

Base estructural de un hábitat



Principios para su definición y diagnosis



Red de centros de conservación del material genético de la flora mediterránea



BASE ESTRUCTURAL DE UN HÁBITAT. PRINCIPIOS PARA SU DEFINICIÓN Y DIAGNOSIS.

Versión consultiva 5.01 (Noviembre 2007)

Pedro Pablo FERRER GALLEGO (ed.)
Centro para la Investigación y Experimentación Forestal (CIEF)
Conselleria de Medio Ambiente, Agua, Urbanismo y Vivienda.
Generalitat Valenciana.

**Proyecto de la Red GENMEDOC, Red de Centros de Conservación de
Material Genético de la Flora Mediterránea**
**Adscrito al proyecto SEMCLIMED, cofinanciado por la Generalitat Valenciana y
la Comisión Europea a través de la iniciativa Interreg IIIB**

Informe editado por la Conselleria de Medio Ambiente, Agua, Urbanismo
y Vivienda de la Generalitat. Valencia, Noviembre 2007.

Índice

0.- Resumen.....	4
1.- Introducción.....	4
2.- Teoría constructiva de las formas conceptuales científicas que participan en la definición de la base estructural de un hábitat. Aportación de la teoría de conjuntos a la definición del concepto.....	5
3.- Evaluación del grado de contribución de un taxon a la base estructural de un hábitat. Índice y coeficientes de evaluación cuantitativa.....	6
4.- Fracción singularidad. Definición y participación en el concepto.....	7
4.1.- Ejemplos de singularidad. Rareza, endemidad y amenaza.....	9
4.2.- Estima y evaluación del valor de singularidad de los taxones.....	9
5.- Fracción funcionalidad. Definición, características y participación en el concepto....	10
5.1.- Ejemplos de funcionalidad. Facilitación.....	12
6.- Fracción estructura. Definición y participación en el concepto.....	12
6.1.- Medida de la estructura. Densidad, abundancia, dominancia, cobertura y sociabilidad de las especies vegetales.....	13
6.2.- Estima y evaluación del valor de estructura de los taxones.....	14
7.- Clave para la catalogación de las especies dentro de las diferentes fracciones en las que se divide el concepto base estructural de un hábitat.....	15
8.- Sistema de clasificación de los taxa y de los hábitats. Valoración cuantitativa.....	16
9.- Ejemplos.....	18
9.1.- Ejemplo de aplicación de los índices y coeficientes utilizados en el análisis y estudio de la base estructural de un hábitat.....	18
9.2.- Formaciones codominadas por enebros y sabinas.....	20
9.3.- Ejemplo sobre una formación dominada por tejo (<i>Taxus baccata</i> L.).....	22
10.- Contribución del concepto en la selección de especies para acciones de restauración y repoblación. Selección de especies. Criterios. Limitaciones.....	23
11.- Conclusiones.....	25
12.- Bibliografía.....	26

0.-Resumen

El estudio y definición del concepto Base estructural de un hábitat se trata alrededor de la estructura de los conceptos científicos y de la conexión entre las teorías científicas y su base empírica. Este planteamiento consiste en la búsqueda de criterios y esquemas que permitan la valoración y diagnosis de las especies vegetales que resultan más relevantes para la estructura, funcionalidad o singularidad de una comunidad vegetal. Estos criterios ayudarán a establecer prioridades de recolección y conservación de los materiales de reproducción en los bancos de germoplasma que participan en la gestión de los hábitats naturales, así como facilitarán la selección de especies en acciones de revegetación y/o restauración vegetal de hábitats naturales, resultando una herramienta muy útil en la selección e identificación de aquellas especies que constituyen la estructura básica del sistema natural vegetal.

1. Introducción

El conocimiento sobre las diversas características estructurales de las formaciones vegetales multicohortales y su dinámica, es fundamental para garantizar la gestión sostenible de los ecosistemas y el desarrollo adecuado de planes de manejo de los recursos naturales (JIMÉNEZ *et al.*, 2001; DEL RÍO *et al.*, 2003). Estas características son el resultado de muchos procesos, representando un estado momentáneo de la dinámica del sistema (WEBBER, 2000) y están condicionadas, en gran medida, por las propias características de los individuos y las especies que integran la base estructural de un determinado hábitat.

Según DEL RÍO *et al.*, (2003), la estructura de las formaciones vegetales es un fiel indicador de la composición y funcionamiento de los hábitats, por lo que su estudio proporciona información sobre los diversos procesos que tienen lugar en cada etapa del ciclo de desarrollo de la comunidad y sobre el hábitat de las diferentes especies integrantes.

En esencia, el estudio de la base estructural de un hábitat trata la búsqueda de esquemas que permitan la valoración y diagnosis de las especies vegetales que resultan más relevantes para la estructura, funcionalidad o singularidad de una comunidad vegetal. Así, este concepto parte del estudio de las comunidades vegetales, fundamentándose principalmente en principios de ecología de las comunidades y de especies vegetales, dinámica y desarrollo de las comunidades, reglas de ensamblado (assembly rules), fisonomía, afinidad florística, función de las especies en el ecosistema, etc., y considera diferentes métodos empíricos de clasificación, como son la fisonómica-ecológica, dinámico-genética, fitosociológica, etc.

Así pues, el objetivo prioritario perseguido en este documento consiste en la identificación y determinación, a través de una metodología de trabajo definida, de aquellos taxa que forman parte activa de la fracción vegetal de un hábitat y que participan en el concepto que este trabajo intenta definir cuyo nombre asignado es Base estructural de un hábitat.

Una de las principales premisas que justifican la elaboración de este estudio, es el desconocimiento del elenco de especies vegetales que componen y constituyen este gremio organizativo de la base estructural de un hábitat. La selección de las especies que constituyen esta estructura básica del sistema, bien porque por su abundancia o biomasa ayudan a conformar el ambiente físico del hábitat o bien porque cumplen una función clave o relevante en el funcionamiento del sistema, a través de criterios eficaces de identificación, permitirá establecer prioridades de recolección y conservación de los materiales de reproducción en los bancos de germoplasma que participan en la gestión de los hábitats naturales.

2. Teoría constructiva de las formas conceptuales científicas que participan en la definición y diagnosis de la base estructural de un hábitat. Aportación de la teoría de conjuntos a la definición del concepto.

En la definición formal de un nuevo término científico-técnico, es necesaria la construcción de un sistema conceptual. Para una válida y correcta definición de éste nuevo concepto que es la base estructural de un hábitat, el sistema conceptual está integrado al menos por dos tipos de formas conceptuales, así, siguiendo lo expuesto por STEGMÜLLER (1979), debemos previamente fundamentar la idea a través de la forma conceptual cualitativa o clasificatoria y aquella otra cuantitativa o métrica.

La parte clasificatoria constituye el contenido de los nombres de clases o de las designaciones de clase resultantes que se obtienen después de la aplicación de unos criterios exactos de delimitación. El objetivo que se persigue al emplear este concepto clasificatorio es dividir en diversas clases los objetos (taxa) de un dominio (fracción vegetal de un hábitat).

Para que esta clasificación sea satisfactoria, se deben cumplir dos condiciones lógicas de adecuación:

I. La aplicación de los criterios de delimitación determina clases o extensiones de concepto. Las clases, resultado del proceso de partición, deben estar mutuamente delimitadas con exactitud, y en suma constituir el dominio en sí. Por otra parte, ningún objeto del dominio puede pertenecer a dos clases distintas a la vez, es decir, las clases resultantes de la partición deben ser mutuamente excluyentes.

II. La partición en clases debe ser completa, de modo que cada uno de los objetos del dominio a identificar pertenezca a una de las clases determinadas.

Expresándolo en el lenguaje de la teoría de conjuntos, podemos suponer que para un dominio dado de objetos D , donde se ha efectuado una clasificación de grado n , es decir, se han introducido n conceptos, cuyas extensiones constituyen las clases K_1, K_2, \dots, K_n , la clasificación de los objetos del dominio cumple las dos condiciones de adecuación si, para dos cualesquiera de las clases K_i y K_j (siendo $i \neq j$ y $1 \leq i, j \leq n$) la intersección $K_i \cap K_j$ es vacía (\emptyset) y, si la unión $K_1 \cup K_2 \cup \dots \cup K_n$ coincide con todo el dominio D .

En el estudio de la base estructural de un hábitat, el dominio se ha dividido según unos criterios definitorios que han dado como resultado tres conceptos fundamentales: estructura, funcionalidad y singularidad. Los criterios por los cuales se han definido las clases no proporcionan extensiones que en suma agotan el dominio entero, es decir, existe la posibilidad de que determinados objetos del dominio no puedan ser adscritos en alguna de sus extensiones. También, en este caso, los conceptos no son mutuamente excluyentes y sus extensiones se solapan, es decir, tienen una intersección no-vacía. Estos nuevos enunciados conjuntistas no cumplen las dos condiciones de adecuación, pero constituyen verdades empíricas.

La comunidad vegetal se compone de individualidades taxonómicas diferentes, bien por sus requerimientos ecológicos, por su función y papel dentro de los ecosistemas, por su significado dinámico-genético o por su procedencia y origen (BRAUN-BLANQUET, 1979). Los tres conceptos de clase que participan de la base estructural de un hábitat se pueden definir independientemente unos de otros. Así, es posible diferenciar una fracción estructural, una fracción principalmente de taxones que participan activamente en la funcionalidad del sistema y otra de taxones singulares. Resulta claro que, un taxon puede que participe de manera activa en la extensión estructural (E), en la funcional (F) o puede que sea un planta con cierto grado de singularidad (S), pero también pueden ocurrir las distintas combinaciones de las diferentes extensiones, y que a la vez una planta sea singular y representativa o característica de la estructura de la formación (ES) y/o juegue un importante papel en la funcionalidad del hábitat (EFS o FS), por ejemplo.

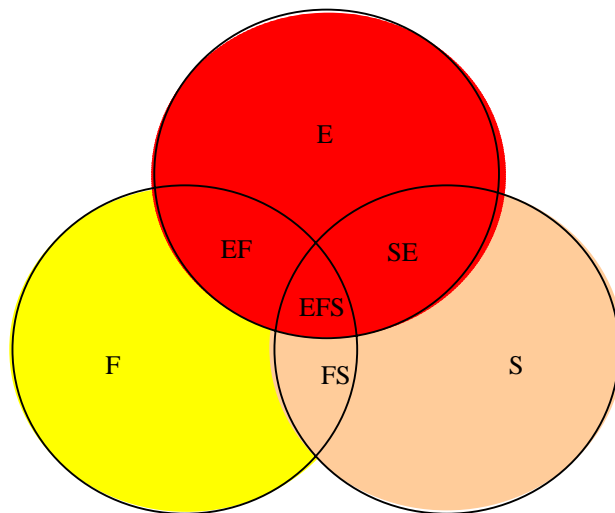


Figura 1. Representación del dominio y extensiones del concepto base estructural de un hábitat mediante un sistema de esferas interconectadas, donde E representa: la extensión perteneciente a la fracción estructural de un hábitat, F: la fracción funcional, S: la fracción singular, y EF, FS, ES, EFS sus posibles combinaciones.

3.- Evaluación del grado de contribución de un taxon a la base estructural de un hábitat. Índice y coeficientes de evaluación cuantitativa.

Se entiende por grado de contribución de una especie o un taxon a la base estructural de un hábitat, la suma de los valores de los coeficientes de las respectivas extensiones del concepto. Este parámetro tiene una utilización práctica, pues permite conocer de manera cuantitativa la participación e importancia que tienen las entidades biológicas en los hábitats y ecosistemas analizados.

Cada taxon particular tiene un valor indicador y el grado de contribución de una especie a la base estructural de un hábitat es posible determinarlo con cierta exactitud con el índice I^{beh} según la fórmula: $I^{beh} = E_i + F_i + S_i$, resultando ser el valor de E_i el

coeficiente estructural; F_i el de la fracción funcional y S_i el coeficiente suma de los subcoeficientes de singularidad (a ; amenaza, r ; rareza y e ; endemidad), calculado a partir de $S_i = a_i + r_i + e_i$, para una especie i . Los valores de cada coeficiente pueden ser calculados de manera cuantitativa respectivamente, según el valor o grado de contribución de la especie i , a la fracción estructura, funcionalidad o singularidad de la base estructural de un hábitat.

En la determinación de la singularidad se ha seguido un método aproximativo y clasificatorio, en él se ha subdividido la extensión del concepto en tres subextensiones, según los factores de endemidad, rareza y/o amenaza. La combinatoria de los pares de valores, especie rara *versus* no rara, endémica *vs.* no endémica y amenazada *vs.* no amenazada, permite la valoración en gradiente de la singularidad, en la que se ha considerado como factor prioritario la amenaza, seguido de la rareza y por último la endemidad que puedan tener los distintos taxones de una fitocenosis (cf. LAGUNA *et al.*, 1998).

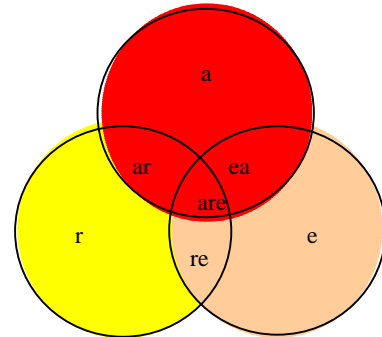


Figura 2. Representación de la fracción singularidad y las posibles combinaciones de sus extensiones (a : amenaza, r : rareza y e : endemidad).

4.- Fracción singularidad. Definición y participación en el concepto.

Una manera de evaluar el grado de singularidad y exclusividad biológica de un determinado hábitat consiste en identificar y cuantificar el número de especies singulares (endémicas, raras y/o amenazadas) que en él intervienen. La singularidad ocupa un lugar importante a considerar para la valoración ecológica, siendo un descriptivo muy utilizado en disposiciones y análisis evaluativos para un amplio rango de organismos y en definitiva de los ecosistemas.

Los conceptos de flora rara, endémica y amenazada, responden a ideas diferentes entre sí, cuales son respectivamente la rareza/abundancia, el nivel de endemidad o categoría corológica y el grado de amenaza. La endemidad y la rareza son términos relativos, directamente dependientes de la escala geográfica utilizada, pero el grado de endemización de un determinado taxon es un factor exacto, ya que está claramente definido por el área geográfica que éste ocupa. La endemidad se define por una repartición geográfica restringida, y ante las administraciones gestoras del medio natural poseen especial importancia aquellas especies cuya área de distribución se solapa o se encuadra dentro de un determinado territorio con capacidad de actuación jurídica y administrativa (cf. LAGUNA *et al.*, 1998). La rareza es un factor de difícil evaluación, pues es susceptible de un alto grado de subjetividad. Al igual que otros muchos conceptos asociados a la diversidad, la rareza tiene más de un significado. En el contexto de los modelos de abundancia, las especies raras son aquellas que se manifiesta por un bajo número de poblaciones censadas o por un bajo número de individuos dentro de las poblaciones. Una especie puede ser rara por una variada gama de razones distintas (FIEDLER & AHOUSE, 1992), desde el simple hecho de que acaba de originarse y todavía no ha tenido tiempo de expandirse (especies, neohíbridos, variedades, razas, subespecies, etc., de reciente aparición) hasta porque sus características biológicas, ecológicas y/o genéticas la han convertido en un taxon

adaptado a un ambiente muy específico desde el que le es muy difícil expandirse, debido a sus limitaciones fisiológicas, genéticas o a su escasa capacidad para sobrevivir en ambientes más competitivos (DRURY, 1974; STEBBINS, 1980; KRUCKEBERG & RABINOWITZ, 1985). Esto lleva a una primera distinción entre especies que se han convertido en raras, y especies que son raras por naturaleza. En el primer caso, la causa más frecuente por la que algunas se encuentran en peligro de desaparición es más o menos obvia, por ejemplo, si el hombre destruye o altera directa o indirectamente su hábitat, introduce especies más competitivas, etc. En el segundo caso se trata, por el contrario, de especies originadas como consecuencia de su adaptación a unas condiciones muy peculiares, y por ello suelen presentar una alta especialización ecológica (GARCÍA, 2002). Esta distinción es clave, puesto que inmediatamente aparece la sospecha de que hay que actuar de distinta forma si se trata de una especie en clara regresión, o si ha sido históricamente rara.

En RABINOWITZ (1981) y RABINOWITZ *et al.* (1986), se ha ideado un esquema que clarifica el concepto de rareza mediante la división de la distribución y abundancia de especies en tres escalas. La primera usando el área geográfica, en la que se distingue las especies que ocupan una gran área de distribución de aquellas que están restringidas a un área más o menos pequeña. En segundo lugar subdivide las especies según su especificidad de hábitat, según si son cosmopolitas en sus requerimientos de hábitat o si sólo existen en unos pocos hábitats especializados, y por último se realiza la última dicotomía, usando tamaños poblacionales locales y asignando las especies a clases, según si sus poblaciones locales siempre son pequeñas o si pueden llegar a ser grandes. Con la combinación de estas tres dicotomías (2 x 2 x 2), se crea una red en la que una de las celdas representa las especies comunes, esto es, las que tienen una amplia distribución geográfica, grandes tamaños poblacionales locales y que se hallan en diversos tipos de hábitats. Las restantes categorías descritas son siete tipos diferentes de rareza. El análisis de estos tipos de rareza muestra que las actividades y las preocupaciones conservacionistas se justifican con la preservación de los tipos de hábitats particulares, ya que con una estrategia de este tipo se asegura que el mayor número de especies raras sean conservadas. Las cuantificaciones de rareza facilitan así enormemente la conservación de las especies raras.

Tabla 1. Clasificación de Rabinowitz de la rareza en tres vías de las especies en los ecosistemas. Las especies comunes se hallan en la celda correspondiente a distribución geográfica amplia, grandes tamaños poblacionales y amplios requerimientos de hábitat. Las restantes siete clases representan diferentes formas de rareza. MAGURRÁN, (1989), modificado.

Distribución geográfica	Amplia		Restringida	
Especificidad de hábitat	amplia	restringida	amplia	restringida
Tamaño de la población local				
En ocasiones grandes				
Siempre pequeño				

No obstante, para medir el grado exacto de rareza de los taxones no existen valores numéricos que permitan considerar cuándo una especie es rara y cuándo no lo es. En parte, el factor de rareza se puede medir indirectamente al estimar el grado de amenaza utilizando las categorías de la UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza y los Recursos Naturales), aunque se puede dar el caso de especies amenazadas no raras (cf. LAGUNA *et al.*, 1998).

La amenaza puede estimarse objetivamente utilizando diversos indicadores numéricos, como los establecidos por la UICN (1994, 2001). Las claves de la UICN permiten clasificar las especies en categorías utilizando diferentes criterios que atienden por ejemplo a los valores obtenidos en los censos poblacionales, superficie de ocupación, área de distribución, extensión de presencia, número de poblaciones, etc., aunque es fundamental tener una visión alternativa a la clásica, y así considerar y disponer de información sobre el riesgo de alteración de los hábitats, su vulnerabilidad o la propia biología de las especies.

4.1.- Ejemplos de singularidad. Rareza, endemismo y amenaza.



Figura 3. Ejemplos de especies singulares que participan de manera activa en la base estructural de un hábitat. **Arriba izquierda**, comunidades saxícolas y pulvinulares de cumbre dentro del piso bioclimático supramediterráneo húmedo del LIC Sierra de Aitana (Alicante, España). En estas comunidades existe una buena representación de especies singulares, bien por su rareza, endemismo o grado de amenaza. Algunos ejemplos de estas especies son: **Abajo izquierda**, *Salvia blancoana* Webb & Heldr. subsp. *mariolensis* Figuerola, planta con un bajo número de poblaciones y endémica exclusiva de la Comunidad Valenciana, *Vella spinosa* Boiss., planta catalogada como vulnerable (VU) según los criterios de la UICN (2001) y con muy pocas poblaciones en la Comunidad Valenciana, endémica del S de la Península Ibérica, y *Campanula viciosoi* Pau, planta casi exclusiva del territorio valenciano. (Fotos: CIEF). **Derecha**, hábitat de bosques de *Tilio-Acerion* en la parte NO de la provincia de Castellón (España). En este emplazamiento geográfico, las formaciones de *Tilio-Acerion* corresponden a bosques relictos dominados por especies vegetales de óptimo eurosiberiano (*Acer campestre*, *Corylus hispanica*, *Buxus sempervirens*, etc.) donde la presencia de especies como *Tilia platyphyllos*, *Ulmus glabra*, *Ilex aquifolium* o *Taxus baccata*, comunes en las tileras eurosiberianas, aquí resulta muy escasa, lo que sin duda representa un ejemplo de elementos estructurales y singulares (especies raras) de la base estructural del hábitat. Estos bosques se desarrollan en barrancos y desprendimientos en condiciones húmedas y sobre sustrato calcáreo donde aparecen en su estrato inferior plantas de la flora mediterránea (Foto: CIEF)

4.2.- Estimación y evaluación del valor de singularidad de los taxones

En la estima del valor de singularidad que tienen los taxones en el estudio de la base estructural de un hábitat, la amenaza tiene un papel prioritario frente a la rareza y la endemismo. Así, consideramos que una planta amenazada, rara y endémica tiene un valor máximo en la fracción singularidad de la base estructural de un hábitat. Estos valores se pueden calcular a partir de la siguiente conversión:

Tabla 2: Contribución de una especie al grado de singularidad en la Base estructural de un hábitat. R: planta rara, E: endémica, A: amenazada, VU: vulnerable, EN: en peligro, CR: en peligro crítico. Según UICN (2001)

Singularidad	Grado de amenaza	Base estructural de un hábitat
nRnEnA	-	0
nREnA	-	1
RnEnA	-	2
REnA	-	3
nRnEA	VU	3.33
	EN	3.66
	CR	4
nREA	VU	4.33
	EN	4.66
	CR	5
RnEA	VU	5.33
	EN	5.66
	CR	6
REA	VU	6.33
	EN	6.66
	CR	7

5.- Fracción funcionalidad. Definición, características y participación en el concepto.

Para inferir la funcionalidad ecológica de los taxones de un ecosistema, es decir, el conjunto de características que determinan los procesos básicos para su configuración y composición, es necesaria la valoración de la importancia funcional de cada una de las especies. Esta importancia funcional específica se define como la suma, para cada una de las especies del ecosistema, de los cambios (positivos o negativos) que se producirían en la productividad-biomasa si la especie considerada fuese eliminada del ecosistema (HURLBERT, 1997). La valoración empírica de este concepto es prácticamente imposible, pero resulta muy útil en el estudio de la teoría de comunidades.

Un método para evaluar la importancia funcional de las especies, es el estudio y conocimiento de las distintas formas de interacción entre las plantas y los efectos ecológicos que éstas ejercen sobre los individuos, poblaciones, comunidades o ecosistemas. La relación entre las plantas es un factor importante en la organización y funcionamiento de las comunidades vegetales, sobre las que además influye el medio físico y la capacidad de dispersión de las especies. Históricamente la competencia ha sido la interacción más estudiada en la ecología de las comunidades vegetales, lo que sin duda ha influido en que se considerara como la predominante en las relaciones entre plantas, determinando la estructura, dinámica y productividad de las formaciones vegetales (TIRADO & PUGNAIRE, 2003a).

En los últimos años, numerosos trabajos han demostrado que las relaciones positivas entre las plantas son frecuentes (HUNTER & AARSSSEN, 1988; CALLAWAY, 1995; CALLAWAY & PUGNAIRE, 1999) y sobre todo determinantes de la organización y

funcionamiento de los ecosistemas (CALLAWAY *et al.*, 2002). Éstas interacciones positivas entre especies constituyen un factor principal en el funcionamiento de las comunidades vegetales en ambientes extremos, donde algunas especies dominantes tienen un papel crítico en el mantenimiento de la productividad y la biodiversidad (TIRADO & PUGNAIRE, 2003a).

De entre todas las posibles interacciones que potencialmente pueden ocurrir en un ecosistema, las de facilitación, donde la presencia de una especie mejora el crecimiento de la otra (GOLDBERG & BARTON, 1992; RYSER, 1993; WIED & GALEN, 1998; ARRIETA & SUÁREZ, 2005), juegan un papel importante en la demografía y dinámica de las poblaciones vegetales (TIRADO & PUGNAIRE, 2003b), afectando de manera positiva a las especies implicadas.

Según JONES *et al.* (1994), para un ecosistema dado, existen determinadas especies (especies ingenieras) que modulan de manera directa o indirecta la disponibilidad de recursos para otras, debido principalmente a los cambios físicos de estado que causan en los materiales bióticos o abióticos, bien de manera mecánica o química (ingenieras alogénicas) o bien a través de sus propias estructuras físicas (ingenieras autogénicas), modificando, manteniendo y/o creando así nuevos hábitats. Esta idea resulta de la profundización en el conocimiento del concepto de especie clave, aquellas que tienen un peso determinante en los procesos ecológicos y que afecta a la organización, configuración y composición de la comunidad en un grado mucho mayor de lo que su abundancia y/o biomasa sugiere (TERBORGH, 1976; POWER *et al.*, 1996; TERRADAS, 2001).

Atendiendo a lo anteriormente expuesto, podemos estimar y evaluar el valor de funcionalidad de cada uno de los taxones que participan en un determinado hábitat según la siguiente tabla.

Tabla 3: Contribución de una especie al grado de funcionalidad en la Base estructural de un hábitat.

Funcionalidad		Base estructural de un hábitat	
Ingeniera	indirecta	alogénica	2.00
		autogénica	4.00
	directa	alogénica	6.00
		autogénica	8.00

5.1.- Ejemplos de funcionalidad. Facilitación.

La facilitación puede estar causada por distintos mecanismos (CALLAWAY, 1995), existiendo multitud de tipos y formas. Algunos ejemplos se exponen a continuación.



Figura 4. Ejemplos de facilitación en diferentes formaciones vegetales presentes en la Comunidad Valenciana. **Arriba**, comunidades dominadas por especies del género *Juniperus* L. [transición del *Juniperetum hemisphaerico-thuriferae* Rivas-Martínez 1969 al *Junipero sabiniae-Pinetum ibericae* Rivas-Martínez 1969 (*Junipero sabiniae-Pinetum sylvestris* Rivas-Goday & Borja 1961)] dentro del piso oromediterráneo inferior subhúmedo-seco del LIC Puebla de San Miguel (Valencia. España). En estas formaciones, la presencia de ejemplares de *Juniperus sabinia*, favorece la instalación y supervivencia de individuos de otras especies vegetales. **Izquierda**, crecimiento de *Ribes uva-crispa* L. en el seno de una mancha de *J. sabinia* L. (Foto: CIEF) **Derecha**, individuos de *J. thurifera* L. y *Juniperus communis* L. (*s. l.*) facilitados por la presencia de la sabina rastrera (cf. VERDÚ & GARCÍA-FAYOS, 2003). (Foto: CIEF) **Abajo izquierda**, comunidad de *Cypero mucronati-Agropyretum juncei* Kühnholtz ex Br.-Bl. 1933 (*Agropyretum mediterraneum* Br.-Bl. 1933) con alta abundancia-dominancia de *Otanthus maritimus* (L.) Hoffmanns. & Link en la playa de Tabernes de Valldigna (Valencia. España) instalada en el primer cordón dunar, facilita la instalación y el desarrollo de otras plantas y asociaciones psamófilas situadas a sotavento de la duna y en el interior de la sucesión catenal (mallada, dunas fijas, etc.) (Foto: CIEF) **Abajo derecha**, formación pulvinular de alta montaña en la Sierra de Aitana (Alicante. España) formada por plantas en cojín como *Vella spinosa* Boiss., *Erinacea anthyllis* Link, *Hormathophylla spinosa* (L.) Kúpfér o *Rhamnus saxatilis* Jacq., que tienen efecto nodriza y actúan como centros facilitadores, en ambientes bajo condiciones muy limitantes, para especies tardías de la sucesión o de la comunidad (cf. CAVIERES *et al.*, 1998; CAVIERES *et al.*, 2002; BADANO *et al.*, 2002) (Foto: CIEF).

6.- Fracción estructura de la vegetación. Definición y participación en el concepto.

Se entiende como estructura de la vegetación el patrón espacial de distribución que presentan las plantas de un determinado ecosistema (BARKMAN, 1979). El

conocimiento de la distribuci3n espacial de una agrupaci3n vegetal se puede inferir bien a trav9s de la definici3n de su ordenaci3n vertical, es decir, de la identificaci3n de los estratos que presenta la formaci3n vegetal (RANGEL & VELÁZQUEZ, 1997), o bien a trav9s de la ordenaci3n horizontal, seg9n los parámetros de abundancia, dominancia y/o frecuencia (MUELLER & ELLENBERG, 1974), sociabilidad (BRAUN-BLANQUET, 1979), n9mero de individuos por unidad de superficie (LOESTH *et al.*, 1973), distribuci3n diam9trica (GARCÍA, 1992), etc.

La estructura de las formaciones vegetales est4 condicionada en gran medida por las propias característic4s de las especies que vegetan en la zona, como el tipo biol3gico, tipo de crecimiento, estrategia de multiplicaci3n, forma de colonizaci3n, etc., que proporcionan una imagen fison3mica definida y un aspecto concreto al paisaje vegetal. Asimismo, la estructura de la vegetaci3n depende de los diferentes elementos que la componen y se encuentran en el ecosistema y de la mayor o menor presencia (abundancia relativa) de cada uno de ellos. Al analizar la estructura se debe tener en cuenta el papel que desempeñan estos elementos dentro la masa vegetal, que depende en parte de las característic4s del medio físico, la historia de la vegetaci3n, la intervenci3n humana, etc.

Dentro de los elementos que componen la estructura vegetal de un ecosistema, por ejemplo, en formaciones forestales, los 4rboles suponen el elemento m4s relevante; las distintas especies presentan diferentes característic4s morfol3gicas y dan lugar a diferentes estructuras (Del RÍO, *et al.*, 2003), aunque otros componentes importantes de los rodales forestales es el sotobosque, que introduce estratificaci3n y diferenciaci3n entre las formaciones. En otras situaciones, es la vegetaci3n herb4cea o la arbustiva la que imprime el aspecto a la masa forestal.

6.1.- Medida de la estructura. Densidad, abundancia, dominancia, cobertura y sociabilidad de las especies vegetales.

La estructura de las formaciones vegetales es la forma en que las especies se organizan en el espacio. Seg9n GADOW & HI (1999) se puede describir la estructura de un rodal mediante la medida de ciertas característic4s: posici3n o distribuci3n espacial, diversidad y mezcla de especies, diferenciaci3n tanto vertical como horizontal, etc. Existen diferentes índices que describen cada una de las característic4s de la estructura, entre ellos destacan por su utilidad aquellos de índole fitosociol3gica que calculan la abundancia-dominancia de las especies, la distribuci3n espacial de los individuos, el modo de asociarse o sociabilidad, la diversidad y mezcla de especies, la densidad, la homogeneidad, la frecuencia, la estratificaci3n, grado de vitalidad-fertilidad, etc. El c4lculo de estos parámetros resulta muy útil en la evaluaci3n del tipo de estructura que presenta una formaci3n vegetal y en la identificaci3n de aquellas especies que tienen un papel activo en la estructura de la formaci3n, las cuales pasarán a formar parte de la fracci3n en el concepto de la base estructural de un hàbitat.



Figura 5. Ejemplos de especies estructurales de diferentes formaciones vegetales. **Izquierda**, matorral arborescente con *Juniperus* spp., comunidades donde determinadas especies de los géneros *Juniperus* y *Genista* presentan altos valores de abundancia-dominancia, participando de forma activa en la estructura de la formación vegetal (Cerdeña. Italia) (Foto: G. Bacchetta). **Derecha**, estepa continental gipsófila con una alta representación de *Lygeun spartum* L., especie característica y estructural de este tipo de yesares (Cataluña. España) (Foto. M. Casanovas).

6.2.- Estima y evaluación del valor de estructura de los taxones

Para estimar el valor de estructura que tienen los taxones en el estudio de la base estructural de un hábitat, es necesario conocer algunos parámetros básicos y descriptivos, fundamentalmente de índole fitosociológica, como pueden ser los del grado de cobertura, abundancia-dominancia y/o sociabilidad de las especies estudiadas en los inventarios realizados sobre la fracción vegetal de los hábitats naturales. Los valores de estos descriptores se consideran aquellos publicados por BRAUN-BLANQUET (1979), así para el estudio de la cobertura, la densidad y la sociabilidad de especies se emplea una escala convencional de valores:

ABUNDANCIA-DOMINANCIA

+ = planta escasa con un valor de cobertura muy pequeño

1 = abundante pero con un valor de cobertura bajo, o bien bastante escaso pero con un valor de cobertura mayor

2 = muy abundante con cobertura escasa o cubriendo entre 1/10 y 1/4 de la superficie investigada.

3 = cubriendo entre 1/4 y 1/2 de la superficie, número de individuos cualquiera.

4 = cubriendo entre 1/2 y 3/4 de la superficie, número de individuos cualquiera.

5 = cubriendo más de 3/4 de la superficie, número de individuos cualquiera.

SOCIABILIDAD

1 = individuos aislados (o bien vástagos o troncos aislados)

2 = creciendo en pequeños grupos

3 = creciendo en grupos mayores (pequeños rodales o almohadillas)

4 = creciendo en pequeñas colonias o en rodales o tapices extensos

5 = población continua

La conversión de estos valores fitosociológicos a aquéllos útiles para cuantificar el grado de contribución de las especies a la base estructural de un hábitat se realiza a través de la siguiente convalidación:

Tabla 4: Contribución de una especie al grado de estructura en la Base estructural de un hábitat. Índices fitosociológicos según Braun-Blanquet (1979)

Índice fitosociológico abundancia-dominancia	Índice fitosociológico sociabilidad	Base estructural de un hábitat
+	?*	-
1	1-3	4
	-.**	-
2	1-3	8
	-	-
≥3	1-3	12
	4-5	16

* sea cual sea el valor de sociabilidad

** combinaciones muy poco probables en los inventarios fitosociológicos

7.- Clave para la catalogación de las especies dentro de las diferentes fracciones en las que se divide el concepto base estructural de un hábitat.

Para la catalogación de un taxon dentro de una de las clases en las que se divide el concepto base estructural de un hábitat se presenta una clave con cinco entradas (A, B, C, D y E) en las que se ofrecen dos alternativas en cada una de ellas. Cada una de estas dos posibilidades se expresa mediante frases mutuamente excluyentes y conducen a la caracterización del taxon dentro de cada una de las clases. Esta caracterización también viene indicada por un número que corresponde al valor del grupo, así, es posible la valoración en gradiente de las extensiones del concepto (estructura, funcionalidad y singularidad). La clase A corresponde a la fracción estructura, la B a la funcionalidad y las clases C, D y E corresponden a la fracción singularidad del concepto.

A.1-Taxon con un papel fundamental en la estructura espacial de la formación vegetal. Con grandes valores en los índices fitosociológicos de abundancia-dominancia, sociabilidad, valor de cobertura y caracterización fisionómica de un hábitat.....**Estructural**...[1 ≤ E ≤ 16].

A.2-Taxon que no tiene un papel destacado ni fundamental en la estructura de la formación vegetal. Con índices bajos de abundancia-dominancia, sociabilidad y caracterización fisionómica del hábitat.....**No estructural**...[E = 0].

B.1-Taxon que cumple una función clave o relevante en el funcionamiento del sistema. Taxon facilitador, ingeniero, clave, etc., con un peso determinante en los procesos ecológicos, afectando su presencia en el ecosistema a la organización, configuración y composición de la comunidad vegetal en un grado mucho mayor de lo que su abundancia y/o biomasa sugiere.....**Funcional**...[1 ≤ F ≤ 8].

B.2-Taxon que no cumple una función clave o relevante en el funcionamiento del sistema. No facilitador y sin ningún peso determinante en los procesos ecológicos.....**No funcional**...[F = 0].

C.1-Taxon con determinado grado de amenaza. La clasificaci3n del grado de amenaza sigue las categorías propuestas por la Uni3n Internacional para la Conservaci3n de la Naturaleza y los Recursos Naturales (UICN) en 1994, atendiendo al censo poblacional y su evoluci3n (conocida o proyectada) en el tiempo, su área de distribuci3n, número de poblaciones, etc.,.....**Amenazado**...[1 ≤ a ≤ 4].

C.2-Taxon que no está incluido en ninguna de las categorías de amenaza propuestas por la UICN.....**No amenazado**...[a = 0].

D.1-Taxon raro. Con un área de distribuci3n reducida o con un bajo número de individuos en las poblaciones.....**Raro**...[1 ≤ r ≤ 2].

D.2-Taxon con un área de distribuci3n no reducida y/o sin un bajo número de individuos en las poblaciones.....**No raro**...[r = 0].

E.1-Taxon endémico. Prioridad a las especies con área solapada entre el areal de la especie y el territorio con capacidad de actuaci3n jurídica y administrativa, y aquellas que constituyen disyunciones biogeográficas de alto valor científico..... **Endémico**...[e = 1].

E.2-Taxon no endémico.....**No endémico**...[e = 0].

8.- Sistema de clasificaci3n de los taxa y de los hàbitats. Valoraci3n cuantitativa.

El hecho de incluir informaci3n cuantitativa supone un importante paso hacia la objetividad de la catalogaci3n. El problema surge cuando no se dispone de la informaci3n necesaria. Para facilitar la labor y esquivar en lo posible esta limitaci3n, el sistema de clasificaci3n se basa en la descripci3n y evaluaci3n de los valores que las diferentes especies tienen en cada una de las fracciones en las que se ha dividido el concepto de la base estructural de un hàbitat, es decir, en estructural, funcional o singular.

Para la catalogaci3n de las diferentes especies presentes en un hàbitat en funci3n de su participaci3n en la base estructural, es necesario calcular los valores de los descriptores **E**, **F** y **S**, así como su valor porcentual relativo y el valor total, medido segùn (I^{beh}). Éstos datos se obtienen segùn la fórmula $G = X / I^{beh}$ donde **G** el valor de contribuci3n de la especie a la fracci3n considerada, **Ge** (estructural), **Gf** (funcional) o **Gs** (singular), **X**; el valor de **E**, **F** o **S**, respectivamente, este dato **G** siempre irá expresado en valores de %. El valor de I^{beh} se obtiene segùn la fórmula expresada en apartados anteriores ($I^{beh} = E_i + F_i + S_i$).

Este conjunto de datos puede ser ordenado de manera decreciente segùn el valor de los descriptores y así obtener una lista en gradiente que orienta sobre la prioritizaci3n de actuar sobre aquellas especies que tengan un elevado valor de **E**, **F**, **S** o I^{beh} dependiendo del índice que sea buscado y deseado, especies que serán catalogadas como de alto interes de para la base estructural del hàbitat considerado.

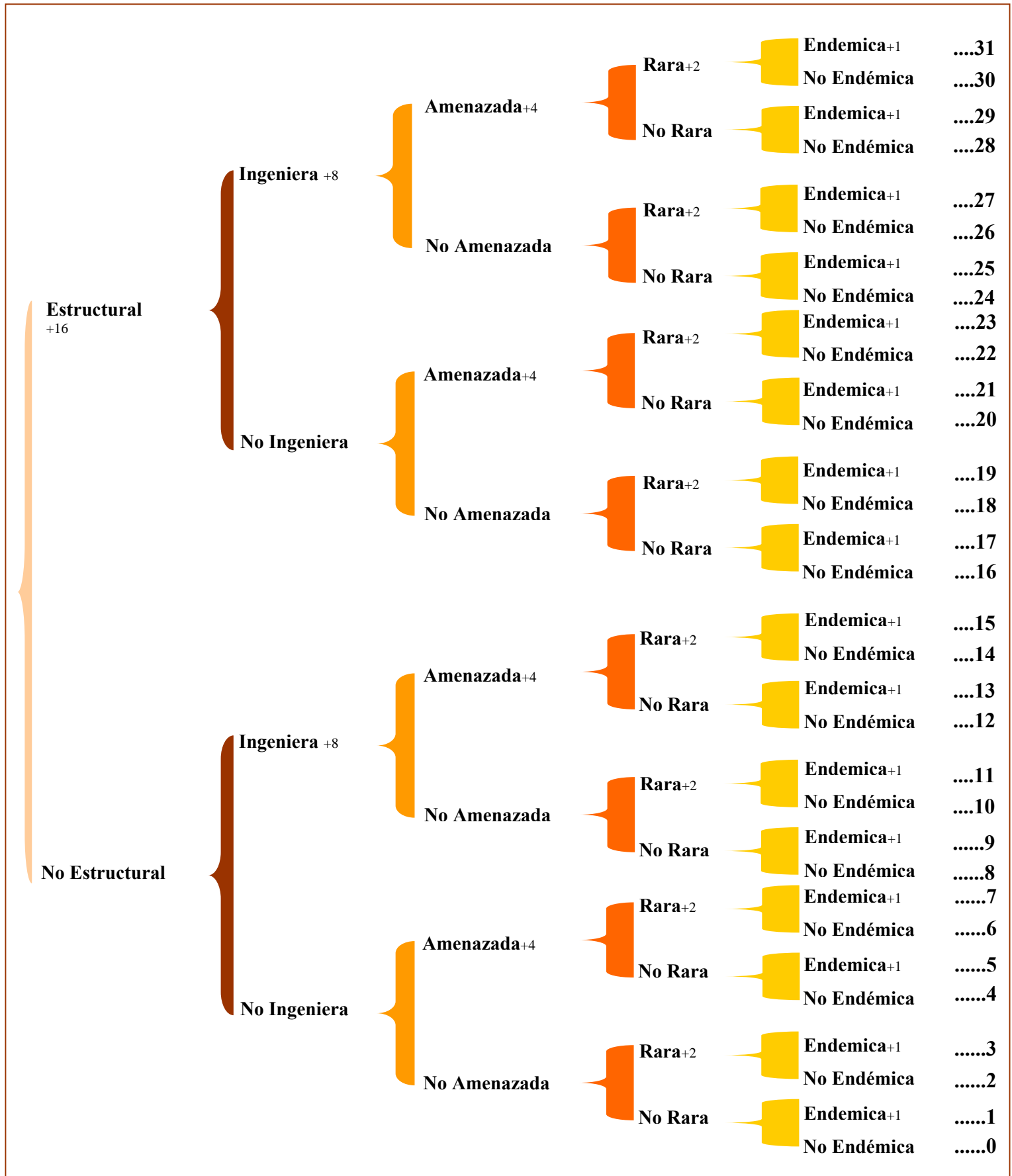


Figura 6. Clave dicotómica para la catalogación de las especies que participan en la base estructural de un hábitat y valor asignado a cada uno de los grupos.

representación local, lo cual no implica la descatalogación de las categorías de singularidad y si la inclusión en otras categorías consideradas en el estudio de la base estructural de un hábitat si así fuera oportuno. En este ejemplo consideramos a la especie 8 como un endemismo exclusivo y a la especie 6 como una planta amenazada (en peligro crítico).

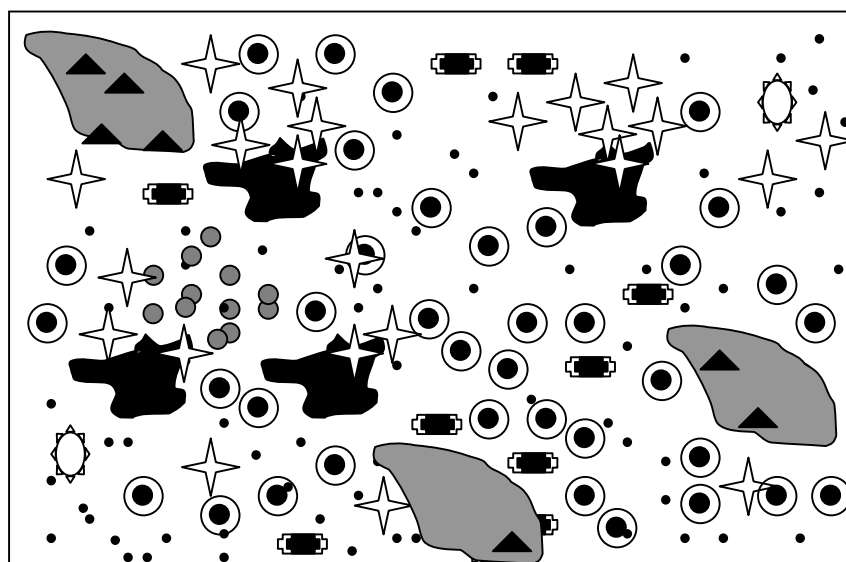


Figura 8. Ejemplo de una hipotética composición de especies de una comunidad vegetal que se desarrolla en una superficie determinada.

		<i>Sp. 1</i>	<i>Sp. 2</i>	<i>Sp. 3</i>	<i>Sp. 4</i>	<i>Sp. 5</i>	<i>Sp. 6</i>	<i>Sp. 7</i>	<i>Sp. 8</i>	<i>Sp. 9</i>
Taxon / índice fitosociológico	E	F	S			I^{beh}	Ge (%)	Gf (%)	Gs (%)	
			a	r	e					
Sp. 1	2.3	8	8	-	-	-	16	50	50	-
Sp. 2	2.3	8	8	-	-	-	16	50	50	-
Sp. 3	2.2	8	-	-	-	-	8	100	-	-
Sp. 4	3.2	8	-	-	-	-	8	100	-	-
Sp. 5	2.2	8	-	-	-	-	8	100	-	-
Sp. 6	+	-	-	4	2	-	6	-	-	100
Sp. 7	1.1	4	-	-	-	-	4	100	-	-
Sp. 8	1.2	4	-	-	2	1	7	57.15	-	42.85
Sp. 9	1.1	4	-	-	-	-	4	100	-	-

Según los valores obtenidos en el índice I^{beh} las especies que tienen una mayor repercusión en la formación y constitución de la base estructural de éste hipotético hábitat considerado son, por orden decreciente, 1, 2, 3, 4, 5, 8, 6, 7 y por último 9. Las especies 1 y 2 juegan un importante papel en la fracción estructura y funcionalidad, repartiéndose al 50 por ciento la carga y el peso que la especie tiene en la base estructural, esto significa que ninguna de las dos especies supera el umbral del 75% de

cada fracci3n y por lo tanto no son especies cr3ticas de una determinada fracci3n, sino que su papel y funci3n en el ecosistema, valorado segùn el estudio de la base estructural, est3 repartido entre las fracciones de estructura y funcionalidad. Al mismo tiempo, cabe seàalar que la especie 8 tampoco resulta una especie cr3tica, aunque esta vez la carga queda dividida entre la fracci3n estructura y la de singularidad. Las especies que s3 son cr3ticas para una fracci3n, concretamente de estructura, son la 3, 4, 5, 7 y 9, y para la fracci3n singularidad, la especie 6. Una vez obtenidos estos resultados, teniendo en cuenta los valores del ìndice y los porcentajes relativos en cada una de las fracciones para cada una de las especies, es labor del investigador y del gestor la determinaci3n de aquellas especies con las que m3s inter3s existe en trabajar y actuar para llegar a alcanzar los fines y objetivos que se persiguen.

Se proponen algunos ejemplos ilustrados en los que se ha calculado el ìndice I^{beh} para determinados hàbitats naturales.

9.2.- Ejemplo sobre una formaci3n codominada por enebros y sabinas. Vegetaci3n perteneciente al hàbitat *9560 Bosques mediterr3neos end3micos con *Juniperus* spp. para la Directiva 92/43/CEE (Directiva Hàbitats).

Estas masas vegetales se presentan, por lo general, en zonas sometidas a duras condiciones ambientales, apareciendo desde dunas costeras muy azotadas por el viento, hasta las altas montaàas y parameras rocosas. Algunos juniperus son capaces de constituir formaciones arb3reas m3s o menos puras, como la sabina albar (*J. thurifera* L.), la sabina mora (*J. phoenicea* L. subsp. *phoenicea*, *J. phoenicea* L. subsp. *turbinata* (Guss.) Nyman), la sabina rastrera (*J. sabina* L.) y algunos enebros (*J. oxycedrus* L. subsp. *badia* (H. Gay) Debeaux y *J. oxycedrus* subsp. *macrocarpa* (Sm.) Ball), siendo estos taxones los m3ximos responsables de la fisionom3a del paisaje. Otros como *J. communis* L. subsp. *communis*, *J. communis* subsp. *hemisphaerica* (K. Presl) Nyman o *J. oxycedrus* subsp. *oxycedrus*, aparecen subordinados en masas mixtas junto a las primeras o en encinares y pinares, si bien en ocasiones pueden formar rodales puros, relegados en la mayor3a de los casos a lugares escarpados sobre suelos esquel3ticos, pedregosos o rocosos.

En este ejemplo, se analiza un hàbitat de bosque mediterr3neo con *Juniperus* spp. que tiene representaci3n en el noroeste de la provincia de Valencia y que concretamente alberga formaciones mixtas de sabina albar y rastrera sobre sustrato calc3reo a 1500-1800 m.s.n.m., bajo termotipo oromediterr3neo y transici3n del ombroclima subhmedo al seco. En estas formaciones vegetales conviven especies arb3reas y arbustivas con un destacado valor de abundancia-dominancia y sociabilidad con otras de menor representaci3n pero exclusivas de las montaàas m3s elevadas del centro y este de Espaàa.

Para cada una de las especies m3s representativas de esta formaci3n vegetal se le aplica el ìndice I^{beh} por separado. Posteriormente 3stos valores se recogen en una tabla sint3tica donde aparecen por orden de prioridad, esta ordenaci3n, segùn los valores del ìndice, nos indica y clarifica aquellas especies que contribuyen de una manera activa en la base estructural de este hàbitat. Asimismo, el valor de I^{beh} indica de manera deductiva cuales son las especies que deber3an de tener representaci3n en los centros de conservaci3n de germoplasma para as3 poder disponer de un banco de semillas *ex situ*

que sea representativo de este hábitat, algo vital para futuras acciones de actuación en el medio natural (como restauraciones, repoblaciones, reforzamientos, etc.).

Tabla 6. Valores del índice I^{beh} y de los descriptivos de las fracciones estructura, funcionalidad y singularidad, para las especies vegetales que componen la base estructural de un determinado hábitat.

Taxon	E	F	S			I^{beh}	Ge	Gf	Gs
			a	r	e				
<i>Juniperus sabina</i>	12	8	-	2	-	22	54.54	36.36	9.09
<i>Juniperus thurifera</i>	8	-	-	2	-	10	80	-	20
<i>Juniperus communis</i> subsp. <i>hemisphaerica</i>	8	-	-	-	-	8	100	-	-
<i>Pinus nigra</i> subsp. <i>salzmannii</i>	8	-	-	-	-	8	100	-	-
<i>Astragalus sempervirens</i> subsp. <i>muticus</i>	-	-	-	2	1	3	-	-	100
<i>Ribes uva-crispa</i>	4	-	-	2	-	6	66.66	-	33.33

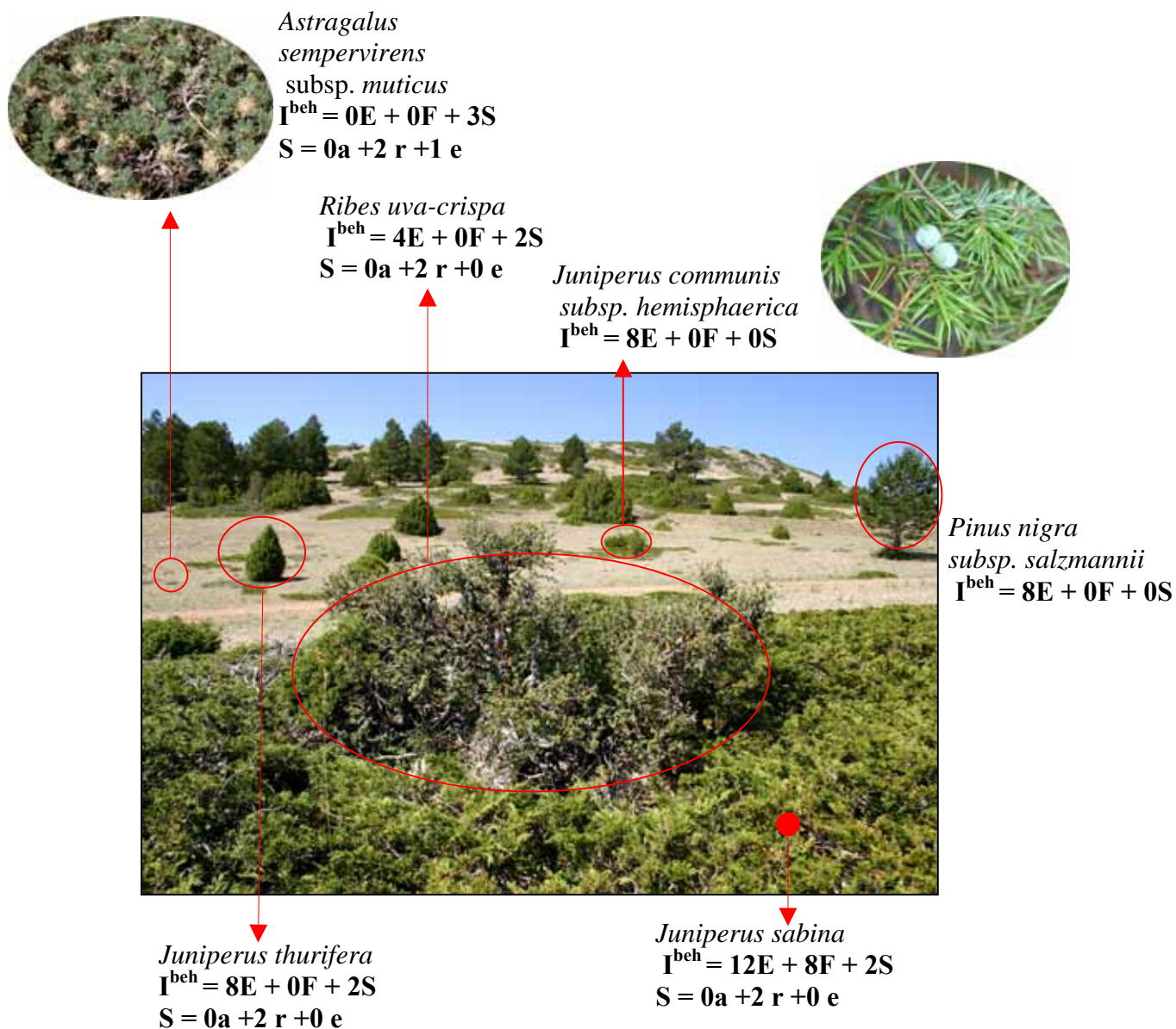


Figura 9. Valores del índice I^{beh} para determinados elementos vegetales que componen la base estructural de la asociación fitosociológica *Juniperetun hemisphaerico-thuriferae*, desarrollada en el LIC Puebla de San Miguel (Valencia, España) bajo termotipo oromediterráneo y transición del ombroclima subhúmedo al seco (Foto: CIEF).

9.3.- Ejemplo sobre una formación dominada por tejo (*Taxus baccata*). Vegetación perteneciente al hábitat *9580 Bosques de tejo para la Directiva 92/43/CEE.

Formaciones vegetales que corresponden a bosquetes que sobreviven en barrancos angostos, donde también se refugian otros árboles y arbustos eurosiberianos junto a taxones mediterráneos de alta montaña. Este tipo de tejeras son formaciones subrupícolas donde los ejemplares de tejo crecen directamente sobre las grietas de las rocas y en los derrubios y desprendimientos adyacentes. Este tipo de vegetación se localiza en zonas húmedas con orientación norte, en las montañas mediterráneas más elevadas, bajo termoclimas supra u oromediterráneo (cf. LAGUNA *et al.*, 1998).



Figura 10. Valores de los índices fitosociológicos de abundancia-dominancia y sociabilidad para un inventario levantado el 18/08/2005 (superficie 500 m², cobertura 80%, inclinación 50%, altura máxima de la vegetación 7 m) e índice I^{beh} para los elementos florísticos que componen la base estructural de la vegetación subrupícola de un bosque relicto dominado por tejo (*Taxus baccata*). LIC Puebla de San Miguel (Valencia, España) (Foto: CIEF).

Taxon		E	F	S			I^{beh}	Ge	Gf	Gs
				a	r	e				
<i>Juniperus thurifera</i>	3.2	12	8	-	2	-	22	54.6	36.4	9r
<i>Taxus baccata</i>	3.2	12	-	-	2	-	14	85.7	-	14.3r
<i>Pinus nigra</i> subsp. <i>salzmannii</i>	3.2	12	-	-	-	-	12	100	-	-
<i>J. communis</i> subsp. <i>hemisphaerica</i>	2.2	8	-	-	2	-	10	80	-	20r
<i>Genista scorpius</i>	2.2	8	-	-	-	-	8	100	-	-
<i>Amelanchier ovalis</i>	2.1	8	-	-	-	-	8	100	-	-
<i>Lavandula latifolia</i>	2.1	8	-	-	-	-	8	100	-	-
<i>Helianthemum cinereum</i>	1.2	4	-	-	-	-	4	100	-	-
<i>Thymus vulgaris</i> subsp. <i>vulgaris</i>	1.2	4	-	-	-	-	4	100	-	-
<i>Carex halleriana</i>	1.2	4	-	-	-	-	4	100	-	-
<i>Satureja innota</i>	1.1	4	-	-	-	-	4	100	-	-

<i>Medicago sativa</i>	1.2	4	2	-	-	-	6	66.66	33.33	-
<i>Teucrium chamaedrys</i>	1.2	4	-	-	-	-	4	100	-	-
<i>Salvia lavandulifolia</i> subsp. <i>aproximata</i>	1.1	4	-	-	2	1	7	57.1	-	42.9
<i>Rhamnus saxatilis</i>	+2	-	8	-	2	-	10	-	80	20r
<i>Anthyllis montana</i> subsp. <i>hispanica</i>	+2	-	-	-	2	-	2	-	-	100r
<i>Scabiosa turoloensis</i>	+2	-	-	-	-	1	1	-	-	100e
<i>Teucrium expassum</i>	+2	-	-	-	-	1	1	-	-	100e
<i>Ilex aquifolium</i>	+	-	8	-	2	-	10	-	80	20r
<i>Centaurea pinae</i>	+	-	-	-	2	1	3	-	-	100
<i>Prunus mahaleb</i>	+	-	-	-	2	-	2	-	-	100r
<i>Acer campestre</i>	+	-	-	-	2	-	2	-	-	100r
<i>Ribes uva-crispa</i>	+	-	-	-	2	-	2	-	-	100r

La asignación de los valores en las diferentes fracciones que componen la base estructural de este hábitat (bosques de tejo enriquecidos con elementos mesofíticos) para las especies que en él participan, revelan la contribución de éstas a la estructura, funcionamiento o singularidad del ecosistema y la priorización en la recolección del material genético vegetal de reproducción (semillas) para los bancos de germoplasma.

10.- Contribución del concepto “base estructural” en la selección de especies para acciones de restauración y repoblación vegetal. Selección de especies. Criterios. Limitaciones.

Las actividades de restauración ecológica de un área determinada, consisten en un conjunto de acciones de ayuda (rehabilitación, reconstrucción, reemplazamiento, etc.) para la recuperación de un ecosistema que se encuentra en situación de degradación o destrucción (cf. ALLEN, 1988; ARONSON *et al.*, 1993; BRADSHAW, 1995; SER, 2002), en el que generalmente la cobertura vegetal es escasa o nula y los procesos erosivos han eliminado las capas superiores del suelo. El objetivo principal es conseguir lo más rápidamente posible una cubierta vegetal que sea capaz de detener tales procesos.

Así, históricamente, han sido varios los criterios utilizados en la elección de las especies para alcanzar esta cubierta vegetal, siempre partiendo de las diferentes teorías científicas y/o bases ecológicas, tanto productivistas como conservacionistas, imperantes en una época concreta y un lugar determinado (cf. VALLEJO & ALLOZA, 2004). Estas doctrinas abarcan desde la restauración forestal, que toma como eje central la utilización inicial de coníferas pioneras, xerófilas y de temperamento robusto e invasor capaces de crear condiciones ambientales favorables para la entrada posterior, natural o artificial, de especies nemorales más exigentes (GIL & ARÁNZA, 1993) de acuerdo a la teoría de la facilitación y en consonancia con las ideas sobre la sucesión vegetal de Clements, hasta la promoción de plantaciones con frondosas sucesionales tardías, de acuerdo con modelos de clasificación biogeoclimática territorial, pasando por la utilización de especies nativas, incluso arbustivas, para la forestación de tierras agrícolas marginales.

De acuerdo con el concepto de la base estructural de un hábitat, la propuesta metodológica para la selección de las especies en acciones de revegetación y/o restauración vegetal de hábitats naturales (Fig. 9) consiste en la selección, posterior a la

identificación, de aquellas especies de procedencia autóctona que constituyen la estructura básica del sistema y que mantienen la capacidad de persistencia una vez superadas las diferentes limitaciones ecológicas y ambientales que condicionan la vida vegetal, o aquellas de índole más técnica propias del proceso mismo de actuación.

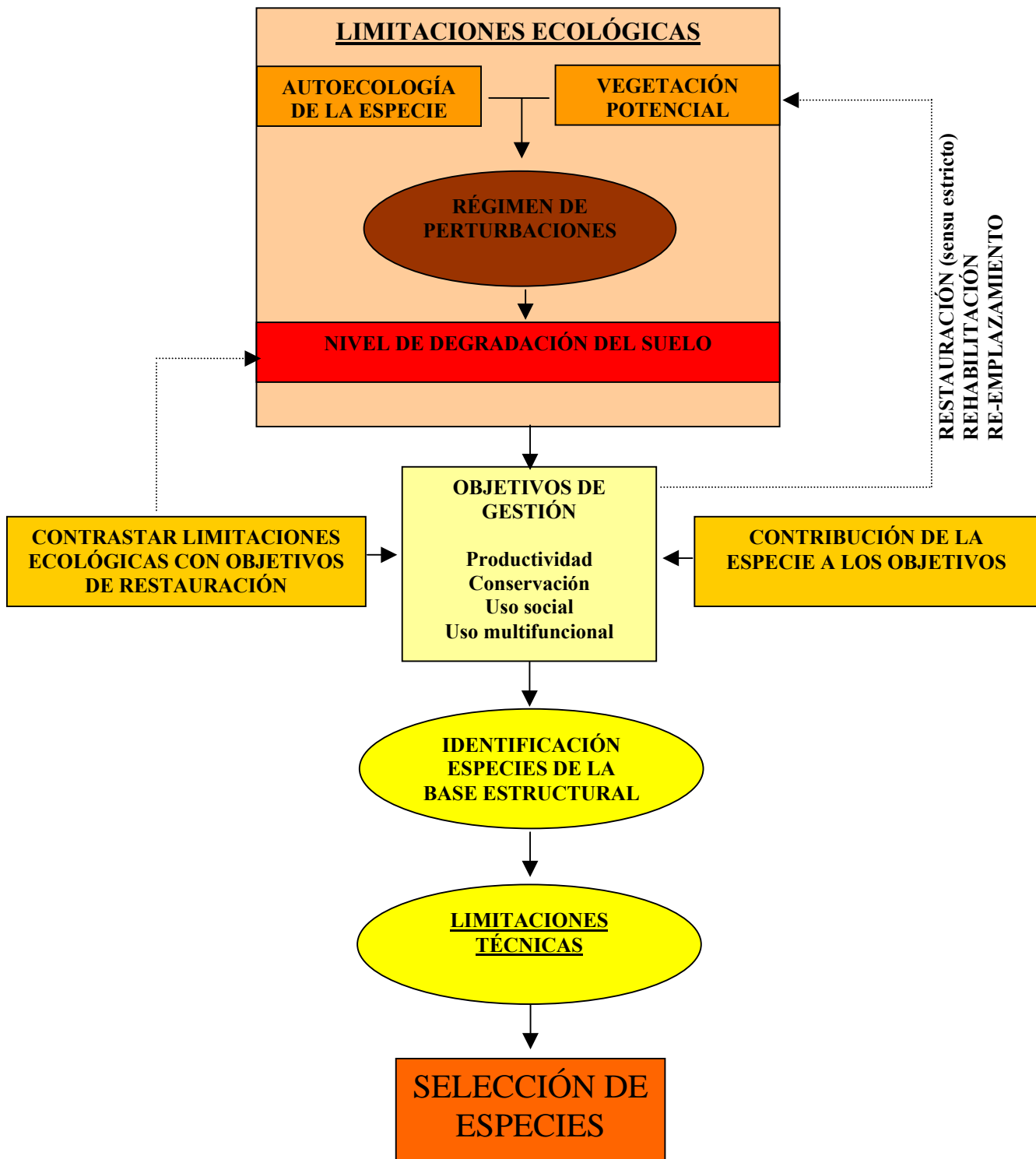


Figura 11. Esquema metodológico para la selección de especies en restauración. Tomado de Vallejo & Alloza, 2004 y Vallejo *et al.*, 2003.

11.- Conclusiones.

Interpretar la base estructural de un hábitat es una herramienta útil y práctica en la elaboración de listados priorizados de identificación y selección de aquellas especies que potencialmente puedan formar parte de las accesiones en los diferentes bancos de germoplasma encargados de un conservación activa *ex situ*. En esta línea, los criterios mediante los cuales se escogen las especies permiten dilucidar y optimizar la recolección de materiales de reproducción en aquellos bancos que participan en la gestión de hábitats naturales, facilitando y economizando la labor en posteriores fases de trabajo, como en restauración y/o revegetación de hábitats naturales.

Para la definición formal de este nuevo término científico-técnico, ha sido preciso construir un sistema teórico basado en dos tipos de formas conceptuales, la cualitativa o clasificatoria y la cuantitativa o métrica, que han permitido dividir en clases los objetos (especies) de un dominio (fracción vegetal) en los que se componen fundamentalmente la base estructural de todo hábitat natural. En este sistema, la teoría de conjuntos ha aportado a la definición del concepto dos premisas lógicas que, aunque no cumplan las dos condiciones de adecuación sí constituyen verdades empíricas

El dominio se ha dividido según unos criterios definatorios que han dado como resultado tres extensiones fundamentales: estructura, funcionalidad y singularidad, que en el texto han sido denominado frecuentemente como fracciones de la base estructural.

La fracción singularidad se ha subdividido a su vez en tres subextensiones, amenaza, rareza y endemidad, y se ha evaluado a través de un subíndice combinado.

La fracción funcionalidad se ha valorado según la importancia funcional de los taxa, definida mediante los cambios mesurables (positivos o negativos) que se producirían en la productividad-biomasa de un ecosistema o para una o varias especies si la especie considerada fuese eliminada de éste. Un concepto cuya valoración empírica es prácticamente imposible, pero muy útil en el estudio de la teoría de comunidades.

La fracción estructura se ha definido y evaluado según los índices fitosociológicos combinados de abundancia-dominancia y sociabilidad de la escuela sigmatista de Zürich-Montpellier, expuestos y defendidos por Braun-Blanquet.

En función de los diferentes valores que adquieran las especies en las tres fracciones, cada taxon tiene un valor indicador de contribución a la base estructural de un hábitat, conocido a través del índice (I^{beh}) que es suma de los coeficientes de estructura, funcionalidad y singularidad, a su vez obtenidos según la estimación de sus propios subíndices. El valor del índice y de la contribución relativa de cada especie a cada una de las fracciones en las que se ha dividido la base estructural de un hábitat permite ordenar de manera priorizada a las especies y seleccionar aquellas que tengan los valores más altos.

12.- Bibliografìa.

- ALLEN, M. F. (1988). Below ground structure: A key to reconstructing a productive arid ecosystem. In: The reconstruction of disturbed arid lands. E. B. ALLEN (Ed.), *AAAS Selected Symposium* 109: 113-135.
- ARONSON, J., C. FORET, E. LE FLOC'H, C. OVALLE & R. PONTANIER (1993). Restoration and rehabilitation of degraded ecosystems in arid and semi-arid lands. I. A view from the south. *Restoration Ecology* 1: 8-17.
- ARRIETA, S. & F. SUÁREZ (2005). Spatial patterns of seedling emergence and survival as a critical phase in holly (*Ilex aquifolium* L.) woodland recruitment in central Spain. *Forest Ecology and Management* 2005: 267-282.
- BADANO, E. I., M. A. MOLINA-MONTENEGRO, C. QUIROZ & L. A. CAVIERES (2002). Efectos de la planta en cojín *Oreopolus glacialis* (Rubiaceae) sobre la riqueza y diversidad de especies en una comunidad alto-andina de Chile central. *Revista Chilena de Historia Natural* 75: 757-765.
- BARKMAN, J. J. (1979). *The investigation of vegetation texture and structure*. In: M. J. WERGER (Ed.). *The study of vegetation*: 123-160. Junk. The Hague-Boston.
- BRADSHAW, A. D. (1995). *Alternative endpoints for reclamation*. In: *Rehabilitating damaged ecosystems*. J. CAIRNS Jr. (ed.). 165-185. Lewis Publ., Boca Raton.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1979). *Fitosociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales*. H. Blume Ediciones. Madrid.
- CAVIERES, L. A., A. PEÑALOZA, A. C. PAPIC & M. TAMBUTTI (1998). Efecto nodriza del cojín *Laretia acaulis* (Umbelliferae) en la zona alto-andina de Chile central. *Revista Chilena de Historia Natural* 71: 337-347.
- CALLAWAY, R. M. (1995). Positive interactions among plants. *The Botanical Review* 61: 306-349.
- CALLAWAY, R. M., R. W. BROOKER, P. CHOLER, Z. KIKVIDZE, C. J. LORTIE, R. MICHALET, L. PAOLINI, F. I. PUGNAIRE, B. NEWINGHAM, E. T. ASCHEHOUG, C. ARMAS, D. KIKODZE & B. J. COOK (2002). Positive interactions among alpine plants increase with stress. *Nature* 417: 844-848.
- CALLAWAY, R.M. & F. I. PUGNAIRE (1999). Facilitation in plant communities. In: PUGNAIRE F.I. & F. VALLADARES (Eds) *Handbook of Functional Plant Ecology*, pp 623-648. Marcel Dekker Inc., New York.
- CAVIERES, L. A., M. T. K. ARROYO, M. A. MOLINA-MONTENEGRO, C. TORRES & A. PEÑALOZA (2002). Nurse effect of *Bolax gummifera* (Apiaceae) cushion plants in the alpine vegetation of the Chilean Patagonian Andes. *Journal of Vegetation Science* 13: 547-554.
- DEL RÍO, M., F. MONTES, I. CAÑELLAS & G. MONTERO (2003). Revisi3n: Índices de diversidad estructural en masas forestales. *Invest. Agr.: Sist. Recur. For.* 12(1): 159-176.

- DRURY, W. H. (1974). Rare species. *Biological Conservation* 6: 162-169.
- FIEDLER, P. L. & J. J. AHOUSE (1992). *Hierarchies of cause: toward an understanding of rarity in vascular plant species*. In Fiedler, P. L. & Jain, S. K. (eds.): 24-47. *Conservation biology. The theory and practice of nature conservation, preservation and management*. Chapman & Hall. New York.
- GARCÍA, M. B. (2002). *Interés de los estudios demogràficos en la conservaci3n. Catalogaci3n de especies amenazadas*. In Bañares, A. (coord.) *Biología de la conservaci3n de plantas amenazadas*. Ministerio de Medio Ambiente. Organismo Aut3nomo Parque Naturales. Madrid.
- GARCÍA, O. (1992). *What's a diameter distribution?*. In MINOWA M. & S. TSUYUKI (Eds.). *Proceedings of the Symposium on Integrated Forest Management Information Systems –An International Symposium-* October 13-18, 1991. Tsukuba, Japan. pp. 11-29. Japan Society of Forest Planning Press.
- GIL, L. & M. ARÁNZAZU (1993). Los pinos como especies bàsicas de la restauraci3n forestal en el medio mediterràneo. *Ecología* 7: 113-125.
- GOLDBERG, D. E. & A. M. BARTON (1992). Patterns and consequences of interspecific competition in natural communities: a review of field experiments with plants. *Am. Nat.* 139: 771-801.
- GADOW K. VON & G. HUI (1999). *Modelling Forest Development*. Kluwer Academic Publishers, 213 pp.
- HUNTER, A. F. & L. W. AARSSSEN (1988). Plants helping plants. *Bioscience* 38: 34-40.
- HURLBERT, S. H. (1997). Functional importance vs keystone-ness: reformulating some questions in theoretical biocenology. *Australian J. Ecol.* 22: 369-382.
- JIMÉNEZ, J., O. AGUIRRE & H. KRAMER (2001). Anàlisis de la estructura horizontal y vertical en un ecosistema multicohortal de pino-encino en el norte de Mèxico. *Invest. Agr.: Sist. Recur. For.* 10(2): 355-366.
- JONES, C. G., H. J. LAWTON & M. SHACHAK (1994). Organisms as ecosystem engineers. *Oikos* 69: 373-386.
- KRUCKEBERG, A. R. & D. RABINOWITZ (1985). biological aspects of endemism in higher plants. *Annual Review of Ecology and Systematics* 16: 447-479.
- LAGUNA, E., et al., (1998). *Flora endèmica, rara o amenazada de la Comunidad Valenciana*. Generalitat Valenciana, Conselleria de Medio Ambiente. Valencia.
- LOETSCH F., F. ZÖHRER & K. E. HALLER (1973). *Forest Inventory*. Vol 2. Ed. BLV Verlagsgesellschaft mbH. München.

- MAGURRÁN, A. E. (1989). *Diversidad ecológica y su medición*. Ediciones Vedral. Barcelona.
- MUELLER-DOMBOIS, D. & H. ELLENBERG (1974). *Aims and Methods of Vegetation Ecology*. John Wiley & Sons. New York.
- POWER, M. E., D. TILMAN, J. A. ESTES, B. A. MENGE (1996). Challenges in the quest for keystones. *BioScience* 46: 609-620.
- RABINOWITZ, D. (1981). *Seven forms of rarity*. In *The Biological Aspects of Rare Plant Conservation* (ed. H. Synge), John Wiley, Chichester, pp. 205-217.
- RABINOWITZ, D., S. CAIRNS & T. DILLON (1986). *Seven forms of rarity and their frequency in the flora of the British Isles*. In *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity* (ed. M. J. Soulé), Sinauer, Sunderland, MA, pp. 182-204.
- RANGEL, J. O. & A. VELÁZQUEZ (1997). *Método de estudio de la vegetación*. 59-87. In J. O. RANGEL (Ed.). *Diversidad Biótica II*. Instituto de Ciencias Naturales. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá.
- RYSER, P. (1993). Influences of neighbouring plants on seedling establishment in limestone grassland. *J. Veg. Sci.* 4: 195-2002.
- SER (2002). The SER primer on ecological restoration. Society for Ecological Restoration Science y Polycy working group. www.ser.org.
- STEBBINS, G. L. (1980). Rarity of plant species: a syntetic viewpoint. *Rhodora* 82: 77-86.
- STEGMÜLLER, W. (1979). *Teoría y experiencia*. Ed. Ariel. Barcelona.
- TERBORGH, J. (1976). Island biogeography and conservation: Strategy and limitations. *Science* 193: 1029-1030.
- TERRADAS, J. (2001). *Ecología de la vegetación*. Ed. Omega. Barcelona.
- TIRADO, R. & F. I. PUGNAIRE (2003a). Interacciones positivas entre plantas: Mecanismos y consecuencias. *Ecosistemas* 12(2): 33-35.
- TIRADO, R. & F. I. PUGNAIRE (2003b). Shrub spatial association and consequences for reproductive success. *Oecologia* 136(2): 296-301.
- VALLEJO, R. & J. A. ALLOZA (2004). *La selección de especies en restauración forestal*. In: *Avances en el estudio la gestión del monte mediterráneo*. R. VALLEJO & J. A. ALLOZA (Eds.): 195-214. Fundación Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo. Valencia.
- VALLEJO, R., J. CORTINA, A. VILAGROSA, L. P. SEVA & A. J. ALLOZA (2003). *Problemas y perspectivas de la utilización de leñosas autóctonas en la restauración forestal*. In: *Restauración de ecosistemas mediterráneos*. J. M. REY, T.

ESPIGARES & J. M. NICOLAU (Eds.): 11-42. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Alcalá. Alcalá.

VERDÚ, M. & P. GARCÍA-FAYOS (2003). Frugivorous birds mediate sex-biased facilitation in a dioecious nurse plant. *Journal of Vegetation Science* 14: 35-42.

WEBER, J. (2000). *Geostatistische Analyse der Struktur von Waldbeständen am Beispiel ausgewählter Bannwälder in Baden-Württemberg*. Berichte Freiburger Forstliche Forschung Heft 20. FVA Baden-Wurttemberg. Freiburg. 133.

WIED, A. & C. GALEN (1998). Plant parental care: conspecific nurse effects in *Frasera speciosa* and *Cirsium scopulorum*. *Ecology* 79: 1657-1668.