

# **METODOLOGÍA PARA EVALUAR SENSIBILIDAD DE HÁBITAT BASADA EN EL RECURSO FAUNA SILVESTRE\***

**Methodology to evaluate sensitivity of habitat based on wildlife as a resource**

Antonio Utrera<sup>1</sup>

## **RESUMEN**

Se presenta una metodología para determinar la sensibilidad de hábitat mediante el soporte de un sistema de información geográfico (SIG), que facilita integrar información sobre riqueza de especies, endemismo, especies clave y/o en peligro, hábitat críticos y ecosistemas únicos en la región estudiada. El método propuesto permite asignar valores a cada fragmento de hábitat y elaborar un mapa de sensibilidad. Con base en la interpretación y análisis de los hábitat, gremios y especies incluidas en cada categoría, así como también con la información cartográfica referida a conectividad entre parches, centros poblados, vías de comunicación y otros aspectos relevantes, se elabora el mapa de ordenación. Las unidades de ordenación contenidas en el mapa se definen de acuerdo con las potencialidades y limitaciones de los fragmentos incluidos en cada unidad.

**Palabras clave:** hábitat, sensibilidad, metodología, fauna silvestre, Venezuela.

## **ABSTRACT**

Here is presented a methodology to determine habitat sensibility through a Geographic Information System (GIS) to integrate data on species richness, endemism, key or/and endangered species, critical habitats and ecosystem uniqueness within a region. The proposed method allows to assign values to each habitat fragment and to elaborate a sensibility map. Based on the interpretation and analyses of habitat, guilds and species included in each category, as well as with cartographic information referred to patch connectivity, towns, roads and other relevant aspects of the lanscape, a planning map was elaborated. The planning units contained in the map were defined according to the potential and limitations of the fragments includes in each unit.

**Key words:** habitat, sensibility, methodology, wildlife, Venezuela.

---

<sup>(\*)</sup> Recibido: 23-10-2006

Acceptado: 05-02-2007

<sup>(1)</sup> Programa de Ciencias del Agro y del Mar, Universidad Ezequiel Zamora, UNELLEZ, Guanare 3350., Po. Venezuela. Email: autrera1953@yahoo.com.

## INTRODUCCIÓN

Venezuela, país con una gran riqueza de especies silvestres y gran variedad de paisajes y biomas, soporta graves conflictos ambientales generados por la fragmentación y pérdida de hábitat, sobre todo y con mayor intensidad al norte del Orinoco (Ochoa *et al.* 1988, Bisbal 1988, Utrera 2002). El establecimiento de áreas protegidas es considerado una efectiva estrategia para la preservación de la biodiversidad en el planeta. De acuerdo con dicha estrategia, desde mediados del siglo pasado el Estado venezolano ha decretado como áreas protegidas restrictivas una significativa superficie del país, las cuales abarcan aproximadamente 14 % del territorio (Seijas *et al.* 1999).

Sin embargo, no todas las áreas seleccionadas son las más apropiadas, ya sea porque perdieron la vigencia e importancia que en el pasado tuvieron, o porque la superficie cubierta no es suficiente para alojar la biodiversidad esperada (Utrera y Bonavino 2002). Adicionalmente, en los procesos de ordenamiento territorial no es posible asignar el grado de importancia de un área geográfica determinada con una percepción integral, porque no existen criterios claros y sólidos para valorar las características de la fauna silvestre y su entorno. En tal sentido, en Venezuela durante las últimas dos décadas, se han realizado esfuerzos para determinar la importancia de paisajes y hábitat con el propósito de mantener y proteger la fauna silvestre

(Utrera y Cordero 1993, Rodríguez y Rojas-Suárez 1995, Ochoa 1997, Utrera *et al.* 2002). En la mayoría de los casos la asignación y establecimiento de áreas protegidas se basa en criterios circunstanciales, ya sea porque se eligen áreas que no poseen valor comercial, pero constituyen zonas de valor escénico para recreación y turismo, o por su importancia para la conservación del recurso agua, pero no por las características naturales que el área posee (Soulé 1991). En tal sentido, la designación y mantenimiento de las áreas protegidas está inmersa en la problemática social, económica y política de los respectivos países.

Según el PNUMA, América Latina realiza el mayor aporte de áreas protegidas (25 % de dicha superficie) al planeta. Aún así, tales reservas sólo existen en su instrumento de creación, sin que las disposiciones legales lleguen a aplicarse (Márquez 2005).

## SENSIBILIDAD DE HÁBITAT

Existen métodos que permiten definir prioridades para la conservación de la biodiversidad a diferentes escalas: global, regional y local. Según sea el caso se emplean criterios que evalúan la importancia de la vida silvestre, así como la intervención, fragmentación o destrucción de sus hábitat y la urgencia con la que se debe actuar para aplicar acciones que reduzcan las amenazas de extinción de las especies (Utrera y Cordero 1993, Rodríguez y

Rojas-Suárez 1995, Ochoa 1997, Fornasari *et al.* 1999, Utrera *et al.* 2002).

Sobre la base de esa perspectiva, la sensibilidad ambiental es un parámetro que permite estimar la susceptibilidad del medio físico para soportar deterioro debido a cambios ambientales producidos por causas naturales o humanas (Schargel *et al.* 2001). Generalmente, se determina la sensibilidad desde el punto de vista de la intervención antrópica con la finalidad de mitigar o prevenir impactos negativos. En tal sentido, se consideran sensibles aquellos elementos cuya respuesta a la intervención generan cambios sustanciales en el funcionamiento del ecosistema, ya sea por la afectación directa de sus componentes o porque altera los flujos de energía y los ciclajes de agua y nutrientes.

Si consideramos la vida silvestre y su entorno, las áreas de mayor sensibilidad estarán determinadas por la presencia de: a) alta riqueza y diversidad biológica, b) especies endémicas, especies clave o en peligro de extinción c) hábitat críticos para la fauna silvestre y d) ecosistemas que poseen características únicas en la región. También califican como sensibles aquellas áreas con características que posibilitan la interconexión entre fragmentos ecológicamente importantes y que además, funcionan como corredores ecológicos (Utrera *et al.* 2002). Por lo tanto, la sensibilidad biológica puede

medirse directamente sobre el componente fauna o sobre su entorno (hábitat).

De acuerdo con la percepción de diversos autores el hábitat es concebido como la suma de variados recursos indispensables para la supervivencia de los organismos (Hall *et al.* 1997). En el presente artículo el hábitat es considerado el espacio físico que brinda alimento, cobertura y agua, componentes imprescindibles para el mantenimiento, reproducción y supervivencia de las especies que integran una comunidad animal. Con base en lo anteriormente expuesto, los primeros pasos metodológicos deben estar dirigidos a caracterizar los hábitat presentes en el área de estudio y luego establecer la relación hábitat-fauna.

### **ASPECTOS CARTOGRÁFICOS Y CARACTERIZACIÓN DE HÁBITAT**

Para caracterizar los hábitat se puede utilizar información cartográfica ya generada, la cual debe ser verificada con el apoyo de sistemas de información geográfica (SIG), imágenes de satélite, fotografías aéreas, ortofotomapas y chequeos de campo. En esta primera etapa es fundamental determinar la(s) biorregión(es) que ocupa el área de estudio, con la finalidad de elaborar una completa y confiable lista de los vertebrados silvestres (excepto peces) registrados en cada región. Con este propósito se utilizarán artículos científicos,

monografías y/o informes técnicos, así como también, la información depositada en museos u otras instituciones. Es indispensable emplear información estrictamente confiable, con el objeto de garantizar la precisión del modelo hábitat-fauna. Para generar el mapa de hábitat es recomendable utilizar en el modelo, las variables y atributos que se muestran a continuación (Tabla 1).

Cada variable representa una capa temática la cual debe ser cartografiada con la ayuda de un SIG, sistema que permite visualizar, explorar, consultar, analizar e imprimir datos georeferenciados, desplegar mapas, cruzar y sumar información procedente de otros temas y realizar análisis espacial. Para caracterizar los hábitat se suman las capas temáticas propuestas en el modelo, se trazan los límites y luego se describen detalladamente los respectivos hábitat. El nivel de detalle debe estar acorde con los objetivos del trabajo, la superficie del área de estudio y la información básica disponible. Generalmente, estos estudios abarcan grandes superficies y se utilizan escalas que van desde 1:500.000 hasta 1:100.000. De manera excepcional, localmente se puede trabajar a mayor detalle (1:25.000).

## HÁBITAT, FRAGMENTOS Y UNIDADES DE FAUNA

Con fines estrictamente operativos, a continuación se especifican y describen una serie de términos y conceptos que facilitarán la comprensión de la metodología propuesta. Los hábitat previamente caracterizados deben ser cartografiados a una escala acorde con los objetivos del proyecto. El hábitat así concebido, debe ser descrito como la asociación vegetal, cuerpo de agua o área bajo uso, ubicado en determinado paisaje y piso altitudinal que alberga una comunidad de vertebrados silvestres. Adicionalmente, la formación vegetal puede presentar algún grado de intervención e inundabilidad. Al cartografiar los hábitat es evidente que no son superficies continuas, ya que cada hábitat está constituido por áreas independientes denominadas fragmentos. En la Figura 1 se pueden distinguir 10 hábitat y sus respectivos fragmentos, cada uno representado por una trama diferente. Por ejemplo, el bosque semideciduo sin intervención, ubicado en el piso tropical (BSdTSi), está representado en la figura con líneas horizontales y está constituido por dos fragmentos situados al noreste y suroeste del área de estudio.

**Tabla 1. Variables y atributos propuestos para generar el mapa de hábitat.**

| Variable           | Atributos  |
|--------------------|--|
| Cobertura vegetal  | Tipo de cobertura, grado y tipo de intervención, inundabilidad |
| Uso actual         | Categoría de uso, grado de intervención                        |
| Piso altitudinal   | Pisos presentes en el área de estudio                          |
| Hidrología         | Cuerpos de agua (ríos, lagunas, humedales, embalses, otros)    |
| Paisaje            | Tipo de paisaje  |
| Información básica | Vías de comunicación, centros poblados                         |

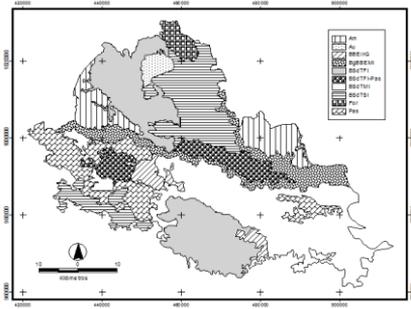


Figura 1. Mapa de hábitat.

Cada hábitat constituye un ambiente capaz de alojar una variada riqueza de especies. Varios hábitat con un grado de similaridad cualitativa superior a 80 %, constituyen una Unidad de Fauna (UF). En tal sentido, una UF es concebida como un grupo de hábitat que comparten la mayoría de las especies (baja betadiversidad), razón por la cual si seleccionamos el hábitat con mayor riqueza, indudablemente albergará la máxima riqueza posible en la UF respectiva. En la representación gráfica de lo que se concibe como UF (Fig. 2), se observa que el área de estudio está constituida por tres unidades. La identificada con el número 2 abarca dos hábitat: el 21 dividido en cuatro fragmentos y el 22 en tres. Las UF 1 y 3 están constituidas por tres hábitat cada una y variados fragmentos.

### ASOCIACIÓN HABITAT-FAUNA

El uso de modelos que relacionan la calidad del hábitat con los requerimientos de vida de las especies es una herramienta ampliamente utilizada sobre la base de una extensa y pragmática perspectiva. Su

objetivo es generar información con el fin de asignar a cada hábitat o fragmento, un valor de importancia con base en los requerimientos de las especies (Marcot *et al.* 1981, Farmer *et al.* 1982, Ohman 1983, 1992, Raphael y Marcot 1986, Sweeney 1986, Utrera y Cordero 1991, 1993; With 1997, Block *et al.* 1998, Schargel *et al.* 1999, 2000, 2001; Iverson y Shypitka 2003, Larson *et al.* 2003, Sarell y Haney 2003, Ortega-Huerta y Peterson 2004).

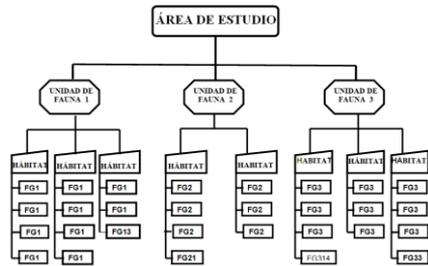


Figura 2. Representación gráfica de las unidades de fauna con sus respectivos hábitat y fragmentos.

El hábitat, concebido como el espacio físico donde residen variadas especies de la fauna silvestre, incluye alimento, cobertura y agua. La presencia y abundancia de dichas especies está condicionada por la cantidad, calidad y disponibilidad de alimento, así como por la cobertura y características físicas del ámbito espacial. Con base en esta visión surge el concepto de preferencias de hábitat, el cual está sustentado en la evidente evolución y adquisición de características genéticas que condicionan el uso y preferencia por determinadas propiedades de un hábitat, lo que favorece su reproducción y supervivencia (Block *et al.*

1998). La selección de hábitat es un innato y aprendido comportamiento, que predispone a una especie a utilizar un espacio con específicas características ambientales. En la medida en que el hábitat es utilizado, la selección natural actúa incrementado la eficiencia de las especies que lo utilizan (Johnson 1980, Block *et al.* 1994, 1998). Aunque los organismos ocupan casi todos los hábitat presentes en la biosfera, las especies individualmente, sólo son capaces de utilizar una limitada fracción de condiciones ambientales (Wiens 2004).

Los especialistas en manejo de vida silvestre deben descifrar las relaciones hábitat-fauna, con la finalidad de utilizar dicha información para planificar el uso de la tierra. La aplicación del concepto de hábitat requiere de métodos sistemáticos que relacionen las características de hábitat con la presencia y/o abundancia de la fauna silvestre mediante modelos, los cuales pueden ser utilizados aún cuando la información básica no sea absoluta, pero obligatoriamente debe ser confiable. Como los modelos se construyen sobre la base de información ya generada pueden excluir algún tipo de referencia difícil de precisar, lo cual requiere tomar decisiones en muchos casos subjetivas y condicionadas por la óptica del especialista (Marcot *et al.* 1981).

Farmer *et al.* (1982) argumentaron que los modelos hábitat-fauna deben ser diseñados utilizando variables físicas o ambientales fáciles

de medir, pero que reflejen las exigencias de las especies por alimento, refugio y lugar de reproducción. De acuerdo con la complejidad de la predicción, el diseño debe asegurar la colecta suficiente y apropiada de datos, razón por la cual es indispensable definir el nivel de precisión y seguridad de los resultados. Por ejemplo, muchas especies utilizan un mosaico de hábitat. Entonces el modelo debe permitir relacionarlas y asociarlas con los hábitat presentes en el área de estudio.

Basados en la concepción teórica de los modelos hábitat-fauna, se debe elaborar una tabla de doble entrada que contenga los hábitat presentes en cada bioregión (eje x) y las especies registradas (eje y). De esa manera la tabla se convierte en una matriz x-y en la que se reflejan las probabilidades de presencia-ausencia correspondientes a las diferentes especies en los hábitat respectivos (Tabla 2). Se le asigna valor 1 a aquellas especies, que se consideran presentes en el hábitat respectivo, y cero cuando están ausentes. Se puede trabajar con mayor precisión, utilizando tres probabilidades (Tabla 2, parte baja). Cuando no hay duda de que la especie está ausente, se le asigna valor 1. Luego, el valor 2 se le adjudica a las especies probablemente presentes en hábitat con características que no son óptimas para dicho organismo, razón por la cual se asigna un menor valor de importancia. A continuación se describen los criterios

considerados: a) las características de hábitat son similares a la ideal, pero el fragmento está intervenido y la especie es capaz de soportar dicha intervención, b) el fragmento es menor al tamaño apropiado, pero la especie soporta tal situación, c) el hábitat está fragmentado, pero la especie soporta dicha fragmentación. Por lo tanto, el hábitat es utilizado marginal o muy transitoriamente por la especie, de acuerdo con una o varias de las razones ya expuestas, o cualquier otra no mencionada. El valor 3 es asignado cuando existe certeza de que la especie está presente porque ha sido registrada en la zona, o el fragmento presenta características de hábitat similares, óptimas para el organismo. Con base en esta información y a la interpretación del dendrograma de similaridad obtenido a partir de un análisis multivariado de correlación simple entre las especies y sus hábitat, se definen las UF (Fig. 2).

**Tabla 2. Valores probables de presencia/ausencia**

| Especie | HABITAT |      |      |     |
|---------|---------|------|------|-----|
|         | BSdMi   | BgFi | SBBE | Cha |
| A       | 1       | 1    | 1    | 0   |
| B       | 0       | 1    | 0    | 1   |
| C       | 1       | 0    | 1    | 1   |
| D       | 1       | 1    | 2    | 2   |
| E       | 1       | 2    | 3    | 2   |
| F       | 3       | 3    | 2    | 1   |

0 = ausente      1 = presente  
 1 = ausente      2 = probablemente presente  
 3 = presente

### PASOS METODOLÓGICOS PARA MEDIR SENSIBILIDAD DE HÁBITAT

En la metodología que se describe a continuación se proponen

cuatro índices, los cuales pueden tomar valores que fluctúan de 0 a 1; valores altos indican alta sensibilidad de hábitat y viceversa. La suma de dichos índices indica el grado de sensibilidad para cada fragmento de hábitat.

### Número de especies que ameritan protección (PR)

Con base en la percepción de este índice, se deben tomar en consideración aquellas especies que presenten alguna de las siguientes características: a) ameritan protección de acuerdo con criterios nacionales e internacionales (IUCN 2004, Rodríguez y Rojas-Suárez 1995, Wilson 1996), b) debido a su importancia local por su restringida distribución, especificidad en el hábitat utilizado o reducido tamaño poblacional (endémicas, raras, otras) según los criterios de Hubbel y Foster (1986) y Fiedler y Ahouse (1992) c) porque la especie es considerada un organismo clave en la comunidad (Gilbert 1980, Power *et al.* 1996, Dunne *et al.* 2002, Worm y Duffy 2003). Se considerarán áreas de mayor sensibilidad aquellas capaces de alojar mayor número de especies que ameritan ser protegidas, de acuerdo con los criterios anteriormente descritos.

Como la información del componente Fauna Silvestre está estructurada en UF, se adjudicará el máximo valor (1) al hábitat que contienen mayor número de especies que ameritan protección en la UF respectiva. Consecuentemente, el índice PR variará proporcionalmente como

una función del número de especies que ameritan protección, registradas en cada hábitat. Este índice es independiente de la fragmentación y tamaño del fragmento, razón por la cual se calcula con base a cada hábitat y se utiliza la siguiente fórmula:

$$PR = \pi/P$$

P = número de especies que ameritan protección, en aquel o aquellos hábitat que contienen el mayor número de especies en la UF respectiva.

$\pi$  = número de especies que ameritan protección en cada hábitat.

### **Estructura en gremios (GR) y complejidad de hábitat (CH)**

Numerosos estudios han demostrado que la composición y estructura de las comunidades animales está estrechamente relacionada con la complejidad y heterogeneidad del hábitat y que la diversidad estructural y trófica de las comunidades animales disminuye en la medida que dicha complejidad es menor (MacArthur *et al.* 1962, Karr y Roth 1971, Menge y Sutherland 1976, Pearson 1975, Roth 1976, Rotenberry y Wiens 1980, August 1983, Utrera 1997). Adicionalmente, según la teoría ecológica, los hábitat más complejos pueden ser más estables y persistentes en el tiempo pero más sensibles a fuertes cambios, lo que podría generar nuevos hábitat de menor complejidad y mayor resiliencia (Kikkawa 1986, Pimm 1986). Generalmente, la intervención antrópica actúa fuertemente sobre los

hábitat prístinos, altera la dinámica poblacional y puede causar la desaparición de organismos del sistema. Las comunidades son diferencialmente resistentes, lo cual depende de la riqueza y complejidad trófica, pero también de la ubicación y el grado de asociación de los organismos removidos en la trama trófica (McCann 2000, Dunne *et al.* 2002). Especies fuertemente conectadas pueden ser consideradas organismos clave ya que su desaparición afectará significativamente la resiliencia y estabilidad del sistema y podría causar grandes y negativos efectos sobre otros componentes de la comunidad (Solé y Montoya 2001, Dunne *et al.* 2002, Worm y Duffy 2003). Cuando el impacto es fuerte y el cambio en las tramas tróficas es significativo, el sistema es incapaz de regresar a su punto de equilibrio inicial, con la consecuente pérdida de especies en la comunidad.

En tal sentido, la complejidad y estabilidad de una comunidad y su hábitat se puede estimar analizando la estructura de las tramas tróficas, ya que hábitat más complejos son capaces de alojar mayor número de especies, las cuales generarán mayor número de relaciones inter e intra específicas, que se reflejarán no sólo en la diversificación y complejidad de las tramas tróficas, sino también en la organización en gremios (Gilbert 1980, Kikkawa 1986). El término gremio se concibe como un grupo de especies que comparte y utiliza de manera similar, los mismos recursos.

Por lo antes expuesto, para evaluar la sensibilidad de hábitat, se utilizarán como parámetros el número de gremios presentes en la comunidad (GR) y la complejidad de hábitat (CH) en concordancia con el número de especies que integran cada gremio. Para obtener los valores de dichos índices, los gremios así concebidos, deben ser estructurados con base en las tendencias tróficas y al uso del espacio por parte de las especies, tomando en consideración el eje temporal (Utrera *et al.* 2002).

**ÍNDICE GR:** para el cálculo del valor respectivo, se adjudicará el máximo valor (1) al hábitat o hábitat que alberguen el mayor número de Gremios en una UF. Dicho valor variará proporcionalmente en función del número de gremios presentes en cada UF y puede tomar valores que varían desde 0 hasta 1. Para calcular el valor del parámetro **GR** en cada hábitat, se utilizará la siguiente fórmula:

$$GR = \pi/P$$

P = número de gremios presentes en aquel o aquellos hábitat que albergan el mayor número de gremios.

$\pi$  = número de gremios en cada uno de los hábitat considerados.

**ÍNDICE CH:** para calcular el valor de la complejidad de hábitat se utilizan dos parámetros estrechamente relacionados, la riqueza de especies y el número de gremios. La fórmula es la siguiente:

$$CH = \sum \{1 - (1 / \text{spgri})\}$$

spgri = número de especies en el gremio i.

Este índice así calculado puede obtener valores mayores a uno. Por lo tanto, deben transformarse a una escala 0 – 1. Para tal fin, se le asigna el valor 1 al máximo CH calculado en la UF respectiva. El resto de los valores estimados por dicha fórmula variará proporcionalmente.

En el cálculo de éstos tres índices se ha utilizado la concepción de UF, razón por la cual los fragmentos con mayor valor reflejan la máxima sensibilidad posible en cada UF. Por lo tanto, mediante estos parámetros se logran seleccionar los fragmentos de hábitat más importantes presentes en el área de estudio.

### FRAGMENTACIÓN E INTERVENCIÓN DE HÁBITAT (FG)

Mediante este parámetro se evalúa el grado de intervención, fragmentación y superficie cubierta por cada hábitat. Con base en la percepción de varios autores (Wiens 1989, Lord y Norton 1990, Morrison *et al.* 1992, Hall *et al.* 1997, Franklin *et al.* 2002) he considerado la fragmentación de hábitat como la discontinuidad de la distribución espacial de los recursos y condiciones presentes en un área dada, como resultado de una serie de mecanismos (antrópicos y naturales) que afecta la presencia, reproducción y sobrevi-

vencia de las especies que constituyen la comunidad.

De acuerdo con la teoría ecológica, en el contexto de la dinámica de metapoblaciones, la probabilidad de extinción local aumenta proporcionalmente con la reducción del área del parche, y la probabilidad de colonización se incrementa en la medida que la conectividad entre los parches aumenta. Aunque existen ciertas contradicciones en cuanto a dicha predicción (Fleishman *et al.* 2002), una serie de trabajos realizados con vertebrados validan dicha teoría (Wilcox 1980, Howe 1984, Lomolino 1984, Opdam *et al.* 1985, Opdam 1991, Hubbel y Foster 1986, Van Dorp y Opdam 1987, Crooks 2002, Michalski y Peres 2005). La probabilidad de extinción como consecuencia de la pérdida y fragmentación de hábitat varía, de acuerdo con la capacidad que tienen los organismos para colonizar y dispersarse, así como por sus cualidades ecofisiológicas (Wilcox 1980). En consecuencia los vertebrados voladores (aves y murciélagos) tienen mayor capacidad de dispersión y por lo tanto son menos propensos a la extinción que el resto de los mamíferos no voladores, los reptiles y anfibios.

Aunque el parámetro propuesto no mide algunos aspectos relacionados con la pérdida y fragmentación de hábitat, está basado en la capacidad de colonización y dispersión de los vertebrados, la conectividad entre

parches y el área de vivienda de las especies. En tal sentido, la metodología enfatiza la cualidad del fragmento para alojar vertebrados silvestres, excluidos los peces. Aquellos hábitat que cubren pequeñas superficies en relación con el área de estudio, serán más sensibles a la intervención y degradación, en comparación con aquellos que abarcan grandes superficies, ya que estos últimos pueden persistir en el tiempo. Por lo tanto, el grado de sensibilidad será inversamente proporcional al tamaño del hábitat. En contraposición, los fragmentos con mayor superficie y menor grado de intervención serán más importantes de preservar ya que pueden contener mayor cantidad de microhábitat (mayor heterogeneidad y complejidad) así como también organismos especializados que ocupan microhábitat raros o escasos (Hubbel y Foster 1986). Por lo tanto, los hábitat más sensibles e importantes de preservar son aquellos que cubren pequeñas superficies, en relación con el área de estudio, pero se deben seleccionar los fragmentos más extensos de cada hábitat.

De acuerdo con la concepción de UF se agrupan hábitat con similitud en cuanto a riqueza de especies. Como es usual trabajar a escala regional, lo más probable es que se configuren UF las cuales agrupan estrictamente hábitat antrópicos fuertemente intervenidos. Al elegir el hábitat con mayor valor FG de una UF con características como la anteriormente señalada, el resultado estará sesgado, ya que se le

asignará un valor de importancia superior al esperado. Para solucionar tal situación en la propuesta se adiciona el elemento GI, parámetro que describe el grado de intervención del hábitat considerado.

Para el cálculo del índice **FG** se utilizan las siguientes fórmulas:

$$FG = AH * FRG * GI$$

$$AHi = 1 - (SHi / ST)$$

$$FRGi = SFi/SHi$$

**AH:** índice que evalúa la superficie cubierta por hábitat *i* en relación con la superficie cubierta por el área de estudio

**SHi:** superficie cubierta por el hábitat *i*

**ST:** superficie total del área de estudio

**FG:** índice que evalúa la fragmentación del hábitat

**SFi:** superficie cubierta por el fragmento *i*

**Gi:** índice que evalúa el grado de intervención de acuerdo con los criterios que se describen en la Tabla 3.

**Tabla 3. Valor sugerido para el índice Gi.**

| Hábitat o fragmento bajo uso   | Valor Gi sugerido |
|--|-------------------|
| Áreas urbanas  | 0,1               |
| Cultivos mecanizados y de subsistencia, pastizales, frutales, plantaciones forestales y otros usos | 0,2               |
| Formaciones vegetales con fuerte intervención  | 0,4               |
| Formaciones vegetales fuertemente intervenidas   | 0,7               |
| Formaciones vegetales fuertemente intervenidas   | 1,0               |

Finalmente estos índices se suman y se obtiene el valor de sensibilidad final **SF** para cada fragmento de hábitat.

$$SF = P + GR + CH + FG$$

## UNIDADES DE ORDENACIÓN

El índice de sensibilidad final en cada fragmento puede tomar valores mayores a **0** pero menores a **4**; dichos valores agrupados en categorías (muy alta, alta, media y baja) constituyen la base para elaborar el mapa de sensibilidad final. Posteriormente, basados en la interpretación y análisis de los hábitat, gremios y especies incluidas en cada categoría, así como también con la información cartográfica referida a conectividad entre parches, centros poblados, vías de comunicación y cualquier otro aspecto relevante se elabora el mapa de ordenación. Las unidades de ordenación se definen de acuerdo con las potencialidades y limitaciones de los fragmentos de hábitat que la integran. Respaldados por instrumentos legales se procede a normar las actividades compatibles, incompatibles y restringidas en cada unidad de ordenación y se le asigna la condición de manejo más pertinente, de acuerdo con la apreciación de las área bajo régimen de administración especial previstas en la normativa legal.

## AGRADECIMIENTOS

Agradezco las sugerencias y correcciones de los revisores anónimos. El Prof. Andrés Seijas me ayudó en la traducción al inglés del resumen.

## REFERENCIAS

August, P. 1983. The role of habitat complexity and heterogeneity

- in structuring tropical mammals communities. *Ecology* 64(6):1495-1507.
- Bisbal, F. 1988. Impacto humano sobre los hábitat de Venezuela. *Interciencia* 13(5): 226-232.
- Block, W.M., Morrison, M.L., Verner, J. and Manley, P.N. 1994. Assessing wildlife-habitat relationships models: A case study with California oak woodlands. *Wildl. Soc. Bull.* 22: 549-561.
- Block, W.M., Morrison, M.L. and Scott, P. 1998. Development and Evaluation of Habitat Models for Herpetofauna and Small Mammals. *Forest Science* 44(3):430-437.
- Crooks, K. 2002. Relative Sensitivities of Mammalian Carnivores to Habitat Fragmentation. *Conservation Biology* 16(2): 488-502.
- Dunne, J., Williams, R. and Martínez, N. 2002. Network structure and biodiversity loss in food webs: robustness increases with connectance. *Ecology Letters*, (2002) 5: 558-567.
- Farmer, A.H., Ambruster, M.J., Terrell, J. W. and Schroeder, R.L. 1982. Habitat models for Land-use planning: assumption and strategies for development. *Trans. N. Amer. Wildl. and Natur. Resour. Conf.* 47:47-56.
- Fiedler, P.L. and Ahouse, J.J. 1992. Hierarchies of cause: toward an understanding of rarity in vascular plant species. In Fiedler P.L. and K.J. Jain (eds) *Conservation biology: the theory and practice of nature conservation, preservation and management*. Chapman and Hall, New York, pp.23-47.
- Fleishman, A., Ray, C., Sjögren-Gulve, P., Boggs, C. and Murphy, D. 2002. Assessing the roles of patch quality, area and isolation predicting metapopulation dynamics. *Conservation Biology* 16(3):1-11.
- Fornasari, L., Bani, B., de Carli, E. and Massa, R. 1999. Species sensitivity concept as an approach for landscape evaluation. *Vogelwelt* 120, Suppl., 135-140.
- Franklin, A., Noon, B. and George, L. 2002. What is habitat fragmentation?. *Studies in Avian Biology*. 25:20-29.
- Gilbert, L. 1980. Food web organization and the conservation of Neotropical diversity. Cap 2, pp. 11-33. In: M. Soulé y B. Wilcox (ed). *Conservation biology. An evolutionary-ecological perspective*. Sinauer Associ. INC. Massachusetts, 395 pp.
- Hall, L.S., Krausman, P.R. and Morrison, M.L. 1997. The

- habitat concept and a plea for standard terminology. *Wildl. Soc. Bull.* 25:173-182.
- Howe, R.W. 1984. Local dynamics of bird assemblages in small forest habitat islands in Australia and North America. *Ecology* 65: 1585-1601.
- Hubbell, S.P. and Foster, R. 1986. Commonness and rarity in a neotropical forest: implications for tropical tree conservation. Pp. 205-231 In: Soulé, M.E. (ed). *Conservation biology: The science of scarcity and diversity*. Sinauer associates. Sunderland, Mass.
- IUCN 2004. *IUCN Red List of Threatened Species. 2001 Categories and Criteria (Version 3.1)* <<http://www.redlist.org/>>. Downloaded on 29 August 2005.
- Iverson, K. and Shypitka, S. 2003. *Sensitive Ecosystems Inventory: Bella Vista – Goose Lake Range. Volume 2: Terrestrial Ecosystem Mapping, Soil Erosion and Slope Stability, and Expanded Legends*. Prepared for the Okanagan Indian Band, Allan Brooks Nature Centre, City of Vernon, and the Ministry of Water, Land and Air Protection. British Columbia, Canada.
- Johnson, D.H. 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology* 61 :65-71.
- Karr, J. and Roth R. 1971. Vegetation structure and avian diversity in several new world areas. *Am. Nat.* 105(945):423- 435.
- Kikkawa, J. 1986. Complexity, diversity and stability. Pp. 41-62. In: J. Kikkawa y D. Anderson (eds). *Community ecology. Patterns an process*. Blackwel, Victoria.
- Larson, M., Thompson III, F., Millsbaugh, J., Dijak, W. and Shifley, S. 2003. Linking population viability, habitat suitability, and landscape simulation models for conservation planning. *Ecological Modelling* 180 (2004) 103–118.
- Lomolino, M. 1984. Mammalian island biogeography: effects of area, isolation and vagility. *Oecología (Berlin)* 61:376-382.
- Lord, J. M. and Norton, D. A. 1990. Scale and the spatial concept of fragmentation. *Conservation Biology* 4:197-202.
- MacArthur, R., MacArthur, J. and Preer, J. 1962. On birds species diversity. II. Prediction of bird census from habitat measurements. *Am. Nat.* 96:167-174.
- McCann, K. 2000. The diversity–stability debate. *Nature* 405:228-233

- Marcot, B., M. Raphael and K. Berry. 1981. Monitoring wildlife habitat and validation of wildlife-habitat relationship models. *Trans. N. Amer. Wild. and Natur. Resour. Conf.* 48:315-329.
- Márquez, H. 2005. Áreas protegidas de papel. *Tierramérica. Medio ambiente y desarrollo.* PNUMA.
- Menge, B. and Sutherland, J. 1976. Species diversity gradients: synthesis of the roles of predation, competition and temporal heterogeneity. *Amer. Nat.* 110:351-369.
- Michalski, F. and Peres, C. A. 2005. Anthropogenic determinants of primate and carnivore local extinctions in a fragmented forest landscape of southern Amazonia. *Biological Conservation* 124: 383-396
- Morrison, M.L., Marcota, B.G. and Mannan, R.W. 1992. Wildlife-habitat relationships: Concepts and applications. Univ. Wisconsin Press, Madison.
- Ochoa, J., Sánchez, J., Bevilacqua, M. y Rivero, R. 1988. Inventario de los Mamíferos de Reserva Forestal de Ticoporo y la Serranía de los Pijiguaos, Venezuela. *Acta Cient. Ven.* 39: 269-280.
- Ochoa, J. 1997. Sensibilidades potenciales de una comunidad de mamíferos en un bosque productor de maderas de la Guayana Venezolana. *Inter-ciencia* 22(3): 112-122.
- Ohmann, Janet L. 1983. Evaluating wildlife habitat as part of a continuing, extensive forest inventory. *In:* Bell, John F.; Atterbury, Toby, eds. Renewable resource inventories for monitoring changes and trends: proceedings of an international conference. 1983 August 15-19; Corvallis, OR: Oregon State University: 623-627.
- Ohmann, J. 1992. Wildlife habitats of the north coast of California: new techniques for extensive forest inventory. Res. Pap. PNW-RP-440. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 48 p.
- Opdam, P. 1991. Metapopulation theory and habitat fragmentation: a review of holarctic breeding bird studies. *Landscape Ecology* 5(2): 93-106.
- Opdam, P., Rijdsdijk, G. and Hustings, F. 1985. Bird communities in small woods in an agricultural landscape: Effects of area and isolation. *Biol. Conserv.* 34: 333-352.
- Ortega-Huerta M. A. and Peterson, A. T. 2004. Modelling spatial

- patterns of biodiversity for conservation prioritization in North-eastern Mexico. *Diversity and Distributions* 10:39-54.
- Pearson, D., 1975. The relation of foliage complexity to ecological diversity of three Amazonian Bird Communities. *Condor*, 77:453-466.
- Pimm, S. 1986. Community stability and structure. Cap. 14, pp 309-329. In: Soulé, M. E. (ed). *Conservation Biology. The science of scarcity and diversity*. Sinauer, Suntherland.
- Power, M., Tilman, D., Estes, J. A., Menge, B. A., Bond, W. J., Scott Mills, L., Daily G., Castilla, J. C., Lubchenco, J. and Paine, R. T. 1996. Challenges in the Queso for Keystones. *BioScience* 46 (8):609-620.
- Raphael, M. and Marcot, B. 1986. Validation of a wildlife-habitat relationships model: vertebrates in a Douglas -fir sere. In: Verner, J; Morrison, M; Ralph, C. John, eds. *Wildlife 2000: modeling habitat relationships of terrestrial vertebrates*. Madison, WI: University of Wisconsin Press: 129-138.
- Rodríguez, J.P. y Rojas-Suárez, F. 1995. *Libro Rojo de la Fauna Venezolana*. 1<sup>ra</sup> Ed. Ex Libris. Caracas. 444 pp.
- Rotenberry, J. and Wiens, J. 1980. Temporal variation in habitat structure and Shrubsteppe Bird Dynamics. *Oecologia (Berl)* 47:1-9.
- Roth, R. 1976. Spatial heterogeneity and birds species diversity. *Ecology* 57:773-782.
- Sarell, M. and Haney, A. 2003. Sensitive Ecosystems Inventory: Bella Vista – Goose Lake Range. Volume 3: Wildlife habitat mapping. Prepared for the Okanagan Indian Band, Allan Brooks Nature Centre, City of Vernon, and the Ministry of Water, Land and Air Protection. British Columbian, Canada.
- Schargel, R., Cuello, N., Utrera, A. y Rivero, J. 1999. Caracterización Físico Natural para el desarrollo regional de Occidente a escala 1:250.000. Carta NC 19-10. Sección X, Sensibilidad. UNELLEZ BIOCEN-TRO – PDVSA Servicios. Caracas. pp. 1-34.
- Schargel, R., Cuello, N., Utrera, A. y Rivero, J. 2000. Caracterización Físico Natural para el desarrollo regional de Occidente a escala 1:250.000. Carta NC 19-14. Sección X. Sensibilidad. UNELLEZ BIOCEN-TRO – PDVSA. Caracas. pp. 1-29.

- Schargel, R., Cuello, N., Utrera, A. y Rivero, J. 2001. Levantamiento de recursos naturales a escala 1:250.000. Carta NC 19-15. Sección X, Sensibilidad. UNELLEZ BIOCENTRO – PDVSA
- Seijas, A.E., Bianchi, G., Romero, F., Bonavino, A., García - Pérez, J.E., Niño, M., González, I. y Marrero, C. 1999. Conservación de la Diversidad Biológica en Venezuela. Documento técnico de la Estrategia Nacional para la Conservación de la Diversidad Biológica. Biocentro – UNELLEZ – MARNR.
- Solé, R.V. and Montoya, J. 2001. Complexity and fragility in ecological networks. Proc. Roy. Soc. B, 268, 2039–2045.
- Soulé, M.E. 1991. Conservation: tactics for a constant crisis. Science, 253, 744–750.
- Sweeney, J. M. 1986. Summary: linking wildlife models with models of vegetation succession the researcher's viewpoint. In: Verner, Jared; Morrison, Michael L.; Ralph, C. John, eds. Wildlife 2000: modeling habitat relationships of terrestrial vertebrates. Madison, WI: University of Wisconsin Press: 415-416.
- Utrera, A. y Bonavino, A. 2002. Aptitud y eficacia de las ABRAE Protectoras en la Biorregión Llanos de Venezuela. V Congreso de Ciencia y Tecnología del Edo. Portuguesa. Guanare, 6-8 de Noviembre de 2002.
- Utrera, A. y Cordero, Y. 1991. Metodología para la priorización de áreas de protección para la Fauna Silvestre. Biollania 8:61-86.
- Utrera, A. y Cordero, Y. 1993. La Priorización de Arreas de Protección: una herramienta en el proceso de Ordenación del Recurso Fauna Silvestre. Biollania 9:17-26.
- Utrera, A. 1997. Impacto de la actividad forestal sobre las comunidades de mamíferos en la Reserva Forestal de Caparo. Trab. Ascenso Prof. Agregado. Unellez, Programa RNR. Guanare. 56 p.
- Utrera, A. 2002. Impacto de la actividad forestal sobre comunidades de mamíferos asociadas a dos lotes boscosos con distintos grados de intervención. Revista Unellez Ciencia y Tecnología 20:61-81.
- Utrera, A., García, J. E., Altuve, J.L. y Bonavino, A.. 2002. Sensibilidad de hábitat de los llanos de Venezuela. Cap. V, pp. 1-53. En: Conservación y Uso Sustentable de la Biodiversidad en la Ecorregión de los Llanos de Venezuela. Sub-

componente Fauna Silvestre y Acuática. Proyecto UNELLEZ, BIOCENTRO – FUDENA.

Van Dorp, D. and Opdam, P. 1987. Effects of patch size, isolation and regional abundance on forest bird communities. *Landscape Ecology* 1: 59-73.

Wiens, J. A. 1989. Spatial scaling in ecology. *Functional ecology* 3:385-397.

Wiens, J. 2004. Speciation and ecology revisited: phylogenetic niche conservatism and the origin of species. *Evolution* 58(1): 193–197.

Wilcox, B. 1980. Insular ecology and conservation. Cap. 6, pp.95-117. In: M. Soulé and B. Wilcox. *Conservation Biology: an evolutionary - ecological perspective*. Sinauer associates, INC. Publishers. Sunderland, Massachusetts. 395 p.

Willson D.E. 1996. Neotropical bats: a checklist with conservation status. pp167-177. In: Gibson (ed.) *Neotropical biodiversity and Conservation*. University of California.

With, K. 1997. Applications of neutral landscape models. *Conservation Biology* 11(5): 1069.1080.

Worm B. and Duffy, E. J. 2003. Biodiversity, productivity and stability in real food webs. *Tree* 18(12):628-632.