



**CONAMA10**  
CONGRESO NACIONAL  
DEL MEDIO AMBIENTE

COMUNICACIÓN TÉCNICA

**Evaluación del interés y estado de conservación de ecosistemas terrestres mediante índices de valoración de su biodiversidad. Aplicación a los sistemas forestales del municipio de Murcia.**

Autor: Vicente Ramos Ruiz

Institución: Universidad de Murcia

e-mail: [vicente.ramos@um.es](mailto:vicente.ramos@um.es)

Otros Autores: Francisco Robledano Aymerich (Universidad de Murcia), Víctor Manuel Zapata Pérez (Universidad de Murcia)

## RESUMEN

Se ha evaluado el interés y estado de conservación de unidades discretas de territorio formadas por fragmentos forestales del municipio de Murcia mediante el uso de indicadores que valoran su biodiversidad. Dichas unidades se localizan en paisajes con alto grado de fragmentación. Algunas se encuentran totalmente aisladas de la matriz forestal ('ecosistemas-isla' inmersos en una matriz agrícola o urbana) y otras mantienen conexiones con ella pero están rodeadas en la mayor parte de su perímetro por hábitats no forestales. También se han evaluado los principales sectores forestales continuos representados en el territorio municipal, que constituyen la matriz forestal y los hábitats 'fuente' de especies potencialmente colonizadoras de los fragmentos estudiados. Estos sectores, en su mayoría espacios protegidos, proporcionan valores de referencia frente a los que evaluar los obtenidos en los fragmentos.

Los elementos indicadores de biodiversidad seleccionados son la vegetación y la avifauna. El valor de biodiversidad se refleja en tres índices elaborados para cada elemento, donde se tiene en cuenta el estatus de protección o grado de amenaza y la abundancia o frecuencia de cada una de las especies. Estos últimos valores proceden de estudios técnicos previos y de prospecciones en las que han participado los autores. La categoría de protección o amenaza se asigna en función del estatus de protección en distintos listados (Birds in Europe, Directiva Aves, Libro Rojo de las Aves de España y Libro Rojo de la Flora Silvestre Protegida de la Región de Murcia).

Los patrones de biodiversidad descritos por la distribución espacial de los índices se pueden interpretar considerando las características estructurales (densidad de arbolado, cobertura de distintos estratos de vegetación) y paisajísticas (tamaño, forma, grado de aislamiento, usos en el entorno) de cada fragmento forestal. Así, se observa que existen configuraciones de paisaje que pueden proporcionar un mayor valor de conservación, según el elemento del medio considerado (flora o avifauna): los fragmentos aislados dentro de una matriz rural (agroforestal) con zonas de transición o ecotonos entre los distintos hábitats tienen, en general, elevados valores de conservación para la avifauna; mientras que las manchas forestales comunicadas con espacios forestales continuos y con una estructura interna bien desarrollada suelen tener mayor valor de conservación para la flora.

Los resultados obtenidos proporcionan una orientación para la selección de zonas a proteger dentro del municipio, particularmente las obtenidas mediante cesiones urbanísticas. Priorizar terrenos forestales situados dentro de los espacios ya protegidos (sistemas forestales continuos), no contribuye necesariamente a incrementar la protección de la biodiversidad.

**Palabras Clave:** indicadores de biodiversidad; fragmentación forestal; ecosistemas-isla; avifauna; flora

## 1. Introducción

El área mediterránea es una de las zonas que más ha sufrido a lo largo de la historia las transformaciones y cambios del medio por parte del ser humano (Blondel, 2006). El resultado que obtenemos es el paisaje heterogéneo que hoy percibimos (Blondel & Aronson, 1999; Valladares, 2007). El municipio de Murcia, por su ubicación geográfica, cuenta con una gran diversidad de hábitats naturales y seminaturales con gran valor ecológico, actualmente amenazados por diversas actividades humanas (agricultura intensiva, transformación urbanística, etc.). Por todo ello, gran parte del territorio municipal ha visto reducida su proporción de ecosistemas naturales quedando éstos agrupados o en áreas protegidas extensas o en pequeños fragmentos o manchas de vegetación remanente que aún no han sido eliminados de la matriz antrópica. Son estos segundos territorios los que más van a sufrir la presión de estas amenazas por su proximidad con los ambientes urbanos y ausencia de protección legal.

Estas manchas de vegetación remanente que en ocasiones son constituidas como Parques Forestales Municipales y fragmentadas por procesos urbanísticos, quedan insertadas en una matriz antrópica por su naturaleza concesionaria junto a nuevas zonas urbanizadas, donde los escasos criterios de conservación en la planificación de las actuaciones puede provocar que los impactos sobre las mismas se acentúen. La política urbanística municipal no sólo no complementa, sino que puede debilitar la conservación del territorio a escala regional.

Aunque la severidad de los perjuicios causados por el crecimiento urbano es similar a los causados por la deforestación, la fragmentación por la urbanización es mucho más persistente, y las áreas capaces de revertir a las condiciones iniciales son menores (McKinney, 2002). En las zonas que se han estudiado, destaca la elevada heterogeneidad de casos que se nos presentan. En el Majal Blanco, no encontramos una fragmentación total, el desarrollo urbanístico ha permitido un cierto gradiente de influencia humana. Para Montepinar, tenemos casos de fragmentación total causados por el desarrollo urbanístico, y otros casos en los que la fragmentación se da por superficies agrícolas (cultivos, matorral, etc.).

A su vez, y dependiendo de numerosos factores, estos fragmentos forestales o “ecosistemas-isla”, pueden albergar una importante biodiversidad y elevado valor de conservación y servir como áreas de conexión entre espacios naturales protegidos extensos. Esto ya ha sido apuntado en otros trabajos en paisajes forestales mediterráneos (Pino *et al.*, 2000).

Conforme a la teoría de Biogeografía de Islas (McArthur & Wilson, 1967), el mantenimiento de la diversidad en estos ecosistemas-isla dependerá, en gran medida, de que tengan un tamaño y una forma adecuados para poder mantener la misma estructura que caracterizaba al ecosistema pretérito. En consonancia con esto, el modelo de dinámica de metapoblaciones (Hanski, 1999), predice que cuanto mayor sea la diferencia en el tamaño de las áreas, mayor será la probabilidad de persistencia de una metapoblación.

La protección de manchas forestales de diferentes dimensiones en el municipio de Murcia es un aspecto crucial para preservar la biodiversidad no sólo de estos espacios, sino también de los espacios entre los que estas zonas actúan de conector. Además, la proximidad de estos fragmentos forestales con la población puede permitir concienciar e implicar a la sociedad en la conservación y mantenimiento de su biodiversidad.

## 2. Área de estudio

Para la evaluación del estado de conservación de los ecosistemas terrestres del municipio de Murcia se han seleccionado como zonas de estudio sectores de paisaje forestal del municipio que pueden ser capaces de albergar un grado alto de biodiversidad. Estos espacios se encuentran además afectados por procesos de urbanización, provocando que exista un grado de fragmentación del territorio importante.

Los fragmentos que se originan por el proceso anterior son unidades espaciales discretas que pueden ser considerados como “islas” separadas de una matriz forestal, o zonas todavía conectadas con la matriz forestal principal a través de corredores (Gurrutxaga y Lozano, 2008), pero rodeadas en la mayor parte de su perímetro por hábitats no forestales, que son los mismos que aíslan completamente a los “ecosistemas-isla”.

Este patrón espacial constituye el escenario del proceso de fragmentación forestal de nuestras zonas de estudio. Se trata de manchas o “islas” de hábitat forestal inmersas en una matriz agrícola o urbana. A su vez estos fragmentos pueden sufrir un segundo proceso de fragmentación dando lugar a manchas satélite en torno a una mancha principal. Existen otras zonas donde las manchas se encuentran total o parcialmente separadas de la frontera de una matriz forestal extensa; en este caso la transformación agrícola o forestal en el borde de la masa principal ha ocasionado este patrón que incluye fragmentos totalmente aislados y otros que conservan conexiones con la matriz.

En adelante, nos referiremos a las entidades territoriales mínimas en las que se han obtenido datos de fauna o flora como unidades (fragmentos individuales), y denominaremos como sectores a aquellas zonas que contengan dos o más de estas unidades o fragmentos. En el mapa 1 se ubican los sectores estudiados en el municipio de Murcia y en las tablas 1, 2 y 3 se encuentran las características de las unidades.

### a. Sectores de estudio

El sector de estudio de Montepinar (ver en mapa 1 Montepinar-Cantales) está formado por 8 unidades, de las cuales dos de ellas constituyen dos Parques Forestales y otras dos constituyen zonas verdes residenciales. En total, la zona tiene 60,42 hectáreas de superficie forestal, de las que 39,42 pertenecen a los dos Parques Forestales Municipales. Los usos de la zona son agrícolas, donde la mayoría de los cultivos se encuentran abandonados o semiabandonados, y forestales. Destaca un uso recreativo para los habitantes de la zona con un sendero, y una zona de recreo. Estos usos coexisten con el urbanístico. La vegetación de las zonas no urbanizadas es un pinar de repoblación con una edad aproximada de 50-60 años, excepto algunas manchas que son de repoblaciones anteriores o naturales. La fauna es típica de este tipo de ambientes.

Montepinar se ha seleccionado como modelo de fragmentos forestales en constelación alrededor de uno de mayor extensión; el conjunto se encuentra relativamente aislado de cualquier sistema forestal continuo (ver características de las unidades en la tabla 1).

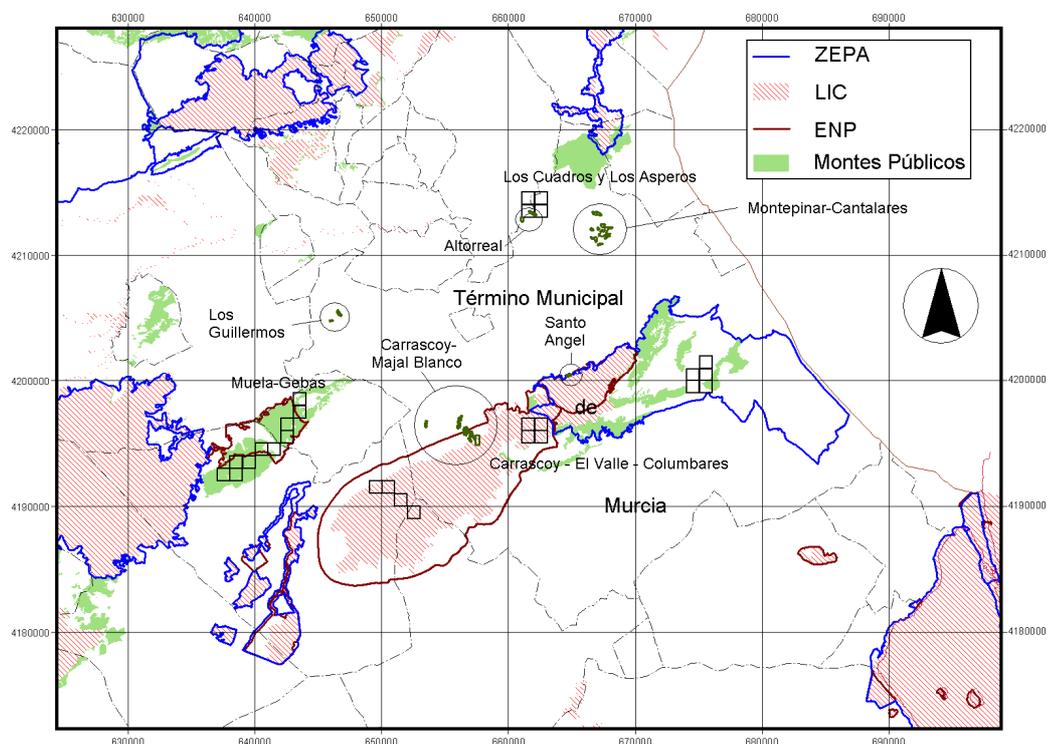
El sector de estudio Majal Blanco (ver en mapa 1 Carrascoy-Majal Blanco) está formado por 5 unidades. Todas ellas se encuentran bajo alguna figura de protección excepto la

unidad Carrascoy. Como en el caso de Montepinar, el Majal Blanco tiene la figura de Parque Forestal Municipal. Cabe señalar que la zona sur del Parque se solapa con el Parque Regional Carrascoy-El Valle, y además, está incluido en el LIC de Carrascoy y El Valle, lo que supone la inclusión del espacio en la Red Natura 2000. Los usos predominantes de la zona son los forestales y agrícolas, tanto de regadío como de secano (algunos de los cuales están abandonados). Estos usos conviven con los urbanísticos (concentrados y dispersos), los vinculados al paisaje rural (ganadería, apicultura y caza), y los de tipo recreativo y didáctico. De forma genérica, la vegetación del Majal Blanco sería un carrascal de carácter térmico distribuido de forma heterogénea y mezclado con un pinar de *Pinus halepensis* y *P. pinea* (en menor medida). En las zonas más expuestas se suele encontrar un matorral formado por una elevada diversidad de especies. Algunas de estas especies también pueden ocupar el sotobosque de las zonas arboladas. Todo este mosaico de vegetación hace que exista una gran diversidad de hábitats, pero que de forma general predomina el estrato arbóreo, por lo que la fauna va a ser la típica de estos ambientes (ver características de las unidades en tabla 2).

El sector del Majal Blanco se ha seleccionado como modelo de fragmentos forestales distribuidos en un gradiente topográfico que se extiende por el piedemonte de la Sierra de Carrascoy (descendiendo en altura y alejándose de la masa forestal continua).

Se han seleccionado además un conjunto de unidades dispersas por todo el término municipal de Murcia para representar una amplia variedad de situaciones ambientales y paisajísticas que complementan a los dos modelos anteriores. Las características de estas unidades se pueden ver en la tabla 3.

**Mapa 1: Ubicación de los sectores de estudio y de referencia**



Fuente: Elaboración propia

**Tabla 1: Características de las unidades estudiadas en Montepinar-Cantales**

Unidad	Tipo de hábitat	Régimen de protección	Superficie (ha)	Aislamiento total	Edad de la masa forestal
Mancha forestal principal	Continuo	Parque Forestal Municipal	30,72	No	< 50 años
Los Polvorines	Fragmentado	Parque Forestal Municipal	8,7	Sí	Entre 50-100 años
Mancha interior grande	Fragmentado	Zona verde	6,77	Sí	< 50 años
Mancha interior pequeña	Fragmentado	Zona verde	2,23	Sí	< 50 años
Mancha sur	Fragmentado	No protegida	2,9	Sí	< 50 años
Mancha este	Fragmentado	No protegida	6,4	No	< 50 años
Mancha oeste	Fragmentado	No protegida	2,7	Sí	> 100 años
Cantales	Fragmentado	No protegida	20,65	Sí	> 100 años

Fuente: Elaboración propia a partir de Zapata (2008)

**Tabla 2: Características de las unidades estudiadas en Carrascoy-Majal Blanco**

Unidad	Tipo de hábitat	Régimen de protección	Superficie (ha)	Aislamiento total	Edad de la masa forestal
Mancha forestal principal (carrascal)	Continuo	Parque Regional y LIC	28 (área muestreada)	No	> 100 años
Mancha norte	Fragmentado	Parque Forestal Municipal	15,36	No	> 100 años
Mancha centro	Fragmentado	Parque Forestal Municipal	15,49	No	> 100 años
Mancha sur	Fragmentado	Parque Forestal Municipal	14,27	Sí	> 100 años
Carrascoy	Fragmentado	No protegida	5,8	Sí	< 50 años

Fuente: Elaboración propia a partir de Zapata (2008)

**Tabla 3: Características de las unidades estudiadas en el resto de unidades**

Unidad	Tipo de hábitat	Régimen de protección	Superficie (ha)	Aislamiento total	Edad de la masa forestal
Altorreal I	Fragmentado	No protegida	13,18	No	< 50 años
Altorreal II	Fragmentado	No protegida	6,11	Sí	< 50 años
Granja Veterinaria	Fragmentado	No protegida	23,45	Sí	Entre 50-100 años
Guillermo III	Fragmentado	No protegida	7,52	Sí	Entre 50-100 años
Guillermo I	Fragmentado	No protegida	2	Sí	< 50 años
Santo Ángel	Fragmentado	Parque Regional	8,57	No	> 100 años

Fuente: Elaboración propia a partir de Zapata (2008)

### b. Sectores de referencia

Los sectores de referencia constituyen los principales sectores forestales continuos representados dentro del territorio municipal. Cada uno de estos sectores posee sus características propias y diferenciadas de los demás sectores, abarcando así las distintas posibilidades de configuración y gestión que pueden tomar estos espacios. Se adoptan estos espacios forestales como sectores de referencia donde se espera encontrar comunidades forestales mejor conservadas, al no haber sido afectadas con tanta intensidad por los procesos de fragmentación, urbanización o por cambios en los usos del suelo. Estos sectores se pueden considerar también en cierta medida hábitats “fuente” de especies potencialmente colonizadoras de los fragmentos forestales cercanos (que podrían constituir “sumideros demográficos”). Finalmente, los sectores de referencia contienen las zonas interiores, de mayor altitud, en los gradientes cumbre-ladera que se dan en los sistemas montañosos, a lo largo de los cuáles pueden producirse importantes variaciones de diversidad y productividad biológica (Hansen & Rotella, 2002; Robledano, 2004).

**Tabla 4: Características de los sectores de referencia**

Sector de referencia	Superficie (ha)	Régimen de protección	PORN	Unidades de estudio
Sierra de Carrascos, El Valle y El Puerto	17.410	Parque Regional, LIC, ZEPA	Sí	16
Sierra de la Muela-Barrancos de Gebas	3.475	Paisaje Protegido (Barrancos de Gebas) y Monte Público (Sierra de la Muela)	Sí (Barrancos de Gebas)	11
Los Cuadros y Los Ásperos	1.462	Monte Público	No	4

Fuente: Elaboración propia

Las diferencias en las características de estos sectores (extensión, régimen de protección, usos del suelo, estado de conservación y otras), nos van a permitir abordar la diversa casuística que se puede dar en este tipo de espacios para establecer unos valores de contraste de indicadores de biodiversidad que nos permitan realizar comparaciones y establecer diferencias con otros fragmentos forestales de estudio dentro del municipio de Murcia. Hay que señalar que todos estos sectores de referencia tienen parte de su superficie fuera del término municipal de Murcia, aunque pueden considerarse representativos de los ecosistemas forestales característicos del mismo.

### 3. Metodología

#### a. Indicadores de biodiversidad

El estado de conservación de los sectores y unidades de estudio anteriormente descritos se va a evaluar mediante el análisis de aquellos elementos indicadores del medio que nos permitan calcular su valor de biodiversidad. Junto con las características estructurales y ambientales propias de cada fragmento forestal, el valor de la

biodiversidad nos permite interpretar el interés conservacionista de cada una de las unidades estudiadas y compararlo con los sectores de referencia.

Los elementos indicadores de conservación que se han seleccionado de cara a conseguir los objetivos son la vegetación y la avifauna. La vegetación es un elemento fácil de muestrear y además, está íntimamente relacionado con la población de aves de la zona de muestreo. La avifauna precisa de unos conocimientos previos elevados (sobre todo por la forma de muestreo), pero es un buen indicador para evaluar el grado de conservación de ecosistemas forestales (Gil-Tena *et al.*, 2007). Las aves responden ante todo al relieve del terreno y a la fisonomía de la vegetación, y ello en gran parte por los condicionantes que ambos imponen a la conducta reproductora (Blondel, 1979).

El valor de conservación de los elementos estudiados se refleja en tres índices elaborados para cada elemento, donde se tiene en cuenta el estatus de protección o grado de amenaza y la abundancia o frecuencia de cada especie. Se han realizado a partir de la fórmula original del índice de conservación de Pons *et al.* (2003), en la que con valores de abundancia de las especies de aves que componen un ecosistema y su categoría SPEC de Birds in the EU (2004) se calcula el valor conservacionista del hábitat; pero aplicándola, en nuestro caso, al estatus que adquieren las distintas especies de flora y avifauna de nuestros fragmentos forestales de estudio en varios listados oficiales publicados. La forma original del índice de Pons *et al.* (2003) es:

**Ecuación 1**

$$\text{Conservation value index} = \sum_{i=1}^k [\log(A_i + 1) \times \text{SPEC value}_i]$$

donde  $A_i$  es la abundancia de cada especie  $i$ , en individuos/ha, en cada tipo de hábitat (en nuestro caso sería cada mancha o conjunto de manchas) y  $\text{SPEC value}_i$  es el valor asignado a la categoría SPEC que tiene la especie. La abundancia se transforma logarítmicamente para equilibrar su contribución al valor global del índice.

Este índice lo modifican Paquet *et al.*, (2006) para utilizarlo con datos de frecuencia:

**Ecuación 2**

$$\text{Conservation value index} = \sum_{i=1}^k [\log(F_i + 1) \times \text{SPEC value}_i]$$

donde  $F_i$  es la frecuencia de aparición de cada especie  $i$  (0-1) en cada tipo de hábitat y  $\text{SPEC value}_i$  es el valor asignado a la categoría SPEC que tiene la especie.

Los tres índices que se han elaborado para calcular el valor de conservación de la avifauna se basan en la categoría de protección que adquieren las especies en los listados de BirdLife International (2004) (categoría SPEC), Directiva 2009/147/CE, de 30 de noviembre de 2009 relativa a la conservación de las aves silvestres (Anexo I) y Libro Rojo de las Aves de España (2004) (Anexo I). Los índices son: índice SPEC, índice DAVES e índice LRAE.

El índice SPEC se calcula como:

**Ecuación 3**

$$\text{Índice SPEC} = \sum_{i=1}^k [\log(A_i + 1) \times \text{SPEC value}_i]$$

donde  $A_i$  es la abundancia de cada especie  $i$ , en individuos/ha, en cada mancha o conjunto de manchas, y  $SPEC\ value_i$  es el valor asignado a la categoría SPEC que tiene la especie. El valor SPEC, en progresión geométrica por su interés de conservación, se asigna: No-SPEC = 0, SPEC 3 = 2 y SPEC 2 = 4.

El índice DAVES se calcula como:

**Ecuación 4**

$$\text{Índice DAVES} = \sum_{i=1}^k [\log(A_i + 1) \times DAVES\ value_i]$$

donde  $A_i$  es la abundancia de cada especie  $i$ , en individuos/ha, en cada mancha o conjunto de manchas, y  $DAVES\ value_i$  es el valor asignado a cada especie según su inclusión o no en el Anexo I de la Directiva Aves (Directiva 2009/147/CE, relativa a la conservación de las aves silvestres). Si se encuentran incluidas en el anexo se le asigna un valor de 4 y si no están incluidas se les asigna un valor de 0. En el caso especial de las dos especies de *Galerida sp. (cristata y theklae)* se les asigna un valor de 2. Esto es debido a que se trata de dos especies que no siempre ha sido posible diferenciar en el campo, y además no se han discriminado en los estudios de aves referidos a los sectores de referencia, por lo que se les atribuye un valor intermedio. Las dos especies son simpátricas y sus preferencias de hábitat son complementarias en las zonas donde coinciden, mostrando la especie incluida en el Anexo I de la Directiva Aves (*theklae*) una mayor preferencia por hábitats forestales (Martí y Del Moral, 2003).

El índice LRAE se calcula como:

**Ecuación 5**

$$\text{Índice LRAE} = \sum_{i=1}^k [\log(A_i + 1) \times LRAE\ value_i]$$

donde  $A_i$  es la abundancia de cada especie  $i$ , en individuos/ha, en cada mancha o conjunto de manchas, y  $LRAE\ value_i$  es el valor asignado a cada especie según el grado de amenaza del Libro Rojo de Aves de España (Madroño *et al.*, 2004). Especies catalogadas como en peligro adquieren un valor de 6, las vulnerables tienen un valor de 4, las catalogadas como casi amenazada, preocupación menor o datos insuficientes se les asigna un valor de 2 y las no evaluadas un valor de 0.

Para elaborar los índices del valor de conservación de flora se han utilizado las categorías de protección que aparecen en la Libro Rojo de la Flora Silvestre Protegida de la Región de Murcia (Sánchez *et al.*, 2002), y el grado de frecuencia con que la especie aparece en el territorio y el uso cuyo aprovechamiento puede ser objeto de medidas de gestión según el listado de la obra Nueva Flora de Murcia (Sánchez & Guerra, 2003). Con estos criterios se han elaborado tres índices: el índice LRFS, índice RAREZA e índice LRFS+USO.

El índice LRFS se calcula como:

**Ecuación 6**

$$\text{Índice LRFS} = \sum_{i=1}^k [\log(F_i + 1) \times LRFS\ value_i]$$

donde  $F_i$  es la frecuencia de aparición de cada especie  $i$ , en cada mancha o sector, y  $LRFS\ value_i$  es el valor asignado a cada especie según la categoría de amenaza de la Lista Roja (EN, en peligro = 4; VU, vulnerable = 3; de interés especial = 2 y Medidas de gestión = 1).

El índice RAREZA se calcula como:

**Ecuación 7**

$$\text{Índice RAREZA} = \sum_{i=1}^k [\log(F_i + 1) \times \text{RAREZA value}_i]$$

donde  $F_i$  es la frecuencia de aparición de cada especie  $i$ , en cada mancha o sector, y  $\text{RAREZA value}_i$  es el valor asignado a cada especie según la categoría de rareza de la obra Nueva Flora de Murcia (Muy rara = 5; rara = 4; poco común = 3; común = 2 y muy común = 1). Los valores para el índice RAREZA, una vez obtenidos, han sido divididos entre 10 con el objeto de facilitar las comparaciones entre los distintos índices, ya que en este se obtiene una puntuación mayor que en el resto.

El índice LFRS+USO se calcula como:

**Ecuación 8**

$$\text{Índice LFRS+USO} = \sum_{i=1}^k [\log(F_i + 1) \times \text{LFRS + USO value}_i]$$

donde  $F_i$  es la frecuencia de aparición de cada especie  $i$ , en cada mancha o sector, y  $\text{LFRS+USO value}_i$  es el valor asignado a cada especie según la suma del  $\text{LFRS value}_i$  más 1 en el caso de que la especie esté catalogada como de uso cuyo aprovechamiento puede ser objeto de medidas de gestión en la obra de Nueva Flora de Murcia o más 0 en el caso de no estarlo.

#### **b. Muestreo de campo**

Los datos de campo utilizados para la calcular la abundancia de las especies de avifauna han sido proporcionados por el equipo de investigación del Departamento de Ecología e Hidrología de la Universidad de Murcia. Estos datos se obtuvieron durante los años 2007 y 2008 para la elaboración del Proyecto Fin de Carrera: “Valoración ambiental y estudio de los efectos de la urbanización sobre la biodiversidad en Parques Forestales Municipales” (Zapata, 2008).

La metodología de censo de aves que se siguió consiste en la realización de estaciones de escucha o conteos puntuales de 5 minutos de duración (Jansen y Robertson, 2001) en 50 puntos prefijados, durante las cuales se anotaron todos los contactos visuales o auditivos con aves, sin límite (radio) de detección (Blondel *et al.*, 1981). Esto permite obtener datos de presencia y abundancia relativa (individuos/muestreo). Las estaciones son recorridas por la misma persona dentro de las cuatro primeras horas de luz, en dos jornadas de censo anuales, la primera de ellas entre el 15 de abril y el 15 de mayo y la segunda entre el 15 de mayo y el 15 de junio, para la detección de especies reproductoras tanto tempranas como tardías. La abundancia relativa es la media de los individuos observados en los dos censos.

Los muestreos siguen la metodología del Programa SACRE, coordinado a escala estatal por SEO/BirdLife, coincidiendo de hecho algunas de las estaciones aquí utilizadas con las de dicho programa. El programa SACRE es una iniciativa cooperativa de seguimiento (Del Moral *et al.*, 2008) que viene siendo desarrollado desde 2005, mediante un recorrido prefijado que muestrea la cuadrícula UTM de 10x10 km en la que se incluye el Majal Blanco. El programa como tal sólo se extiende por la parte más accesible del Majal Blanco, debido a las restricciones que impone su metodología (que puede ser consultada en [www.seo.org](http://www.seo.org)). Esta exige cubrir 20 puntos de muestreo en hábitats representativos de

la cuadrícula seleccionada por el colaborador, en un itinerario en vehículo fácilmente reproducible año tras año.

La distancia mínima entre estaciones de escucha fue de 150 m, y la distancia al borde de la mancha forestal nunca inferior a 50 m. En otros trabajos similares se consideran rangos parecidos de distancia (Blair, 2004; Fernández-Juricic, 2004). Las manchas de menor extensión sólo contenían una estación de escucha. En total se dispuso de 12 estaciones de escucha en el Majal Blanco, 13 en Montepinar y 13 en el Resto de fragmentos, ver tabla 5.

Dado que en Montepinar sólo se realizaron muestreos de aves en el periodo reproductor de 2007, sólo se utilizaron los datos del Majal Blanco correspondientes a ese mismo periodo, a efectos de poder realizar comparaciones sobre la base de una muestra similar de datos. Mientras que los muestreos del Resto de fragmentos se realizaron durante el año 2009.

Se asume que en cada estación de escucha se muestrea una superficie constante (determinada por el radio de "alcance" del observador), por lo que para transformar los datos a abundancia relativa comparables se ha dividido los datos brutos de cada estación de escucha entre la superficie de muestreo, en nuestro caso el radio de alcance es de 50 m lo que se traduce en una superficie en cada estación de escucha de 0,78 ha, obteniendo así los valores en individuos/ha.

El estudio de la vegetación se ha abordado a partir de muestreos realizados durante los años 2007 y 2008, que al igual que los datos de avifauna, han sido proporcionados por el equipo de investigación del Departamento de Ecología e Hidrología de la Universidad de Murcia.

Los muestreos de vegetación se realizaron mediante unidades de muestreo circulares de 100 m<sup>2</sup> donde se anotaba la presencia o ausencia de las diferentes especies leñosas (fanerófitos, nanofanerófitos y caméfitos). La distribución de las unidades de muestreo es sistemática con una separación de 50 metros entre sí. En Montepinar se realizaron muestreos en el periodo comprendido entre abril de 2007 y mayo de 2008.

En el caso del Majal Blanco, cabe destacar alguna diferencia en la metodología de muestreo en la matriz forestal, donde la forma de las unidades de muestreo fue diferente por provenir de estudios anteriores enfocados al estudio del carrascal de *Quercus rotundifolia*. En este caso, las unidades de muestreo fueron cuadrados de 20 x 20, subdivididos interiormente en 4 cuadrados de 100 m<sup>2</sup> (10 x10) cada uno. En esta zona los muestreos se realizaron entre diciembre de 2005 y abril de 2008. En los demás fragmentos de estudio de este Parque Forestal, muestreados a partir de enero de 2008, se aplicó la misma metodología que en Montepinar (unidades circulares) (ver tabla 5).

Los datos proporcionados para la elaboración de los índices de flora aparecen todos en frecuencia relativa (proporción de apariciones de la especie respecto al total de unidades muestreadas en cada sector) por lo que se ha utilizado el índice original de Paquet *et al.* (2006) (Ecuación 2) para el cálculo del valor de conservación.

**Tabla 5: Número de unidades de muestreo de avifauna y flora realizadas en cada sector de estudio**

Sector	Unidad	Puntos de muestreo (estaciones de escucha avifauna)	Unidades de muestreo (flora)
Montepinar	Mancha forestal principal	4	27
	Los Polvorines	2	7
	Mancha interior grande	1	12
	Mancha interior pequeña	1	6
	Mancha sur	1	6
	Mancha este	1	6
	Mancha oeste	1	5
	Cantales	2	7
Majal Blanco	Carrascal (matriz forestal)	3	20
	Norte	2	9
	Centro	2	9
	Sur	3	9
	Carrascoy	2	8
Resto de fragmentos de estudio	Altorreal I	2	9
	Altorreal II	2	9
	Guillermo I	1	8
	Guillermo III	2	9
	Granja Veterinaria	2	9
	Santo Ángel	2	9

Fuente: Elaboración propia a partir de Zapata (2008)

Para el estudio de la avifauna en los sistemas forestales de referencia se han utilizado los datos obtenidos en el estudio “Evaluación ecológica de los Sistemas Forestales de la Región de Murcia” (Esteve, 1991).

En dicho estudio las comunidades de aves de medios forestales fueron muestreadas durante los meses de Mayo, Junio y parte de Julio de los años 1990 y 1991, donde se utilizaron itinerarios de censo (Tellería, 1986), con 25-30 minutos de duración y longitud controlada de 1 kilómetro. Se registró la totalidad de los individuos contactados, tanto vistos como oídos.

Se tuvieron en cuenta así mismo, las recomendaciones de muestrear siempre en las primeras 4 horas del día, período de máxima actividad para la avifauna, y en condiciones climatológicas similares. Se seleccionaron días soleados, con nulo o escaso viento, aumentando de este modo la normalización de los datos registrados. Finalmente se obtuvieron de este modo un total de 377 itinerarios, de los que 183 se realizaron en 1990 y 194 durante 1991, repartidos por más de 70 localidades en toda la geografía regional.

En el caso del presente proyecto han sido seleccionados los itinerarios del estudio que discurren por nuestros sectores de referencia, representativos de los paisajes forestales del municipio, en total suman 31 itinerarios repartidos entre los 3 sectores geográficos de referencia (16 en Carrascoy-El Valle-Columbares, 11 en Muela-Gebas y 4 en Los Cuadros).

Los datos de estos muestreos son proporcionados en términos de abundancia relativa (individuos/km). Estos datos se pueden transformar a densidad conociendo la longitud del itinerario y la anchura de la banda de conteo. Si se divide los datos brutos de abundancia por la superficie muestreada en cada transecto se obtienen datos de abundancia en individuos/ha, como los que usa Pons *et al.* (2003) en el cálculo del índice original. En este caso en cada muestreo se cubre 1 km de recorrido con 40 m de banda de conteo a cada lado del transecto, por lo que la superficie es de 80.000 m<sup>2</sup> (8 ha).

El análisis de la vegetación no se ha podido realizar sobre los sectores de referencia debido a la imposibilidad de disponer de indicadores comparables relativos a la flora de estas zonas, lo que no se descarta en el futuro tomando como base los datos originales y los modelos desarrollados en el estudio de Esteve (1991). Los resultados obtenidos no se podrán comparar con datos de vegetación de zonas de referencia; no obstante, se considera que con los datos de avifauna de los sectores de referencia se puede realizar una primera evaluación comparativa, así como testar la metodología aplicada de cara a su futura utilización con otras taxocenosis.

#### **4. Resultados**

##### **a. Valoración ornitológica comparativa de los fragmentos forestales y sectores de referencia**

La representación de los valores tomados por el índice SPEC se pueden observar en el mapa 2. En él vemos como unidades del sector de estudio de Montepinar tienen los valores más altos junto con alguna unidad de la zona de referencia de Carrascoy-El Valle. También vemos como las unidades Guillelmos III y Altoreal II, pertenecientes al resto de unidades de estudio, tienen valores bastante elevados. Todas estas unidades adquieren un valor para el índice SPEC superior a 6.

Las unidades de Montepinar que mayor puntuación han obtenido son aquellas que se encuentran rodeadas por zonas agrícolas, como Montepinar Polvorines y Sur (6,554 y 6,180), las cuales son unidades donde la conectividad con espacios forestales es baja. Montepinar Int. Peq. también se encuentra totalmente aislada, en este caso por zonas urbanizadas, esta unidad también obtiene una puntuación alta (4,951), aunque menor que las anteriores. Cabe destacar que todas estas manchas son de un tamaño pequeño a medio.

Las unidades del sector de Los Guillemos obtienen valores altos para el índice SPEC, que, al igual que en los casos de Montepinar, se encuentran bastante alejadas de fragmentos forestales extensos y rodeadas en gran parte de su perímetro por cultivos. En la unidad de Altorreal II, también con un valor elevado, no existe conectividad con la matriz forestal.

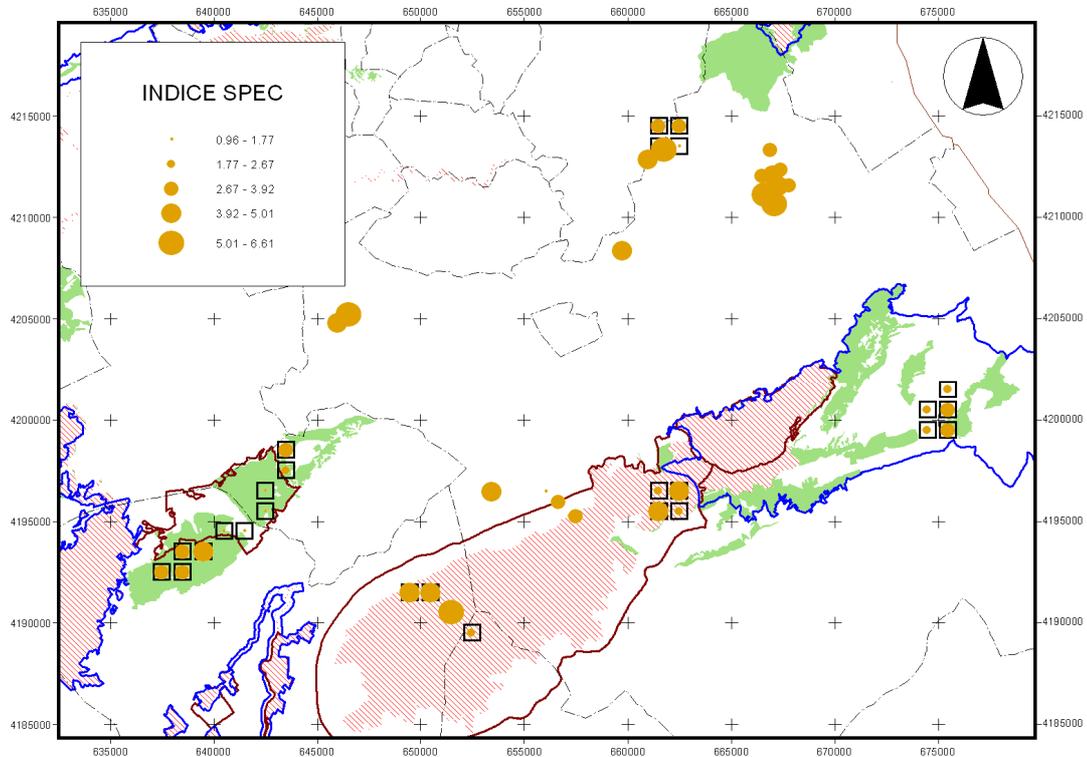
El sector de Montepinar adquiere un índice SPEC elevado, el promedio para este sector adquiere un valor cercano a 4,5, por delante del Majal Blanco, con un valor bajo (2,906), tanto el valor promedio como las unidades individuales.

El sector del Majal Blanco está formado por fragmentos forestales que se encuentran total o parcialmente aislados por su perímetro de una matriz forestal extensa, pero todavía conectados con ella. Un caso parecido ocurre con Santo Ángel, sector muy próximo a una matriz forestal extensa (Sierra de Carrascoy-El Valle); y con algunas unidades de Los Cuadros y Carrascoy-El Valle, todas ellas con valores bajos para el índice SPEC.

Respecto al valor promedio de los sectores de referencia adquieren valores bajos. Aparece en primer lugar Carrascoy-El Valle (3,311), le sigue el sector de la Sierra de la Muela-Barrancos de Gebas (2,759) y, por último, el sector de referencia de Los Cuadros (2,474). El sector de estudio de Montepinar supera a los tres sectores de referencia, mientras que el Majal Blanco supera a dos de ellos, Los Cuadros y Sierra de la Muela-Barrancos de Gebas.

En los sectores de referencia existe una correlación positiva entre el índice SPEC y el tamaño del área. El sector de Carrascoy-El Valle-Columbares es el sector de referencia con mayor área y mayor SPEC, le sigue la Sierra de la Muela-Barrancos de Gebas en superficie, ídem en SPEC, y por último Los Cuadros, con menor superficie y menor índice.

**Mapa 2: Valores el índice SPEC en las unidades de estudio**



**Fuente: Elaboración propia**

En el mapa 3 quedan reflejados los valores obtenidos para el índice DAVE. En él encontramos con valores altos unidades del sector de referencia de Carrascoy-El Valle-Columbares. La unidad de Altorreal I tiene el valor máximo para el índice (3,080), mientras que Altorreal II y una unidad del sector de referencia de La Muela-Gebas tienen valores muy altos para este índice.

Aquellas unidades próximas a espacios forestales extensos, como Altorreal y las unidades de Carrascoy-El Valle tienen valores más altos para el índice DAVE. Vemos del mismo modo, cómo los sectores de referencia han aumentado su valor de biodiversidad respecto al índice anterior (Carrascoy-El Valle: 1,250, La Muela-Gebas: 1,123 y Los Cuadros: 1,074).

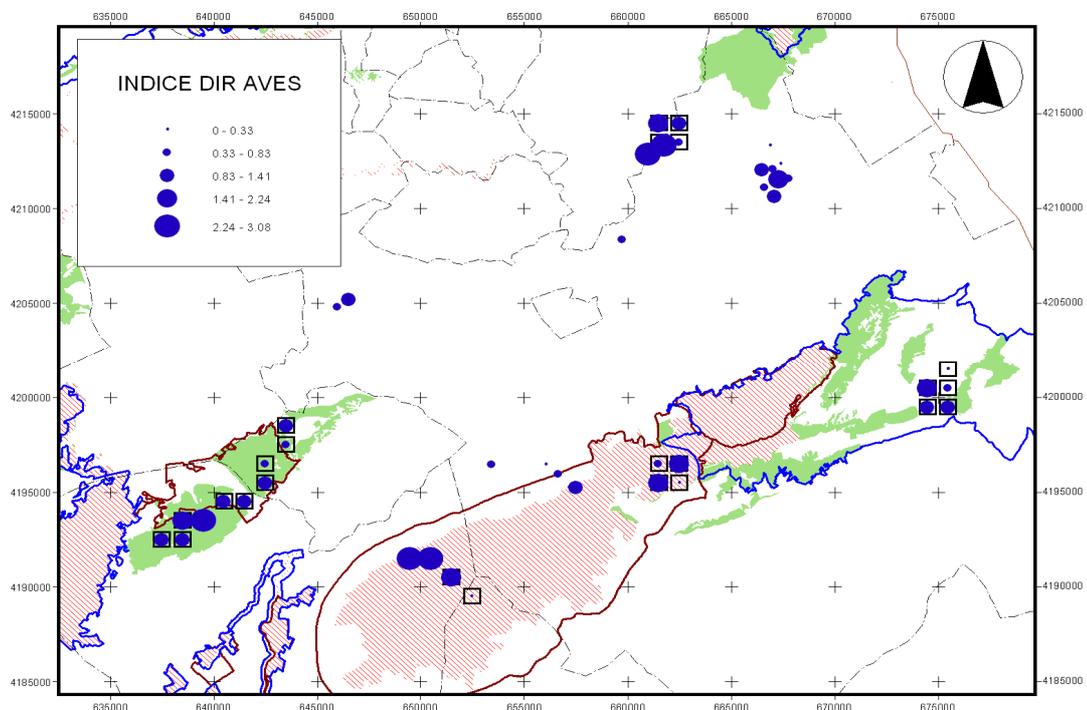
En el caso del índice DAVE, tanto el valor promedio de las unidades del sector de estudio de Montepinar (0,691) como el del Majal Blanco (0,530) tienen una puntuación muy baja. No obstante es el sector de Montepinar el que tiene una puntuación ligeramente superior. Todos los sectores de referencia se encuentran con un valor superior a los dos sectores de estudio.

En los sectores de estudio observamos como aquellas unidades con mayor superficie, como Montepinar Principal (1,634) en el caso de Montepinar y Majal Carrascal (1,059) en el del Majal Blanco, son las que obtienen mayor valor para el índice DAVE. Estas

unidades tienen un hábitat continuo sin quedar aisladas de los espacios forestales colindantes.

De forma general, para el índice DAVE, aquellas unidades que poseen un mayor grado de aislamiento, como Montepinar Polvorines, Sur o Los Guillemos, retroceden posiciones en favor de aquellas que poseen mayor grado de cobertura vegetal y se encuentran más próximos a zonas forestales extensas, con menor grado de aislamiento (Altorreal I, Altorreal II, Montepinar Principal o unidades de Carrascoy-El Valle). Esta mayor continuidad o tamaño del hábitat forestal parece ser un requisito para la presencia de especies sensibles a la fragmentación, como *Sylvia undata* (Zapata, 2008).

**Mapa 3: Valores del índice DAVE en las unidades de estudio**



**Fuente: Elaboración propia**

El último índice ornitológico, índice LRAE, se representa en el mapa 4. En este índice con valores más altos se encuentran unidades del sector de Montepinar (Polvorines y Sur con 3,070 y 2,302 respect.) y las dos unidades de Los Guillemos. También obtienen valores altos para el índice LRAE alguna unidad de los sectores de referencia.

El promedio del sector de estudio de Montepinar (1,534) se encuentra en la mitad superior del rango de valores, por encima de los tres sectores de referencia. Mientras que el valor promedio del Majal Blanco (0,829) se encuentra con un valor inferior a los tres sectores de referencia.

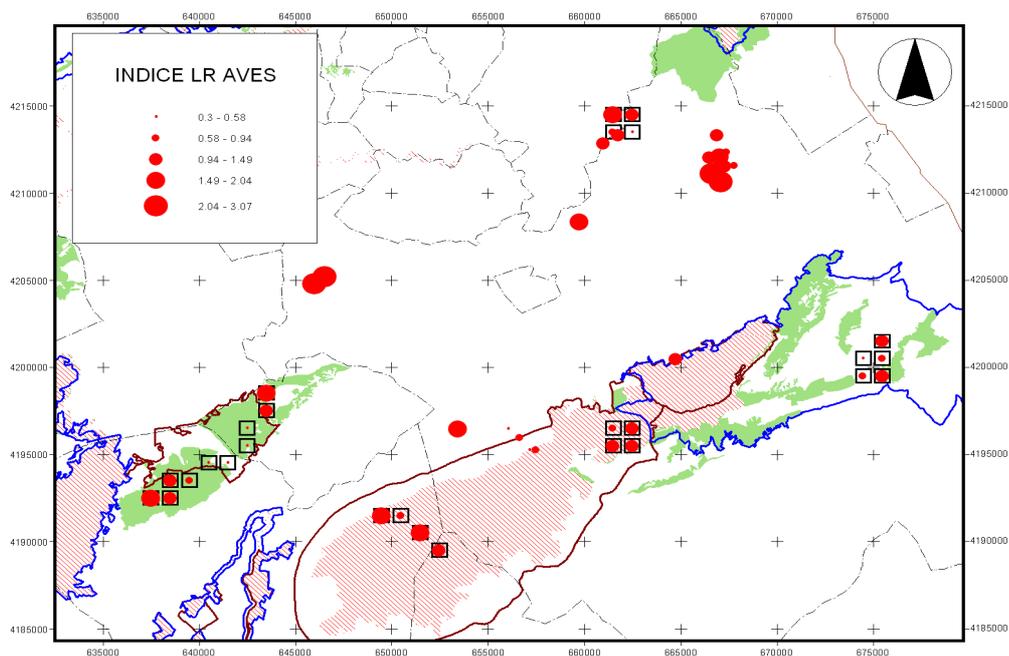
Como ha ocurrido en caso del índice SPEC aquellas unidades que se encuentran inmersas en una matriz agrícola y/o urbana y con escasa conectividad con matrices

forestales (unidades de Montepinar como Polvorines o Sur y las unidades de Los Guillemos) han adelantado posiciones respecto a aquellas que están más próximas a espacios forestales extensos (unidades del Majal). No obstante, la unidad de Carrascoy del sector del Majal Blanco, adquiere un valor bastante elevado para el índice LRAE, probablemente debido a que se encuentra más aislada que el resto de unidades de este sector y ubicada en un entorno agrícola.

En este caso los sectores de referencia toman valores muy bajos, similares o más bajos que para el índice SPEC. El sector de referencia con mayor puntuación es Los Cuadros (1,069), le sigue La Muela-Gebas (1,065) y por último se encuentra el sector de Carrascoy-El Valle (1,017). Existe para este índice en los sectores de referencia una correlación negativa entre el área del sector y el valor del índice LRAE.

Unidades con mayor cobertura forestal y más extensas toman valores más bajos que aquellas más aisladas de una matriz forestal. El primer tipo de paisajes, más homogéneos, parecen menos atractivos para las especies que contribuyen a este índice, que mostrarían preferencia por paisajes en mosaico, más heterogéneos.

**Mapa 4: Valores del índice LRAE en las unidades de estudio**



Fuente: Elaboración propia

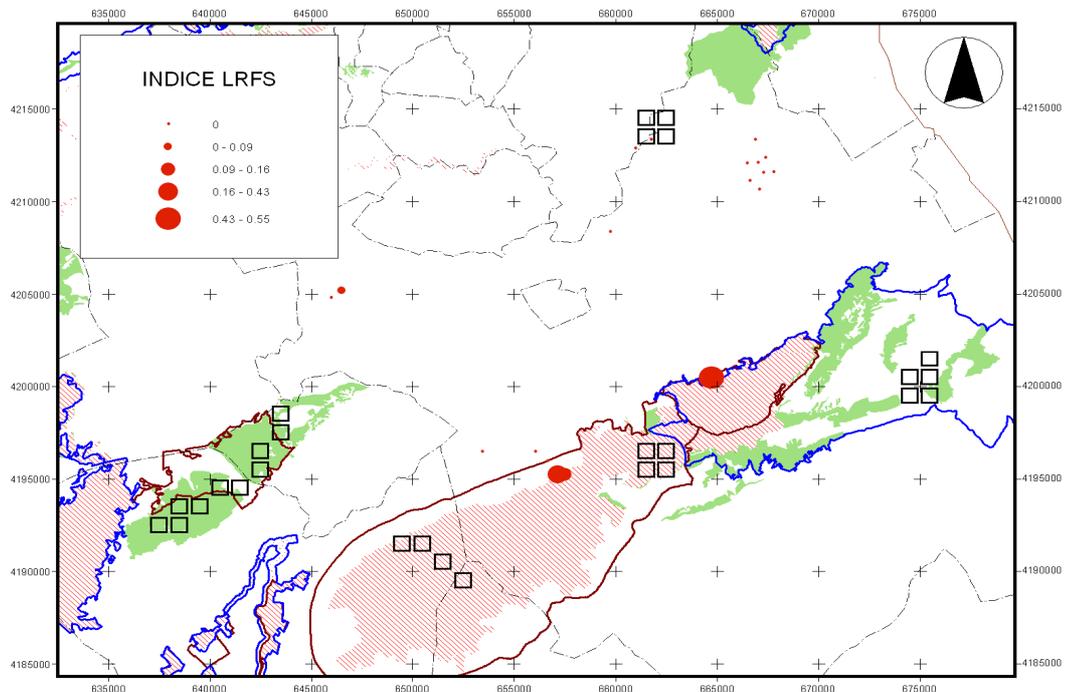
#### **b. Valoración florística comparativa de los fragmentos forestales y sectores de referencia**

En el índice LFRS se incluyen solamente cinco casos, puesto que son los únicos que han obtenido una puntuación mayor de cero (mapa 5). Existe representación del sector de estudio del Majal Blanco y del Resto de sectores de estudio, el sector de Montepinar no resulta representado.

De estos cinco casos, tres de ellos pertenecen al Majal Blanco, dos unidades (Majal Sur y Majal Carrascal) y el promedio para todo el sector, junto con otras dos unidades del resto de sectores de estudio (Guillermo III y Santo Ángel).

El sector que mayor puntuación obtiene es Santo Ángel (0,553) y el que menor Guillermo III (0,092); entre éstos se sitúan las unidades del Majal Blanco, siendo la primera la unidad de Majal Sur (0,433), le sigue Carrascal (0,161) y, por último, el valor promedio del sector (0,126). Todas las unidades representadas son zonas próximas a espacios forestales extensos y/o con una gran densidad de vegetación y cobertura arbórea. La unidad de Majal Sur es la que tiene menor superficie de la zona de estudio del Majal Blanco, encontrándose además totalmente aislada aunque muy próxima a la matriz forestal principal. Mientras que la unidad de Majal Carrascal se encuentra conectada con la matriz forestal.

**Mapa 5: Valores del índice LFRS en las unidades de estudio**



**Fuente: Elaboración propia**

En el mapa 6 se puede observar los valores del índice LFRS+USO. Al igual que en el caso anterior, vemos como sectores cercanos a zonas forestales extensas (caso de Santo Ángel y fragmentos del Majal) tienen valores más altos para el índice que otros que se encuentran inmersos en una matriz agrícola y/o urbana, caso de Montepinar o Granja Veterinaria.

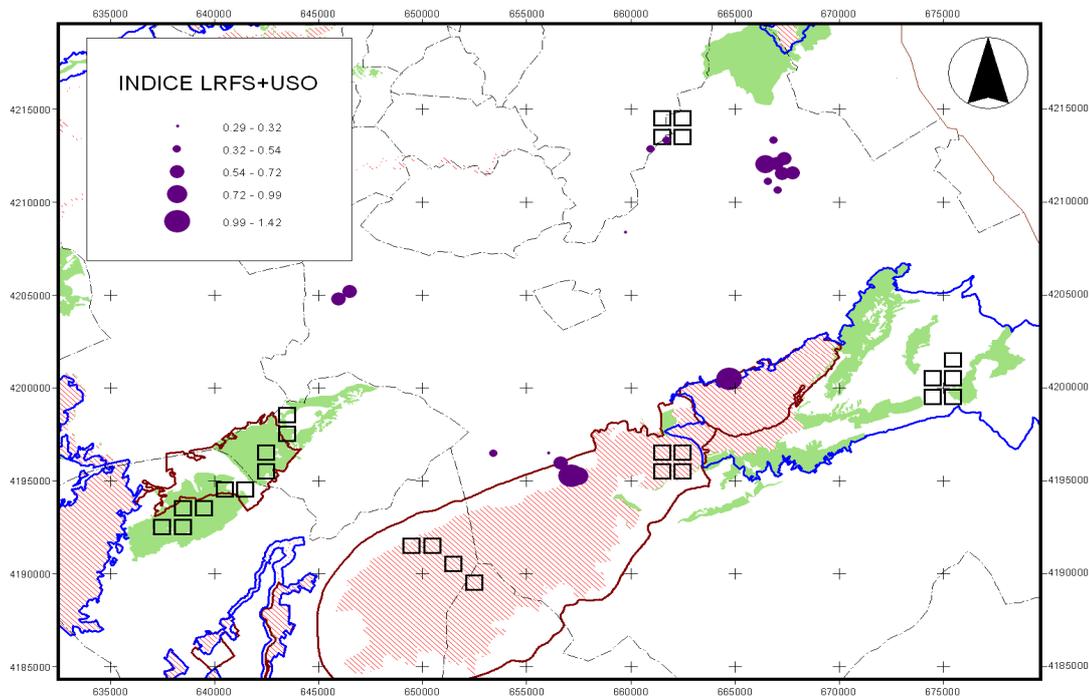
Tres de las unidades de estudio del sector del Majal Blanco tienen valores bastante altos y, como en el índice LFRS, las unidades que mayor valor obtienen para el índice

LFRS+USO son Majal Sur (1,400) y Carrascal (0,993), unidades conectadas con la matriz principal o casi conectadas.

El valor promedio del sector de estudio de Montepinar tiene un valor intermedio (0,646). En este sector de estudio encontramos unidades con un valor alto en el índice LFRS+USO, como son Montepinar Oeste (0,877) y Montepinar Principal (0,718), y otras con unos valores más bajos respecto al total de unidades, como son las unidades de Polvorines (0,430) y Montepinar Cantalares (0,431).

Dentro del sector de Montepinar existen diferencias entre las distintas unidades, aquellas que poseen un valor alto para el índice LFRS+USO, como Montepinar Oeste, Este y Principal, son fragmentos que tienen una mayor superficie (Montepinar Principal) o presentan un menor grado de aislamiento, más próximas a la “matriz forestal local” (Montepinar Este); mientras que los que se encuentran en posiciones más bajas, como Montepinar Sur, Cantalares y Polvorines, son unidades que se encuentran totalmente aisladas de un espacio forestal extenso. Se puede intuir una relación negativa entre el valor del índice y la densidad de pinar, de forma que aquellos fragmentos con mayor valor poseen una densidad de pinar menor que los otros fragmentos con menor puntuación. Esto puede estar relacionado con la mayor disponibilidad de recursos (ya de por si escasos) que resulta de la baja densidad de pinos y con la mejor estructura del ecosistema. No obstante, en la interpretación del valor de conservación para la flora no puede ignorarse la posible influencia de factores históricos de aprovechamiento y gestión de los fragmentos forestales (Dupouey et al., 2002; Bonet, 2004).

**Mapa 6: Valores del índice LFRS+USO en las unidades de estudio**



Fuente: Elaboración propia

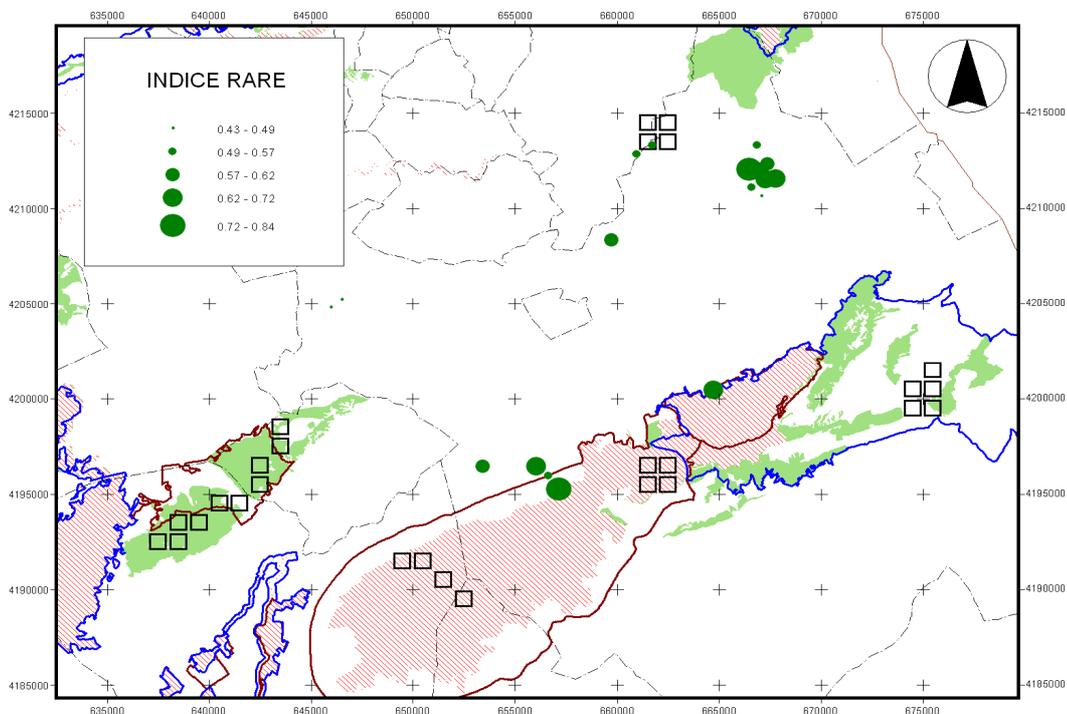
El valor para todas las unidades del índice RAREZA queda representado en el mapa 7. Podemos ver como se sitúan con valores más altos unidades tanto del sector de Montepinar como del Majal Blanco.

El valor promedio del Majal Blanco (0,666) es ligeramente superior al valor de Montepinar (0,646). Aunque de las cinco unidades con mayor puntuación, tres son del sector de estudio de Montepinar.

En el índice RAREZA se vuelve a dar la misma situación que en los dos casos anteriores, aquellas unidades situadas próximas a espacios forestales continuos, como Majal Norte (0,707) y Sur (0,842), adquieren un valor más elevado que aquellas unidades situadas en una matriz agrícola y urbana. Sin embargo, también podemos ver unidades de Montepinar con valores altos, como Oeste (0,809) y Este (0,720). No obstante, esto podría tener que ver también con la estructura de la vegetación en cada sector (importancia del estrato arbóreo o arbustivo).

También podemos destacar que de las tres unidades que obtienen el valor más alto del índice RAREZA en Montepinar, dos de ellas no se encuentran totalmente aisladas de la matriz forestal "local", caso de Montepinar Principal y Este, mientras que las unidades menos valoradas se encuentran totalmente aisladas, Montepinar Sur y Polvorines. Esto podría indicar que pequeños fragmentos satélites aislados no retienen algunas especies raras del conjunto local.

**Mapa 7: Valores del índice RAREZA en las unidades de estudio**



Fuente: Elaboración propia

### **c. Interpretación ambiental de los resultados**

Así como hasta ahora los resultados expuestos se han discutido sobre todo en función de las características del paisaje en el que se inscriben los fragmentos o unidades forestales estudiadas, seguidamente se tendrá en cuenta también la estructura interna del hábitat forestal.

El sector de estudio de Montepinar está formado por 8 unidades, en la mayoría de las cuales los fragmentos de masa forestal son un pinar de repoblación de elevada densidad, con una edad menor a 50 años aproximadamente. La cobertura de arbustos es baja, y probablemente provocada por el desarrollo de esta repoblación en una ubicación que fuerza el límite inferior del bosque y el empleo de técnicas intensivas de preparación del terreno (Esteve *et al.*, 2003) ya que el aumento de la densidad de pinos perjudica que se establezca un estrato arbustivo desarrollado. Este efecto se confirma al encontrarse el 30% de los pinos del sector muertos, además, de los pinos vivos restantes la cobertura de copas que poseen es muy baja. La mayoría de las unidades estudiadas en este sector se encuentran rodeadas por todo su perímetro de zonas cultivadas, tanto secano como regadío, o de zonas urbanas (de baja densidad o urbanizaciones), en alguna de ella también existe matorral bajo en su zona limítrofe.

Esta configuración de manchas forestales, aisladas en su mayoría, en una matriz agrícola y/o urbana, permite que exista gran diversidad de ambientes entre los fragmentos forestales. No obstante, los continuos procesos urbanizadores a los que se ve sometido el sector (la superficie forestal no arbolada del entorno es elevada) son un elemento de amenaza para la biodiversidad, en especial para la vegetación, la cual ve restringida su área de ocupación con problemas para colonizar nuevos territorios, o recolonizar el propio hábitat, si no existe una correcta conectividad con otros espacios forestales. Unidades como Montepinar Principal o Este han obtenido los valores más altos para los índices de biodiversidad de flora, tratándose de unidades con una superficie relativamente grande o con cierta conectividad con ese tipo de superficies.

El desarrollo desfavorable de la repoblación de pinos realizada hace décadas y los continuos procesos de transformación del paisaje (actuaciones urbanísticas o implantación de cultivos) han limitado el desarrollo de las comunidades de flora. Lo cual puede explicar los bajos valores para los índices de valoración de la biodiversidad de flora en el sector de Montepinar (LFRS=0; LFRS+USO=0,623 y RAREZA=0,646) en relación con los demás sectores estudiados.

En cuanto a los valores para los índices de avifauna se pueden considerar altos en el sector de estudio de Montepinar en relación con los demás sectores de estudio (SPEC=4,482, DAVE=0,691 y LRAE=1,534). Dos de los índices (SPEC y LRAE) superan el valor de las tres zonas de referencia.

La diversidad de ambientes existente en Montepinar permite una combinación de espacios abiertos y cerrados, donde la existencia de hábitats forestales y hábitats de borde (Gurrutxaga y Lozano, 2008) entre estos espacios tienen un efecto muy positivo para la biodiversidad de aves. Tanto especies forestales, como *Picus viridis* o *Fringilla coelebs*, como especies del ecotono agrícola-forestal, como *Sylvia hortensis*, pueden aprovechar estos hábitats. Si bien los valores más altos en los índices de biodiversidad de avifauna se encuentran en aquellas unidades donde la matriz está formada por

ambientes agrícolas (Montepinar Polvorines y Sur). En coberturas manejadas las especies de transición contribuyen más al valor de conservación ya que la mayoría de las aves mediterráneas amenazadas son especies de hábitats abiertos (Prodon, 2000). La cobertura ocupada por pastizal en este sector es alta (mayor que en el Majal Blanco), siendo este tipo de ambientes también favorables para la avifauna.

**Tabla 6: Valores promedio de los seis índices en los sectores de estudio**

	Índices de avifauna			Índices de flora		
	SPEC	DAVE	LRAE	LRFS	LRFS+USO	RAREZA
Montepinar	4,482	0,691	1,534	0	0,623	0,646
Majal Blanco	1,635	0,293	0,455	0,126	0,822	0,666

Fuente: Elaboración propia

En el Majal Blanco las unidades que conforman el sector están constituidas por un pinar natural o de repoblación muy antigua (hace más de 100 años). Algunas de las unidades del sector se encuentran rodeadas en zonas de su perímetro por espacios urbanizados, sin embargo la mayoría de ellas se encuentran conectadas con el Parque Regional de Carrascoy-El Valle, permitiendo influencias de la vegetación de este Parque y confiriendo gran parte de sus características naturales. La cobertura de copas de este sector de estudio es alta, permitiendo condiciones microclimáticas diversas bajo el estrato arbóreo; el estrato arbustivo se encuentra en este sector más desarrollado que en Montepinar al igual que todos los estratos en general. Especies muestreadas en este sector como *Juniperus oxycedrus subsp oxycedrus*, *Pistacia lentiscus*, *Rhamnus alaternus* o *Genista jimenezii*, son especies típicas de sotobosques y zonas de matorral maduras. Por ello en el sector de estudio del Majal Blanco los índices de valoración de la biodiversidad de flora han obtenido una puntuación de: LRFS=0,126, LRFS+USO=0,822 y RAREZA=0,666, los cuales se consideran unos valores altos en relación con los demás sectores de estudio. La riqueza de flora en este sector es la más alta de los sectores estudiados.

Mientras que los índices de valoración de la biodiversidad de avifauna adquieren en este sector de estudio unos valores bajos (SPEC=1,635, DAVE=0,293 y LRAE=0,455). Los tres índices se encuentran por debajo del valor de los índices de los sectores de referencia y por debajo del sector de estudio de Montepinar.

La densidad de pinos en este sector es muy alta, con tan sólo un 3% del total de pinos muertos, a la misma vez que también es alta la densidad de pinos inmaduros y brinzales (pinos juveniles). Esta densidad forestal tan alta no permite que especies que no sean estrictamente forestales se encuentren distribuidas por este sector, además al no existir gran variedad de hábitats en las zonas circundantes no se pueden recibir especies con otras preferencias de hábitats, muchas de las especies muestreadas en estas unidades de estudio requieren hábitats forestales menos perturbados (en estructura, extensión, o continuidad); por ejemplo, *Fringilla coelebs*, *Parus ater*, o *Sylvia undata*, algunas de ellas especialistas forestales (Gil-Tena *et al.*, 2008). Como anteriormente se ha dicho, la

comunidad de aves se ve en este caso restringida por el tipo de hábitat existente el cual no permite albergar un gran número de individuos. A la vez que si las unidades del sector se encuentran rodeadas de ambientes agrícolas, como sucede en la unidad de Carrascoy, la biodiversidad de aves existente y su contribución al valor de conservación del sector aumentan de manera considerable.

La coexistencia de una gran variedad de especies generalistas se ve favorecida en el mosaico de paisajes característicos del área mediterránea. Aquí encontramos especies cuyo óptimo se da en hábitats con niveles intermedios de desarrollo (Crooks, 2004) o en paisajes heterogéneos en mosaico (Atauri & de Lucio, 2001; Farina, 2004; Coreau & Martin, 2007), lo que constituye una característica de la diversidad biológica del Mediterráneo (Blondel & Aronson, 1999). Además, las especies que prefieren este tipo de paisajes rurales tienden a tener mayor valor para la conservación que las especies que aparecen en las zonas dominadas por el bosque (Pino *et al.*, 2000; Pons, 2001; Pons *et al.*, 2003).

## **5. Conclusiones**

Tas analizar los sectores de estudio y aplicar los índices de valoración de biodiversidad propuestos, se encuentran diferencias en el valor de la biodiversidad que adquieren los distintos sectores de estudio según el elemento del medio analizado, flora o avifauna. Estas diferencias responden ante la composición de especies de la comunidad considerada en cada tipo de grupo de índices. Esta comunidad de especies, a su vez, es resultado de la estructura del paisaje, el cual con los distintos tipos de hábitats presentes en él es capaz de albergar unas especies u otras. Además, puede existir una explotación de ciertos recursos de ecosistemas vecinos por parte de especies residentes en los fragmentos forestales, que aprovechan la productividad asociada a los hábitats circundantes (principalmente los agrícolas). Por lo que la estructura del paisaje de los sectores de estudio va a ser en gran parte responsable de su valor de conservación.

La estructura del paisaje tiene tres tipos de elementos básicos: matriz (elemento espacial dominante en el que se insertan el resto de elementos paisajísticos), manchas (aquellos elementos espaciales no lineales insertos en la matriz, con características propias y diferenciadas de la misma) y corredores (elementos lineales, que pueden aparecer en el paisaje aislados o bien conectando manchas entre sí) (Gurrutxaga y Lozano, 2008). La configuración de estos elementos básicos de la estructura del paisaje influye de manera distinta en el estado de conservación, según el elemento del medio considerado, flora o avifauna.

Si como elemento para valorar el estado de conservación es considerada la avifauna, aquellos paisajes heterogéneos con mayor diversidad de hábitats, donde los fragmentos forestales estén ubicados en una matriz rural y existan zonas de transición o ecotonos entre los mismos tendrán un mayor valor de conservación frente a aquellos en los que predomine un sólo tipo de hábitat o la matriz existente no permita el desarrollo de zonas de transición. La razón estriba en que la mayoría de las especies mediterráneas tienen sus preferencias de hábitats donde los niveles de perturbación son intermedios (Blondel & Aronson, 1999), por lo que, tanto cuantitativamente como cualitativamente, la composición de la comunidad de aves en un mosaico de hábitats manejados proporciona un valor de conservación alto. Diversos estudios han demostrado la relación positiva entre la heterogeneidad de los mosaicos agrarios y la riqueza de especies asociadas

(Pino *et al.*, 2000). No obstante, niveles altos de heterogeneidad pueden estar asociados a un elevado grado de fragmentación de hábitats y a la consiguiente presencia de manchas muy pequeñas incapaces de albergar poblaciones viables de ciertos organismos. Así, el incremento de la diversidad asociado a la heterogeneidad puede presentar un máximo por encima del cual empieza a disminuir (Santos & Tellería, 1998). El mantenimiento de manchas forestales de un cierto tamaño mínimo en torno a las 30 ha. parece una opción apropiada para mantener la biodiversidad en el término municipal de Murcia, en especial para la avifauna (Zapata, 2008).

Dentro del mosaico de hábitats es preciso analizar cómo afecta la matriz que rodea los fragmentos forestales a los valores de biodiversidad de avifauna. En el sector de estudio de Montepinar se ha visto como unidades rodeadas por una matriz agrícola tienen mayores valores de biodiversidad que aquellas unidades donde la matriz está constituida por zonas urbanizadas; una situación similar ha ocurrido en el sector del Majal Blanco, donde aquellas unidades aisladas de zonas urbanizadas y rodeadas por cultivos (por ejemplo, la unidad “Carrascoy”) poseen mayores valores de biodiversidad para la avifauna. La matriz que rodea los fragmentos forestales es un elemento del paisaje que puede aportar conectividad entre los distintos fragmentos, el área de ocupación de algunas especies puede verse ampliada si la transición fragmento forestal-ecotono-matriz es la adecuada. La urbanización de zonas adyacentes a espacios forestales puede provocar que ciertas especies de hábitat forestal con mayores requerimientos de hábitat continuo vean restringida su área de ocupación y empobrecer así el valor de biodiversidad, además si la transición entre las zonas urbanizadas y la matriz es brusca tampoco se favorece a las especies con preferencias ecotonales.

Si como elemento para valorar el estado de conservación es considerada la flora, aquellos fragmentos forestales que se encuentren comunicados con otros espacios forestales amplios y posean una estructura interna bien desarrollada, en cuanto a densidad y cobertura de los distintos estratos (López & Moro, 1997), tendrán un mayor valor de conservación frente a aquellos aislados de espacios forestales o con la estructura de la vegetación alterada.

Hay que destacar la importancia de la conectividad entre los fragmentos forestales para que el estado de conservación del sector sea el adecuado. De todas las unidades analizadas en el presente proyecto se ha observado como aquellas conectadas con espacios forestales, más o menos extensos, obtienen mayor valor de biodiversidad de flora que otras que se encuentran aisladas de estos espacios forestales. La vegetación es un elemento del medio que necesita proximidad con hábitats favorables debido a que su capacidad de dispersión y colonización de nuevos hábitats es reducida, la existencia de corredores con hábitats favorables para las distintas especies de flora es un elemento del paisaje muy importante para conseguir un estado de conservación alto.

La matriz que engloba los distintos fragmentos forestales también es un elemento importante de considerar en el caso de la flora. Ésta puede actuar como una barrera ante la dispersión de la vegetación si está constituida por áreas urbanizadas, mientras que si dicha matriz es agrícola la dispersión se verá algo más favorecida en el caso de que los cultivos estén abandonados, ya que si existe roturación del terreno de forma periódica no llega a ser favorable. La matriz en este caso no es capaz de aportar la conectividad

necesaria para la comunidad de flora, tanto si es agrícola como si es urbana no se favorece a la biodiversidad de la comunidad.

En el caso de la flora es importante el papel de la estructura interna de los fragmentos forestales para explicar los patrones de biodiversidad encontrados. En fragmentos donde la densidad de estrato arbóreo (formado por *Pinus halepensis*) es muy elevada e implantada en áreas sin potencialidad para albergarlo (Esteve, 2003), la biodiversidad es, en general, bastante pobre; mientras que si la densidad del estrato arbóreo es más reducida permite el correcto desarrollo de otros estratos vegetales, aumentando la biodiversidad del sector. Además de la densidad del estrato arbóreo, otros factores como la densidad de copas o el sustrato sobre el que se desarrolla la vegetación son muy importantes a la hora de aportar variedad de condiciones ambientales, estas condiciones microclimáticas son aprovechadas por la vegetación para colonizar nuevos hábitats. La gestión de estas formaciones forestales en el límite de la potencialidad del bosque debe orientarse a mantener la composición, cobertura y estructura vertical óptima para maximizar el valor florístico del fragmento. Para ello, una vez eliminada la competencia excesiva del estrato arbóreo, pueden utilizarse los diversos mecanismos que permiten dirigir la sucesión secundaria hacia el estado deseado: dispersión endozoócara, facilitación, pastoreo moderado... (Bonet, 2004).

Finalmente, desde el punto de vista de la aplicación práctica de los índices calculados, es conveniente analizar cómo se relaciona la valoración de los fragmentos y unidades estudiadas con los límites de espacios naturales protegidos de distinto rango (regional, europeo). Se puede destacar que fuera de los límites de espacios protegidos se pueden encontrar valores más altos de biodiversidad para el índice SPEC y LRAE, que dentro de los mismos. No obstante, algunas unidades ubicadas en el Parque Regional de Carrascoy-El Valle tienen valores elevados en ambos índices. De entre las unidades de estudio que mayor valor de biodiversidad han obtenido fuera de estos límites se encuentran algunas unidades del sector de Montepinar, en especial la unidad del Parque Forestal de Los Polvorines y la unidad Sur (sin figura de protección), y el sector de Los Guillemos, el cual se trata de un coto de caza privado. En el índice DAVE los valores que se obtienen fuera de los espacios protegidos no son tan elevados, mientras que sí adquieren un valor importante dentro de los mismos, como en algunas unidades situadas dentro del Parque Regional de la Sierra de Carrascoy-El Valle (también Lugar de Interés Comunitario), las unidades situadas en la ZEPA "Monte de El Valle y Sierras de Altaona y Escalona" y otras de la Sierra de la Muela-Barrancos de Gebas, estos últimos integrando un Paisaje Protegido directamente conectado con el Parque Regional de Sierra Espuña; en estas unidades con mayor predominio de hábitat forestal continuo, las especies enumeradas en la Directiva Aves cobran un peso más importante que en otro tipo de hábitats más abiertos y perturbados.

Para el caso de los índices de valoración de la biodiversidad de flora, aunque no se han podido calcular valores de los índices de conservación de flora en los sectores de referencia, en los índices LFRS y LFRS+USO se observa claramente como las unidades situadas dentro de los límites del Parque Regional y LIC de la Sierra de Carrascoy-El Valle (algunas unidades del Majal Blanco y la de Santo Ángel) tienen valores más altos que el resto. En el índice RAREZA, sin embargo, se encuentran también valores altos fuera de estos límites (sector de Montepinar) y en alguna unidad muy próxima al Parque Regional de Carrascoy-El Valle, perteneciente al sector del Majal Blanco.

### **a. Directrices para la aplicación práctica de los índices**

Las posibilidades de aplicación de los índices de valoración de la biodiversidad son amplias y variadas, para ello es preciso disponer de datos de abundancia fiables, aunque su obtención no es costosa salvo que tenga que realizarse a gran escala. Para evaluar uno o unos pocos fragmentos o unidades, basta con unas pocas jornadas de trabajo de campo en los periodos idóneos (primavera para las aves), aunque se requiere personal entrenado en el reconocimiento de las taxocenosis estudiadas. Las líneas generales de aplicación se exponen a continuación:

En procesos de evaluación ambiental de proyectos o planes, en especial dentro de los estudios de impacto ambiental, a la hora de realizar el inventario ambiental o de proponer alternativas de ubicación de un determinado proyecto, la utilización de índices de valoración de la biodiversidad permite obtener una idea de la importancia relativa del valor de conservación de las áreas afectables por del proyecto. Disponer de valores de conservación de dichas áreas facilita evaluar los posibles impactos que se pueden producir por las distintas acciones del proyecto sobre el valor de conservación.

A la hora de seleccionar zonas de protección dentro del ámbito municipal de Murcia, especialmente las que provienen de cesiones urbanísticas (Parques Forestales), hasta ahora la administración local sólo tiene en cuenta, a lo sumo, cuestiones operativas sobre la facilidad de gestión de los terrenos, sin obedecer a ningún criterio objetivo conservacionista. Los sectores de Montepinar y el Majal Blanco constituyen dos ejemplos de una política de cesiones que priorizaba la conservación de terrenos (y su declaración como Parques Forestales) en el seno de la propia actuación urbanística. Esta política ha sido totalmente abandonada, y se admite la cesión de terrenos espacialmente desvinculados de las actuaciones urbanísticas, normalmente a criterio del promotor y priorizando zonas ya protegidas por la normativa regional o comunitaria.

Priorizar estas cesiones de terreno según unos criterios objetivos y científicos permite conservar realmente aquellos fragmentos donde el valor de conservación aconseja tomar medidas de acción. En las zonas periféricas de los espacios naturales municipales (Parque Regional de Carrascoy-El Valle) están previstas acciones urbanísticas sobre hábitats agroforestales con gran potencial de biodiversidad. Estos hábitats deben integrarse dentro de los Planes de Ordenación de los Recursos Naturales para conseguir cierto grado de conservación de la biodiversidad existente. Además, es preciso no sólo circunscribirse a fragmentos aledaños a espacios naturales, la propia configuración del municipio de Murcia con una amplia superficie de terreno puesta en cultivo provoca que la existencia de hábitats agroforestales sea elevada, estos hábitats están sufriendo transformaciones urbanísticas, o procesos de abandono, en el mejor de los casos, para posteriormente urbanizar. Proporcionar conectividad a los distintos espacios forestales núcleo existentes en el municipio mediante la conservación de estos mosaicos heterogéneos de paisaje es una acción que permitiría además aumentar la variedad de hábitats para las distintas especies y garantizar globalmente la biodiversidad existente en el municipio de Murcia.

En el contexto anterior de priorización de zonas a proteger, dentro de la ordenación urbanística de determinados Planes Parciales que afecten a espacios con interés natural, sería importante seleccionar como zonas sin urbanizar aquellos fragmentos de terreno

donde el valor de conservación sea más alto. Normalmente, estos espacios libres de urbanismo se constituyen dentro de la planificación interna de un sector como zonas verdes que, según la normativa vigente, deben ser terrenos con una elevada potencialidad ambiental. Si a la hora de constituir estos espacios con elevada potencialidad ambiental se integran criterios de conservación, como índices de valoración de su biodiversidad, se consigue un efecto doble: armonizar zonas urbanizadas con el entorno que les rodea con un menor impacto sobre la biodiversidad y, por tanto, conservar la biodiversidad existente en paisajes con una matriz periurbana-agroforestal. Además, se cumple con el objetivo de acercar la biodiversidad al público, incrementando la comprensión y el respaldo de los ciudadanos hacia las actuaciones de conservación.

Finalmente, y como consecuencia de la evaluación realizada en el presente estudio, en la gestión y configuración de espacios naturales o en la restauración de zonas degradadas del municipio de Murcia es posible maximizar la biodiversidad conociendo el modelo de estructura de paisaje que puede tener mayor valor de conservación. Si se analiza el valor de conservación que adquieren las distintas manchas de vegetación presentes en el área a gestionar se puede establecer una ordenación jerárquica de aquellos fragmentos con mayor valor de conservación y establecer prioridades a la hora de proponer zonas protegidas en la configuración de espacios naturales, o regenerar áreas forestales con fines conservacionistas al conocer el tipo de estructura interna de hábitat que proporciona un mayor valor de conservación y encaminar las actividades de restauración del ecosistema hacia ese tipo de estructuras.

#### **b. Conclusiones**

Se extraen las conclusiones generales a las que se ha llegado tras desarrollar los distintos aspectos que se han abarcado en la evaluación del interés y estado de conservación de fragmentos forestales en el municipio de Murcia mediante la aplicación de índices de valoración de su biodiversidad. Son las siguientes:

1. El valor de conservación de los fragmentos forestales estudiados está íntimamente relacionado con la composición y estructura del paisaje en el que se integran dichos fragmentos.
2. Analizando fragmentos de tamaño similar y con formaciones arbóreas análogas ( pinares de *Pinus halepensis*), se observa que existen configuraciones de paisaje que pueden proporcionar un mayor valor de conservación, y otras que pueden provocar una disminución del mismo.
3. La estructura interna del hábitat forestal (densidad y cobertura arbórea, estratificación vertical de la vegetación...) dentro de cada fragmento también puede influir sobre su biodiversidad, siendo dicha estructura resultado de la historia ambiental del mismo (edad, origen, uso y gestión).
4. Según el elemento del medio que se considere para evaluar el estado de conservación del fragmento forestal (flora o avifauna), varía la configuración del paisaje que maximiza su valor conservacionista.

5. Espacios agroforestales ubicados en una matriz rural con zonas de transición o ecotonos entre los distintos hábitats tienen, en general, elevados valores de conservación para la avifauna.
6. Manchas forestales que se encuentren comunicadas con otros espacios forestales amplios y posean una estructura interna bien desarrollada tienen, por lo general, mayores valores de conservación para la flora.
7. La fragmentación de manchas de vegetación por procesos urbanísticos provoca que el estado de conservación se vea afectado negativamente, indistintamente del elemento del medio considerado.
8. Una adecuada planificación y gestión del territorio resulta crucial para proteger aquellas manchas forestales con elevado valor de conservación. En la elección de zonas con figuras de protección local (Parque Forestal Municipal) se deben integrar criterios conservacionistas como los aquí utilizados para conseguir una mayor eficacia en las medidas de protección.
9. A la luz de los resultados expuestos, priorizar la cesión urbanística de terrenos forestales para el establecimiento de zonas de protección ambiental dentro de los espacios ya protegidos (de rango regional o internacional), no contribuye a incrementar la protección de la biodiversidad, ni a aproximar ésta al ciudadano.
10. La utilización de índices de valoración de la biodiversidad en manchas forestales, basada en indicadores biológicos de distinta taxocenosis, resulta una herramienta adecuada y eficaz para valorar su estado de conservación.

### **Bibliografía**

- Atauri, J.A. & De Lucio, J.V. 2001. The role of landscape structure in species richness distribution of birds, amphibians, reptiles and lepidopterons in Mediterranean landscapes. *Landscape Ecology*, 16: 147-159.
- BirdLife International. 2004. Birds in Europe. Population Estimates, Trends and Conservation Status. Birdlife Conservation Series, 12. Cambridge.
- Blair, R.B. 2004. The effects of Urban Sprawl on Birds at Multiple Levels of Biological Organization. *Ecology and Society*, 9(5):2. [en línea] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol9/iss5/art2/>
- Blondel, J. 1979. *Biogeographie et Ecologie*. Masson, Paris.
- Blondel, J., Ferry, C. & Frochot, B. 1981. Point counts with unlimited distance. *Studies in Avian Biology*, 6: 414-420.
- Blondel, J. & Aronson, J. 1999. *Biology and wildlife of the Mediterranean Region*. Oxford Univ. Press. Oxford, UK.

- Blondel, J. 2006. The 'Design' of Mediterranean Landscapes: A Millennial Story of Humans and Ecological Systems during the Historic Period. *Human Ecology*, 34: 713–729.
- Bonet, A. 2004. Secondary succession of semi-arid Mediterranean old-fields in south-eastern Spain: insights for conservation and restoration of degraded lands. *Journal of Arid Environments*, 56: 213-233.
- Coreau, A., Martin, J. L., 2007. Multi-scale study of bird species distribution and of their response to vegetation change: a Mediterranean example. *Landscape Ecology*, 22: 747-764.
- Crooks, K.R., Suarez, A.V., Bolger, D.T., 2004. Avian assemblages along a gradient of urbanization in a highly fragmented landscape. *Biological Conservation*, 115: 451-462.
- Del Moral, J.C., Escandell, V., Molina, B., Bermejo, A. & Palomino, D. (Eds.). 2008. Programas de seguimiento de SEO/Birdlife en 2006. SEO/Birdlife, Madrid.
- Esteve, M. A. (Coord.). 1991. Evaluación ecológica de los sistemas forestales de la Región de Murcia. Agencia Regional para el Medio Ambiente y la Naturaleza. Murcia.
- Esteve, M.A., Chaparro J., Pardo M.T., Vives R. 2003. Los sistemas forestales desde una perspectiva histórica: Las repoblaciones forestales. En: Esteve M.A., Lloréns M., Martínez C., (Eds.). Los recursos naturales de la Región de Murcia: un análisis interdisciplinar Murcia. Universidad de Murcia. 248-260
- Farina, A. 2004. Landscape structure and breeding bird distribution in a sub-Mediterranean agroecosystem. *Landscape Ecology*, 12: 365-378.
- Fernández-Juricic, E. 2004. Spatial and temporal analysis of the distribution of forest specialists in an urban-fragmented landscape (Madrid, Spain). Implications for local and regional bird conservation. *Landscape and Urban Planning*, 69: 17–32.
- Gil-Tena, A., Torras, O. & Saura, S.. 2008. Relationships between forest landscape structure and avian species richness in NE Spain. *Ardeola*, 55: 27-40.
- Gurrutxaga, M. y Lozano, P.J. 2008. Ecología del Paisaje. Un marco para el estudio integrado de la dinámica territorial y su incidencia en la vida silvestre. *Estudios Geográficos*, 69: 519-543.
- Hansen, A.J. & Rotella, J.J. 2002. Biophysical factors, land use, and species viability in and around protected areas. *Conservation Biology*, 16(4): 1112-1122.
- Hanski, I. 1999. *Metapopulation Ecology*. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Jansen, A. & Robertson, A.I. 2001. Riparian bird communities in relation to land management practices in floodplain woodlands of south-eastern Australia. *Biological Conservation*, 100: 173-185.

- López, G. & Moro, M.J. 1997. Birds of Aleppo pine plantations in south-east Spain in relation to vegetation composition and structure. *Journal of Applied Ecology*, 34: 1257-1272.
- McArthur, R.H. & Wilson, E. O. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton (New Jersey), USA.
- McKinney ML. 2002. Urbanization, Biodiversity, and Conservation. *BioScience*, vol. 52 No. 10.
- Paquet, J.-Y., Vandevyvre, X., Delahaye, L., Rondeux, J., 2006. Bird assemblages in a mixed woodland–farmland landscape: The conservation value of silviculture-dependant open areas in plantation forest. *Forest Ecology and Management*, 227, 59-70.
- Pino, J, Rodà, F., Ribas, J. & Pons, X. 2000. Landscape structure and bird species richness: implications for conservation in rural areas between natural parks. *Landscape and Urban Planning*, 49: 35-48.
- Pons, P. 2001. Consecuencias de los incendios forestales sobre los vertebrados y aspectos de su gestión en regiones mediterráneas. En: Camprodon, J., Plana, E. (Eds.). *Conservación de la biodiversidad y gestión forestal: su aplicación en la fauna vertebrada*. Publicacions i Edicions de la Universitat de Barcelona: 197-211.
- Pons, P., Lambert, B., Rigolot, E., Prodon, R., 2003. The effects of grassland management using fire on habitat occupancy and conservation of birds in a mosaic landscape. *Biodiversity and Conservation*, 12(9) : 1843-1860.
- Prodon, R. 2000. Landscape dynamics and bird diversity in the Mediterranean basin: conservation issues. En: Trabaud L. (Ed.), *Life and Environmental in the Mediterranean*, *Advances in Ecological Sciences Vol. 3*. WIT-Press, Southampton, UK, pp. 261-299.
- Robledano, F. 2004. Conservación de vertebrados en el límite de áreas protegidas: las poblaciones de anfibios de la sierra de Carrascosy-El Puerto (Murcia, SE España). *Actas III Congreso de la Naturaleza de la Región de Murcia*: 287-299.
- Sánchez, P., M.A. Carrión, A. Hernández y Guerra, J. 2002. Libro rojo de la flora silvestre protegida de la Región de Murcia, I & II. Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente. Dirección General del Medio Natural. Murcia.
- Santos, T. y Tellería, J.L. 1998. Efectos de la fragmentación de los bosques sobre los vertebrados de las mesetas ibéricas. MIMA, Madrid.
- Tellería, J.L. 1986. *Manual para el censo de los vertebrados terrestres*. Ed. Raíces, Madrid.
- Zapata, V.M. 2008. Valoración ambiental y estudio de los efectos de la urbanización sobre la biodiversidad en parques forestales municipales. Proyecto Fin de Carrera de la Licenciatura de Ciencias Ambientales, Universidad de Murcia.