T. Case y J. Diamond (1986). The importance of spatial and temporal scale in ecological investigation. En Diamond J y Case T.J. (eds) *Community ecology*:145-153. Harper & Row, New York.
- Wiens J. A. (1989). Spatial scaling in ecology. *Functional Ecology*. 3: 385-397.

- Williams M. (2008). A new look at global forest histories of land clearing. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 33: 345.
- Wittenberg R. y M. J. W. Cock (2001). *Especies exóticas invasoras: Una guía sobre las mejores prácticas de prevención y gestión.* CAB Internacional. Wallingford. 239 p.
- Wood L. J. y S. Dragicevic (2007). GIS-based multicriteria evaluation and fuzzy sets to identify priority sites for marine protection. *Biodivers Conserv.* 16:2539–2558.