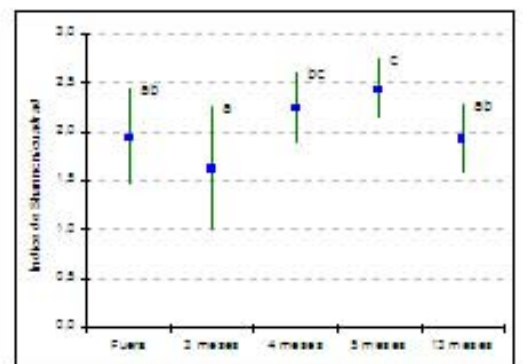


# VALORACIÓN DEL IMPACTO DE LAS HOZADURAS DE JABALÍ EN LOS PASTOS SUPRAFORESTALES DEL PARC NATIONAL DES PYRÉNÉES

INFORME FINAL

JUNIO 2003



CONTRATO Nº 2001. 48S ENTRE EL PARC NATIONAL  
DES PYRÉNÉES Y EL INSTITUTO PIRENAICO DE  
ECOLOGÍA (CSIC)



## REDACCIÓN Y ELABORACIÓN DE DATOS

RICARDO GARCÍA GONZÁLEZ

ANA MARINAS MURILLO

GUILLERMO SANZ TRULLÉN

DANIEL GÓMEZ GARCÍA

Instituto Pirenaico de Ecología, CSIC

Apdo. Correos 64, 22700 Jaca (España)

[rgarciag@ipe.csic.es](mailto:rgarciag@ipe.csic.es)

[amarinas@ipe.csic.es](mailto:amarinas@ipe.csic.es)

[gsanz@ipe.csic.es](mailto:gsanz@ipe.csic.es)

[dgomez@ipe.csic.es](mailto:dgomez@ipe.csic.es)

JUAN HERRERO CORTÉS

ALICIA GARCÍA-SERRANO

Área de Ecología, Universidad de Alcalá, 28871 Alcalá de Henares. (España)

EGA, Consultores en Vida Silvestre, Sierra de Vicor 31 1ªA, 50.003 Zaragoza

[ega@net.es](mailto:ega@net.es)

## EQUIPO DE INVESTIGACIÓN

RICARDO GARCÍA GONZÁLEZ (Responsable Científico)

ANA MARINAS MURILLO

GUILLERMO SANZ TRULLÉN

DANIEL GÓMEZ GARCÍA

Instituto Pirenaico de Ecología, CSIC

Apdo. Correos 64, 22700 Jaca (España)

[rgarciag@ipe.csic.es](mailto:rgarciag@ipe.csic.es)

[amarinas@ipe.csic.es](mailto:amarinas@ipe.csic.es)

[gsanz@ipe.csic.es](mailto:gsanz@ipe.csic.es)

[dgomez@ipe.csic.es](mailto:dgomez@ipe.csic.es)

JUAN HERRERO CORTÉS

Área de Ecología, Universidad de Alcalá, 28871 Alcalá de Henares. (España)

EGA, Consultores en Vida Silvestre, Sierra de Vicor 31 1ªA, 50.003 Zaragoza

[ega@net.es](mailto:ega@net.es)

CHRISTIAN PHILIPPE ARTHUR

ALAIN VALADON

TIFENN LE GUELAFF

AGNÈS BIAU

Parc National des Pyrénées, 59 route de Pau, 65000 Tarbes (Francia)

[pnp.arthur@espaces-naturels.fr](mailto:pnp.arthur@espaces-naturels.fr)

[pnp.valadon@espaces-naturels.fr](mailto:pnp.valadon@espaces-naturels.fr)

*Fotos portada:* Evolución de la vegetación en las hozaduras durante diferentes fases de la colonización y evolución del índice de diversidad

*Autores:* Ricardo García-González y Ana Marinas

## RESUMEN

Se ha realizado un estudio para valorar la importancia, características, impacto y su duración en la vegetación, de las hozaduras producidas por el jabalí, en un área de 7866 ha en la cabecera del Valle de Aspe. Dicha área esta situada entre 1100 y 2250 m e incluye el sector occidental de la Zona Central del Parc National des Pyrénées. La superficie de pastos es de 2922 ha y el año 2001 fue intensamente impactada por las hozaduras de jabalí. Para valorar la importancia de los daños en los pastos, en términos ecológicos y pastorales, en 2002 se muestrearon 76 parcelas, en donde se tomaron más de 32.000 contactos puntuales para estudiar las características de la vegetación. La superficie efectivamente excavada puede estimarse en torno al 4% el año 2001 y al 1,8% en 2002. La mayor parte de las zonas perturbadas se producen en zonas llanas, con suelo profundo, próximas a cabañas y caminos, y ligadas a la actividad ganadera.

El cambio en la vegetación más aparente que se produce en el interior de las zonas hozadas, es el gran aumento de las especies dicotiledóneas, en detrimento de las gramíneas. La diversidad en el interior de las hozaduras es mayor que en el pasto no perturbado, aunque el 69% de las especies son comunes. En algunas comunidades que tienen una especie dominante que compite fuertemente con las demás, tales como el helechal y el *Nardion* (cervunal), las hozaduras pueden representar una de las pocas oportunidades para la entrada de nuevas especies en la comunidad. La calidad de las especies que colonizan las hozaduras es teóricamente superior a la del control, pero como su cobertura es menor, el Valor pastoral descende. Tanto el aumento de diversidad como el descenso del Valor pastoral en el interior de las hozaduras son transitorios. En los pastos bajos (<1450 m) la vegetación se restituye en sus características iniciales al cabo de un año. En las estivas, por encima de 1600 m, la recuperación es más lenta (50% de la cobertura de septiembre a mayo). La duración del estudio no ha permitido el seguimiento completo de estas parcelas.

En términos generales puede decirse que, a pesar de lo espectacular de las hozaduras producidas por el jabalí y de la pérdida efectiva de valor pastoral, las condiciones iniciales del pasto se restablecen a partir de un año. El problema a medio plazo es la reincidencia de estas excavaciones año tras año. Sin embargo, su intensidad es variable y parece depender de factores relacionados con la densidad de jabalíes y la disponibilidad de alimentos aéreos, que a su vez están conectados con el tipo y cantidad de las masas forestales de los territorios en cuestión.

## RÉSUMÉ

Une étude a été réalisée afin d'évaluer l'importance, les caractéristiques, l'impact et la durée sur la végétation des retournements de terre produits par le sanglier, sur une zone de 7866 ha de la haute vallée d'Aspe. Cette zone est située entre 1100m et 2250m et inclue le secteur occidental de la zone centrale du Parc National des Pyrénées. La superficie des pâturages est de 2922 ha et l'année 2001 a été intensément touchée par les retournements de sanglier. Afin d'évaluer l'importance des dégâts sur les pâturages, en termes écologiques et pastoraux, 76 parcelles ont été échantillonnées, sur lesquelles ont été pris plus de 32000 contacts ponctuels pour étudier les caractéristiques de la végétation. La superficie des pâturages réellement creusée peut être estimée à environ 4% en 2001 et 1,8% en 2002. La plupart des zones perturbées se trouvent sur des zones planes, à sol profond, à proximité des cabanes et des chemins, et liées à l'activité pastorale.

Le changement de végétation le plus important se produisant à l'intérieur des zones retournées est l'augmentation des espèces de dicotylédones, au détriment des graminées. La diversité à l'intérieur des retournements est plus grande que dans les pâturages non perturbés bien que 69% des espèces soient communes. Dans certaines communautés végétales qui ont une espèce dominante entrant fortement en concurrence avec les autres espèces, comme la fougeraie et le *Nardion* (nardai), les retournements de terre peuvent représenter une des rares opportunités d'entrée de nouvelles espèces dans la communauté.

La qualité des espèces colonisant les retournements est théoriquement supérieure à celle des zones témoin, mais étant donné que sa couverture est inférieure, la Valeur pastorale diminue. Aussi bien l'augmentation de la diversité que la diminution de la Valeur pastorale à l'intérieur des retournements de terre sont transitoires. Dans les pâturages bas (<1450m), la végétation retrouve ses caractéristiques initiales en une année. Dans les zones d'estive, au dessus de 1600m, la récupération est plus lente (50% de la couverture de septembre à mai). La durée de l'étude n'a pas permis le suivi complet de ces parcelles.

De manière générale, on peut dire que, malgré l'effet spectaculaire des retournements produits par le sanglier et malgré la perte effective de valeur pastorale, les conditions initiales du pâturage se rétablissent à partir d'une année. Le problème à moyen terme est la répétition de ces retournements année après année. Néanmoins, son intensité est variable et semble dépendre de facteurs liés à la densité des sangliers et à la disponibilité d'aliments aériens, qui sont eux même liés au type et à l'extension des forêts des territoires en question.

## AGRADECIMIENTOS

Queremos agradecer la inestimable ayuda prestada por todo el equipo del Parc National des Pyrénées relacionados con este proyecto y en especial a Alain Valadon, Christian Philippe Arthur y Michel Cauhapé por su apoyo y facilidades prestadas en todas las fases del mismo. Queremos agradecer también la ayuda prestada en los muestreos de campo a Juan Carlos Cruz, Florence Garcia y Cécile Dubois. A Pedro Montserrat y Jose Luis Benito por su ayuda en las determinaciones florísticas, a Yolanda Hernández por su asistencia con la cartografía y a David Guzman por su asesoramiento estadístico.

## ÍNDICE

1	INTRODUCCIÓN .....	7
2	ÁREA DE ESTUDIO .....	10
2.1	Climatología de la zona de estudio .....	13
2.2	Vegetación .....	13
3	METODOLOGÍA .....	16
3.1	Definiciones .....	16
3.2	Control de la incidencia de las hozaduras de jabalí (Obj. 1).....	18
3.3	Muestreo de las zonas seleccionadas por los jabalíes para hozar (Obj. 2).....	20
3.4	Valoración del impacto en la vegetación (Obj. 3) .....	21
3.5	Determinación de la evolución de la vegetación en las hozaduras (Obj. 4) .....	22
3.6	Tratamiento estadístico de los datos .....	23
4	RESULTADOS Y DISCUSIÓN .....	24
4.1	Incidencia de los daños producidos por el jabalí en la zona de estudio .....	24
4.1.1	<i>Evaluación de las zonas perturbadas a escala paisaje .....</i>	<i>24</i>
4.1.2	<i>- Evolución de la incidencia a escala de zona hozada .....</i>	<i>27</i>
4.2	Características y selección de las zonas hozadas .....	33
4.3	El impacto sobre la vegetación .....	42
4.3.1	<i>Diferencias en la composición florística Dentro y Fuera de las hozaduras considerando todas las parcelas conjuntamente .....</i>	<i>47</i>
4.3.2	<i>Diferencias en la composición florística Dentro y Fuera de las hozaduras considerando cada comunidad vegetal por separado .....</i>	<i>.....</i>
4.4	Evolución de la vegetación Dentro de las hozaduras .....	72
5	CONCLUSIONES .....	87
6	BIBLIOGRAFÍA .....	90
	Anexo 1 .....	58
	Anexo 2 .....	64
	Anexo 3 .....	67
	Anexo 4 .....	70
	Anexo 5 .....	84

## 1 INTRODUCCIÓN

Debido al aumento de las masas forestales por repoblación y abandono de cultivos durante los últimos 40 años, y debido también al despoblamiento humano de los núcleos rurales, se ha producido un aumento considerable de las poblaciones de jabalí en los Pirineos y otros muchos lugares de Europa (Tellería & Saez-Royuela, 1985). Este incremento demográfico se ha traducido a su vez en un aumento considerable de las superficies de suelo de pastos y prados removidas en busca de alimento. La repercusión de esta actividad sobre el paisaje vegetal parece mayor en áreas con algún estatuto de protección (Parques Nacionales, Reservas de Caza), donde la caza está prohibida o restringida.

El agente causal primario de esta actividad es la alimentación; pero en realidad sabemos muy poco de lo que realmente los jabalíes buscan en el subsuelo; si esta actividad es predeterminada o al azar; si está influida por la escasez de otros recursos y en que medida; si la realizan unos pocos ejemplares o la mayoría de la población. Al parecer, las áreas hozadas por el jabalí y la extensión de las zonas afectadas, dependen de la disponibilidad de alimento en las áreas forestales y cultivos de cereal, y de otros factores relacionados con el movimiento de las poblaciones todavía poco conocidos. La forma y la intensidad de las hozadas también presentan variaciones en el espacio y a lo largo del año. La remoción del suelo en los claros de bosque del piso montano (1100 a 1600 m) y en el piso subalpino (1600-2200 m), afecta principalmente a los pastos y en algunas comunidades vegetales puede superar el 50% de la superficie (ver Anexo 2).

El efecto de la hozadura sobre la comunidad vegetal, y por ende sobre el paisaje, está relacionado con la naturaleza de la propia vegetación afectada, con la intensidad de las remociones y con la frecuencia en que estas se producen. Frente a los aspectos negativos de esta actividad, tales como la pérdida de productividad, disminución de la superficie utilizable de pastos y posible pérdida del suelo por erosión en laderas pendientes, pueden señalarse también algunos efectos positivos, como el aumento de la mineralización del suelo y la activación del banco de semillas (Aplet *et al.*, 1991; Onipchenko and Golikov, 1996). Por otra parte, la apertura de claros en los pastos densos permite la colonización de nuevas especies con el consiguiente aumento de la diversidad vegetal (Kotanen, 1995; Welander, 2000).

Si consideramos la creciente extensión de las superficies de pastos y prados de siega afectados, se comprende que un estudio de este tipo tiene un gran interés aplicado debido a su incidencia en las actividades agrarias. También, desde el punto de vista de la conservación del medio es interesante la realización de estudios que permitan prever la repercusión de estas perturbaciones sobre la dinámica ecológica de las comunidades vegetales. Todo ello, unido a un mejor conocimiento del comportamiento alimentario y uso del hábitat por parte del jabalí, permitirá la adopción de medidas adecuadas para la correcta gestión de la especie.

En este informe final del proyecto de “Valoración del impacto de las hozaduras de jabalí en los pastos supraforestales del Parc National des Pyrénées”, exponemos los datos y resultados obtenidos en las campañas de campo realizadas durante el año 2002 y 2003. Tal como se expuso en el tercer informe parcial, la toma de datos se ha orientado a la valoración ecológica y pastoral de los daños producidos por los jabalíes, durante su actividad excavadora de búsqueda de alimento, en los pastos del Valle de Aspe. Para abordar este objetivo general se han fijado cuatro objetivos parciales que se corresponderán con otros tantos capítulos del presente informe:

### **Objetivo 1. Incidencia**

Con este objetivo pretendemos valorar la importancia de los daños provocados por el jabalí en los pastos supraforestales en términos de superficie afectada. Para ello trabajamos principalmente a dos escalas: una escala de poco detalle (escala paisaje: una o varias hectáreas), en la que cartografiamos sobre un mapa 1:25.000 las grandes zonas afectadas por el jabalí, para posteriormente calcular la superficie pastoral afectada. Estas zonas las llamamos “manchas” y se componen de una o varias “zonas perturbadas” (ver Material y métodos para las definiciones). Con esta información se pueden establecer también relaciones entre determinadas variables ambientales y la actividad excavadora del jabalí mediante la superposición de capas en un Sistema de Información Geográfico. Es lo que llamamos “Selección a escala paisaje”. La otra escala de trabajo es a nivel de zona perturbada o zona hozada. Se trata de una escala de mayor detalle y precisión, en la que estimamos la superficie realmente afectada por el jabalí (suelo desnudo) y otros agentes perturbadores, mediante la realización de transectos lineales. Este segundo tipo de estimaciones se realizan, porque dentro de las manchas y zonas perturbadas, una parte más o menos importante de la superficie no está afectada por la acción del jabalí. Con estas mediciones conocemos la proporción de esa superficie no afectada, la antigüedad de la perturbación y la variabilidad de la perturbación por comunidades vegetales.

### **Objetivo 2. Selección**

Con este objetivo pretendemos determinar el grado de selección de la actividad excavadora del jabalí a escala de microhábitat o de comunidad vegetal (0,25 - 1 ha). Pretendemos averiguar que características poseen las zonas hozadas por el jabalí y si existe alguna preferencia o selección de dichas zonas. Para ello en cada parcela de muestreo (zona perturbada) registramos en una ficha de campo las características ecológicas y topográficas de dicha parcela. Las variables registradas se refieren a diversos parámetros físicos y bióticos que permitan tipificar las zonas excavadas: antigüedad, extensión, altitud, exposición, pendiente, topografía, profundidad y textura del suelo, recubrimiento vegetal, comunidad



vegetal, distancia al bosque, a puntos de agua, presencia de ganado, etc (ver Material y métodos y ficha en Anexos). Los mismos datos se toman en una zona no perturbada, elegida al azar, a 50 metros de distancia de la zona perturbada. Comparando ambos tipos de datos pretendemos establecer cuales son los factores que tienen una mayor importancia en el proceso de selección de las zonas hozadas por el jabalí. El objetivo, en último término, sería tratar de establecer un modelo multivariante que permita predecir las características de las áreas potenciales, susceptibles, o con mayor probabilidad, de ser perturbadas.

### **Objetivo 3. Impacto sobre la vegetación**

Su finalidad es determinar los cambios provocados en la composición florística en los pastos por la actividad hozadora del jabalí y establecer las diferencias en el valor eco-pastoral de dichos cambios. Para ello hemos realizado inventarios florísticos y determinado la abundancia específica (cobertura) de cada especie, mediante el método llamado “point intercept”, Dentro y Fuera de las áreas removidas. Estos muestreos se realizan a escala muy reducida (metro cuadrado), con el fin de valorar de una forma precisa las diferencias, en cuanto a composición de especies vegetales, existentes entre la vegetación Dentro y Fuera de las hozaduras. Con ello se pretende valorar cual es la magnitud de los cambios producidos por el jabalí en la vegetación y su variabilidad según diferentes parámetros ecológicos: comunidad vegetal, diversidad, etc. También se pretende establecer si la actividad excavadora del jabalí favorece especialmente a unas especies vegetales en detrimento de otras. El análisis de valoración ecológica y pastoral de dichas especies (Gómez-García et al. 2002), permitirá obtener una mejor comprensión del impacto producido sobre la vegetación.

### **Objetivo 4. Evolución**

Este objetivo consiste en valorar la duración en el tiempo de los cambios producidos por el jabalí en la vegetación. Para ello hemos iniciado el seguimiento de parcelas marcadas Dentro de las hozaduras más recientes (con una cobertura vegetal nula o casi nula), estudiando el proceso de recolonización que se produce en ellas (cambios en la composición florística) con el transcurso del tiempo. Es un objetivo de gran trascendencia ya que permitirá valorar la respuesta de la vegetación al impacto producido por la excavación y su duración temporal. Asimismo se pretende estudiar las diferencias de esta evolución según diferentes parámetros ecológicos, tales como el tipo de comunidad vegetal y la altitud. Se trata de un objetivo a medio o largo plazo, ya que la evolución de la vegetación puede ser lenta especialmente a elevadas altitudes.

## 2 ÁREA DE ESTUDIO

El valle de Aspe, está situado en la región de Aquitania, dentro del departamento de los Pirineos Atlánticos, perteneciendo administrativamente al cantón de Accous. Este valle bearnés está situado en la parte más occidental del Parc National des Pyrénées (PNP). Se localiza a 30 km al sur de Pau, a 80 km de Tarbes y a 190 km de Bourdeaux. La zona central del parque se encuentra al sur del valle a lo largo de la frontera con España unos 31 km. La capital del sector es Bedous. La principal vía de comunicación del valle es la Carretera N-134, que va en dirección norte-sur, hasta la frontera con España en el Col del Somport. Antiguamente existía otra vía de comunicación entre Francia y España, mediante el ferrocarril, actualmente abandonada.

El valle de Aspe es de origen glaciar, limitado al oeste por el valle de Barétous, al este por el valle de Ossau, al sur por el valle del Aragón en España, y al norte por las llanuras de Oloron SainteMarie. Tiene una longitud de 33 km y una anchura máxima de 20 km. Es un valle perpendicular a la cadena de los Pirineos, su cota más baja se sitúa a los 300 m y la más alta en 2606 m en el Pic de Sesques. El valle está recorrido por el río Aspe, el cual tiene su nacimiento en el circo de Aspe en España, está formado por una serie de valles laterales, paralelos entre sí y aproximadamente perpendiculares al eje central de la cadena pirenaica.

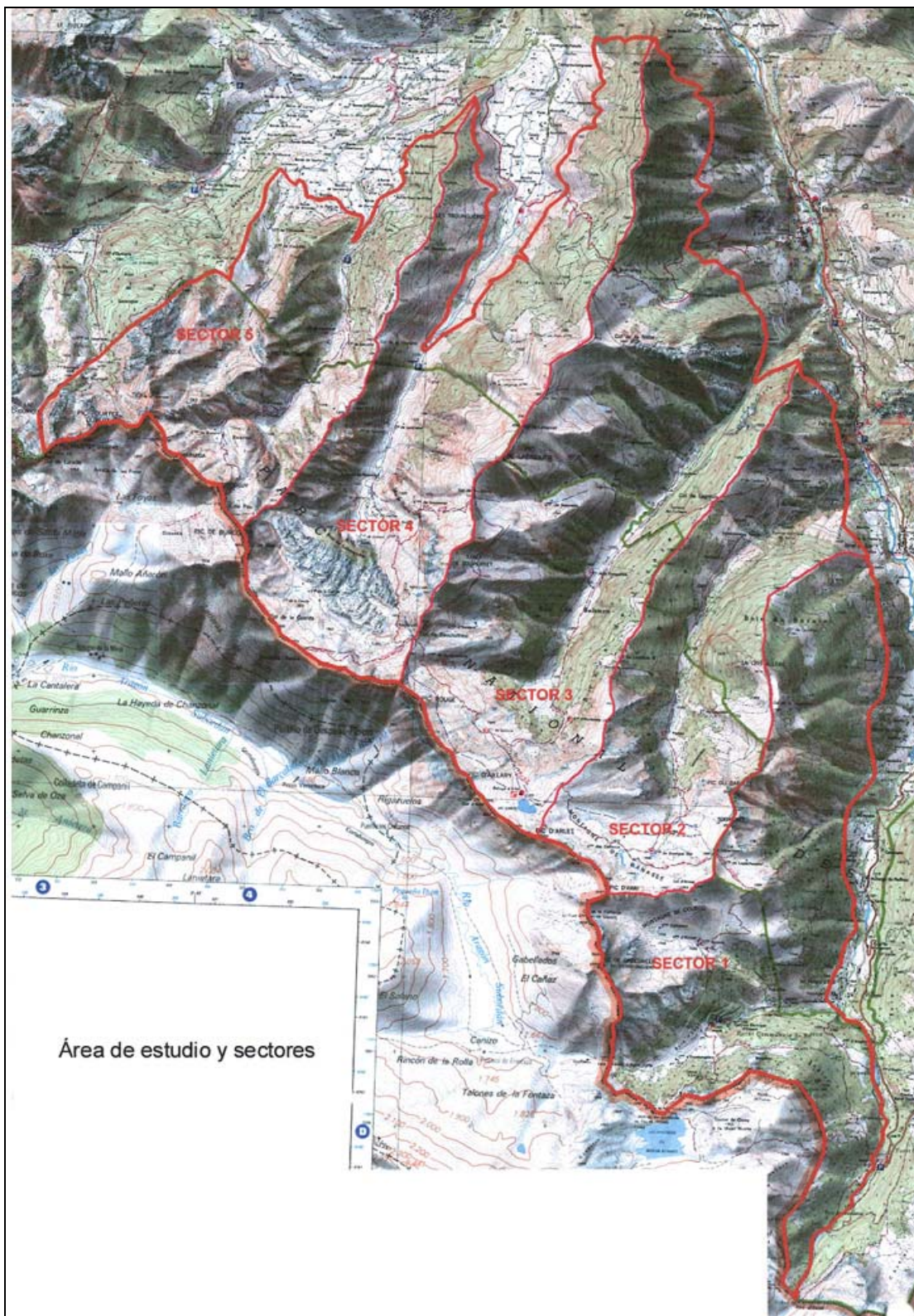
Para la realización del estudio se eligió un área en la cabecera del Valle de Aspe, especialmente impactada por las hozaduras de jabalí, que comprendía parte de la Zona Central y Periférica del PNP. El límite inferior altitudinal de dicha área se estableció por el norte, el este y el oeste en la cota de 1100 m de altitud (reunión PNP 8.6.01 y 19.7.01), el cual coincide aproximadamente con el límite superior de los prados de siega y otros cultivos forrajeros. El límite sur lo constituye la frontera franco-española y coincide con el límite meridional del PNP. Al este la zona de estudio limita con la cota de 1100 m y con el río Aspe por encima de esa cota. Por el oeste, con el límite occidental del PNP, prolongándose por la cresta divisoria entre el valle de l'Annés y el valle de l'Ansabère, hasta alcanzar la cota de 1100 m.

Con estos límites, el conjunto de todo el área tiene una superficie estimada de 7866 ha. En el Informe de Le Guelaff (2001, pag. 11) la superficie estimada para el área de estudio fue de 8481 ha (8883 ha según A. Valadon comun. personal, sept. 2002). Probablemente estas discrepancias se deben a que los límites establecidos para el área de estudio en el SIG del PNP (Le Guelaff, 2001, carte 2), no son exactamente los mismos que los definidos anteriormente por nosotros. La altitud máxima de la zona de estudio es de 2258 m (Pic de Gabedaille) en el sector de Couecq.

Para una mayor facilidad de prospección, el territorio se ha dividido en cinco sectores que se corresponden aproximadamente con lo que vendrían a ser las unidades geográficas y

pastorales (Mapa 1). En dichos sectores se señalan las cabañas presentes en cada uno de ellos por tener asociadas zonas de majada (rediles, reposaderos de ganado), ya que son zonas potencialmente atractivas para el jabalí.

1. Sector de Escouret, Espelunguère y Couecq: limita al oeste por la frontera española y por la cresta formada por los picos de Arri, Superet, Baralet y Cristallère descendiendo hasta la cota de 1100 m en dirección a Urdos; al este por el río Aspe prolongándose por la cota de 1100 m en dirección a Urdos; y al sur por la frontera española. Encontramos las cabañas de Escouret Espelunguère, Lapachouaou, Caillabère, Atsout y Grosse.
2. Sector Valle de Baralet y montaña de Banasse: al oeste limita con la cresta que va desde el Pic d'Arlet, pasando por el collado de Lestarou hacia el collado de Lagreou, hasta la cota de 1100 m; al norte limita con la cota de 1100 m y al este con el sector 2; al sur con la frontera española y con la cresta de la montaña de Banasse. En este sector se sitúan las cabañas de Pacheu, Lurbé, Gourgue Sec y de Caillaous.
3. Sector de Belonce y Lac d'Arlet: limita el oeste con la cresta que va desde el Pic Rouge pasando por la mesa de Souperret, pico de Labigouer, Tuquet y por el pico de Coucourou; al este por el sector 3; al norte con la cota de 1100 m; y al sur con la frontera española y el pico de Aillary. Las cabañas de este sector son: Udupet de Bas, Saoutelle, Ibosque, Hortassy y Lapassa.
4. Sector de Lhers y bosque de Labarquère: al oeste limita con la cresta que va desde el pico de Burcq pasando por el Som de Lamatché, Les Trounguères hasta la cota de 1100m. Por el norte con la cota de 1100m y al este con el sector 4 y al sur con la frontera española. Nos encontramos con las cabañas de Le Caillau, La Cuarde y Aumet, y las no utilizadas como actividad pastoral de: Haut des Pisés, Labigouer (ruinas), Lendresse, Pourcibo, Souperret, Cambou (ruinas).
5. Sector de cabañas Bonaris, de Annès, y los picos Bacqué y Puortet Ouvert: limita al oeste por la cresta que va desde la zona de las bordas hasta la frontera española coincidiendo con el límite occidental de la zona central del PNP; al este con el sector 4; al norte por la cota de 1100 m y al sur con la frontera española. Las cabañas de esta zona no utilizadas hoy en día para la actividad pastoral son: Couylaret, Itchaxe, Pénot, Bonaris, Tinicoude, Couyède (ruinas), Pas det Miey (ruinas) y Annes.



Mapa 1 Área de estudio

## 2.1 Climatología de la zona de estudio

La climatología del valle de Aspe pertenece a un clima de influencia atlántica, más propiamente al clima subaquitánico, claramente influenciado por la presencia de los Pirineos, tanto en el gradiente altitudinal, como por el efecto Foëhn y la exposición de los valles. Las precipitaciones son abundantes unos 174 días al año y las nieblas son frecuentes durante todo el año. Otro elemento que determina este clima de montaña es la presencia de la nieve desde diciembre a abril, y en zonas determinadas puede llegar a durar todo el año. Al situarse la zona de estudio a partir de una altitud de 1100 m., se ha de tener en cuenta la evolución del manto nival, que ha limitado tanto la actividad de los jabalíes para hozar, como la nuestra para realizar los muestreos.

## 2.2 Vegetación

El territorio de estudio se enclava en los pisos montano, subalpino y alpino, con distintas particularidades climáticas, topográficas y edáficas que a grandes rasgos dan lugar a las siguientes unidades de vegetación. Dicha clasificación se ha obtenido del trabajo realizado por Le Guelaff (2001), que a su vez proviene de la cartografía de coberturas de uso del suelo CORINE y del SIG del PNP aplicado a la zona de estudio. Las principales unidades de vegetación serían las siguientes:

- bosques caducifolios
- bosques de coníferas
- bosques mixtos
- prados y pastos (estivas)
- helechales (*Pteridium*) y zonas con matorrales (*Cytisus*, *Juniperus*, *Vaccinium*, etc)
- roquedos (vegetación de cantil)
- vegetación escasa

Como se puede observar en la figura 1, los bosques caducifolios, principalmente hayedos, ocupan un 22%, los bosques de coníferas están constituidos por abetales (2%) y los mixtos por hayedo-abetales (20%). Nuestro estudio se va a centrar principalmente en las zonas de pastos supraforestales (prados y pastos 34%), unidad que ocupa la mayor parte de la superficie de la zona de estudio (2922 ha). Otra unidad de menor importancia, pero también susceptible de ser alterada por la actividad hozadora de los jabalíes, son helechales y zonas con matorral (9%), así como las zonas de vegetación escasa (4%), en las que también se pueden apreciar daños. Por último hay que señalar los roquedos (9%) en los cuales lógicamente no es habitual encontrar daños.



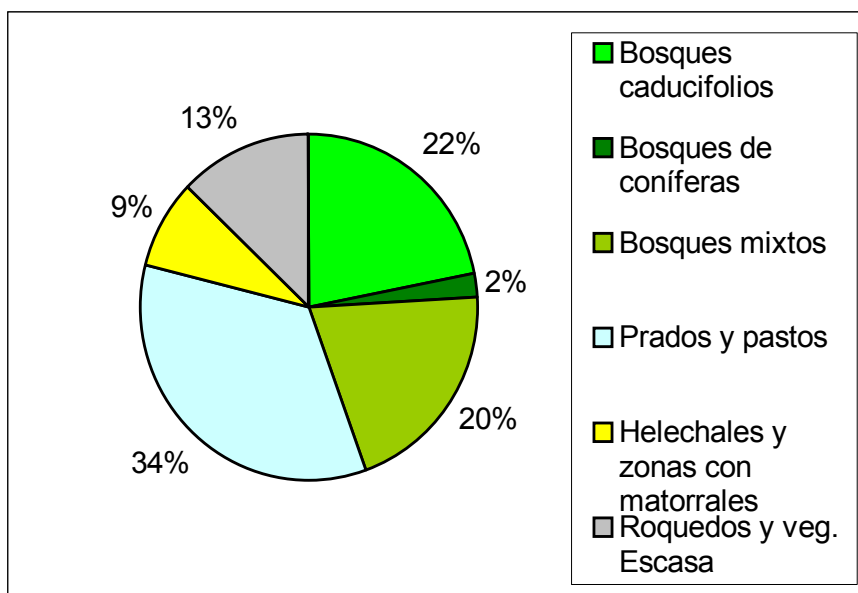


Figura 1.- Superficie ocupada (%) por las diferentes unidades de vegetación en la zona de estudio según la cartografía CORINE.

En cuanto a la distribución espacial de las diferentes formaciones vegetales y ambientes, solemos encontrar en los fondos de valle, prados, helechales y matorrales. En las laderas de los valles se disponen los bosques y por encima de estos los pastos supraforestales o estivas. Los roquedos podemos encontrarlos distribuidos por todo el territorio, si bien resultan más frecuentes en la parte alta de los valles (Foto 1).



Foto 1. Circo de Labarquère (Lhers). Agosto 2002.

Dentro de la unidad de prados y pastos hemos distinguido varias comunidades vegetales. Para ello hemos seguido la clasificación fitosociológica (Braun-Blanquet, 1948; Remón y Gómez, 1989; Gómez-García et al., 2002) que se basa en la composición florística y la presencia de especies características, reteniendo las unidades a nivel de Alianza. Los tipos de pastos en donde la presencia de hozaduras es más abundante corresponderían a las siguientes comunidades:

- *Bromion erecti*: se trata de pastos densos mesófilos, con alta diversidad, en donde abundan especies tales como: *Festuca rubra*, *Agrostis capillaris*, *Plantago media*, *Achillea millefolium*, *Galium verum*, etc. Es una comunidad frecuente en el piso montano hasta 1700 m de altitud, de alto valor pastoral, muy utilizada por el ganado.

- *Bromion - Cynosurion*: hemos llamado así a una comunidad intermedia entre la anterior y la comunidad del *Cynosurion cristati*. Correspondería a pastos con un fondo florístico similar a la anterior, pero con mayor humedad edáfica en donde abundan especies tales como *Cynosurus cristatus* y *Trifolium repens*.

- Comunidades nitrófilas: correspondería al complejo *Polygonion avicularis - Rumicion pseudoalpini* de las majadas y reposaderos de ganado, con especies nitrófilas características: *Rumex* sp, *Stellaria media*, *Barbarea intermedia*, *Poa supina*, *Urtica dioica*, *Carduus* sp, etc.

- *Nardion strictae*: cervunales densos ("Nardai") dominados por *Nardus stricta* sobre suelos ácidos o acidificados. En nuestra zona de estudio más abundantes en el piso supraforestal, aunque también se encuentra en el piso montano. La abundancia del regaliz de montaña (*Trifolium alpinum*) en esa comunidad, parece atraer al jabalí, por lo que se observan hozaduras frecuentemente.

- *Primulion intricatae*: Correspondería a las comunidades de pastos densos en neveros y depresiones, en donde la nieve se acumula y permanece más tiempo. Pueden encontrarse especies características como *Primula elatior* ssp *intricata*, *Trifolium thalii*, *Horminum pyrenaicum*, etc. No es frecuente observar hozaduras en este tipo de comunidad.

Además de las mencionadas hemos retenido también el helechal de *Pteridium aquilinum* como comunidad frecuentemente utilizada por el jabalí. Aunque no puede considerarse como una comunidad de pasto propiamente dicha, a menudo el fondo florístico coincide con el de la comunidad de *Bromion erecti*. Sin embargo, la presencia de la especie dominante (*Pteridium aquilinum*), bien por reducción de la luminosidad o por la emisión de productos aleloquímicos, elimina o disminuye la presencia de las especies pascícolas, hasta que la comunidad se convierte prácticamente en monoespecífica. Los rizomas del helecho parecen ser buscados por el jabalí como alimento, por lo que a menudo se observan importantes áreas excavadas, dando oportunidad para la colonización de nuevas especies.

### 3 METODOLOGÍA

#### 3.1 Definiciones

Antes de describir la metodología empleada en el estudio, conviene definir algunos términos que utilizamos frecuentemente a lo largo del mismo, como son **hozadura**, **zona hozada o perturbada** y **mancha**. Acompañamos la definición con fotografías para una mejor comprensión de los mismos.

- **Hozadura** se define como el daño provocado por el jabalí de una sola vez, con un tamaño muy variable que va desde 0,01 m<sup>2</sup> hasta aproximadamente 2 m<sup>2</sup> (Foto 2). En ellas es donde realizamos el estudio de los cambios que se producen en la composición florística (impacto en la vegetación) y el seguimiento de la colonización del suelo desnudo (evolución): objetivos 3 y 4 señalados en la Introducción (fichas tipo C y D del Anexo 1). En estudios anteriores (Le Guelaff, 2001), se han distinguido diferentes tipos de hozaduras según la intensidad de la excavación (vermillis, boutis y terrassements), distinción que no hemos realizado en este informe.



Foto 2. Hozadura de jabalí en la que se aprecian daños en la vegetación (Couecq, 02/10/2002).



- **Zona hozada o perturbada** es el conjunto de hozaduras próximas, que mantiene una unidad sobre el terreno y que conforman un área perturbada relativamente homogénea (Foto 3). En ocasiones es difícil distinguir sus límites o la separación entre dos de estas áreas, aprovechándose para ello la discontinuidad de la zona por cualquier tipo de accidente (camino, ríos, cambio de pendiente, etc).



Foto 3. Zona hozada o perturbada en Banasse (02/10/2002).

- Las **manchas** estarían constituidas por una o varias zonas hozadas, relativamente próximas entre sí y susceptibles de ser cartografiadas a una escala de 1:25.000. Su tamaño puede ir desde 0,1 a 30 ha ó más. Estas manchas corresponden al mismo tipo de áreas que ya fueron cartografiadas en el invierno de 2000 - 2001. Esta labor ha continuado también durante el año 2002 por parte de nuestro equipo y los guardas del PNP (véase Mapa 2). El porcentaje de superficie realmente excavada por el jabalí en estas manchas sería menor que en las zonas hozadas o perturbadas, ya que incluyen varias de estas y a menudo, también, zonas no hozadas, o muy poco, entre ellas.

Manchas y zonas hozadas constituyen la unidad de muestreo para los objetivos 1 y 2 de la Introducción, es decir, la evaluación de la incidencia de las excavaciones del jabalí en el área de estudio y la determinación de los factores de selección de estas zonas a diferentes escalas (fichas tipo A, B y D).

La primera fase del muestreo consiste en la localización y cartografiado de las manchas y zonas hozadas. Una vez en la zona hozada (parcela), se procura realizar el máximo de muestreos aplicando las diferentes metodologías. Para ello tomamos datos de las zonas hozadas para cuantificar la incidencia y selección (objetivos 1 y 2), muestreamos la composición florística Dentro y Fuera de las hozaduras antiguas (obj. 3) y seleccionamos hozaduras recientes para realizar el seguimiento (evolución) de la vegetación (obj. 4). ). A cada parcela o zona hozada prospectada se le asigna un número de referencia, que figura en todas las fichas de los diferentes tipos de muestreos que se realizan en ella. Todas las parcelas se georeferencian con un GPS. Las hozaduras seleccionadas para el seguimiento de la evolución de la vegetación, se marcan mediante una estaca de madera pintada de rojo para facilitar su localización (foto 5).

Las metodologías empleadas para el estudio de los diferentes objetivos se explican en detalle a continuación:

### **3.2 Control de la incidencia de las hozaduras de jabalí (Obj. 1)**

Las manchas y zonas hozadas por los jabalíes que se detectaron en el área de estudio fueron cartografiadas sobre un mapa y digitalizadas posteriormente, para estimar su superficie mediante el programa ArcView. En estas zonas realizamos un muestreo para calcular la proporción de los daños provocados por los jabalíes, según su antigüedad y diferenciarlos de los ocasionados por otras causas (ficha tipo D).

- Para ello realizamos transectos de 30 m con cinta métrica y anotamos la longitud de todas las perturbaciones o discontinuidades en el pasto interceptada por la cinta,

diferenciando entre hozaduras antiguas y recientes, toperas, excrementos y otras causas (Foto 4). Este método pertenece al conjunto de técnicas llamadas “line intercept” (Eberhardt, 1978; Floyd & Anderson, 1987).



**Foto 4. Transecto con cinta métrica para evaluar la superficie realmente excavada en una zona hozada (Circo de Labarquère, 26/03/2002).**

- Para el cálculo de los porcentajes de cada tipo de daño, se suman todas las longitudes de los diferentes tipos de perturbación que han sido interceptados por los transectos, dividiéndolos por la longitud de la suma de todos los transectos .
- De esta forma podemos realizar una estima del porcentaje de suelo que ha sido alterado por los jabalíes recientemente (hozaduras recientes) o con anterioridad (hozaduras antiguas), y diferenciarlas de otras alteraciones que podrían ser atribuidas a los jabalíes.
- Para determinar la antigüedad de las hozaduras, se toma como referencia el estado del suelo desnudo (tierra muy removida y húmeda), así como el estado de la vegetación de los tepes de tierra que han sido arrancados por los jabalíes (enraizamientos, clorosis, humedad de la vegetación, etc.). Estimamos que una hozadura reciente se ha producido con anterioridad a una semana de tiempo y las hozaduras antiguas tendrían una antigüedad superior a ese tiempo. En el registro de los datos hemos distinguido hasta cuatro clases de antigüedad (ver ficha tipo D en Anexo 1), pero en la práctica,

dada la dificultad de datarlas con exactitud, hemos preferido retener solamente dos clases de antigüedad para evitar errores.

### 3.3 Muestreo de las zonas seleccionadas por los jabalíes para hozar (Obj. 2)

- Una vez localizadas las zonas hozadas, el observador se sitúa aproximadamente en el centro de la zona y rellena una ficha en la que se recogen las características ambientales y fisiográficas de la zona hozada, dentro de un círculo de 5 m de radio (Anexo 1: ficha tipo A).
- Para determinar la posible selección de la zona elegida para hozar, se realiza otro muestreo Fuera de la zona hozada. Para ello se elige una dirección en octantes al azar y desde el borde de la zona hozada se recorren 50 m en esa dirección. En el nuevo punto se describen las características de la zona de igual forma que se hace para la zona hozada (Figura 2) (Anexos, ficha tipo B).

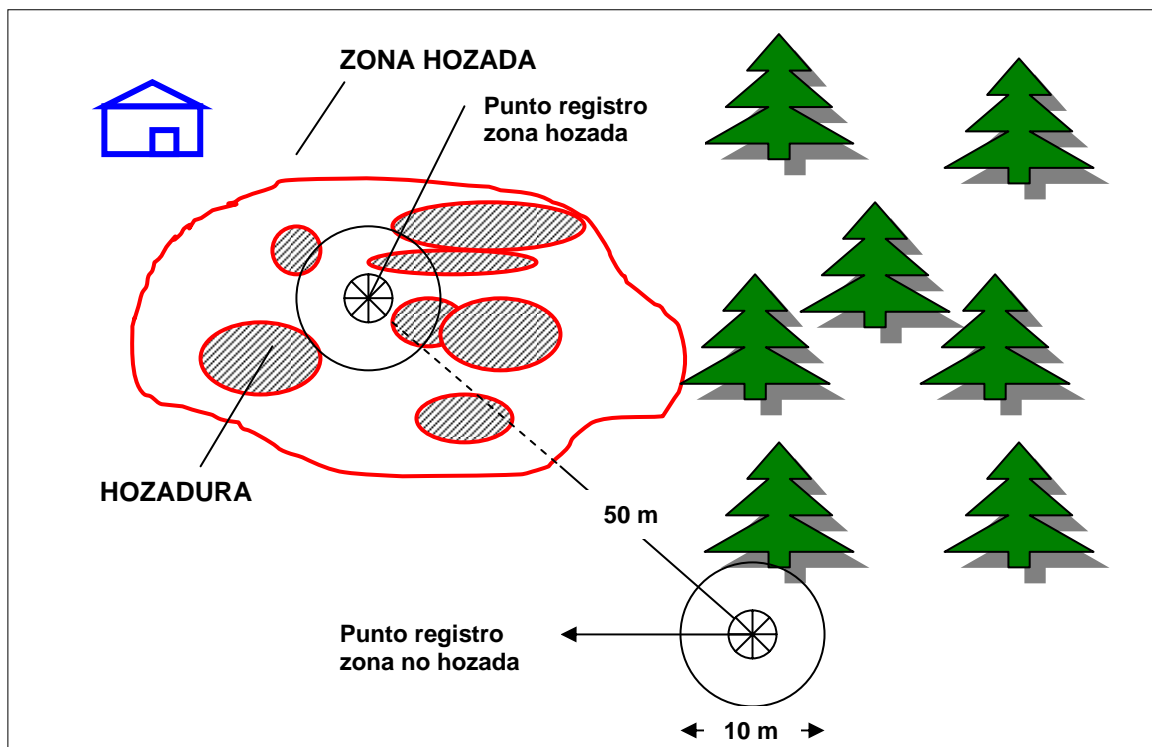


Figura 2.- Esquema del tipo de muestreo realizado para determinar la selección del hábitat en la actividad excavadora del jabalí.

- Este muestreo nos permite comparar, con el mismo tipo de variables ecológicas, zonas perturbadas y no-perturbadas relativamente próximas, lo cual nos permitirá determinar las condiciones del terreno que el jabalí busca para hozar.



- El criterio de los 50 m se ha basado en las capacidades visuales y olfativas de los jabalíes. Se ha supuesto que esa distancia puede ser una dimensión adecuada para este tipo de selección a nivel de hábitat o comunidad vegetal.
- En caso de que la zona en la que le correspondiese tomar datos como zona no-hozada estuviera también hozada, se repite de nuevo la operación para buscar otro nuevo punto.

### 3.4 Valoración del impacto en la vegetación (Obj. 3)

El método empleado para estudiar el cambio de vegetación provocado por las hozaduras de los jabalíes es el siguiente:

- Una vez localizadas las zonas hozadas se toman los datos de estas para caracterizarlas y datarlas (Anexo 1, ficha tipo A).
- Posteriormente se realiza un muestreo de la vegetación Dentro y Fuera de una o varias hozaduras mediante el método conocido como “point quadrat o point intercept” (Grignani et al. 1990; Grant et al 1985). Consiste en registrar la presencia de una especie individual determinada, a partir de contactos con una aguja (puntos) realizados a intervalos de longitud regulares, sobre un transecto lineal preestablecido. Es necesario registrar un gran número de puntos en cada muestreo, siendo el porcentaje de puntos correspondiente a cada especie vegetal equivalente a su cobertura.
- En el caso concreto que nos ocupa, se utiliza una rejilla de 25cm x 25cm dividida en cuadrantes de 5 cm. Los contactos se realizan en los nudos de la rejilla, lo que proporciona un total de 25 puntos por cuadrado. Cada rejilla se coloca al azar en el interior de la hozadura, repitiendo la operación hasta obtener un mínimo de 100 contactos de planta viva. (Foto 5). Empezando por la esquina inferior izquierda, se realizan contactos mediante una aguja, anotando todas las especies o elementos que entran en contacto con esta. (Anexo1, ficha tipo C). La misma operación se realiza sobre la vegetación no perturbada de un lugar próximo Fuera de la hozadura (< 1m).
- Para determinados tipos de muestreos, por ejemplo cuando se pretende conocer la disponibilidad de especies e imitar el comportamiento de los herbívoros en pastoreo, se anota solo la especie que realiza el primer contacto con la aguja (Gómez y Remón, 1993; Noy-Meir, 1995). Para este estudio hemos utilizado todos los contactos que proporciona cada punto, ya que nos interesa más obtener una estima de la abundancia de las especies, en términos de biomasa y no solo de cobertura (Acutis & Costa, 1994).
- De esta forma se obtiene la abundancia de las especies vegetales, tanto Dentro de la hozadura como Fuera de ella, realizándose posteriormente el correspondiente

tratamiento estadístico para determinar las posibles diferencias. Con ello pretendemos estimar los cambios que se producen en la composición de especies en los pastos con hozaduras. Las eventuales diferencias son valoradas, tanto desde el punto de vista ecológico como pastoral, mediante la aplicación del índice eco-pastoral (Gómez-García *et al.* 2001, 2002; Gañán *et al.* 2003).



**Foto 5. Determinación de la cobertura de especies Dentro de una hozadura por el método de point intercept (Couecq, 02.10.02)**

### **3.5 Determinación de la evolución de la vegetación en las hozaduras (Obj. 4)**

Para determinar la variación en el tiempo de la vegetación Dentro de las hozaduras, se han marcado mediante estacas algunas de las más recientes, con escasa o nula cobertura, en diferentes zonas hozadas (Foto 5). En dichas parcelas realizamos un seguimiento a intervalos regulares de tiempo, anotando en una ficha las variables consideradas, así como las especies contactadas Dentro de la hozadura (Anexo1, ficha tipo E). La rejilla (cuadrado) se coloca siempre en la misma dirección, con la estaca en el extremo inferior izquierdo. El número de cuadrados Dentro de las hozaduras siempre ha sido de uno, debido a que el tamaño de las mismas casi nunca permitía realizar más cuadrados. En las hozaduras más grandes se ha preferido mantener el mismo esfuerzo de muestreo.

Con este tipo de muestreos se pretende establecer un patrón de especies colonizadoras, determinar el tiempo de recuperación de la comunidad vegetal y el grado de alteración que se ha producido en la misma (objetivo 4).

### 3.6 Tratamiento estadístico de los datos

El tipo de tratamiento estadístico más utilizado para valorar la significación de la diferencias Dentro y Fuera de la hozaduras ha sido el análisis de la varianza (ANOVA) con aquellos datos que cumplían el test de normalidad. Para los datos que no lo cumplían hemos realizado una transformación arcoseno y posteriormente hemos aplicado los ANOVAs si previamente cumplían también el test de normalidad. En los casos en que los datos después de transformados no cumplían el test de normalidad, hemos aplicado tests no-paramétricos. Para las comparaciones de los factores de selección de las zonas hozadas, hemos utilizado la prueba de chi cuadrado. Con esta última prueba aplicamos los intervalos de Bonferroni para comprobar si determinadas variables ambientales son significativamente más o menos utilizadas en relación a su disponibilidad (Neu et al. 1974; Byers et al. 1984). Cuando la falta de normalidad de los datos no permitía este tipo de análisis hemos utilizado análisis no-paramétricos, tales como la correlación ordenada de Spearman. Para cuantificar la similitud de la composición florística Dentro y Fuera de las hozaduras hemos utilizado también el Índice de Similitud de Kulczynski (Grant et al. 1985), también denominado índice de Gauch (1973). Su valor se obtiene aplicando la siguiente fórmula:

$$I.S.K. = \frac{\sum 2c_i}{\sum a_i + b_i} \times 100$$

Donde  $a_i$  y  $b_i$  son los porcentajes de abundancia de la especie vegetal  $i$  Dentro y Fuera de la hozadura respectivamente y  $c_i$  la frecuencia mínima de la especie  $i$  común Dentro y Fuera de las hozaduras.

Para el tratamiento estadístico de los datos hemos utilizado el Software Statistica 5.0.

## 4 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 4.1 Incidencia de los daños producidos por el jabalí en la zona de estudio

#### 4.1.1 Evaluación de las zonas perturbadas a escala paisaje

En el mapa 2 representamos las áreas alteradas (“manchas”) cartografiadas por el equipo IPE durante el año 2002. Dichas manchas han sido digitalizadas y están disponibles en soporte ArcView. En estos mapas no hemos diferenciado entre perturbaciones antiguas y recientes. Son las perturbaciones que se han ido encontrando a lo largo del año 2002 en los diferentes sectores de la zona de estudio. En total hemos cartografiado 135 manchas que representan una superficie de 192,6 ha. El tamaño de las mismas es muy variable, pero el 62% de las manchas miden menos de 1 ha y el 80% miden menos de 2 ha. En la Figura 3 hemos representado la distribución de frecuencias por tamaños de las manchas cartografiadas por el equipo del IPE.

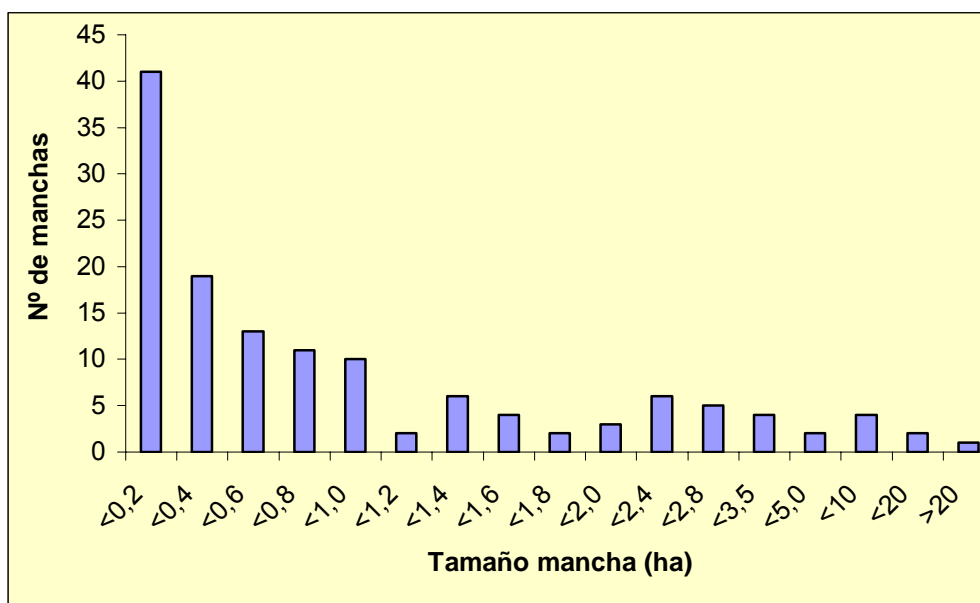
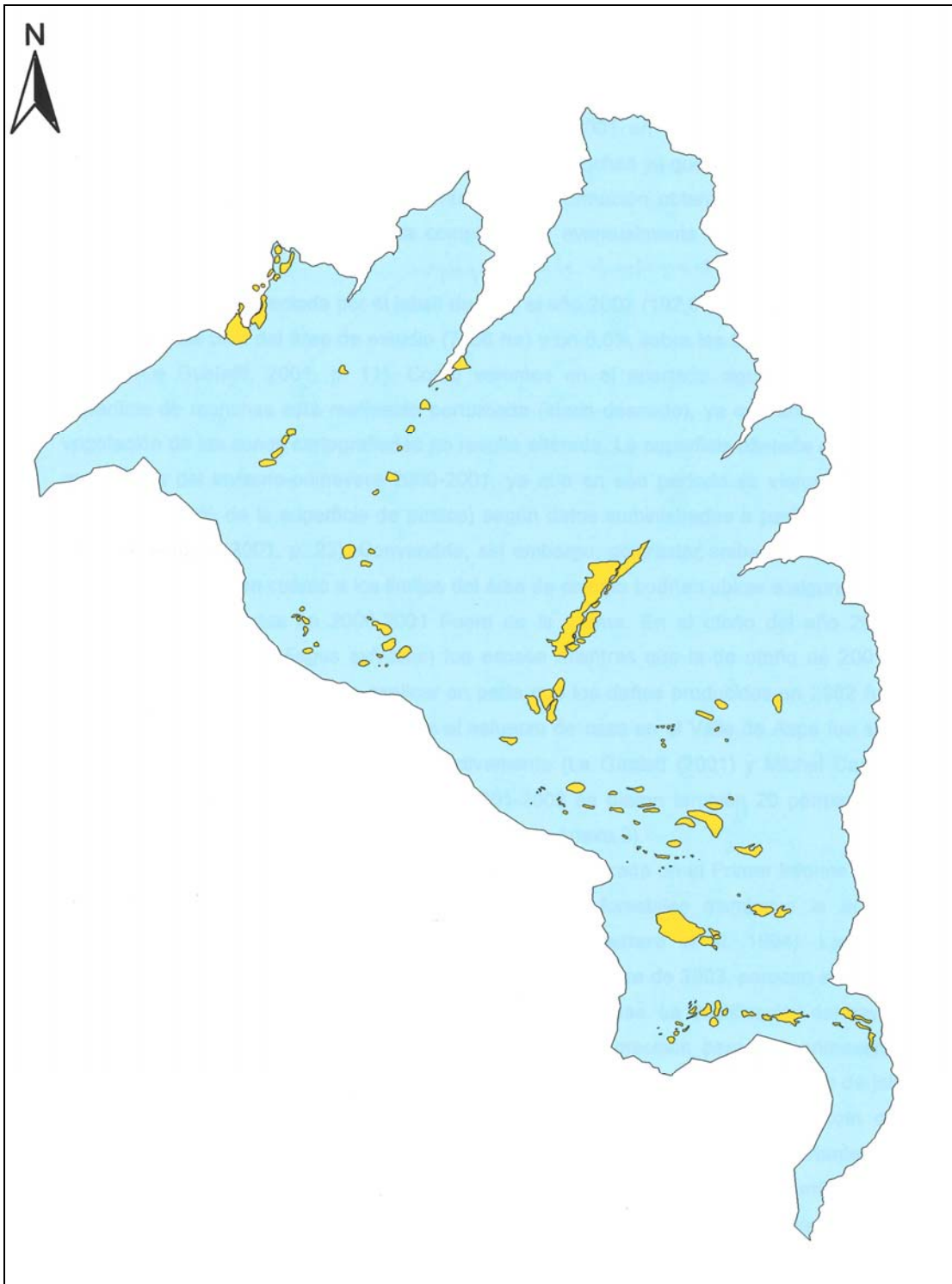


Figura 3.- Distribución por tamaños de las “manchas” (grandes zonas perturbadas por el jabalí) en el área de estudio del Valle de Aspe durante 2002.

Se observa una distribución asimétrica similar a la obtenida en 2001 (Le Guelaff, 2001, pág. 26). En el caso de la distribución de 2001 se aproxima más a una distribución de Poisson, en la cual la clase de menor tamaño (<0,2 ha) es menos frecuente que las





Mapa 2.- Localización de las zonas perturbadas por el jabalí en los pastos supraforestales del área de estudio.

inmediatamente siguientes. Esto podría estar relacionado con la mayor importancia e intensidad de la actividad excavadora del jabalí en 2001 en relación al año 2002, pero también puede ser un efecto del cartografiado de las manchas ya que han sido realizadas por diferentes equipos. Sería interesante contrastar la información obtenida por el personal del PNP y de nuestro equipo (IPE) para completarla y eventualmente realizar comparaciones interanuales<sup>1</sup>.

La superficie afectada por el jabalí durante el año 2002 (192,6 ha) representa un 2,4% de la superficie total del área de estudio (7866 ha) y un 6,6% sobre las 2922 ha de prados y pastos (Le Guelaff, 2001, p. 11). Como veremos en el apartado siguiente, no toda la superficie de manchas está realmente perturbada (suelo desnudo), ya que una parte de la vegetación de las zonas cartografiadas no resulta alterada. La superficie alterada en 2002 es menor a la del invierno-primavera 2000-2001, ya que en ese período se vieron afectadas 427,7 ha (14,6% de la superficie de pastos) según datos suministrados a partir del SIG del PNP (Le Guelaff, 2001, p. 23). Convendría, sin embargo, contrastar ambas cartografías, ya que las diferencias en cuanto a los límites del área de estudio podrían ubicar a algunas de las manchas cartografiadas en 2000-2001 fuera de la misma. En el otoño del año 2000 la fructificación del haya (*Fagus sylvatica*) fue escasa mientras que la de otoño de 2001 fue buena (Biau, 2002). Esto podría explicar en parte que los daños producidos en 2002 fueran menos importantes que en 2001, ya que el esfuerzo de caza en el Valle de Aspe fue similar en las dos temporadas: 213 y 230 respectivamente (Le Guelaff (2001) y Michel Cauhapé, com. oral). Sin embargo, en la temporada 2001-2002 se dieron también 20 permisos para cazar en la zona Central del Parque (ver discusión en Anexo 8).

Tal como se expuso en la revisión bibliográfica realizada en el Primer Informe parcial, varios estudios indican que la abundancia de frutos forestales disminuye la actividad excavadora del jabalí (Bratton 1974, Abaigar, 1994; Herrero et al. 1994). Las pocas observaciones directas realizadas por nosotros en la primavera de 2003, parecen indicar que la incidencia del jabalí a principios de este año ha sido escasa. La fructificación del haya en otoño de 2002 parece que fue aceptable (no tenemos datos precisos, pero en la primavera de 2003 todavía podían encontrarse frutos llenos en el suelo del bosque) y las capturas de jabalí en el Valle de Aspe fueron mucho mayores que en años anteriores (320, C. Arthur com. oral). Parece que el binomio fructificación-densidad son dos factores muy importantes que determinan el nivel de actividad excavadora del jabalí en un territorio determinado. Sin embargo, serían deseables mayor número de datos para establecer la importancia de cada

---

<sup>1</sup> Pensamos que es mejor referir las manchas al año en curso (2002) y no solo a la temporada de invierno (2001-2002), como hace el equipo del PNP, ya que las hozaduras se producen sobre todo en primavera, verano y otoño, tal como puede verse en la figura 5.

factor, y su interacción con otros factores (proximidad al bosque, preferencias sobre alimentos subterráneos, propiedades del suelo, etc).

Según el Informe realizado por A. Biau (2002, p. 50), la recurrencia de las zonas perturbadas por el jabalí entre el invierno de 2000-2001 y el de 2001-2002, establecida mediante el grado de solapamiento de las manchas (“patates”) de las dos temporadas, sería de un 17% (6,5% según información de A. Valadon, comun. personal, 10.09.02). Esta recurrencia de la actividad hozadora del jabalí en las mismas zonas, podría estar relacionada con la búsqueda de determinados alimentos (rizomas, bulbos) que abundan en determinadas comunidades vegetales tales como las nitrófilas (majadas). Además, la reproducción vegetativa de algunas de estas plantas geófitas es favorecida mediante la fragmentación y rotura de sus bulbos (Gómez-García et al. in press). En este sentido se podría hipotetizar que el jabalí, en determinadas circunstancias, practica una especie de proto-agricultura.

Parece existir una concentración de las manchas en los fondos de valle (Mapa 2), tal como ya se observó en la prospección del año 2001, aunque también se han apreciado perturbaciones en fondos de cubetas glaciares en la zona de las estivas. Una vez completada y corregida la información sobre la distribución de las áreas alteradas por el jabalí durante el presente año, podremos estar en condiciones de realizar un análisis de selección a escala de paisaje. Para ello podrían analizarse las variables topográficas y ambientales extraídas del SIG del PNP, tal como se hizo con la información de 2000-2001 (García-González et al. 2002a).

#### *4.1.2.- Evolución de la incidencia a escala de zona hozada (parcela)*

Con el fin de diferenciar el tipo y la antigüedad de las perturbaciones en las zonas hozadas hemos realizado transectos lineales Dentro de cada una de ellas, según se explica en la Metodología. Además de la antigüedad, diferenciamos los daños provocados por el jabalí de los provocados por otros factores que rompen la continuidad de la superficie herbácea, tales como: perturbaciones debidas a roedores subterráneos y otros elementos, entre los que se incluirían desde los excrementos del ganado hasta los caminos. Los resultados se exponen el Anexo 2 y se visualizan en la figura 4.

Los datos de cobertura de los diferentes tipos de perturbación Dentro de las zonas hozadas proceden del muestreo de 66 parcelas durante el año 2002 y un total de 6900 m de transectos lineales recorridos. Como se puede observar en los resultados globales, más de la tercera parte (37,5%) de la superficie dañada en las zonas hozadas se debe a la actividad del jabalí; un 0,8% se debe a la actividad de los roedores subterráneos (topos, topillos, etc), - normalmente en forma de montículos de tierra-; y un 4,2 % se debe a otras causas como excrementos del ganado, caminos, etc. Al igual que en los resultados obtenidos la primavera

de 2002 (ver 2º Informe Parcial), también puede observarse que la incidencia de las hozaduras antiguas (> 1 semana), duplica a la de las hozaduras recientes (< 1 semana). En el caso del inventario de primavera las hozaduras antiguas correspondían al año 2001, ya que los transectos se realizaron poco después de la fusión de la nieve.

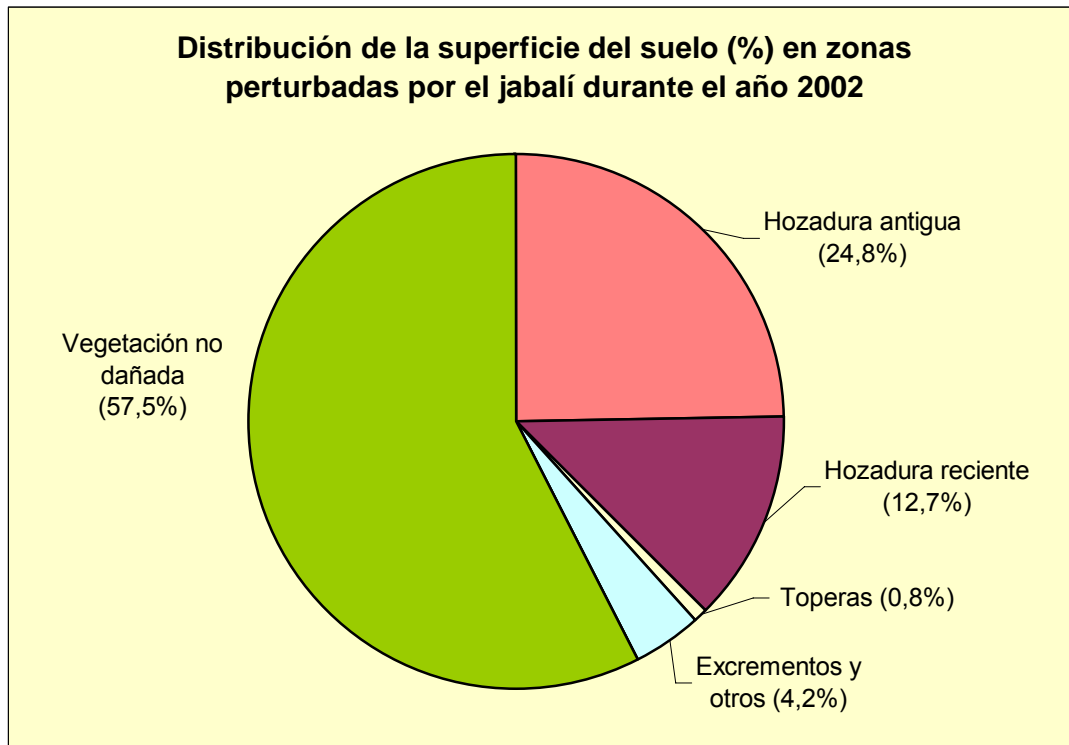


Figura 4.- Cobertura (%) de diversos tipos de perturbación en zonas hozadas por el jabalí durante el año 2002.

Si aplicásemos los porcentajes obtenidos (fig. 4) a la superficie de “manchas” cartografiada (192,6 ha), podríamos considerar que solo el 37,5% (72,2 ha) de la superficie de pastos fueron realmente afectadas (excavadas) por la actividad del jabalí durante 2002 en el área de estudio, es decir, un 2,5% de la superficie pastoral. Estas cifras deben tomarse sin embargo con cierta cautela, ya que se trata de estimaciones máximas. Por un lado, porque las manchas normalmente estas compuestas de varias zonas perturbadas y entre ellas pueden encontrarse una proporción importante de vegetación o suelo no alterado. Por otra parte, los datos de incidencia se refieren a un promedio anual y las hozaduras están sujetas a una fuerte dinámica en cuanto al recubrimiento de la vegetación, sobre todo a baja altitud. Como se verá en el capítulo de Evolución, hozaduras producidas durante la primavera se recubrieron en un 80% de vegetación en otoño. Por tanto, gran parte de esas 72,2 ha, supuestamente excavadas, corresponderían a superficie de pastos, -o vegetación colonizadora-, al final del año.

Para tratar de visualizar esta dinámica de la actividad hozadora del jabalí, hemos representado los datos de incidencia (% de suelo hozado por el jabalí) obtenido en las diferentes parcelas de estudio a lo largo del año 2002 (Fig. 5).

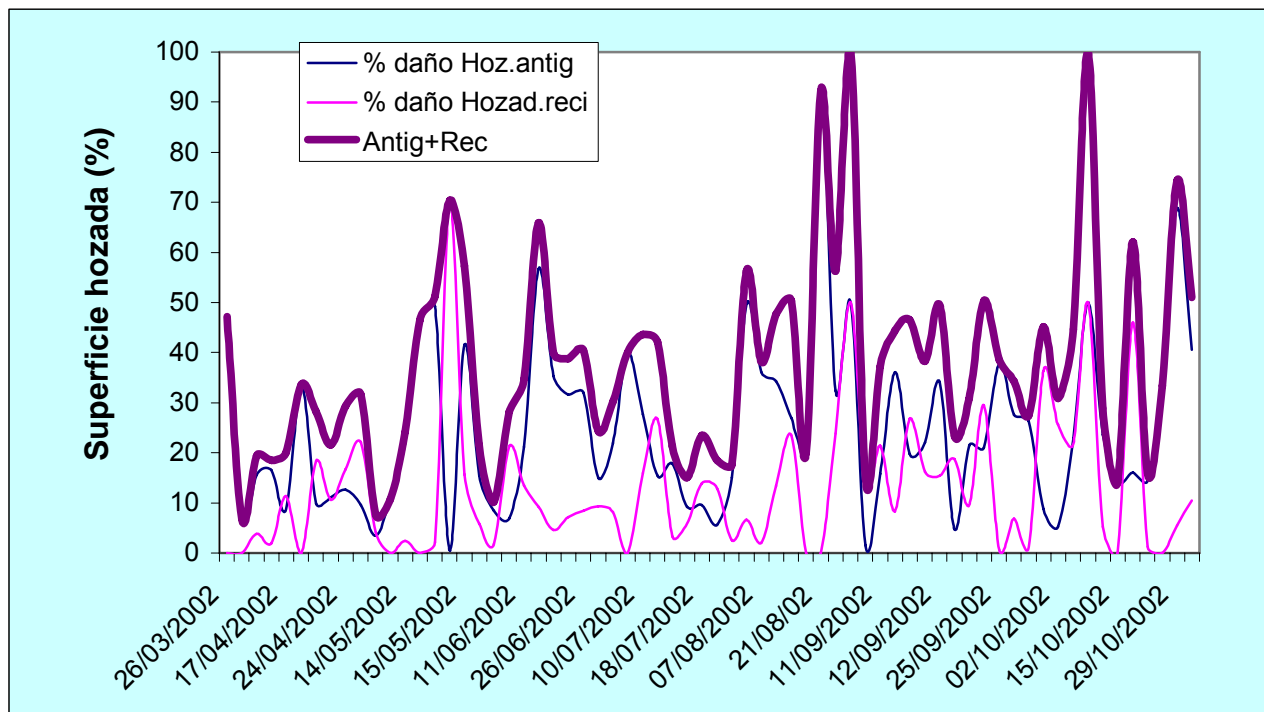


Figura 5.- Distribución temporal de la superficie afectada por el jabalí en las zonas hozadas a lo largo del año 2002

Como puede observarse se aprecian varios máximos en los cuales la proporción de suelo alterado es muy alta y que se corresponden aproximadamente con períodos de mayor intensidad de excavación por parte del jabalí. Así por ejemplo, durante la primavera (meses de mayo y junio), coincidiendo con la escasez de recursos tróficos y con la fusión de la nieve que deja el suelo blando, la actividad excavadora suele aumentar. También al final del verano (fin de agosto - principio de septiembre) y en otoño (octubre) se produjeron máximos de perturbación. En esa época los frutos de haya no habían madurado todavía y además se produjeron lluvias que ablandaron el terreno permitiendo mayor facilidad de excavación.

En la figura 6 hemos agrupado los datos de incidencia por períodos bimensuales para tratar de detectar alguna significación estadística en las diferencias de la actividad excavadora.

Considerando hozaduras antiguas y recientes por separado no se aprecian diferencias significativas entre períodos bimensuales. Sin embargo la suma de ambos tipos de perturbación si resulta significativo (ANOVA,  $F = 2,9$ ;  $P = 0,04$ ), siendo el período de final de invierno (Mar-Abril) el que presenta una menor incidencia significativa respecto al resto de los bimestres. Esta menor incidencia de final de invierno quizás podría explicarse por varias

causas. Por un lado, es posible que los jabalíes aprovecharan los restos de la fructificación de *Fagus* y *Quercus* del otoño anterior (la fructificación de 2001 fue abundante) y utilizaran menos los alimentos subterráneos. También pudiera ser que los jabalíes no se habían desplazado todavía en altitud, o quizás el suelo estaba todavía helado y dificultaba la excavación. Un estudio de seguimiento con animales marcados podría desvelar esta y otras incógnitas.

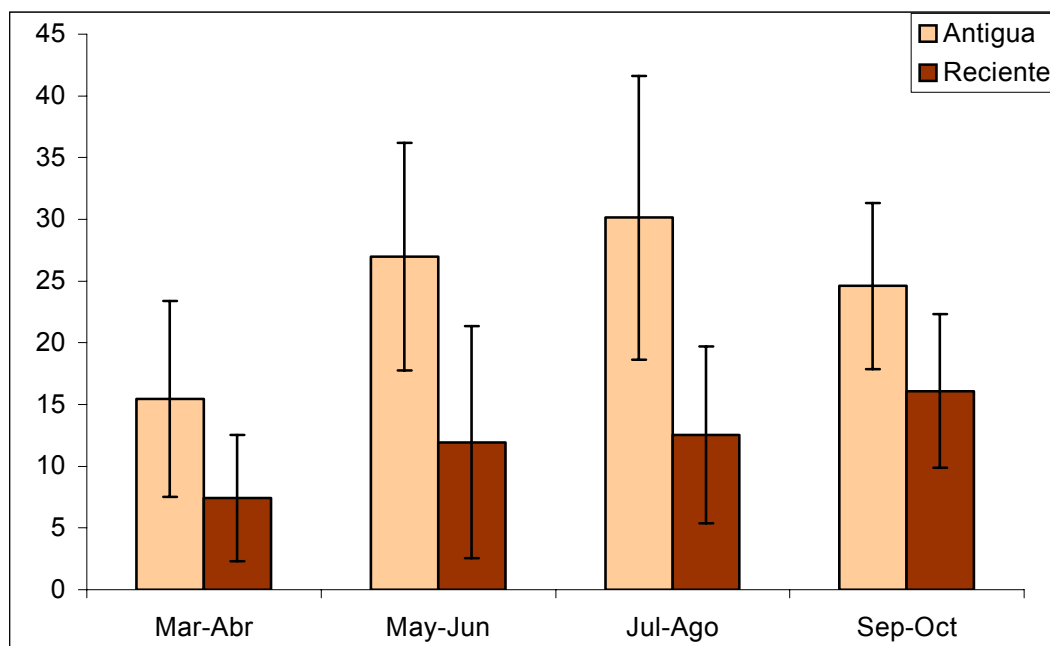


Figura 6.- Distribución del porcentaje de suelo hozado Dentro de las zonas hozadas por bimestres del año 2002

En la figura 7 hemos representado la incidencia de la perturbación Dentro de las zonas hozadas distribuida por los sectores de la zona de estudio. Aunque a escala paisaje hay sectores que parecen claramente más afectados (Mapa 2), tales como Belonce o Couecq (Espelunguère), sin embargo, la proporción de suelo perturbado por el jabalí Dentro de las zonas hozadas no presenta diferencias significativas entre sectores (ANOVA,  $F = 1,2$ ;  $P > 0,05$ ). Esto puede explicarse porque las mediciones de incidencia (transectos) se realizan en zonas hozadas que previamente han sido seleccionadas dentro del Valle, independientemente de si en ese valle o sector hay muchas o pocas manchas.

El estudio de la incidencia por sectores (o valles), sería más adecuado realizarlo a partir de las “manchas” cartografiadas a escala 1:25.000 (Mapa 2). Un análisis interesante podría ser intentar establecer alguna relación entre nivel de perturbación (superficie de zonas hozadas) y la superficie forestal por sectores.

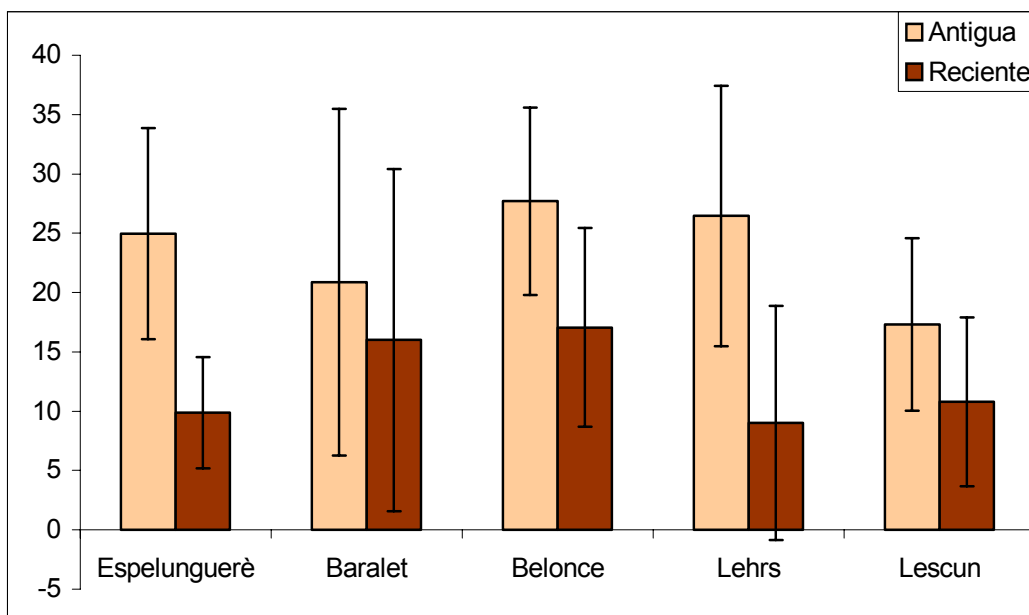


Figura 7.- Distribución del porcentaje de suelo perturbado por el jabalí Dentro de las zonas hozadas por sectores de la zona de estudio

El análisis del nivel de incidencia del jabalí por comunidades vegetales (fig. 8) tampoco presenta diferencias significativas, si consideramos la perturbación total (suma de hozaduras antiguas y recientes).

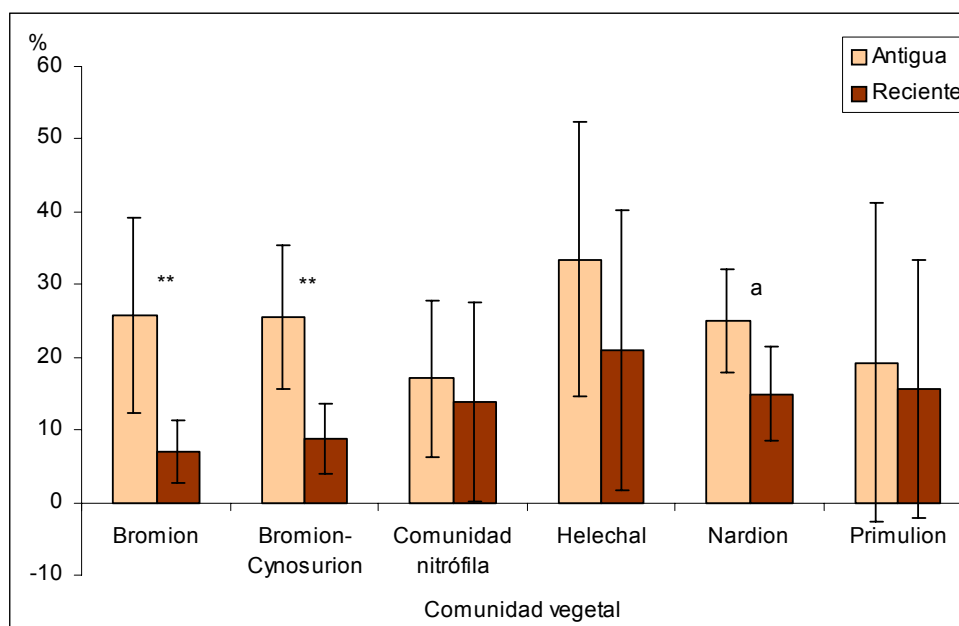


Figura 8.- Distribución del porcentaje de suelo perturbado por el jabalí Dentro de las zonas hozadas por comunidades vegetales. (\*\* P<0,01; a: P = 0,06)

El ANOVA de una vía proporcionó un valor de  $F = 1,5$  para 5 grados de libertad ( $P = 0,19$ ). Si no tenemos en cuenta la comunidad de *Primulion* (para la cual solo existen tres datos) el resultado es muy similar ( $F = 1,88$ ;  $df = 4$ ;  $P = 0,12$ ).

Si consideramos los distintos tipos de perturbación por separado (hozaduras antiguas y recientes; fig. 8), tampoco se encuentran diferencias significativas entre comunidades, pero sí entre la proporción de hozaduras antiguas y recientes, en un ANOVA de 2-vías ( $F= 1,05$  y  $F=11$ ;  $P=0,19$  y  $P=0,001$ ). En términos generales, la proporción de hozaduras antiguas siempre es mayor, como se aprecia en la figura 4. Este es un resultado lógico cuando se promedian datos a lo largo de un año, a no ser que el nivel de perturbación sea tan intenso que siempre se observen gran cantidad de hozaduras nuevas, o bien que la capacidad de recuperación de la vegetación en las hozaduras antiguas sea muy rápida y su superficie se reduzca velozmente. Solo es posible observar valores más altos de hozadura reciente que de antigua en las parcelas individuales (Anexo 2), cuando la toma de datos de las mismas, se ha producido poco después de la visita de los jabalíes.

Los análisis de una vía dentro de cada comunidad para comprobar si las diferencias entre la superficie de hozaduras antiguas es mayor que la de las recientes, fueron significativas en tres de las comunidades. Este resultado es poco trascendente, puesto que probablemente está muy condicionado por la alta variabilidad de este tipo de datos y el pequeño tamaño de muestra en las comunidades que no presentan significación.



## 4.2 Características y selección de las zonas hozadas

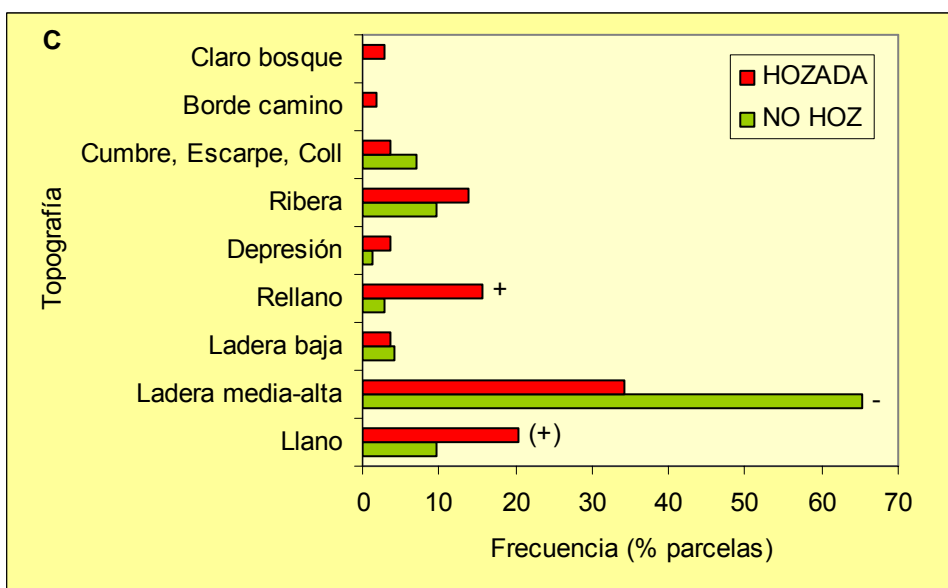
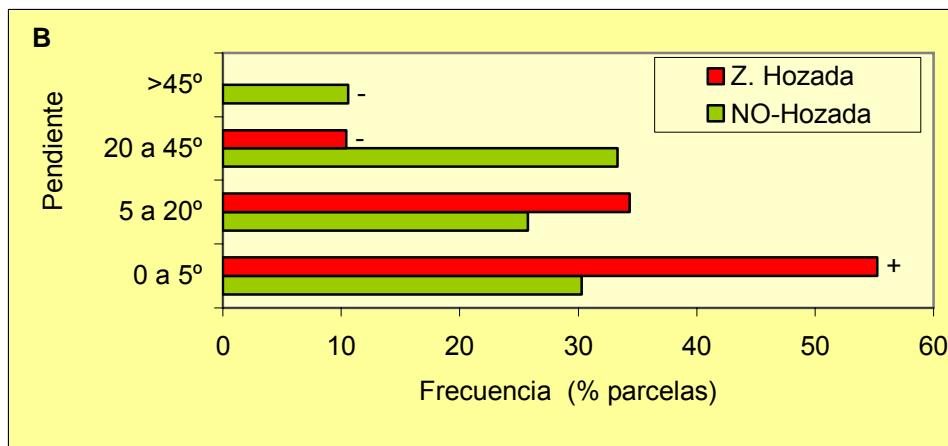
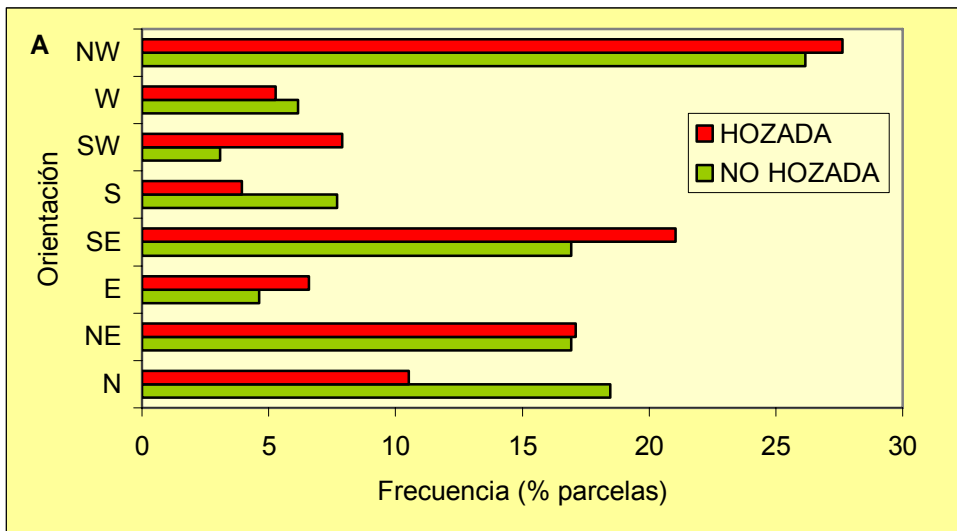
Durante el año 2002 se han inventariado 76 parcelas en el área de estudio (fichas tipo A) para la caracterización de las zonas hozadas. Los datos básicos de localización figuran en el Anexo 3. Las parcelas corresponden a áreas comprendidas entre 1090 m (Lhers) y 2010 m (Belonce). El número de parcelas por sectores fue de: 27 en el sector de Espelunguère-Couecq, 6 en el sector de Baralet-Banasse, 24 en el sector de Belonce-Arlet, 11 en el sector de Lhers y 8 en el sector de Lescun (sector 5). Se han caracterizado más zonas hozadas en aquellos sectores en donde la incidencia del jabalí había sido mayor.

En relación con las características generales de las hozaduras en las parcelas prospectadas puede decirse que en la mayoría de ellas (88%) se observa una reincidencia y tienen una profundidad menor de 10 cm, aunque se han observado algunas de mayor profundidad. Las hozaduras suelen presentarse por zonas o grupos que son los que se han considerado como unidades de muestreo (zona hozada o perturbada). Estos grupos suelen tener unas dimensiones entre 2 - 350 m de longitud con una media de 99,3 m, y 2,5 - 250 m de anchura con una media 59,2 m. Solo en el 17% de las zonas hozadas se han encontrado excrementos de jabalí. La comparación de esta proporción entre zonas o entre años, con un número elevado de parcelas prospectadas, podría permitir establecer algún tipo de relación entre intensidad de hozaduras y densidad, ya que la presencia de excrementos puede ser un estimador de la densidad (Hone, 1988)

Según se ha explicado en la metodología (ver apdo. 3.3), para cada zona hozada hemos seleccionado al azar su correspondiente zona no hozada. A partir de las fichas que describen las características ambientales de ambas zonas (fichas tipo A y B), hemos realizado análisis univariantes por medio de test de Chi<sup>2</sup> y aplicación de los intervalos de Bonferroni (ver Métodos), para averiguar si se observa alguna tendencia en la selección de las zonas alteradas por el jabalí. El nivel de probabilidad elegido para los intervalos de Bonferroni es de 0,05. Cuando se ha tomado un nivel de probabilidad de 0,07 los signos + o - figuran entre paréntesis en los gráficos. El signo + o - indica que la variable en cuestión ha sido utilizada significativamente más o menos de lo esperado o disponible.

En la Figura 9 se han representado la proporción de zonas hozadas y no hozadas para analizar si se produce algún tipo de selección debido a la topografía. No se ha observado un predominio claro en las exposiciones entre las zonas hozadas y no hozadas (fig. 9A, pero sí existe una clara diferencia en cuanto a las pendientes ( $\chi^2= 33,8$ ;  $P < 0,001$ ).

En cuanto a las categorías fisiográficas del terreno, las más utilizadas son los llanos y rellanos, mientras que las laderas medias y altas son menos utilizadas (Fig. 9C).



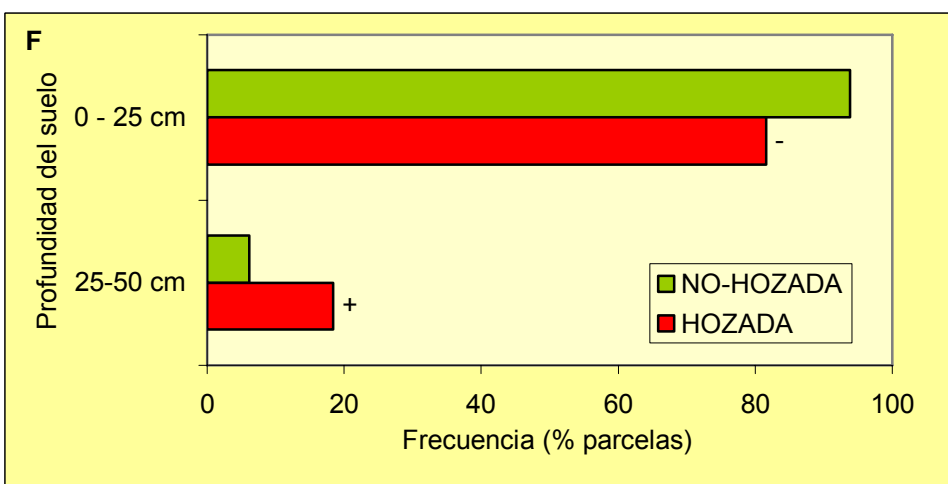
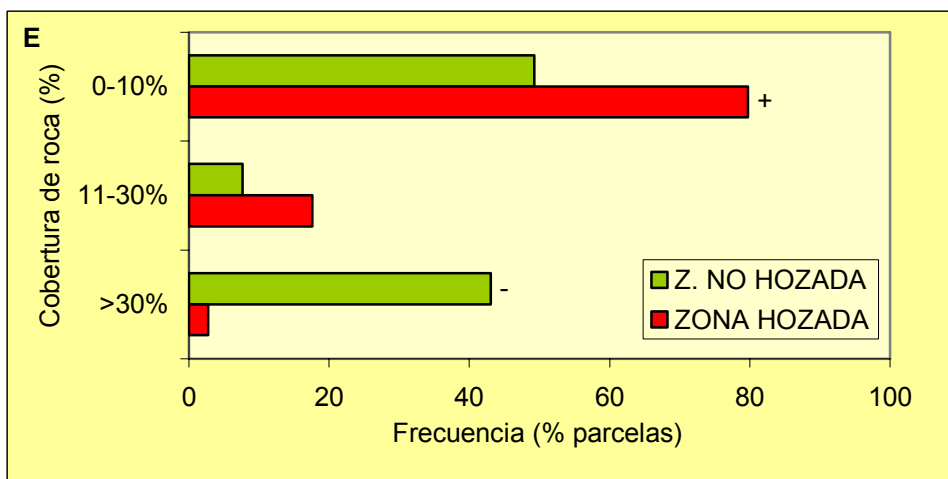
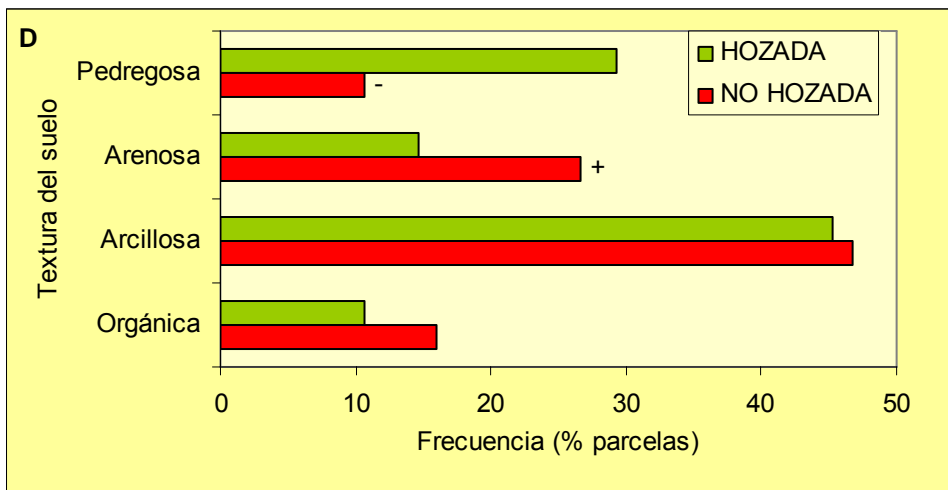


Figura 9.- Comparación de variables topográficas entre zonas hozadas y no hozadas. Los signos + y - indican que el nº de zonas hozadas es significativamente mayor o menor en relación con las zonas no hozadas.

Los jabalíes parecen seleccionar texturas arenosas del suelo y rechazan las de textura pedregosa (Fig. 9D). Probablemente en relación con lo anterior, prefieren zonas con baja cobertura de roca y profundidad de suelo superior a los 25 cm (Fig. 9E y 9F).

En cuanto a la comunidad vegetal, los jabalíes parecen utilizar con más frecuencia comunidades del tipo *Bromion*, *Bromion-Cynosurion* y nitrófilas, mientras que utilizan con menos frecuencia de lo esperado gleras, roquedos, landas y otros (Fig. 10). El bosque (hayedo) también aparece menos utilizado de lo esperado, aunque este resultado podría estar algo sesgado debido a que la prospección de zonas hozadas se ha excluido precisamente el bosque.

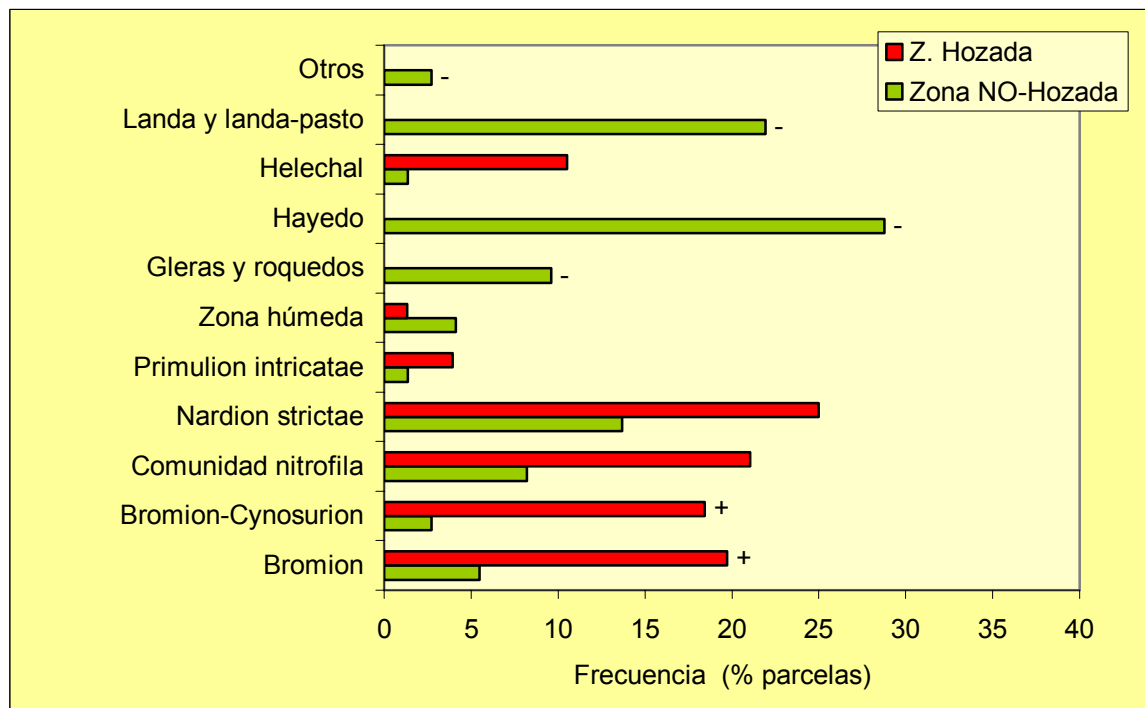


Figura 10.- Frecuencias de zonas hozadas y no hozadas en diferentes tipos de comunidad vegetal

La preferencia por los pastos mesófilos y nitrófilos corresponde bien con lo observado en el terreno. Son comunidades con gran cantidad de especies bulbosas y rizomatosas (*Rumex*, *Sambucus*, *Plantago*, *Taraxacum*, *Conopodium*, *Crocus*, *Verónica*, *Carduus*, etc) en donde el jabalí puede encontrar alimento abundante. También cabe la posibilidad de que en estas comunidades encuentre, casual o deliberadamente, alimentos de tipo animal, por ejemplo roedores (Borghi et al. 1994). Existen otros dos tipos de comunidad vegetal que son también muy utilizadas aunque el análisis de Bonferroni no señala significación para ellas (Fig. 10). Los pastos de tipo *Nardion* son frecuentemente excavados a pesar de su baja diversidad. Sin embargo esta comunidad es rica en *Trifolium alpinum* cuyas raíces parecen ser intensamente buscadas por el jabalí (véase foto 6).



**Foto 6.- Detalle de hozadura en una comunidad de *Nardion* en donde se aprecia el consumo de raíces de regaliz (*Trifolium alpinum*) por el jabalí (Couecq, 02.10.02).**

Los helechales también son muy utilizados para hozar, aunque tampoco las diferencias con las zonas no hozadas resulten significativas, lo cual probablemente se debe al bajo número de parcelas de estas últimas (Fig. 10). Al igual que en años anteriores, se ha observado una gran incidencia de hozaduras en estas zonas de helechal (por ejemplo en el sector de Belonce). Esta aparente preferencia podría ser debida a la atracción que parece presentar los rizomas del helecho común (*Pteridium aquilinum*) para los jabalíes (Herrero et al. 1994; Laurence and Harrington, 1997) a pesar de la conocida toxicidad de esta planta.

Existen también otras características de las zonas hozadas aparentemente basadas en las preferencias alimentarias de los jabalíes. Así por ejemplo, hemos observado hozaduras anulares rodeando rosales (*Rosa* sp), o zonas más intensamente hozadas bajo las ramas de las hayas (*Fagus sylvatica*). Esto parece tener relación con la búsqueda de los frutos de estas dos especies.

Para tratar de identificar las variables que caracterizan las zonas perturbadas hemos analizado también la proximidad a diversos elementos del paisaje, así como de la presencia de elementos relacionados con el ganado. Así por ejemplo, en la Figura 11 se observa que parece existir un claro predominio de las zonas hozadas por la proximidad a caminos ( $\chi^2=164$ ;  $P < 0,001$ ), puntos de agua ( $\chi^2= 82,6$ ;  $P = 0,001$ ) y cabañas ( $\chi^2= 1$ ; n.s).

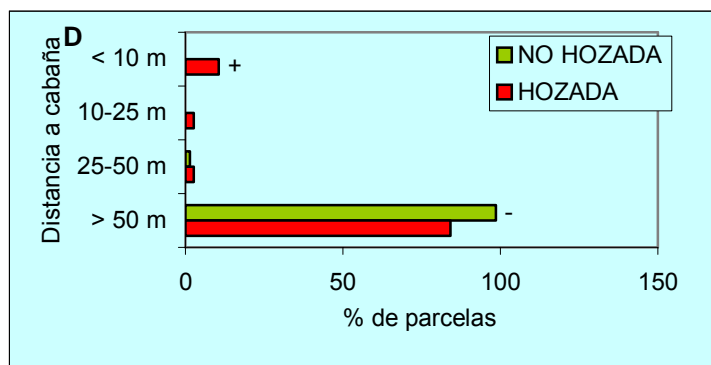
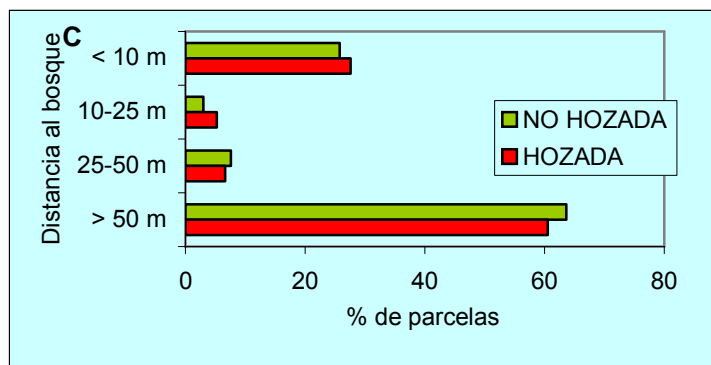
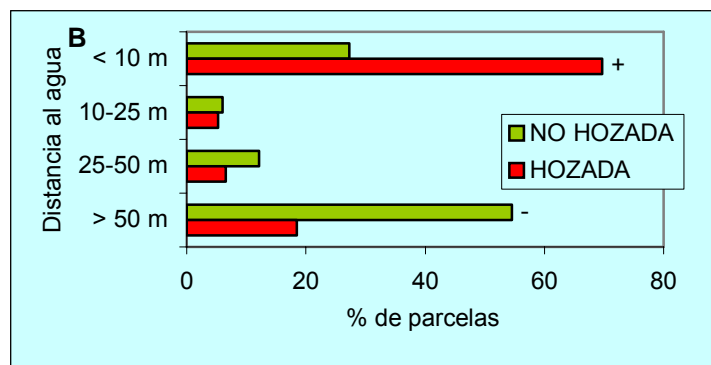
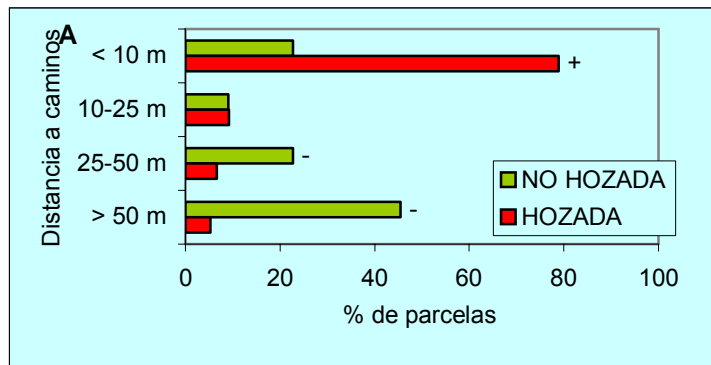


Figura 11.- Distancias a diversos elementos del paisaje de las zonas hozadas y no hozadas.

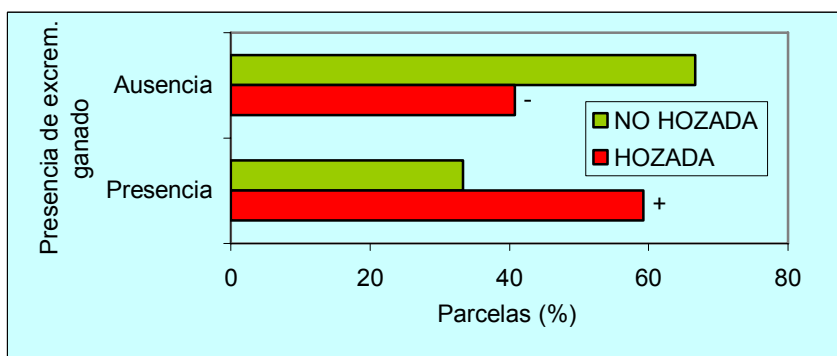
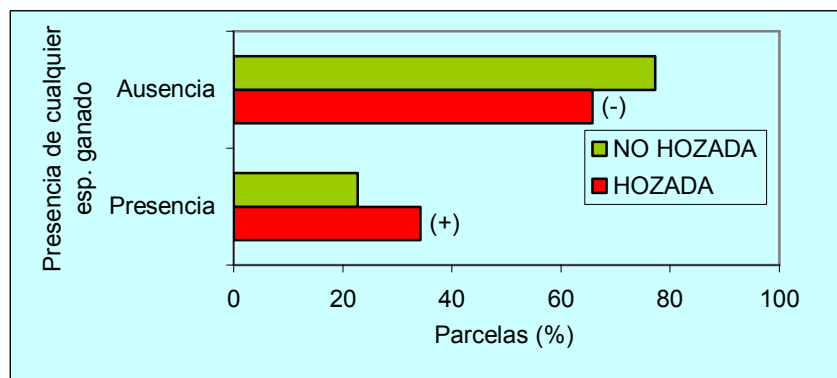
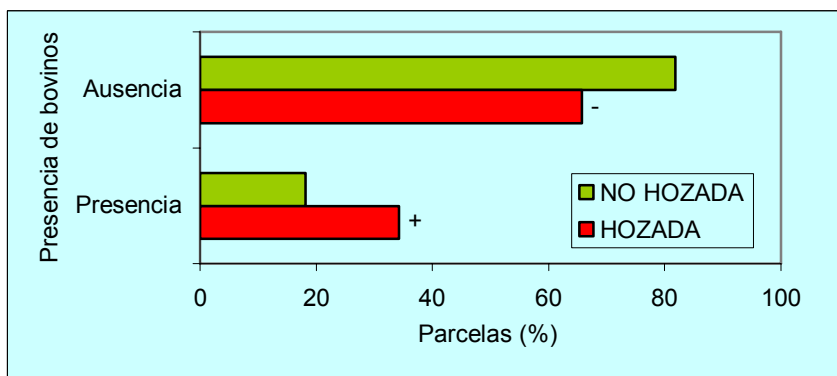
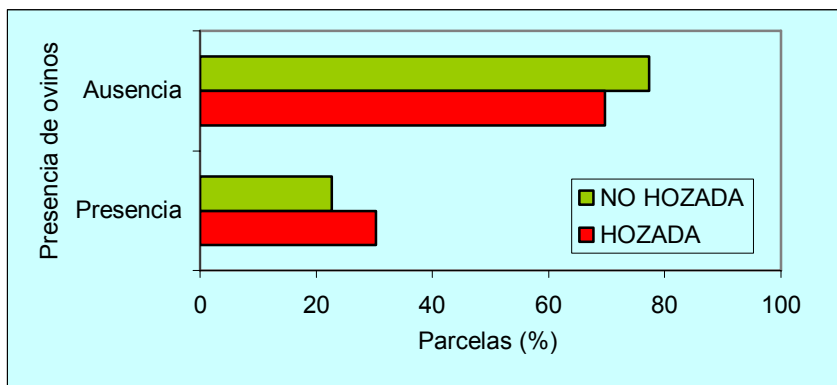


Figura 12.- Presencia de diversos elementos ganaderos en zonas hozadas y no hozadas

Casi el 80% de las zonas hozadas se encuentran a menos de 10 m de un camino y el 70% a menos de 10 m de algún punto de agua. Los intervalos de distancias al bosque no resultan significativos entre zonas hozadas y no hozadas, sin embargo en el caso de las cabañas, los intervalos de Bonferroni sí señalan una mayor utilización de lo esperado en zonas próximas (< 10m) y una menor en zonas alejadas (> 50m). Estos resultados pueden interpretarse en el sentido de que los jabalíes utilizan a menudo las mismas sendas y caminos usados por el hombre para sus desplazamientos. La proximidad al agua puede estar relacionada con una mayor humedad en los suelos y probablemente con mayores facilidades de excavación del terreno. No se han encontrado relaciones entre las zonas hozadas y su proximidad al bosque, aunque las observaciones de terreno parecían indicar lo contrario. Esto probablemente se debe a que el tipo de escala para analizar este efecto no es el adecuado. Un análisis a escala de paisaje con las manchas cartografiadas probablemente pondría más de manifiesto este efecto (véase Informe de Le Guelaff, 2001, p. 29). El bosque sirve de refugio al jabalí durante el día y por la noche suele salir de él a los prados próximos en busca de alimento. Si bien, también es cierto, que el jabalí es capaz de realizar grandes desplazamientos en busca de alimento (Janeau et al. 1995).

La proximidad a cabañas está muy probablemente relacionada con la búsqueda de comunidades nitrófilas (majadas) para buscar alimento. Son lugares en donde reposa el ganado y por tanto están muy fertilizados. En ellos prolifera especies vegetales de raíces suculentas (*Rumex*, *Carduus*, *Sambucus*, *Chenopodium*, etc) que son buscadas por el jabalí cuando le faltan otros recursos tróficos.

Hemos evaluado también la posible influencia de la presencia del ganado sobre la abundancia de zonas hozadas. En la figura 12 se expresan los resultados y la significación según los intervalos de Bonferroni. Por presencia de ganado hemos entendido la observación visual directa de los animales cuando se hacían los inventarios de las parcelas, o el paso de los rebaños poco antes o poco después. La presencia de ovinos resulta significativa ( $\chi^2= 4,3$ ;  $P = 0,04$ ), aunque los intervalos de Bonferroni no señalan una mayor abundancia de parcelas ante la ausencia o presencia de los mismos. Contrariamente en el caso de los bovinos ( $\chi^2= 16,6$ ;  $P = 0,001$ ) o ante la presencia de cualquier tipo de ganado ( $\chi^2= 8,1$ ;  $P = 0,004$ ), o ante la presencia de excrementos ( $\chi^2= 27,9$ ;  $P = 0,001$ ), la abundancia de zonas hozadas es mayor. Todos estos resultados parecen indicar que las zonas perturbadas se producen en un ambiente pastoral, es decir en pastos muy utilizados por el ganado que normalmente coincide con las comunidades sobre las que el jabalí siente preferencia como se ha indicado más arriba (Fig. 10). Los pastos mesófilos y los ácidos de tipo *Nardion*, además de ser muy abundantes en la zona de estudio, son también muy utilizados por el ganado y por el jabalí. Una hipótesis que se puede plantear es si la fertilización que produce la presencia del ganado



a través de sus excrementos, favorece una mayor producción vegetal o/y el crecimiento de determinadas especies atractivas para el jabalí, favoreciendo indirectamente su presencia.

En síntesis puede decirse que la topografía de las zonas perturbadas por el jabalí correspondería a terrenos llanos, con nula o poca pendiente y sin una orientación preferente. La textura del suelo es arenosa o de materiales ligeros, el porcentaje medio de roca es de un 8,3%, mientras que en las zonas no hozadas es del 30,6% (Figura 13) y existe una preferencia por los suelos profundos (> 25 cm).

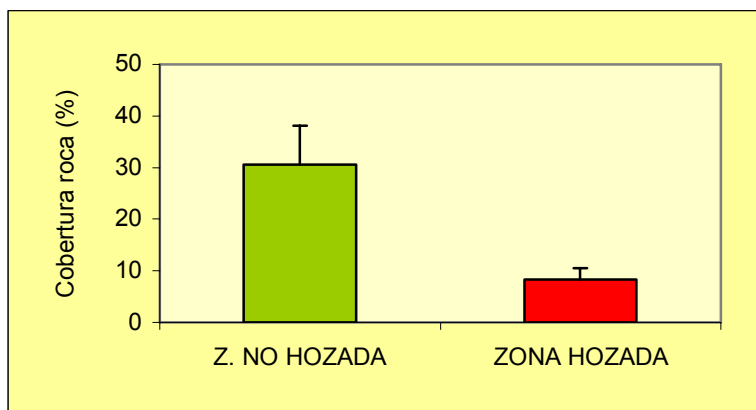


Figura 13.- Cobertura media de roca en las parcelas de muestreo y límites de confianza al 95%

Las zonas perturbadas están próximas a cursos o puntos de agua, a pistas o caminos, cabañas y majadas. Las comunidades vegetales más utilizadas corresponden a pastos mesófilos del tipo *Bromion* o *Bromion-Cynosurion*, aunque también son hozados los cervunales (*Nardion*) y helechales por las especies particulares que allí se encuentran (*Trifolium alpinum* y *Pteridium aquilinum*), cuyas raíces parecen muy atractivas para el jabalí. Ello implica que de forma directa o indirecta la presencia de ganado en las zonas perturbadas también esté relacionada con un mayor nivel de perturbación

En principio cabe suponer que existe una relación entre las variables en las que se observan mayores diferencias entre zonas hozadas y no hozadas. Así por ejemplo, la proximidad del agua en las zonas hozadas está relacionada con zonas llanas, de fondos de valle, en donde el porcentaje de roca o suelo desnudo es menor. Para poner de manifiesto estas interacciones lo más conveniente sería realizar un análisis de tipo multivariante.

### 4.3 El impacto sobre la vegetación

En este apartado tratamos de analizar los cambios que se producen en las comunidades de pastos como consecuencia de la actividad excavadora del jabalí. Dicha excavación constituye una perturbación importante, ya que destruye completamente la cubierta vegetal dejando el suelo desnudo y permitiendo el acceso a especies nuevas y/o próximas a la perturbación. En esta situación se inician los procesos de colonización y sucesión vegetal, produciéndose una heterogeneidad espacial respecto a la estructura vegetal anterior. Ello origina un mosaico de “microcomunidades” en diferentes estados de sucesión, el cual evoluciona más o menos rápidamente dependiendo de las condiciones ambientales.

Las preguntas que tratamos de responder en este objetivo se refieren a las diferencias de composición florística y cobertura vegetal, que podemos apreciar DENTRO de las hozaduras, en comparación con la vegetación que se encuentra FUERA de ella y que actúa como control o testigo. Pretendemos averiguar si las nuevas especies colonizadoras y sus abundancias (en términos de frecuencia), son las mismas o diferentes a las que existían originalmente. Este objetivo se encuentra estrechamente ligado al estudio de la evolución temporal de la colonización (apdo. 4.4), ya que puede emitirse la hipótesis de que las diferencias irán disminuyendo a medida que el proceso colonizador avance y la cobertura vegetal vaya aumentando.

Este capítulo se estructura en tres apartados:

1) En primer lugar se analizan las diferencias en la vegetación entre Dentro y Fuera de las hozaduras según las grandes categorías vegetales: gramínoideas y otras herbáceas (principalmente dicotiledóneas) (Apdo. 4.3.1).

2) Posteriormente se analizan las diferencias entre Dentro y Fuera de las hozaduras a partir de las especies vegetales y sus abundancias (Apdo. 4.3.2). A su vez estas se analizan, bien conjuntamente (todas las parcelas juntas) o agrupadas por comunidades. En este apartado se analiza también las diferencias en cuanto a riqueza y diversidad de especies.

3) Por último, a partir de la composición de las especies Dentro y Fuera de las hozaduras realizamos una valoración ecológica y pastoral de las mismas, para averiguar si hay pérdida o ganancia de alguno de estos dos valores cuando se producen las perturbaciones debidas por el jabalí (Apdo.4.3.3).

#### 4.3.1 Efecto de las hozaduras de jabalí sobre las categorías vegetales Graminoides y Otras herbáceas

A partir de las observaciones de campo hemos querido verificar la hipótesis de que las dicotiledóneas (y en general las Otras herbáceas) eran más abundantes Dentro de las hozaduras que Fuera de ellas. Hemos agrupado los datos de la cobertura de las especies de cada parcela en dos categorías: graminoideas y otras herbáceas. En el caso de las parcelas situadas en los helechales, hemos considerado a la especie principal (*Pteridium aquilinum*) como una categoría independiente, debido a sus grandes diferencias de estructura en relación con las herbáceas.

Para comprobar si la relación entre graminoideas y otras herbáceas podía variar según la comunidad vegetal, realizamos en primer lugar un análisis de la varianza de 3 factores, considerando la comunidad vegetal, la perturbación (Dentro o Fuera de las hozaduras) y el grupo o categoría vegetal (graminoideas u otras herbáceas). Los resultados se expresan en la tabla 1. Ninguno de los tres factores por si solos puede explicar la variabilidad de las coberturas de los grupos vegetales en su conjunto, sin embargo la interacción de varios factores dos a dos, o de los tres conjuntamente si muestra diferencias significativas. En concreto, los grupos vegetales (graminoideas y otras herbáceas) pueden presentar diferencias significativas entre ellos, dependiendo de la comunidad vegetal en la que se encuentren e independientemente del nivel de perturbación, o sea si se encuentran Dentro o Fuera de las hozaduras.

Tabla 1.- Resultado del ANOVA de tres factores para comprobar la influencia de la comunidad vegetal y de la perturbación (Dentro o Fuera de la hozadura) sobre la cobertura o abundancia de los grupos vegetales (graminoideas u otras herbáceas). ns: no significativo. \* significativo al nivel de probabilidad del 0.05; \*\* significativo al nivel del 0,001; \*\*\* significativo al nivel del 0,001

Factor	gl	F	Nivel de significación
Comunidad vegetal	3	0,05	ns
Perturbación	1	0,08	ns
Grupo vegetal	1	0,36	ns
Comunidad X Perturbación	3	0,06	ns
Comunidad X Grupo veg.	3	2,99	*
Perturbación X Grupo veg.	1	478,73	***
Comunida X Pertur X Grupo veg	3	8,06	***

Si se toman todas las comunidades conjuntamente, el nivel de perturbación si influye sobre la abundancia de las categorías vegetales. Por último, existe una interacción

significativa entre los tres factores, es decir la cobertura de los grupos vegetales puede variar significativamente dependiendo de la comunidad vegetal y del nivel de perturbación.

Al comprobar que la comunidad vegetal puede influir sobre la abundancia de Graminoides y Otras herbáceas y que además interactúa con el nivel de perturbación (Dentro o Fuera de las hozaduras), decidimos realizar ANOVAS de dos vías para cada comunidad vegetal con el fin de acotar la influencia de cada factor en la variabilidad de las abundancias. Los resultados se exponen en la tabla 2 y las medias de las abundancias de los grupos vegetales Dentro y Fuera de las hozaduras se representan en la figura 13 para cada comunidad vegetal.

Tabla 2.- Resultados de los ANOVAs de dos vías para los factores Perturbación (Dentro-Fuera de las hozaduras) y Grupo Vegetal (Graminoides-Otras herbáceas) para cada comunidad vegetal. Niveles de significación como en tabla 1. Entre paréntesis grados de libertad y valor de F.

Comunidad vegetal	Perturbación	Grupo vegetal	Interacción
Nitrófila	ns (1;0,02)	ns (1;1,93)	*** (1;42,74)
Nardion strictae	ns (1;0,25)	ns (1;0,15)	*** (1;259,98)
Bromion erecti	ns (1;0,02)	ns (1;0,50)	*** (1;180,39)
Bromion-Cynosurion	ns (1;0,01)	** (1;7,24)	*** (1;100,07)
Helechal	ns (1;0,01)	*** (2;12,33)	*** (2;39,62)

Como se observa en la tabla 2 la variabilidad conjunta de los datos de cobertura no se explica por ninguno de los dos factores Perturbación o Grupo Vegetal, excepto para las comunidades de *Bromion-Cynosurion* y Helechal en donde las diferencias entre los grupos vegetales, tanto Dentro como Fuera de las hozaduras, si son lo suficientemente importantes como para resultar significativas. En el primer caso, la cantidad de Otras herbáceas consideradas conjuntamente es significativamente mayor al de Graminoides (fig. 14). En el caso del Helechal, la separación de la especie dominante también impone diferencias significativas independientemente del nivel de perturbación. Pero quizás lo que importa destacar, es que la interacción entre los dos factores resulta significativa en todas las comunidades. Es decir, la cobertura de Graminoides u Otras herbáceas depende de si se encuentra Dentro o Fuera de las hozaduras. La comunidad de *Primulion* no se analizó por el escaso nº de parcelas.

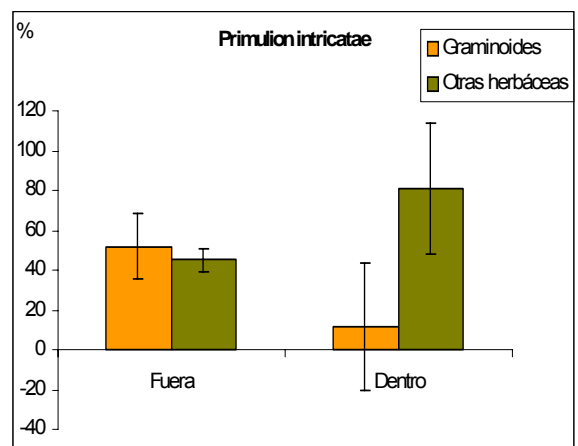
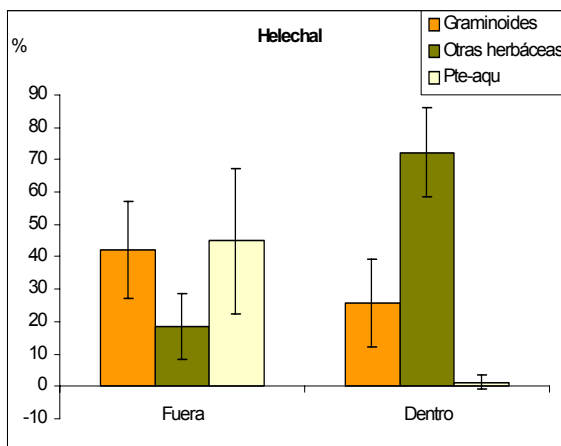
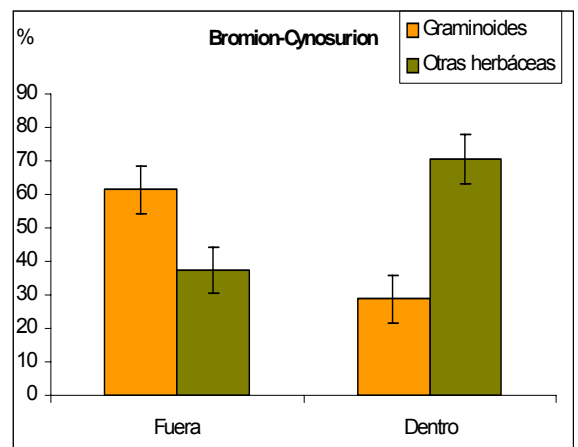
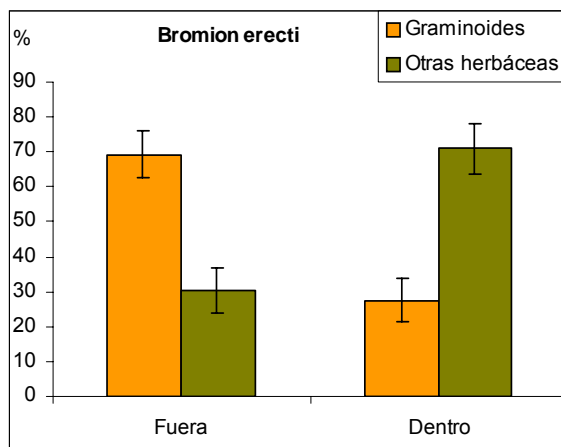
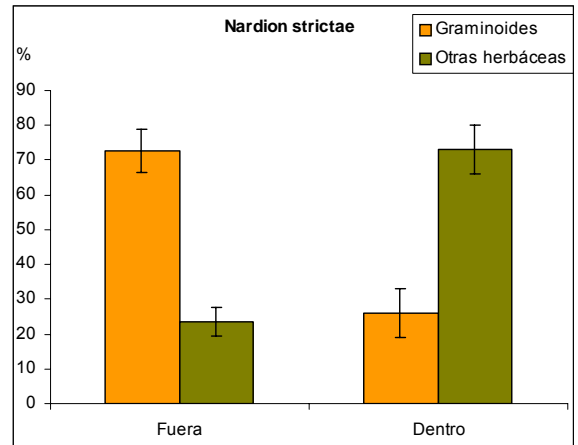
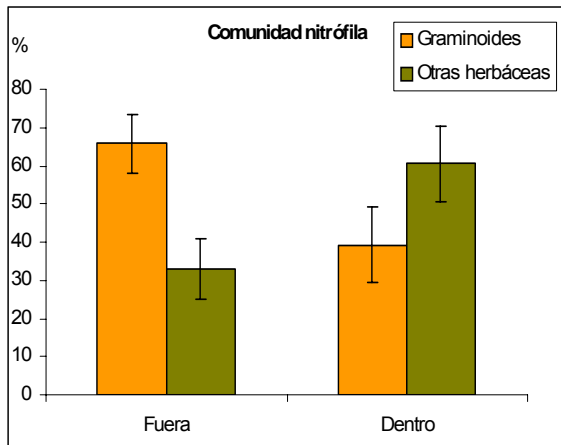


Figura 14.- Valores medios de la cobertura de Graminoides y Otras herbáceas, Dentro y Fuera de las hozaduras por comunidades vegetales. En la comunidad del Helechal se ha considerado separadamente la abundancia de *Pteridium aquilinum*. Las barras verticales indican los límites de confianza al 95%.

Prosiguiendo con el detalle en el análisis, hemos realizado finalmente ANOVAs de una vía para el factor Perturbación y Grupo Vegetal separadamente, también por comunidades vegetales (tabla 3). Lo que indican los análisis es que la cantidad de Graminoides, la de Otras herbáceas y de *Pteridium aquilium* (en la comunidad del helechal), son significativamente distintas Dentro y Fuera de las hozaduras (fig. 14). Además, tanto Dentro como Fuera de las hozaduras la cantidad de graminoides y de otras herbáceas son también significativamente distintas. Como se aprecia en la figura 14, en casi todas las comunidades, Fuera de las hozaduras la cobertura de graminoides es significativamente mayor que la de las Otras herbáceas. Dentro de las hozaduras la situación se invierte, pasando a dominar las Otras herbáceas.

Tabla 3.- Resultados de los ANOVAs de una vía para los factores Perturbación (Dentro-Fuera de las hozaduras) y Grupo Vegetal (Graminoides-Otras herbáceas) por separado para cada comunidad vegetal. Niveles de significación como en tabla 1. Entre paréntesis grados de libertad y valor de F.

Comunidad vegetal	Perturbación			Grupo vegetal	
	Graminoides	Otras herbá.	Pte-aqu	Dentro	Fuera
Nitrófila	*** (1;20,61)	*** (1;22,14)	-	** (1;10,75)	*** (1;40,95)
Nardion strictae	*** (1;107,94)	*** (1;158,97)	-	*** (1;96,46)	*** (1;190,31)
Bromion erecti	*** (1;98,60)	*** (1;82,87)	-	*** (1;99,82)	*** (1;81,05)
Bromion-Cynosurion	*** (1;49,23)	*** (1;50,84)	-	*** (1;79,47)	*** (1;27,12)
Helechal	ns (1;2,64)	*** (1;57,74)	*** (1;31,41)	*** (2;60,82)	** (2;5,01)

Así pues, el efecto que produce la actividad excavadora del jabalí en la vegetación, es, en principio, cambiar drásticamente la composición de los grupos vegetales, lo cual teóricamente debería reflejarse en el valor pastoral de la vegetación. Cabe recordar sin embargo, que las coberturas se refieren al total de plantas, sin tener en cuenta el suelo desnudo. Es decir, los cambios referidos afectan a los aspectos cualitativos de la vegetación. En los apartados siguientes valoraremos también los cambios que se producen en la cantidad total de plantas, analizando la importancia de la cobertura del suelo desnudo Dentro de las hozaduras y su evolución posterior en el transcurso del tiempo.



#### 4.3.2 Efecto de las hozaduras de jabalí sobre la composición y abundancia de especies vegetales

##### 4.3.2.a.- Diferencias en la composición florística Dentro y Fuera de las hozaduras considerando todas las parcelas conjuntamente

Durante año 2002 hemos inventariado y caracterizado 76 parcelas correspondientes a zonas hozadas (ver Apdo. 4.2). En cada parcela hemos determinado la cobertura de las especies vegetales y otros elementos inorgánicos, Dentro y Fuera de las hozaduras, con la metodología expuesta en el apartado 3.4. Hemos determinado un total de 15.724 puntos de contacto Fuera de las hozaduras y 17.079 Dentro de ellas, en el conjunto de las 76 parcelas. Las abundancias Fuera de las hozaduras representan la composición de la vegetación sin alterar y por tanto representan un testigo o control para las zonas alteradas. En el interior de las hozaduras se han identificado 126 especies, por 101 Fuera de ellas. 87 de estas especies (69%) son comunes Dentro y Fuera de las hozaduras.

Nuestro objetivo principal consiste en averiguar si existen diferencias significativas en la composición y abundancia de especies entre Dentro y Fuera de las hozaduras. Para ello, en primer lugar hemos considerado la abundancia de las especies y otras categorías inorgánicas (SD Suelo Desnudo, MSI Materia Vegetal Muerta, B Excrementos y P Piedras) de todas las parcelas conjuntamente.

El resultado se expresa en la Tabla 4, en donde se indican el número de contactos totales, la cobertura (en porcentaje respecto al total de contactos y respecto al total de las plantas vivas), y la frecuencia de ocurrencia, es decir, el número de parcelas en las que aparece la especie. Las especies y categorías inorgánicas se ordenan de mayor a menor respecto de las abundancias Fuera de las hozaduras. Los códigos para identificar las especies y categorías inorgánicas se indican en la Tabla 1 del Anexo 4.

Estos datos pueden considerarse representativos de la abundancia de las especies vegetales en los pastos de toda el área de estudio, dado que el número de parcelas y de contactos parece suficientemente alto como para representar a este tipo de comunidades.

Tabla 4- Cobertura (% sobre contactos totales), frecuencia de ocurrencia (n° de parcelas presente) y diversidad de especies Dentro y Fuera de las hozaduras para el total de parcelas muestreadas considerando cobertura total y sólo planta.

Especies	FUERA				DENTRO			
	N° contactos	Cobertura respecto al total	Cobertura solo plantas vivas	Frecuencia de ocurrencia	N° contactos	Cobertura respecto al total	Cobertura solo plantas vivas	Frecuencia de ocurrencia
Agr-cap	2668	16,97	20,12	69	1340	7,85	15,24	67
Fes-rub	2535	16,12	19,12	56	247	1,45	2,81	30
Nar-str	1315	8,36	9,92	23	84	0,49	0,96	9
Poa-ann	1053	6,70	7,94	31	503	2,95	5,72	37
Tri-rep	891	5,67	6,72	48	509	2,98	5,79	54
Pte-aqu	576	3,66	4,34	8	15	0,09	0,17	3
Pla-med	320	2,04	2,41	28	189	1,11	2,15	30
Gal-sax	309	1,97	2,33	32	523	3,06	5,95	27
Musgo	244	1,55	1,84	28	39	0,23	0,44	14
Ran-acr	236	1,50	1,78	27	195	1,14	2,22	28
Pot-ere	220	1,40	1,66	25	156	0,91	1,77	16
Carex sp	150	0,95	1,13	22	28	0,16	0,32	12
Thy-pra	129	0,82	0,97	14	69	0,40	0,78	12
Cro-nud	106	0,67	0,80	15	65	0,38	0,74	17
Ach-mil	102	0,65	0,77	26	97	0,57	1,10	18
Tri-alp	101	0,64	0,76	8	46	0,27	0,52	5
Bel-per	99	0,63	0,75	19	64	0,37	0,73	14
Pilosella	98	0,62	0,74	26	52	0,30	0,59	10
Poa-pra	97	0,62	0,73	6	29	0,17	0,33	4
Fes-esk	96	0,61	0,72	2				
Ant-odo	91	0,58	0,69	5	49	0,29	0,56	5
Car-orn	82	0,52	0,62	2				
Ver-ser	82	0,52	0,62	30	665	3,89	7,56	43
Tar-off	81	0,52	0,61	16	178	1,04	2,02	26
Ver-cha	75	0,48	0,57	25	248	1,45	2,82	31
Luzula sp	74	0,47	0,56	10	6	0,04	0,07	4
Cal-vul	71	0,45	0,54	3	1	0,01	0,01	1
Con-maj	71	0,45	0,54	11	82	0,48	0,93	12
Tri-pra	71	0,45	0,54	13	28	0,16	0,32	9
Car-car	69	0,44	0,52	12				
Jas-lae	63	0,40	0,48	11	67	0,39	0,76	10
Vac-myr	59	0,38	0,44	5	5	0,03	0,06	2
Gal-ver	56	0,36	0,42	10	97	0,57	1,10	15
Cer-arv	55	0,35	0,41	19	255	1,49	2,90	32
Lot-alp	51	0,32	0,38	6	10	0,06	0,11	3
Ran-bul	48	0,31	0,36	10	19	0,11	0,22	4
Alc-col	46	0,29	0,35	11	109	0,64	1,24	15
Pru-vul	40	0,25	0,30	13	74	0,43	0,84	11
Cyn-cri	39	0,25	0,29	4	7	0,04	0,08	2
Luz-nut	38	0,24	0,29	9	10	0,06	0,11	5
Pla-lan	38	0,24	0,29	7	95	0,56	1,08	6
Pla-alp	34	0,22	0,26	7	118	0,69	1,34	13
Che-bon	33	0,21	0,25	4	58	0,34	0,66	7
Cit-sco	32	0,20	0,24	3	7	0,04	0,08	3
Lot-cor	32	0,20	0,24	6	10	0,06	0,11	4

Des-fle	31	0,197	0,23	1	1	0,01	0,01	1
Gal-pin	31	0,20	0,23	3	61	0,36	0,69	5
Ran-rep	31	0,20	0,23	3	180	1,05	2,05	10
Ste-med	29	0,18	0,22	9	120	0,70	1,36	20
Luz-mul	26	0,17	0,20	3	2	0,01	0,02	2
Cru-gla	24	0,15	0,18	6	32	0,19	0,36	3
Ran-fic	21	0,13	0,16	3	13	0,08	0,15	5
Dianthus sp	20	0,127	0,15	1	10	0,06	0,11	2
Vac-uli	20	0,127	0,15	1	1	0,01	0,01	1
Carduus sp	18	0,11	0,14	4	69	0,40	0,78	12
Ver-tha	17	0,108	0,13	1	21	0,12	0,24	1
Luz-cam	16	0,10	0,12	5	12	0,07	0,14	4
Fra-ves	14	0,09	0,11	2	8	0,05	0,09	2
Rum-ace	14	0,09	0,11	4	176	1,03	2,00	24
Tri-tha	14	0,089	0,11	1				
Cor-sol	13	0,08	0,10	3	8	0,05	0,09	5
Ste-gra	11	0,07	0,08	6	36	0,21	0,41	6
Cer-fon	10	0,06	0,08	6	204	1,19	2,32	19
Urt-dio	10	0,06	0,08	3	71	0,42	0,81	6
Rum-scu	9	0,06	0,07	3	74	0,43	0,84	3
Poa-alp	8	0,051	0,06	1				
Pol-ser	8	0,05	0,06	2	3	0,02	0,03	3
Gna-syl	7	0,04	0,05	3	112	0,66	1,27	14
Lol-per	7	0,04	0,05	2	29	0,17	0,33	6
Bro-ere	6	0,04	0,05	2				
Gal-pum	6	0,04	0,05	2	10	0,06	0,11	2
Bar-int	5	0,03	0,04	4	238	1,39	2,71	20
Car-aca	5	0,03	0,04	3	2	0,01	0,02	1
Mer-mon	5	0,03	0,04	3				
Stellaria sp	5	0,032	0,04	1	1	0,01	0,01	1
Cir-aca	4	0,025	0,03	1				
Juncus sp	4	0,025	0,03	1	1	0,01	0,01	1
Lamium sp	3	0,019	0,02	1	7	0,04	0,08	1
Leo-his	3	0,02	0,02	3	15	0,09	0,17	4
Alc-alp	2	0,01	0,02	1	6	0,04	0,07	1
Cap-bur	2	0,013	0,02	1	21	0,12	0,24	2
Cru-lae	2	0,01	0,02	2	4	0,02	0,05	1
Eup-alp	2	0,01	0,02	2				
Gagea sp	2	0,013	0,02	1				
Gen-lut	2	0,013	0,02	1	6	0,04	0,07	1
Phl-alp	2	0,01	0,02	2	55	0,32	0,63	5
Phl-pra	2	0,013	0,02	1	4	0,02	0,05	2
Arm-pub	1	0,01	0,01	1	1	0,01	0,01	1
Cam-sch	1	0,006	0,01	1	4	0,02	0,05	2
Car-nut	1	0,006	0,01	1				
Eri-vul	1	0,006	0,01	1				
Ero-ver	1	0,006	0,01	1	1	0,01	0,01	1
Gen-ver	1	0,006	0,01	1				
Ger-pyr	1	0,006	0,01	1	16	0,09	0,18	2
Hel-vir	1	0,006	0,01	1	2	0,01	0,02	1
Pla-may	1	0,006	0,01	1	5	0,03	0,06	1
Plántula	1	0,006	0,01	1	12	0,07	0,14	9
Pol-avi	1	0,006	0,01	1	106	0,62	1,21	10
Sax-gra	1	0,006	0,01	1				
Sed-alb	1	0,006	0,01	1	94	0,55	1,07	6
Ste-uli	1	0,006	0,01	1	40	0,23	0,45	7

Ana-ten				12	0,07	0,14	1
Ant-dio				2	0,01	0,02	1
<b>Excremento</b>	26	0,17	13	175	1,02		22
Car-hir				52	0,30	0,59	9
Cer-uli				1	0,01	0,01	1
Cirsium sp				9	0,05	0,10	3
Cli-vul				5	0,03	0,06	2
Crucifera sp				1	0,01	0,01	1
Dac-glo				9	0,05	0,10	3
Dig-pur				29	0,17	0,33	3
Ery-den				1	0,01	0,01	1
Euphorbia sp				1	0,01	0,01	1
Euphrasia sp				4	0,02	0,05	2
Galium sp				1	0,01	0,01	1
Gal-pyr				1	0,01	0,01	1
Geranium sp				46	0,27	0,52	9
Ger-mol				8	0,05	0,09	1
Hel-foe				3	0,02	0,03	1
Hol-lan				3	0,02	0,03	1
Hor-pyr				19	0,11	0,22	3
Iri-lat				2	0,01	0,02	1
Labiada sp				13	0,08	0,15	2
Lon-etr				1	0,01	0,01	1
<b>MSI</b>	2362	15,02	70	1535	8,99		66
Mur-pic				3	0,02	0,03	1
<b>Piedra</b>	3	0,02	3	122	0,71		35
Par-kap				2	0,01	0,02	1
Rub-ida				1	0,01	0,01	1
Rum-aqu				22	0,13	0,25	4
Rum-lla				7	0,04	0,08	1
Sam-ebu				38	0,22	0,43	6
San-may				1	0,01	0,01	1
Scl-per				6	0,04	0,07	1
<b>Suelo Desnud</b>	72	0,46	22	6455	37,79		71
Sed-bre				1	0,01	0,01	1
Sil-rup				6	0,04	0,07	1
Spe-rub				70	0,41	0,80	8
Ste-hol				22	0,13	0,25	5
Teu-sco				6	0,04	0,07	2
Tus-far				5	0,03	0,06	1
Ver-off				24	0,14	0,27	1
Vic-pyr				7	0,04	0,08	1
Viola sp				5	0,03	0,06	2
Vio-riv				1	0,01	0,01	1
<b>Cont,planta</b>	<b>13261</b>			<b>8792</b>			
<b>Cont,totales</b>	<b>15724</b>			<b>17079</b>			
<b>Nº especies</b>	<b>101</b>			<b>126</b>			
<b>Ind,Shannon</b>	<b>4,28</b>			<b>5,32</b>			

Para analizar el grado de coincidencia de las abundancias Fuera y Dentro de las hozaduras hemos aplicado el test de correlación ordenada de Spearman con las coberturas respecto de las plantas vivas. Este tipo de test está muy influido por el número de especies que se comparan, de tal forma que cuando ese número es muy alto, el resultado siempre tiende a ser significativo (Krebs, 1989). Así sucede por ejemplo si tomamos las 87 especies comunes Dentro y Fuera de las hozaduras ( $R=0,5$ ;  $n=87$ ;  $P<0,001$ ). Sin embargo, realizando el test con las 30 especies más abundantes Dentro de las hozaduras y las 30 especies más abundantes Fuera (lo cual resulta en total 45 especies en común), el resultado fue no significativo ( $R = 0,06$ ;  $N = 45$ ;  $P = 0,7$ ). Esto indica que las dos listas no están asociadas (el orden de las especies es diferente Dentro y Fuera de las hozaduras) y, por tanto, existen diferencias en las coberturas de las especies más importantes Dentro y Fuera de las hozaduras (las 30 especies más abundantes Dentro de las hozaduras totalizan el 88% de la cobertura de plantas vivas y las de Fuera el 93%). El resultado también sigue siendo no significativo si disminuimos el número de especies importantes de las dos listas (20, 12, 10, etc). En la tabla 5 exponemos un ejemplo de ordenación de las 12 especies más importantes simultáneamente Dentro y Fuera de las hozaduras más las correspondientes especies comunes (por lo cual totalizan 17 especies).

Tabla 5.- Relación de las 12 especies más abundantes Dentro y Fuera de las hozaduras para todo el área de estudio, ordenadas alternativamente Dentro y Fuera, más sus correspondientes especies comunes

<b>Especies</b>	<b>Fuera</b>	<b>Dentro</b>	<b>Especies</b>	<b>Fuera</b>	<b>Dentro</b>
Agr-cap	20,12	15,24	Agr-cap	20,12	15,24
Fes-rub	19,12	2,81	Ver-ser	0,62	7,56
Nar-str	9,92	0,96	Gal-sax	2,33	5,95
Poa-ann	7,94	5,72	Tri-rep	6,72	5,79
Tri-rep	6,72	5,79	Poa-ann	7,94	5,72
Pte-aqu	4,34	0,17	Cer-arv	0,41	2,90
Pla-med	2,41	2,15	Ver-cha	0,57	2,82
Gal-sax	2,33	5,95	Fes-rub	19,12	2,81
Musgo	1,84	0,44	Bar-int	0,04	2,71
Ran-acr	1,78	2,22	Cer-fon	0,08	2,32
Pot-ere	1,66	1,77	Ran-acr	1,78	2,22
Carex sp	1,13	0,32	Pla-med	2,41	2,15
Ver-ser	0,62	7,56	Pot-ere	1,66	1,77
Ver-cha	0,57	2,82	Nar-str	9,92	0,96
Cer-arv	0,41	2,90	Musgo	1,84	0,44
Cer-fon	0,08	2,32	Carex sp	1,13	0,32
Bar-int	0,04	2,71	Pte-aqu	4,34	0,17

El número de especies Dentro de las hozaduras (126) es mayor que Fuera de ellas (101) y el índice de diversidad de Shannon-Weaver también es mayor en las áreas perturbadas ( $H' = 5,3$ ) que Fuera de ellas ( $H' = 4,3$ ). De hecho, en la tabla 5 puede observarse

que, con solo tres especies *Agrostis capillaris*, *Festuca rubra* y *Nardus stricta* se alcanza el 50% de la abundancia de las especies Fuera (en la vegetación control), mientras que Dentro de las hozaduras las frecuencias están más repartidas. El conjunto de las especies de Fuera de la lista de la tabla 5 representa al 81% de la cobertura mientras que las de Dentro suman solo el 61% del total. Como veremos más adelante al considerar la diversidad de las especies por comunidades, las diferencias entre las diversidades Dentro y Fuera resultan significativas.

Dado que las diferencias de abundancia de las especies son significativas (ver 2º Informe Parcial), parece aconsejable realizar las comparaciones de presencia y abundancia de especies entre Dentro y Fuera de las hozaduras individualmente, es decir, considerando o estudiando cada especie. Para ello hemos calculado la media de sus abundancias en las parcelas en las que están presentes, y hemos realizado ANOVAs de una vía para cada especie. Los resultados para las especies más abundantes se representan en las figuras 15 y 16 para el total de contactos y contactos de solo planta, respectivamente.

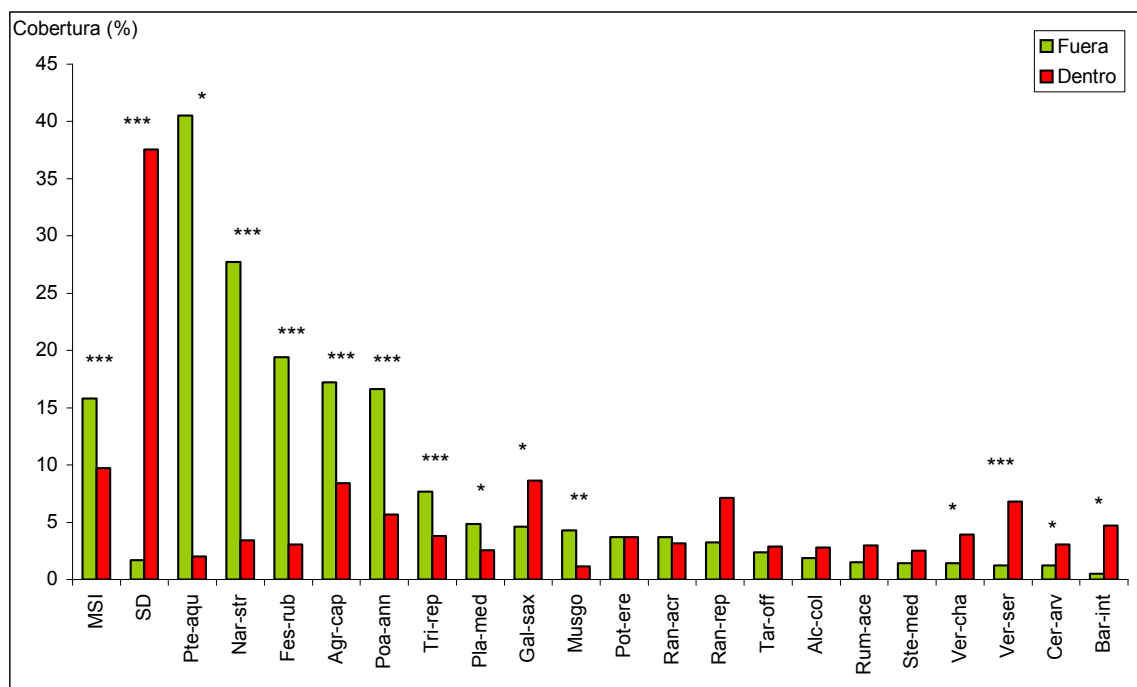


Figura 15.- Comparación de abundancias medias (% respecto del total de contactos) en todas las parcelas Dentro y Fuera de las hozaduras y significación de las mismas según ANOVAs de una vía. Nivel de significación: \*\*\* p<0,001; \*\* p<0,01; \* p<0,05. MSI materia seca indeterminada; SD suelo desnudo.

En estas figuras podemos observar que algunas especies presentan diferencias importantes en cuanto al porcentaje de cobertura Dentro y Fuera de las hozaduras. Considerando el total de contactos, se observa que el porcentaje de Suelo Desnudo lógicamente es mayor Dentro de las hozaduras que Fuera de ellas ( $P < 0,001$ ). Por otra parte, debido a la acumulación de materia seca en el pasto de Fuera de las hozaduras (sobre todo

correspondiente durante el invierno pasado), se observa que la proporción de Material Vegetal Muerto (MSI), es mayor Fuera que Dentro de las hozaduras ( $P < 0,001$ ).

En cuanto a las especies vegetales más abundantes obtenemos que, *Pteridium aquilinum*, *Nardus stricta*, *Festuca rubra*, *Agrostis capillaris*, *Poa annua*, *Trifolium repens*, *Plantago media*, y briófitos indeterminados, son significativamente más abundantes Fuera de las hozaduras que Dentro de ellas. Por el contrario *Galium saxatile*, *Veronica chamaedris*, *Veronica serpyllifolia*, *Cerastium arvense* y *Barbarea intermedia* son significativamente más abundantes Dentro de las hozaduras. Las tendencias en cuanto a las diferencias considerando solo los contactos de planta (descontando las categorías inorgánicas de suelo desnudo, materia muerta, etc) (fig. 16), se mantienen igual que en el caso anterior, aunque algunas especies con coberturas bajas no alcanzan la significación.

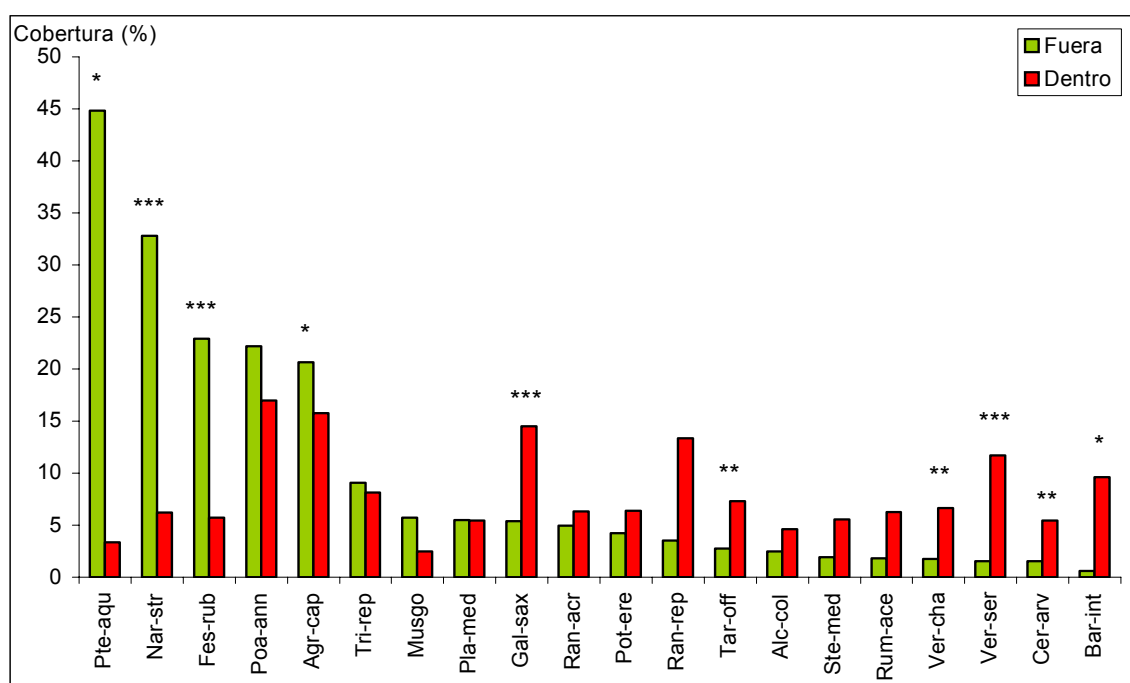


Figura 16.- Comparación de las abundancias medias de las especies (% respecto del total de vegetación) en todas las parcelas Dentro y Fuera de las hozaduras y significación de las diferencias según ANOVAs de una vía. Nivel de significación: \*\*\*  $p < 0,001$ ; \*\*  $p < 0,01$ ; \*  $p < 0,05$ .

Existen especies que solo están presentes Dentro de las hozaduras o su presencia Fuera es muy escasa (Tabla 4). Entre ellas estarían: *Ranunculus repens*, *Stellaria media*, *Rumex acetosa*, *Polygonum aviculare*, *Sedum album*, *Spergularia rubra*, *Phleum alpinum*, *Cardamine hirsuta*, *Geranium pyrenaicum*, *Stellaria holostea*, *Sambucus ebulus*, *Digitalis purpurea*, *Veronica officinalis*, *Rumex aquitanicus*, *Capsella bursa-pastoris*, *Horminum pyrenaicum*, *Anagalis tenela*, *Cirsium sp.* etc.

Como puede observarse, bastantes de las especies más abundantes Fuera de las hozaduras son gramínoideas y algunas (*Nardus stricta*) podrían considerarse como especies



propias de comunidades climáticas, o más o menos permanentes, que quizás se establecen cuando la comunidad está más evolucionada. Las gramínoideas tardan más tiempo en colonizar las hozaduras

Por otra parte, la mayoría de las especies que muestran abundancias netamente mayores Dentro que Fuera de las hozaduras (*Veronica serpyllifolia*, *Stelaria media*, *Veronica chamaedris*, *Cerastium arvense*, *Taraxacum officinale*, *Rumex acetosa*, *Barbarea intermedia*), son dicotiledóneas y podrían ser consideradas como especies pioneras o colonizadoras, muchas de ellas con alta capacidad “tapizante o recubridora” (alto índice foliar), ya que rápidamente invaden y se extienden por la superficie de suelo desnudo disponible. Otra característica es que muchas de ellas son especies nitrófilas, propias de majadas y lugares fertilizados. En este sentido puede destacarse que, además de que las hozaduras se producen preferentemente en comunidades de tipo nitrófilo, tal como se puso de manifiesto en el apartado anterior (Apdo. 4.2), la propia excavación del suelo por parte del jabalí produce una liberación de minerales y nutrientes (Kotanen, 1995), que favorecen la presencia de estas especies consideradas a veces oportunistas o banales.

#### 4.3.2.b.- Diferencias en la composición florística Dentro y Fuera de las hozaduras considerando cada comunidad vegetal por separado

Las comunidades vegetales suelen definirse en función de una composición florística y características ambientales determinadas. La aproximación que hemos adoptado en este trabajo es la de la clasificación fitosociológica en sentido amplio, a nivel de alianza o de formaciones vegetales identificables por su fisonomía y que suelen agrupar varias alianzas fitosociológicas (por ej. zonas húmedas, helechales, landas de *Calluna-Vaccinium*, etc). Como hemos visto en el apartado 4.3.1 y en el presente apartado, la abundancia de las categorías vegetales, la similitud, el número de especies y su diversidad, Dentro y Fuera de las hozaduras, dependen de la comunidad vegetal, lo cual justifica su tratamiento individual.

En la figura 10 puede observarse las principales comunidades vegetales que hemos tomado para el estudio de selección de zona perturbada. Para el estudio de detalle del impacto en la vegetación, más localizado en los pastos, hemos considerado 5 grandes tipos de comunidades pascícolas en la zona de estudio: *Bromion*, *Bromion-Cynosurion*, comunidades nitrófilas (*Rumicion alpini*, *Polygonion aviculare*), *Nardion* y *Primulion*. Además, por el fuerte impacto sufrido en algunas zonas, hemos considerado también la comunidad de helechal de *Pteridium aquilinum*. Las comunidades vegetales que se han muestreado más intensamente son aquellas en las que había mayor incidencia de hozaduras. Podríamos considerar que se trata de un muestreo estratificado por comunidades.

Dado que el fondo florístico y las condiciones de humedad y nutrientes del suelo puede variar entre comunidades, es posible que la respuesta de la vegetación a las perturbaciones del jabalí pueda ser distinta según el tipo de comunidad en la que se produzcan. Para valorar el posible efecto de la comunidad hemos realizado tres tipos de análisis:

1) Hemos calculado la abundancia (% cobertura) media de cada especie en cada comunidad, Dentro y Fuera de las hozaduras, a partir de las parcelas que corresponden a esa comunidad. Posteriormente hemos realizado ANOVAs de un solo factor para valorar la influencia de la perturbación sobre la abundancia de la misma especie.

2) Para cada parcela de estudio hemos estimado la similitud de la composición florística entre Dentro y Fuera de las hozaduras a partir del Índice de Similitud de Kulzinsky (ISK) (véase Métodos) y hemos agrupado los índices en las principales comunidades de pastos que hemos retenido para este análisis.

3) Por último, también por medio de ANOVAs de un solo factor, hemos realizado comparaciones de la diversidad de las especies Dentro y Fuera de las hozaduras por comunidades vegetales.

### Abundancia media de las especies

En las figuras 18 a 25 se representan los valores medios de cobertura de las especies más abundantes, Dentro y Fuera de las hozaduras, por comunidades y la significación de las diferencias según análisis de la varianza, cuando las hay. Las comunidades de helechal y *Primulion* no se han representado porque el bajo número de parcelas (consecuencia de su menor incidencia), dificultaban mucho los análisis de varianza.

Se han realizado dos tipos de estimaciones de la cobertura de las especies: una teniendo en cuenta el total de contactos, es decir, incluyendo las categorías inorgánicas (suelo desnudo, materia seca, etc), que alcanzan altos porcentajes Dentro y Fuera respectivamente, y otra estimación considerando solamente las plantas vivas. Como puede verse en las figuras, aunque los valores de la cobertura cambian en uno y otro caso, las tendencias en cuanto a las diferencias Dentro-Fuera en general se conservan.

Como puede observarse en las figuras 18, 22 y 24 el fondo florístico de estas tres comunidades (nitrófila, *Bromion* y *Bromion-Cynosurion*) es bastante parecido entre ellas. Las especies que suelen ser significativamente más abundantes Fuera en estas tres comunidades son *Festuca rubra*, *Agrostis capillaris* y *Trifolium repens*. Además en la comunidad nitrófila es significativamente más abundante *Poa annua* Fuera de las hozaduras. Esta especie es bastante característica de esta comunidad y en el resto es muy escasa o falta. Los briófitos, *Crocus nudiflorus* y *Ranunculus acris* también suelen ser más abundantes Fuera de las hozaduras en estas comunidades, aunque a veces no alcanzan la significación estadística. Contrariamente *Verónica serpyllifolia*, *V. chamaedris*, *Achillea millefolium*, *Galium saxatile* y *Plantago media* suelen ser más abundantes Dentro de las hozaduras.

En la comunidad de *Nardion*, *Nardus stricta* es la especie que presenta las diferencias más grandes de cobertura entre Dentro y Fuera, a favor de esta última, junto con *Festuca rubra*. Dentro de las hozaduras predominan significativamente *Galium saxatile* y *Veronica serpyllifolia*., siendo también abundantes *Plantago alpina*, *Cerastium arvense*, *Jasione laevis* y *Agrostis capillaris*. *Trifolium alpinum*, que parece ser la especie buscada por el jabalí en esta comunidad, es más abundante Fuera que Dentro cuando se consideran todos los contactos, aunque las diferencias disminuyen cuando se considera solo las plantas vivas.

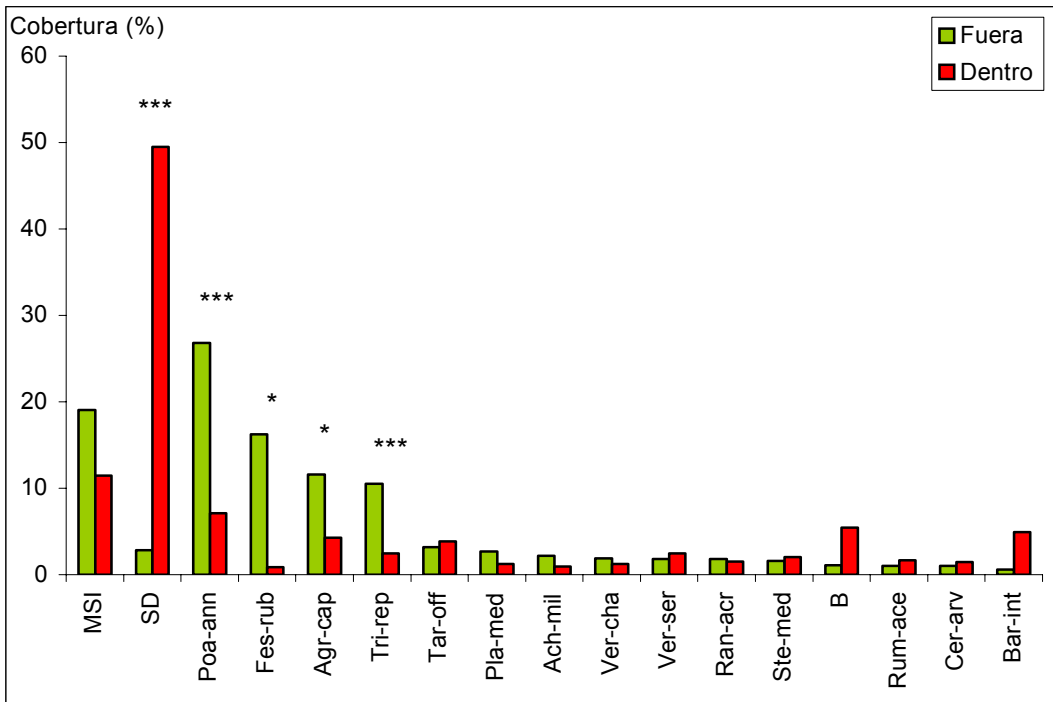


Figura 18.- Comparación de abundancias medias (% respecto del total de contactos) en la comunidad **NITRÓFILA** Dentro y Fuera de las hozaduras y significación de las diferencias según ANOVAs de una vía. Nivel de significación: \*\*\*  $p < 0,001$ ; \*\*  $p < 0,01$ ; \*  $p < 0,05$ . MSI materia seca indeterminada; SD suelo desnudo.

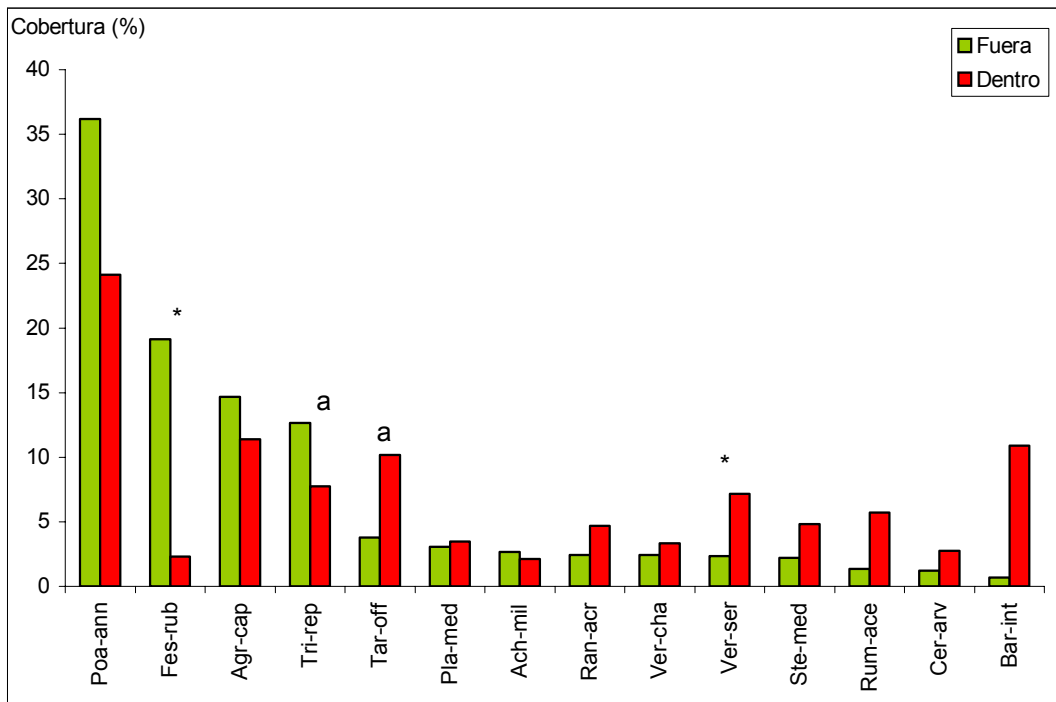


Figura 19.- Comparación de abundancias medias de las especies (% respecto del total de vegetación) en la comunidad **NITRÓFILA** Dentro y Fuera de las hozaduras y significación de las diferencias según ANOVAs de una vía. Nivel de significación: \*\*\*  $p < 0,001$ ; \*\*  $p < 0,01$ ; \*  $p < 0,05$ .

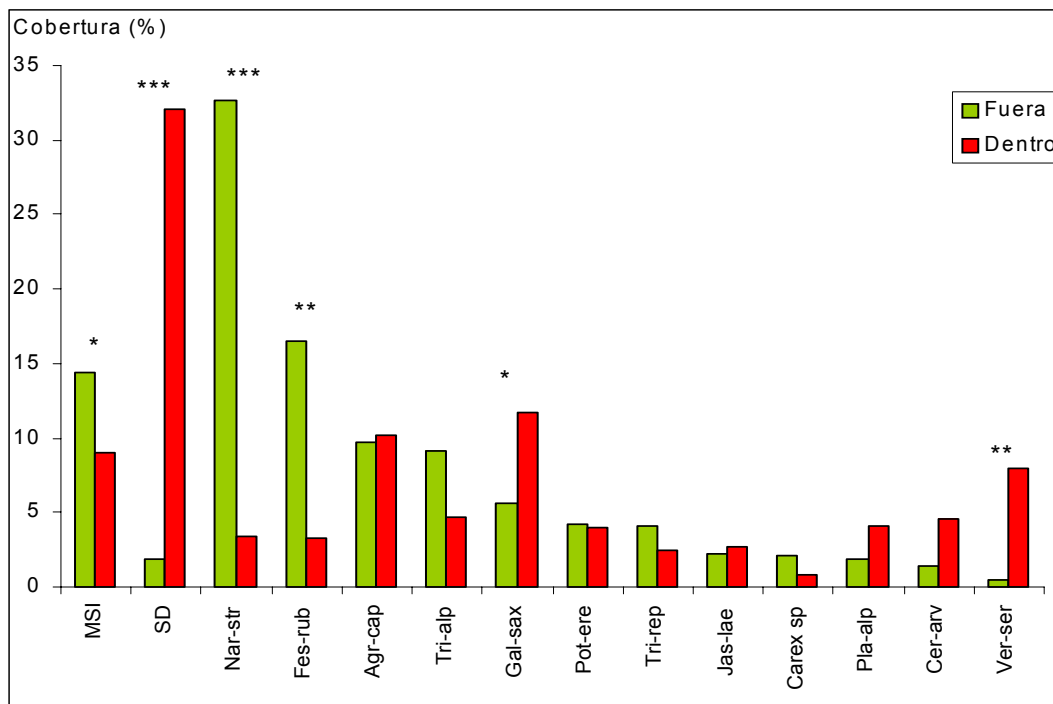


Figura 20.- Comparación de abundancias (% respecto del total de contactos) Dentro y Fuera de las hozaduras en la comunidad de **NARDION** y significación de las diferencias según ANOVAs de una vía. Nivel de significación: \*\*\*  $p < 0,001$ ; \*\*  $p < 0,01$ ; \*  $p < 0,05$ . MSI materia seca indeterminada; SD suelo desnudo.

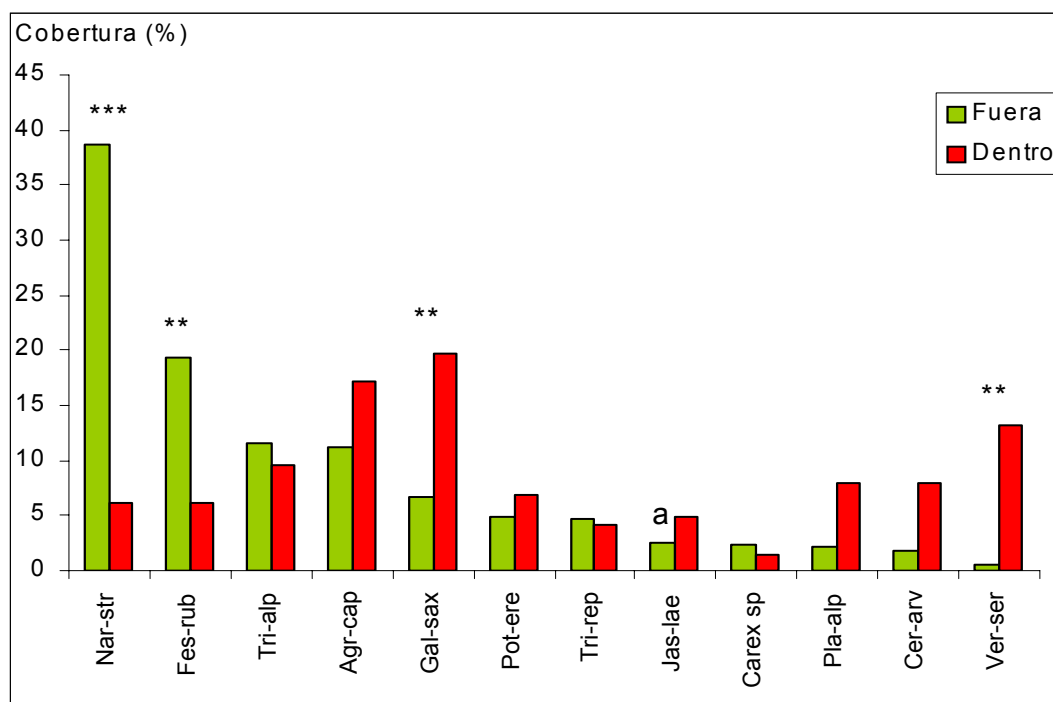


Figura 21.- Comparación de abundancias medias de las especies (% respecto del total de vegetación) en la comunidad de **NARDION** Dentro y Fuera de las hozaduras y significación de las diferencias según ANOVAs de una vía. Nivel de significación: \*\*\*  $p < 0,001$ ; \*\*  $p < 0,01$ ; \*  $p < 0,05$ ; a  $p < 0,07$ .

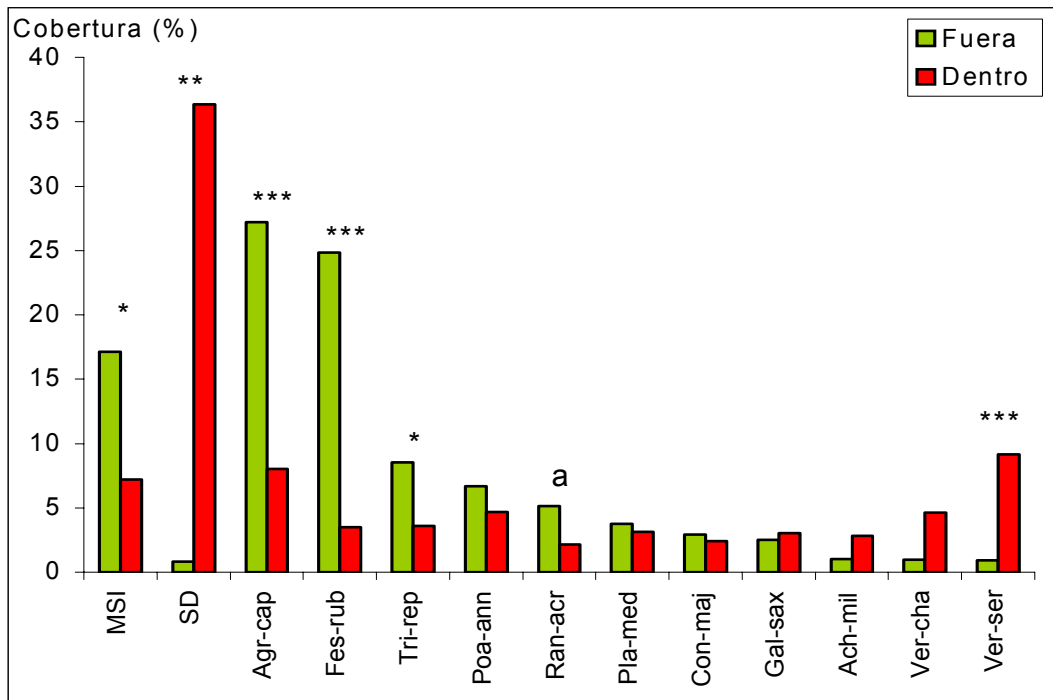


Figura 22.- Comparación de abundancias medias (% respecto del total de contactos) en la comunidad de **BROMION** Dentro y Fuera de las hozaduras y significación de las diferencias según ANOVAs de una vía. Nivel de significación: \*\*\*  $p < 0,001$ ; \*\*  $p < 0,01$ ; \*  $p < 0,05$ ; a  $p < 0,07$ .. MSI materia seca indeterminada; SD suelo desnudo.

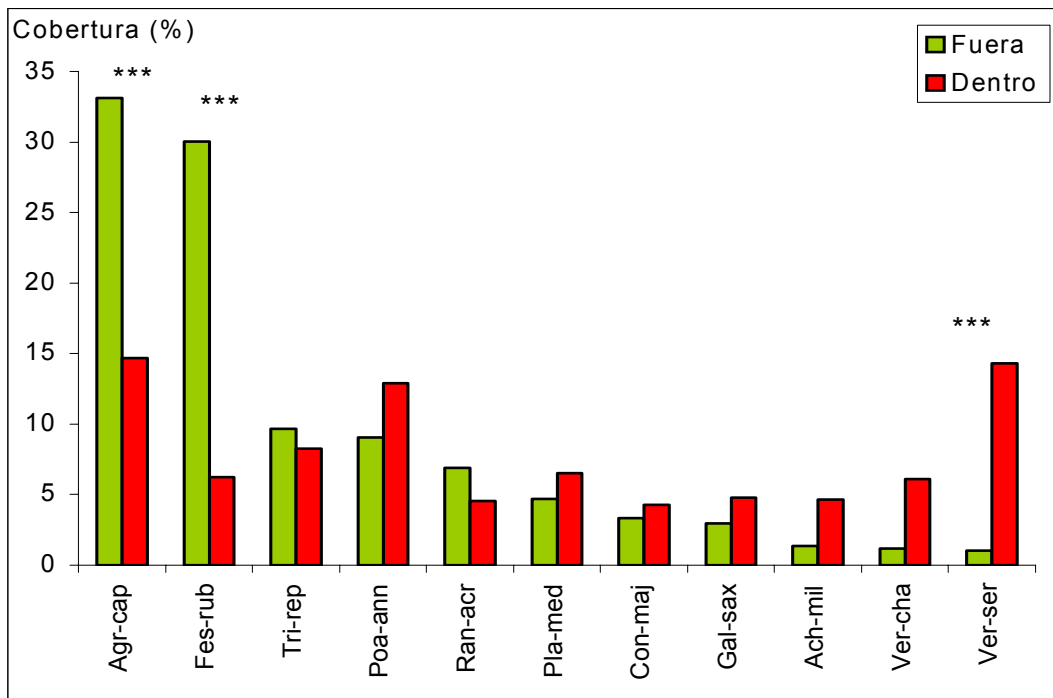


Figura 23.- Comparación de abundancias medias de las especies (% respecto del total de vegetación) en la comunidad de **BROMION** Dentro y Fuera de las hozaduras y significación de las diferencias según ANOVAs de una vía. Nivel de significación: \*\*\*  $p < 0,001$ ; \*\*  $p < 0,01$ ; \*  $p < 0,05$ .

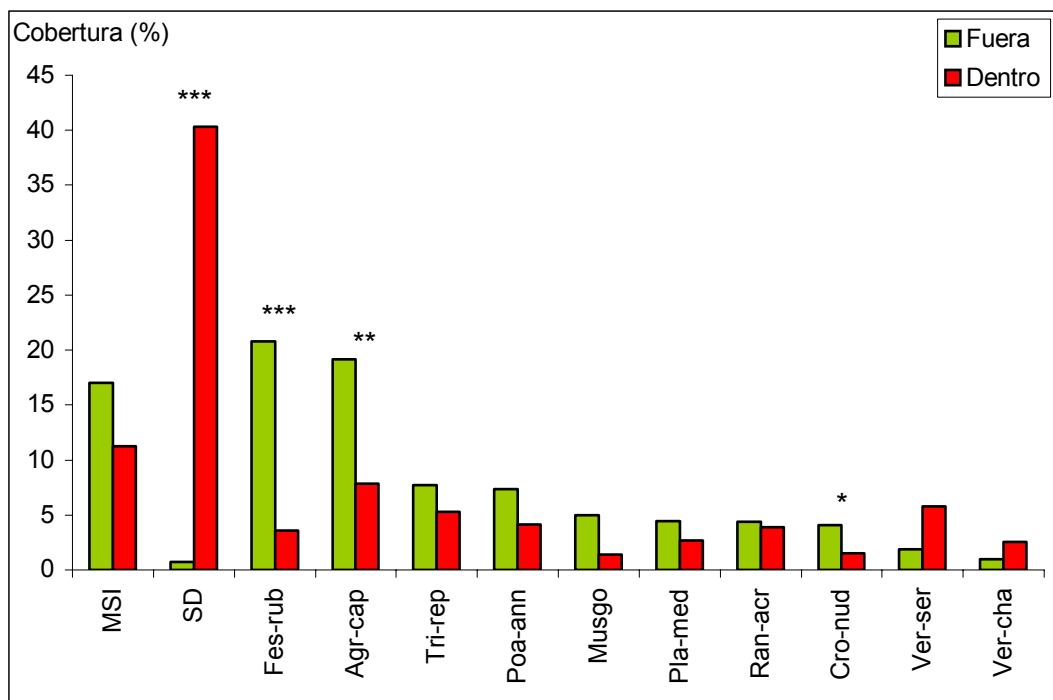


Figura 24.- Comparación de abundancias medias (% respecto del total de contactos) en la comunidad de **BROMION-CYNOSURION** Dentro y Fuera de las hozaduras y significación de las diferencias según ANOVAs de una vía. Nivel de significación: \*\*\*  $p < 0,001$ ; \*\*  $p < 0,01$ ; \*  $p < 0,05$ . MSI materia seca indeterminada; SD suelo desnudo.

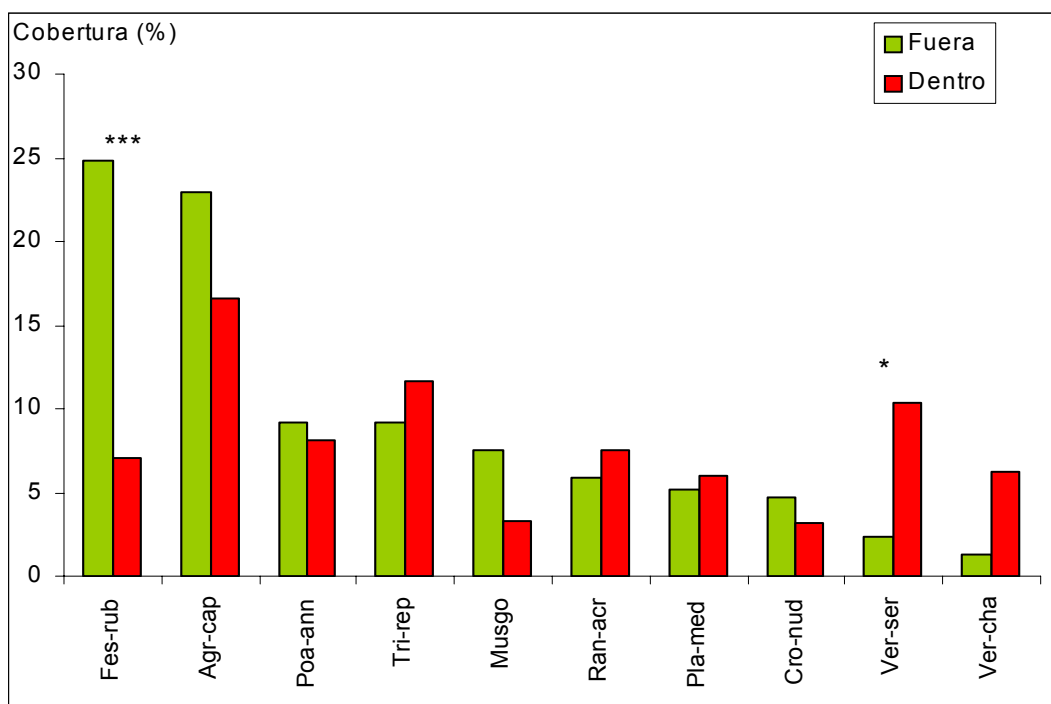


Figura 25.- Comparación de abundancias medias de las especies (% respecto del total de vegetación) en la comunidad de **BROMION-CYNOSURION** Dentro y Fuera de las hozaduras y significación de las diferencias según ANOVAs de una vía. Nivel de significación: \*\*\*  $p < 0,001$ ; \*\*  $p < 0,01$ ; \*  $p < 0,05$ .



## Índice de Similitud

En la figura 17 se representan los valores medios del Índice de Similitud por comunidades con sus límites de confianza al 95%. Como puede observarse el parecido de la composición florística entre Dentro y Fuera de las hozaduras no es muy alto ya que oscila entre 25% y 40% -el ISK varía entre 100 (similitud total) y 0 (ninguna similitud)-. Las diferencias de similitud entre Dentro-Fuera entre comunidades son significativas ( $F = 2,72$ ;  $P = 0,03$ ).

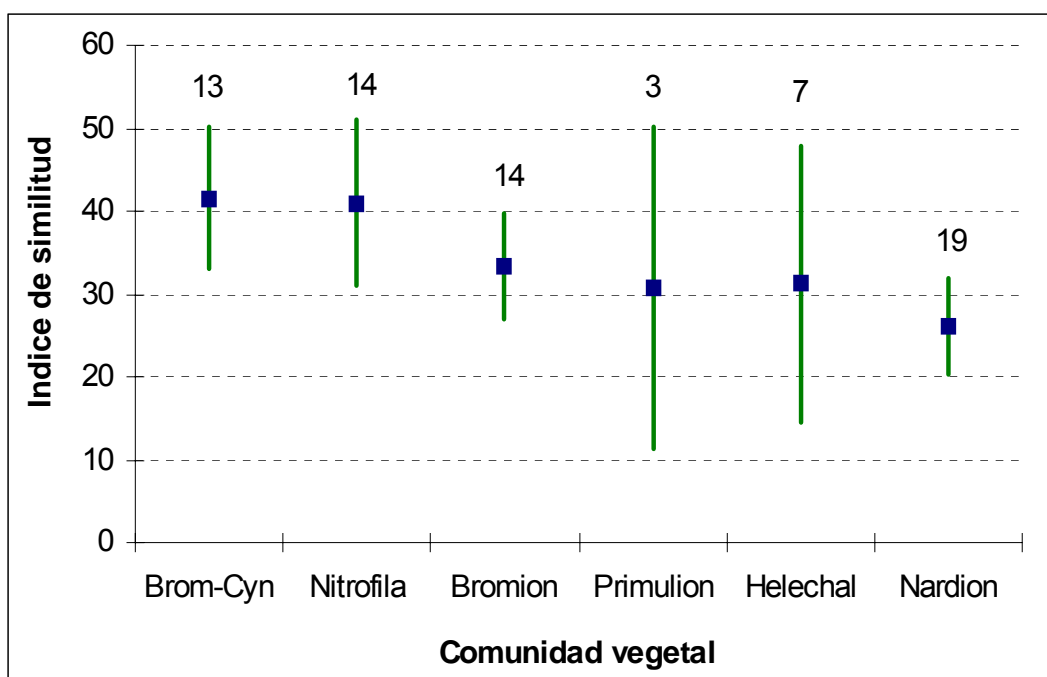


Figura 17.- Valores medios y límites de confianza al 95% del Índice de Similitud de Kulzinsky entre la composición florística Dentro y Fuera de las hozaduras agrupados por comunidad vegetal. La cifra encima de la barra indica el número de parcelas de cada comunidad

La comunidad que mayores diferencias muestra entre la vegetación de Dentro y Fuera es la de *Nardion* y las que menos *Bromion-Cynosurion* y comunidad nitrófila. Los test a posteriori de Tuckey y LSD muestran que existen diferencias significativas entre la primera y las otras 2 comunidades ( $P = 0,004$ ). Estas diferencias podrían explicarse teniendo en cuenta que la comunidad de *Nardion* es una comunidad muy estable, casi permanente, con una diversidad muy baja y a menudo con *Nardus stricta* como especie dominante, la cual con sus fuertes y densas macollas dificulta el establecimiento de otras especies. Los claros que produce el jabalí en estos pastos densos permiten la colonización por parte de otras especies diferentes a las de la comunidad permanente, o bien el predominio de algunas especies que dentro del *Nardion* se encontraban sofocadas por este, haciendo que la composición de la

vegetación en la hozadura sea poco parecida a la vegetación testigo (véase también las figs. 20 y 21).

Las comunidades del *Bromion* y las nitrófilas son comunidades más diversas, en las que abundan especies colonizadoras, que rápidamente invaden las hozaduras desde su periferia. De esta forma la composición florística de las hozaduras se parece más a la de la vegetación que las rodea. Quizás el extremo lo constituye la comunidad nitrófila que es una comunidad muy dinámica, con alteraciones frecuentes de todo tipo: hozaduras, toperas, excrementos, pisoteo del ganado, etc, y en las que habitualmente ya se instalan una serie de especies pioneras, que además poseen un alto carácter nitrófilo: *Verónica*, *Stellaria media*, *Cerastium arvense*, *Carduus*, *Cirsium*, *Urtica*, etc. En esta comunidad la vegetación de control es bastante similar a la de las hozaduras, ya que el estado más o menos constante de perturbación probablemente sea una característica de la comunidad.

#### Diversidad de especies Dentro y Fuera de las hozaduras

En la figura 26 se muestra el número medio de especies por parcela (100 contactos de planta viva aprox.) Dentro y Fuera de cada comunidad. Hemos realizado un ANOVA de 2 factores para considerar el efecto de la comunidad vegetal y de la perturbación sobre la variabilidad del número de especies.

Existen diferencias significativas en cuanto al nº de especies debidas a ambos factores ( $F = 4,6$  y  $5,8$ ;  $P = 0,001$  y  $P = 0,02$  para el factor comunidad y perturbación respectivamente). La interacción entre ambos no es significativa. En promedio el número de especies Dentro de las hozaduras es de 14,5 por 12, 6 Fuera de ellas, es decir casi dos especies más en promedio. Sin embargo, dentro de cada comunidad no se aprecian diferencias significativas entre Dentro y Fuera, excepto para el Helechal que si las presenta (ANOVA de 1 vía,  $F = 7,0$ ;  $P = 0,02$ ).

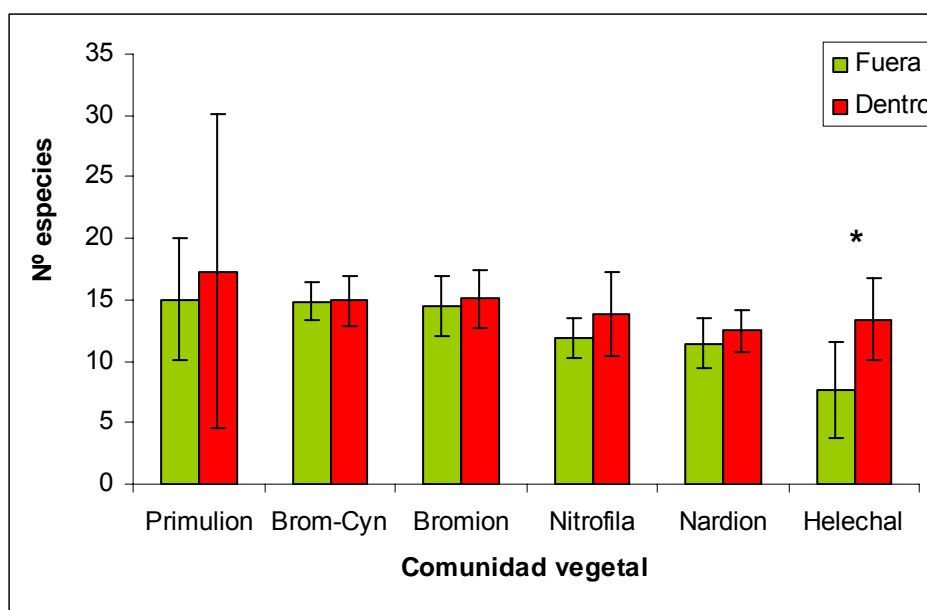


Figura 26.- Nº de especies promedio y límites de confianza al 95% Dentro y Fuera de las hozaduras en las comunidades consideradas. \* diferencias significativas ( $P < 0,05$ )

La diversidad medida con el Índice de Shannon-Weaver (Krebs, 1989), presenta mayores diferencias. Este índice tiene en cuenta, además del número de especies, la distribución de las mismas, de modo que distribuciones más equiporcionales suponen valores más altos del índice. En la figura 27 se representan los valores medios alcanzados Dentro y Fuera de las hozaduras para las distintas comunidades, así como los intervalos de confianza al 95%.

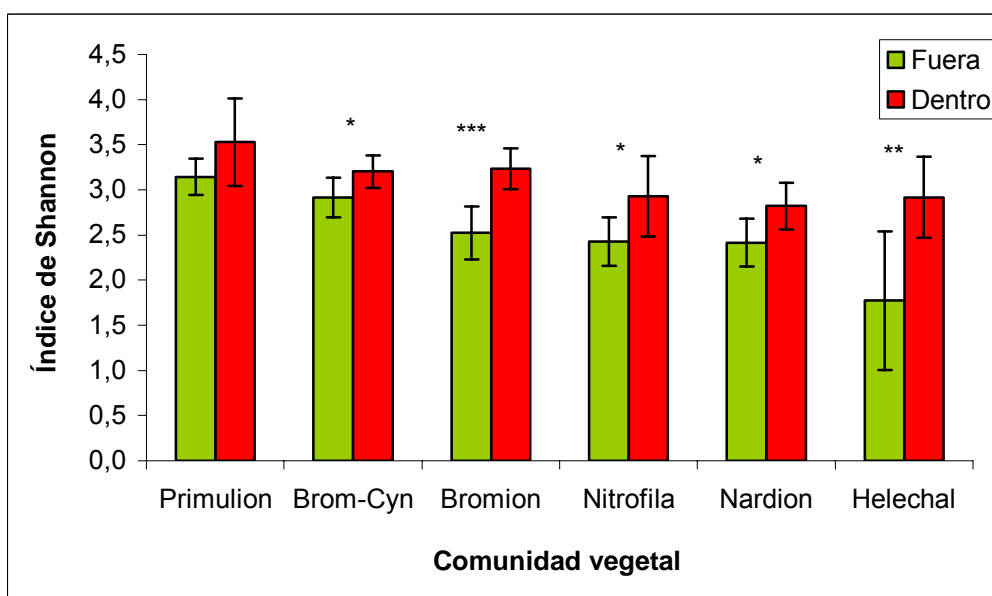


Figura 27.- Índices de Shannon-Weaver promedio y límites de confianza al 95% Dentro y Fuera de las hozaduras en las comunidades consideradas. Nivel de significación: \*\*\*  $p < 0,001$ ; \*\*  $p < 0,01$ ; \*  $p < 0,05$ .

Al igual que en el caso del número de especies, hemos realizado un ANOVA de 2 factores para considerar el efecto de la comunidad vegetal y de la perturbación sobre la variabilidad del índice de diversidad. Hemos comprobado que existen diferencias significativas en cuanto al valor del índice de Shannon-Weaver debidas a ambos factores ( $F = 5,9$  y  $28,2$ ;  $P < 0,001$  para el factor comunidad y perturbación respectivamente). La interacción entre ambos no es significativa. En promedio el índice de Shannon-Weaver Dentro de las hozaduras es de 3,04 por 2,49 Fuera de ellas. Existen también diferencias de diversidad entre Dentro y Fuera de cada comunidad, tal como se aprecia en la figura 27, excepto para el *Primulion* cuyo tamaño de muestra es muy pequeño y su varianza muy alta.

La mayor diversidad encontrada Dentro de las hozaduras coincide con lo observado en otros trabajos para este y otros tipos de perturbaciones, tales como los montones de tierra producidos por los roedores subterráneos sobre el pasto (Gómez-García et al. 1995). En este tipo de perturbaciones se produce también una disminución de la relación monocotiledóneas/dicotiledóneas, al igual que sucede en las hozaduras de jabalí (ver fig. 14, Apdo. 4.3.1). La remoción del suelo permite la entrada de especies generalistas que se benefician del espacio vacío y que aprovechan la alta disponibilidad de nutrientes. En algunas comunidades que tienen una especie dominante que compite fuertemente con las demás, tales como el helechal y el *Nardion*, las hozaduras pueden representar una de las pocas oportunidades para la entrada de nuevas especies en la comunidad.

Como resumen puede decirse que, independientemente de la pérdida de superficie efectiva de pastos, las perturbaciones producidas por el jabalí no representan una pérdida de biodiversidad, sino más bien todo lo contrario. Una valoración ecológica más a fondo será realizada en el próximo apartado, en donde analizaremos el interés de las especies colonizadoras en términos de rareza y otras variables. Una cuestión diferente es la duración de tales perturbaciones, es decir, durante cuanto tiempo permanece este incremento de diversidad y cual es el resultado final en la comunidad. Cuestión que trataremos de esbozar en el capítulo final de Evolución.

#### 4.3.3.- Efecto de las hozaduras de jabalí sobre el valor eco-pastoral

##### 4.3.3.a.- Efecto sobre el valor ecológico de los pastos en la zona de estudio

El objetivo de este apartado es evaluar el impacto de las hozaduras sobre la composición florística de los pastos perturbados, en términos de “calidad ecológica” de la flora. Para esta valoración se ha asignado a cada especie un “valor florístico” que se obtiene a partir de la amplitud de la distribución absoluta de cada taxon, la distribución a escala nacional y a escala pirenaica, además de su grado de rareza-abundancia y su presencia o ausencia en listas de especies protegidas. Un explicación detallada de este índice puede consultarse en Gómez *et al.* (2001). El rango de variación de este valor florístico es de 0 a 5. En este estudio usamos como sinónimos el valor florístico y el valor ecológico.

El cálculo de este valor se ha obtenido a partir del realizado previamente para el Pirineo español, adecuando los valores correspondientes para el conjunto de Francia y el Pirineo francés mediante la consulta de distintas floras pero principalmente de Guinochet (1973-84). La mencionada tabla comprende alrededor de 1000 especies de comunidades pascícolas del Pirineo español que, en líneas generales, conforman el fondo florístico del conjunto de la cadena pirenaica. Por esta razón y a falta de elaborar una tabla similar ajustada a la vertiente septentrional vamos a utilizar la tabla disponible para realizar algunas comparaciones de la flora de zonas hozadas y la del conjunto del Pirineo.

##### Valor florístico para el conjunto de las especies pascícolas de la zona de estudio

Para la estimación del Valor Ecológico de las especies aparecidas en los muestreos realizados en este estudio, hemos utilizado exclusivamente los taxones que se determinaron a nivel de especie, excluyendo por tanto aquellos que solo pudieron ser clasificados a nivel de genero, familia o plantas indeterminadas (Anexo 4). Con esta condición, en los muestreos realizados en la zona de estudio hemos encontrado 124 especies de plantas fanerógamas y un helecho (*Pteridium aquilinum*). De estas 125 especies un 78,4% corresponden a dicotiledóneas y un 20,8% a monocotiledóneas. De estas últimas las gramíneas representan el 12,8% y las ciperáceas el 1,6%.

El valor florístico medio de estas 125 plantas es de 1,17 (Anexo 6) frente a 2,18 que se obtiene para las 984 especies del conjunto del Pirineo. Estas medias son significativamente distintas (test de Kolmogorov-Smirnov,  $P < 0,001$ ). Esta diferencia traduce el hecho de que en los pastos estudiados en el Valle de Aspe predominan los tipos de vegetación “generalistas” en cuanto a su distribución (*Mesobromion erecti*, *Nardion strictae*, *Festucion eskiae*, *Arrhenatherion*, *Cynosurion*) donde son abundantes plantas de valor florístico bajo o medio.

O, dicho de otra forma, los tipos de vegetación con mayores valores florísticos aparecen menos relacionados con la actividad hozadora. Este último hecho puede tener que ver con la escasa profundidad de suelo y mayor pedregosidad que caracteriza a muchas de estas comunidades vegetales (cap. 4.2), pero también quizás con su escasa extensión, su situación espacial (crestas, cantiles, céspedes cacuminales, laderas muy abruptas) con difícil acceso y muchas veces muy expuestas a la vista y quizás también con abundancia de caméfitos poco apetecibles como alimento.

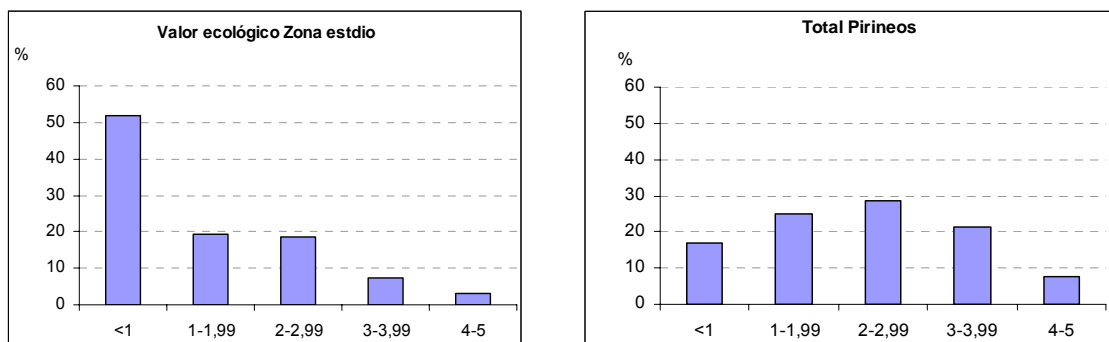


Figura 28.- Distribución de frecuencias del valor ecológico en la Zona de estudio (125 especies) y en el conjunto del Pirineo español (984 especies).

Como puede observarse en la figura 28 las distribuciones de frecuencias de ambos conjuntos de datos también son diferentes. Si comparamos el valor florístico por intervalos se observa como las plantas de muy bajo valor florístico (menos de 1) suponen más de un 50% del total en la zona de estudio, mientras que en el conjunto del Pirineo son solo el 17%. En el otro extremo, si comparamos la presencia de plantas de alto valor florístico (mayor de 4) encontramos un porcentaje en las zonas perturbadas de 3,2, menos de la mitad del que cabría esperar de acuerdo con el del conjunto del Pirineo (7,7). Esta diferencia traduce de nuevo la sobrerrepresentación de plantas de amplia distribución y abundancia en las zonas perturbadas, ya sea dentro o fuera de la perturbación.

#### Valor florístico (ecológico) de las especies Dentro y Fuera de las hozaduras

Partiendo de los listados de especies de Dentro y de Fuera de las hozaduras (tabla 4) y aplicando el criterio de rechazar los taxones no determinados a nivel de especie, hemos calculado el valor ecológico para 93 especies Fuera y 110 especies Dentro de las hozaduras. Las diferencias entre el valor florístico promedio Dentro y Fuera de las hozaduras son muy pequeñas (1,08 y 1,02 respectivamente) y no son significativas (test de Kolmogorov-Smirnov,  $P > 0,1$ ). Una de las razones importantes puede ser porque el 69% de las especies son comunes (Apdo. 4.3.2a).

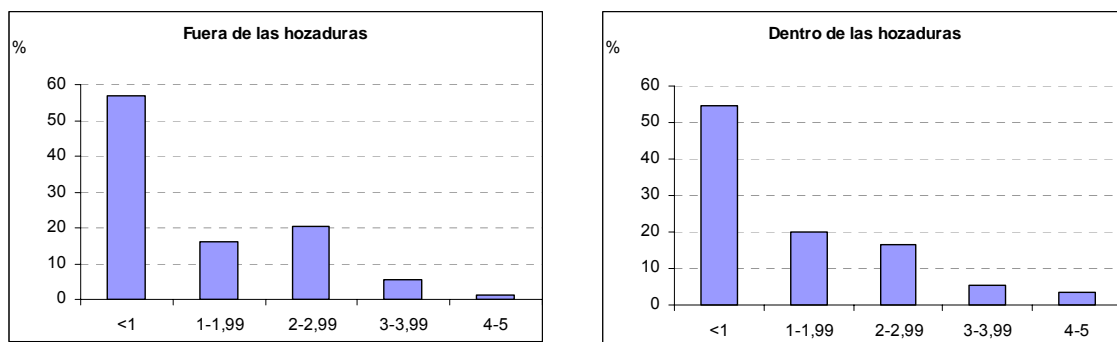


Fig. 29.- Distribución de frecuencias del valor ecológico de las especies Fuera (93 especies) y Dentro (110 especies) de las hozaduras.

La distribución de frecuencias mostrada en la figura 29 muestra una forma muy similar. El intervalo de especies con menor valor ecológico (<1) es muy parecido en ambas distribuciones (57 y 54,5% respectivamente). Sin embargo, el intervalo de los valores medios (2-2,99) es mayor Fuera de las hozaduras, e inversamente, la proporción de especies de más alto valor ecológico es menor: 1,1% frente a 3,6 Dentro de las hozaduras.

En resumen, cabría decir que el bajo valor florístico encontrado para el conjunto de la flora de los pastos en donde se producen las hozaduras en el Valle de Aspe, responde principalmente a la gran abundancia de plantas de muy bajo valor ecológico (menor de 1), donde quedan englobadas muchas de las plantas oportunistas que, en una primera instancia, ocupan los claros de vegetación y los suelos removidos. Hay que remarcar también la escasez de plantas de alto valor ecológico (intervalo 4 a 5), aunque en este caso existe una notable diferencia Dentro de las hozaduras y el entorno de las mismas (Fuera) a favor de las primeras y debido sobretodo a la presencia de las especies: *Rumex aquitanicus*, *Galium pinnetorum*, *G. pyrenaicum*, *Horminum pyrenaicum*.



#### 4.3.3.b.- Efecto de las hozaduras sobre el valor pastoral en la zona de estudio

La estimación del Valor Pastoral de la vegetación Dentro y Fuera de las hozaduras se ha realizado mediante un procedimiento similar al propuesto por Daget et Poissonet (1972), pero introduciendo unas modificaciones que, en nuestra opinión, mejoran su objetividad (García-González et al. 2003). La base del método es parecida: a partir de las frecuencias de las especies estimadas mediante la técnica del “point quadrat”, se ponderan por un índice específico (Is) que reúne las características de calidad y apetecibilidad de los herbívoros (Daget et Poissonet, 1972). Este índice específico varía entre 0 y 5 para cada especie y se establece de una forma empírica basada en la experiencia del investigador. En nuestro caso la frecuencia de las especies corresponde a su cobertura (Tabla 4), estimada mediante una variante del método del “point quadrat” (véase capítulo de Métodos) y los valores de calidad y preferencia de los herbívoros se establecen experimentalmente mediante análisis bromatológicos y estudios de selección herbívora (García-González et al. 2003).

En concreto, el índice de calidad se obtiene mediante la expresión:

$$IC = (N+P)*CC/10$$

siendo N, P y CC las concentraciones de nitrógeno, fósforo y contenido celular expresado en % de la materia seca para cada especie. Estos datos se establecieron mediante muestreos realizados en estudio previos realizados en el vecino Valle de Aisa a lo largo de todo un período vegetativo (Marinas, 2002). Algunas de las especies abundantes en los pastos del Valle de Aspe, para las que no teníamos información, fueron muestreadas expresamente para este estudio en el momento de su máximo de crecimiento. En otros trabajos solemos utilizar la digestibilidad *in vitro* como uno de los parámetros del índice de calidad (Gómez et al., 2002). En este caso, dado que no disponíamos de suficiente información, lo sustituimos por el contenido celular con el cual está estrechamente correlacionado (Marinas et al., 2003).

Como índice de preferencia hemos utilizado el índice de Selección de Jacobs (Krebs, 1989), que se define como:  $IJ = (U_i - A_i) / [(U_i + A_i) - 2A_i U_i / 100]$  en donde  $A_i$  es la proporción de abundancia de la especie  $i$ , y  $U_i$  es la proporción utilizada de la misma especie. Este índice varía entre -1 y +1, rechazo o preferencia total respectivamente. El valor 0 indica indiferencia, o que la especie se consume en igual proporción a su disponibilidad. Solo disponemos de este valor para algunas especies, ya que para su estimación se requiere que estas tengan unos valores mínimos de abundancia (Gañan et al. 2000).

Para combinar las estimaciones de calidad y selectividad, hemos multiplicado el índice de calidad por la expresión  $1 + IJ$ , para aquellas especies que se podía calcular el IJ, resultando finalmente un índice de calidad-preferencia:  $ICP = IC (1 + IJ)$ .

Tabla 6.- Datos básicos para el cálculo del Valor Pastoral (ver texto). IJ: índice de selectividad de Jacobs. %CC: contenido celular.

Especies	FUERA						
	Cobertura respecto al total (%)	% N	% P	IJ	% CC	Ind. calidad-preferencia	Valor pastoral
Agr-cap	16,97	1,9	0,13	0,00	34,0	6,8	11,5
Carex sp	0,95	1,7	0,09	-0,15	37,6	5,9	0,6
Fes-rub	16,12	1,8	0,10	0,32	30,8	7,8	12,5
Gal-sax	1,97	2,5	0,17		61,9	16,3	3,2
Nar-str	8,36	1,8	0,11	-0,31	23,5	3,0	2,5
Pla-med	2,04	2,4	0,17	-0,37	63,4	10,4	2,1
Poa-ann	6,70	1,4	0,09		30,2	4,4	2,9
Pot-ere	1,40	2,5	0,17	-0,93	57,1	1,1	0,2
Ran-acr	1,50	2,9	0,17		65,5	19,9	3,0
Thy-pra	0,82	1,5	0,12	-0,99	50,9	0,0	0,0
Tri-rep	5,67	3,1	0,18		63,5	20,6	11,7
<b>Media</b>		<b>2,13</b>	<b>0,13</b>		<b>47,1</b>	<b>8,7</b>	<b>4,6</b>
DENTRO							
Ach-mil	0,57	2,3	0,17		59,6	14,9	0,8
Agr-cap	7,85	1,9	0,13	0,00	34,0	6,8	5,3
Alc-col	0,64	2,2	0,16	-0,94	64,3	0,9	0,1
Bar-int	1,39	3,2	0,17		53,3	18,1	2,5
Cer-arv	1,49	2,5	0,17		61,9	16,3	2,4
Cer-fon	1,19	3,1	0,17		61,9	20,5	2,4
Con-maj	0,48	2,5	0,17		61,9	16,3	0,8
Fes-rub	1,45	1,8	0,10	0,32	30,8	7,8	1,1
Gal-sax	3,06	2,5	0,17		61,9	16,3	5,0
Gal-ver	0,57	2,5	0,18	-0,83	64,6	2,9	0,2
Gna-syl	0,66	2,5	0,17		61,9	16,3	1,1
Nar-str	0,49	1,8	0,11	-0,31	23,5	3,0	0,1
Pla-alp	0,69	1,9	0,18	-0,11	61,6	11,7	0,8
Pla-lan	0,56	2,5	0,17		61,9	16,3	0,9
Pla-med	1,11	2,4	0,17	-0,37	63,4	10,4	1,1
Poa-ann	2,95	1,4	0,09		30,2	4,4	1,3
Pol-avi	0,62	2,5	0,17		61,9	16,3	1,0
Pot-ere	0,91	2,5	0,17	-0,93	57,1	1,1	0,1
Pru-vul	0,43	2,5	0,17		61,9	16,3	0,7
Ran-acr	1,14	2,9	0,17		65,5	19,9	2,3
Ran-rep	1,05	3,2	0,17		68,2	22,9	2,4
Rum-ace	1,03	2,5	0,17		61,9	16,3	1,7
Rum-scu	0,43	2,5	0,17		61,9	16,3	0,7
Sed-alb	0,55	2,5	0,17		61,9	16,3	0,9
Ste-med	0,70	4,0	0,17		64,5	26,9	1,9
Tar-off	1,04	3,4	0,17		66,8	23,5	2,5
Tri-rep	2,98	3,1	0,18		63,5	20,6	6,1
Ver-cha	1,45	3,1	0,17		63,0	20,8	3,0
Ver-ser	3,89	3,3	0,17		66,8	22,9	8,9
<b>Media</b>		<b>2,58</b>	<b>0,16</b>		<b>58,0</b>	<b>14,6</b>	<b>2,0</b>

El sumando 1 se introduce para evitar resultados negativos y tiene la propiedad de anular toda la expresión cuando la especie en cuestión es rechazada completamente ( $IJ = -1$ ), de no modificarla si hay indiferencia, o de duplicar el valor de la calidad si hay selección total ( $IJ = +1$ ). Para las especies de las que no disponemos del valor de  $IJ$  se ha tomado este como valor 0, es decir como si no hubiese selección positiva ni negativa.

Finalmente el Valor Pastoral se obtiene multiplicando el índice de calidad-preferencia por la frecuencia de abundancia de cada planta y dividiendo por 100.

En la tabla 6 se exponen los valores básicos de los diferentes parámetros que permiten calcular el índice de calidad-preferencia y el Valor Pastoral para cada especie Dentro y Fuera de las hozaduras. Al contrario de lo que se ha hecho con el Valor Ecológico, para el cálculo del Valor Pastoral no hemos podido utilizar la totalidad de las especies Dentro y Fuera de las hozaduras, debido a que es muy difícil disponer de datos bromatológicos y de preferencia para todas las especies. Por ello hemos utilizado las especies que, en orden descendente, comprendían hasta un 80% de la cobertura total sobre plantas vivas, tanto Dentro de las hozaduras como Fuera de ellas (tabla 4). En la tabla 6 se utiliza la frecuencia de abundancia de estas especies respecto del total de contactos, puesto que este valor es el que proporciona una estima de la biomasa real, al tener en cuenta el suelo desnudo y la materia seca indeterminada.

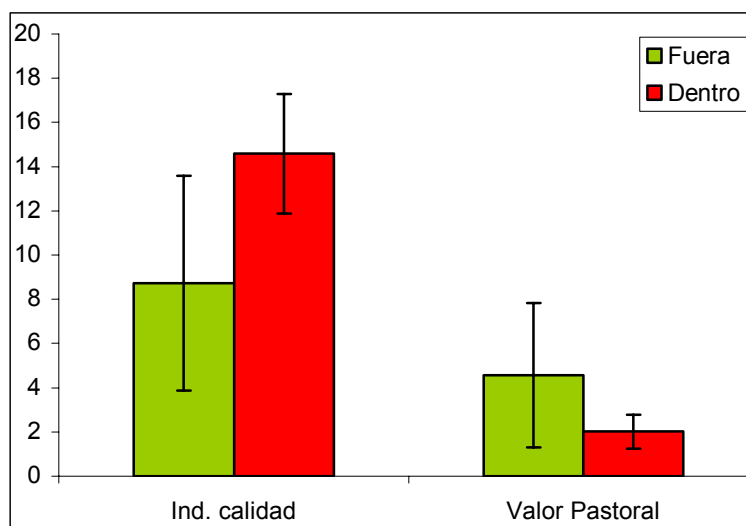


Figura 30.- Valores medios del índice de calidad-preferencia y del valor pastoral Dentro y Fuera de las hozaduras

Como puede observarse en la tabla 6 y en la figura 30 el valor medio del índice de calidad-preferencia de las especies más importantes Dentro de las hozaduras es significativamente más alto que Fuera de ellas ( $F=5,3$ ;  $gl=38$ ;  $P=0,03$ ). Este resultado era

esperable si tenemos en cuenta al gran aumento de la proporción de las Otras herbáceas que se produce Dentro de las hozaduras (Apdo 4.3.1), ya que normalmente tienen un valor bromatológico más alto que las Graminoides (Marinas et al., 2001). Es posible, sin embargo, que si hubiéramos dispuesto del índice de selección para todas las especies, los resultados podrían ser diferentes, ya que las Otras herbáceas que colonizan en mayor proporción las hozaduras parecen poco apetecibles para el ganado.

Debido a que la cantidad de plantas es menor Dentro de las hozaduras, cuando multiplicamos el índice de calidad-preferencia por la frecuencia de abundancia de cada especie para obtener el Valor Pastoral, este desciende Dentro de las hozaduras. Como se observa en la tabla 6 y figura 30, los valores medios del Valor Pastoral son significativamente más altos Fuera que Dentro de las hozaduras ( $F=5,6$ ;  $gl=38$ ;  $P=0,02$ ).

Es posible que estos cambios en el índice de calidad-preferencia y del valor pastoral debidos a las perturbaciones del jabalí, presenten diferencias en función de la comunidad vegetal en la que se produzcan. Así por ejemplo, en el caso de comunidades como el *Nardion*, y probablemente también en el helechal, que de por sí son comunidades de escaso valor pastoral, la acción del jabalí permite la entrada de nuevas especies que podrían incrementar el valor pastoral de dichas comunidades.

En resumen puede decirse que, si bien la vegetación que crece Dentro de las hozaduras es teóricamente de mayor calidad que la que se encuentra Fuera de ellas, al encontrarse en cantidades más pequeñas, el Valor pastoral Dentro de las hozaduras es más bajo.

#### 4.4 Evolución de la vegetación Dentro de las hozaduras

Durante el año 2002, en las parcelas en las que realizamos los controles de selección e impacto en la vegetación, seleccionamos 32 hozaduras muy recientes en las que la cobertura de vegetación era muy escasa o nula. Marcamos estas hozaduras con una estaca pintada de rojo para realizar el seguimiento de la colonización y evolución de la vegetación a lo largo del tiempo (véase foto 7). En la Tabla 7 se exponen los datos de localización y las fechas de muestreo de las parcelas marcadas. El nº de ficha es coincidente (en la mayoría de casos) con el de los muestreos de Incidencia, Selección e Impacto (ver Métodos).

En el momento del marcado se realizó un muestreo en la vegetación que rodea la hozadura para determinar la frecuencia de las especies Fuera de la misma (control), con idéntica metodología que la usada para valorar el impacto en la vegetación (ver Métodos apartado 3.5). Posteriormente, en la mayoría de parcelas marcadas, se repitió a los 3 meses el muestreo Dentro de la hozadura durante los meses de julio, agosto y septiembre de 2002. Los muestreos de la mayoría de las parcelas, se han repetido en la primavera del año 2003. Debido al pequeño tamaño de las hozaduras recientes se muestreó solo una rejilla (25 puntos), aunque el número de contactos generalmente es mayor debido a la estructura vertical del pasto. En el Anexo 5 se exponen los datos básicos de la frecuencia de especies obtenidos en cada uno de los controles para cada parcela.

La fecha de marcado y posterior seguimiento no ha sido uniforme para todas las parcelas. El marcado dependió del momento en que se encontraron las hozaduras recientes y su posterior seguimiento dependió de factores climáticos y topográficos de las parcelas en cuestión, así como de otros factores: algunas estacas desaparecieron (nº 4 y 18) o la parcela fue alterada por causas antrópicas (nº 21) o por reincidencia del jabalí (nº 9.). De todas formas, puede considerarse que la tasa de persistencia de las estacas hasta el momento (junio 2003) ha sido alta (aproximadamente de un 94%).

Las parcelas marcadas han sido ordenadas por altitudes en la tabla 7. Por lo general las parcelas más altas (>1600m) fueron establecidas más tarde, a mitad o final de verano de 2002, ya que la fusión de la nieve es más tardía y las hozaduras recientes también se produjeron más tarde. Por esta razón, para las parcelas altas todavía no se han obtenido muchos datos sobre su evolución y la mayor parte de los análisis que siguen se han realizado con las 13 parcelas más bajas (<1450m), para las que había datos completos en todos los períodos de muestreo (ver tabla 7).

Tabla 7.- Datos de localización de las parcelas marcadas para el seguimiento de la colonización de las hozaduras y sus correspondientes fechas de muestreo

Nº ficha	Altitud (m)	UTM (Uso 30T)	Sector	Com. Vegetal	Fechas y periodos de control de la vegetación				
					T0	T1	T2	T3	T4
4	1090		Lhers				08/08/02		
X	1225	0692175 / 4752065	Lescun	Nitrófila				04/09/02	
39	1231	0691217 / 4753180	Lescun	Nitrófila		17/07/02			
13	1246	0696091 / 4749456	Belonce	Nitrófila	02/04/02	10/07/02	22/08/02	24/09/02	16/05/03
18	1250	0696205 / 4749755	Belonce	Br-Cynosur.	14/05/02				
12 I	1269	0695814 / 4749017	Belonce	Nitrófila	02/04/02	10/07/02	27/08/02	24/09/02	16/05/03
12 II	1269	0695773 / 4748963	Belonce	Nitrófila	02/04/02	10/07/02	27/08/02	24/09/02	16/05/03
50	1290	0696161 / 4749536	Belonce	Br-Cynosur.			22/08/02	24/09/02	16/05/03
11	1299	0695650 / 4748715	Belonce	Nitrófila	02/04/02	10/07/02	27/08/02	24/09/02	16/05/03
10	1310	0695589 / 4748571	Belonce	Nitrófila	15/05/02	10/07/02	27/08/02	24/09/02	16/05/03
9	1331	0695474 / 4748344	Belonce	Br-Cynosur.	02/04/02	10/07/02	27/08/02	24/09/02	16/05/03
7/8	1344	0695439 / 4748295	Belonce	Nitrófila	02/04/02	10/07/02	27/08/02	24/09/02	16/05/03
22	1373	0697650 / 4742981	Espelung	Bromion	24/04/02	24/07/02	14/08/02	26/09/02	14/05/03
28	1393	0697600 / 4743019	Espelung	Bromion	24/04/02	24/07/02	14/08/02	26/09/02	14/05/03
20	1395	0697748 / 4742943	Espelung	Br-Cynosur.	24/04/02	24/07/02	14/08/02	26/09/02	14/05/03
21	1403	0697628 / 4742900	Espelung	Br-Cynosur.	24/04/02	24/07/02			
0	1410	0697364 / 4742890	Espelung	Br-Cynosur.	20/03/02	24/07/02	14/08/02	26/09/02	14/05/03
1	1429	0697209 / 4742731	Espelung	Nitrófila	22/03/02	24/07/02	14/08/02	26/09/02	14/05/03
1*	1435	0697173 / 4742702	Espelung	Nitrófila	24/04/02		14/08/02	26/09/02	14/05/03
23	1476	0691242 / 4750804	Lescun	Nitrófila		18/07/02		04/09/02	
41	1478	0691474 / 4750796	Lescun	Primulion		18/07/02		04/09/02	
24	1480	0691322 / 4750897	Lescun	Nitrófila				04/09/02	
61	1553	0693163 / 4749488	Lhers	Nardion				25/09/02	
42	1680	0697218 / 4744313	Couecq	Nardion		30/07/02		26/09/02	09/06/03
45	1698	0698398 / 4744401	Couecq	Nardion			07/08/02		09/06/03
44	1706	0698151 / 4744408	Couecq	Br-Cynosur.			07/08/02	02/10/02	09/06/03
54	1789	0694023 / 4747754	Belonce	Nardion				11/09/02	
52	1791	0698033 / 4745378	Couecq	Nitrófila				10/09/02	09/06/03
47	1800	0691878 / 4748545	Lhers	Br-Cynosur.			13/08/02		
46	1802	0693042 / 4748398	Lhers	Primulion			13/08/02		
55	1847	0694249 / 4748333	Belonce	Nitrófila				11/09/02	
43	1908	0697267 / 4745195	Banasse	Nardion				12/09/02	09/06/03
56	1996	0694911 / 4746022	Belonce	Nardion				12/09/02	

Las fechas de muestreo se han agrupado en 5 períodos: T0 es el punto inicial en el que se determinó la composición de la vegetación Fuera de la hozadura y se marcó con una estaca su interior. La cobertura de la vegetación Dentro de la hozadura en el punto inicial debe considerarse nula, es decir, la totalidad de la cobertura corresponde a Suelo Desnudo. T1, T2 y T3 corresponden a los muestreos de los meses de julio, agosto y septiembre de 2002 y T4 corresponde a los meses de mayo y junio de 2003.

Como se ha dicho, en las parcelas más altas (>1600 m) el inicio del seguimiento se realizó mas tarde que en las parcelas más bajas (<1450 m), debido a la presencia de nieve, y el número de controles también fue menor (tabla 8).

Tabla 8.- Cobertura vegetal y nº de especies obtenidos en los controles realizados en las parcelas altas (>1600m).

Nº ficha	Sector	Comunidad	Fecha	% Cobertura	Nº especies
42	Couecq	Nardion	26/09/02	3,85	1
42	Couecq	Nardion	09/06/03	10,71	2
43	Banasse	Nardion	09/06/03	27,78	3
44	Couecq	Br-Cynosurion	02/10/02	7,69	2
44	Couecq	Br-Cynosurion	09/06/03	45,95	6
45	Couecq	Nardion	09/06/03	67,24	8
52	Couecq	Nitrofila	09/06/03	70,91	6



Foto 7.- Detalle de una hozadura marcada con una estaca pintada de rojo para realizar el seguimiento de la colonización y evolución de la vegetación a lo largo del tiempo (Belonce 16.05.03, estaca nº 12II)



#### 4.4.1.- Evolución de la cobertura vegetal Dentro de las hozaduras

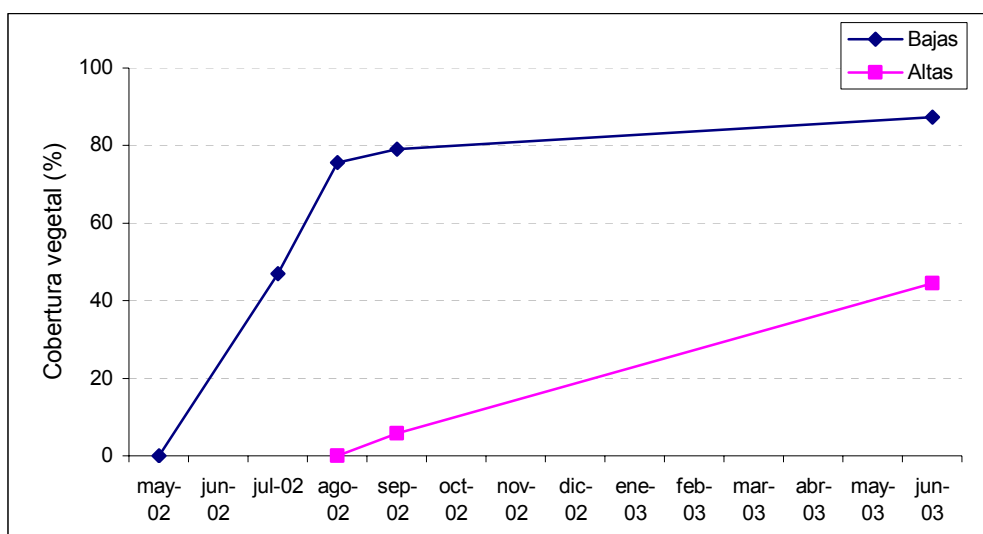


Figura 31.- Evolución de la cobertura vegetal en las parcelas altas (>1600 m) y bajas (<1450 m).

Como puede observarse en la figura 31, la cobertura vegetal promedio en las 13 parcelas más bajas aumentó rápidamente durante el verano de 2002 hasta alcanzar el 80% de la cobertura total. Después del período de reposo invernal aumentó muy ligeramente la cobertura (véanse fotos 8 y 9). Así pues, en estas parcelas parece observarse una tendencia a la estabilización de la cobertura hacia el final del verano.

El crecimiento vegetativo en las parcelas altas fue muy bajo durante el verano de 2002, pero a finales de ese año y comienzos del 2003, la cobertura aumento más del 40%. Será interesante proseguir la evolución durante el ciclo vegetativo completo del presente año en estas parcelas altas, para acabar de determinar el progreso de la colonización. Debe tenerse en cuenta la cobertura vegetal no necesariamente debe alcanzar el 100%, ya que siempre suele existir una cierta proporción de materia muerta (MSI) más o menos grande.



Foto 8 (en la parte superior).- Parcela baja de Belonce (02/04/2002. Ficha 11).

Foto 9 (en la parte inferior).- La misma parcela que la foto 8 un año después (16/05/2003).



4.4.2.- Evolución de la composición florística Dentro de las hozaduras en el transcurso de la colonización

A partir de las parcelas bajas (<1600m), en las que contábamos con un mayor número de muestreos, hemos realizado un estudio de la evolución de la abundancia de especies Dentro de las hozaduras (fig. 32).

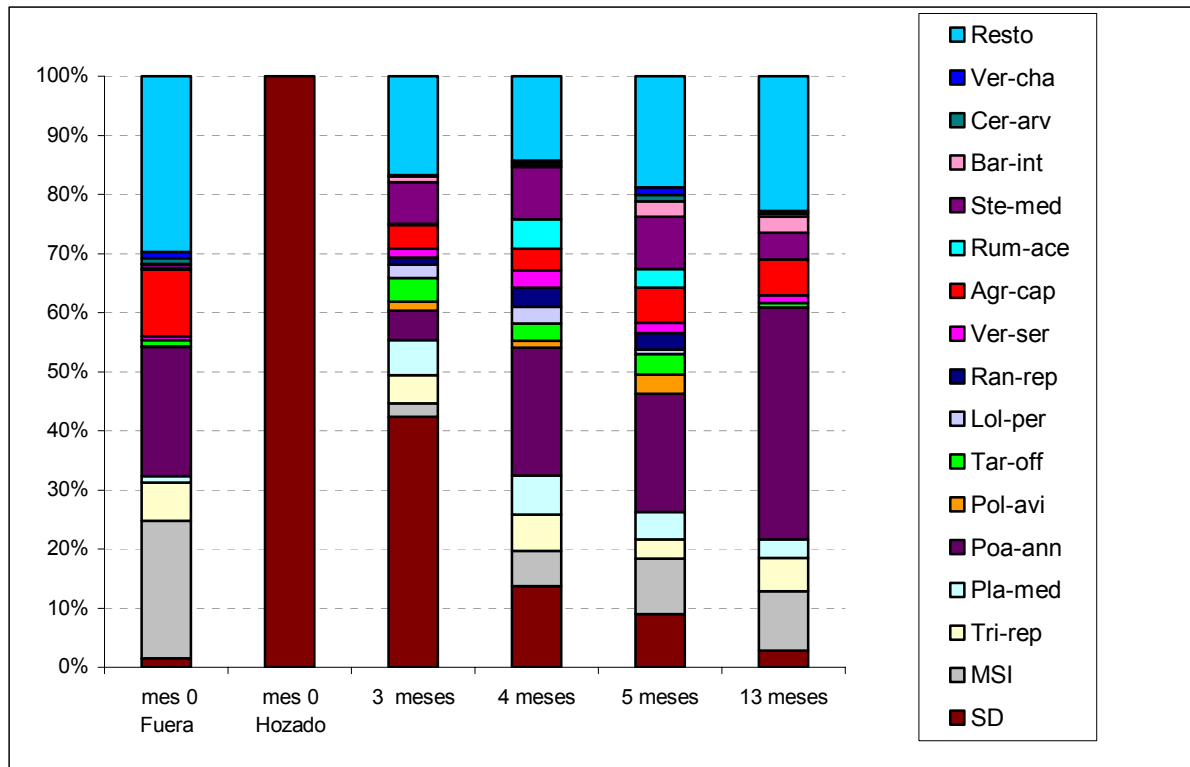


Figura 32.- Evolución de la abundancia media de especies y de otras categorías inorgánicas Dentro de las hozaduras de las parcelas bajas (<1450m). La barra de la izquierda se expresan los valores medios de la frecuencia de las especies Fuera de las hozaduras a modo de control. Ver códigos de las especies en Anexo 4.

La composición de especies Dentro de las hozaduras no difiere en gran medida de la de Fuera de ellas (excepto los primeros muestreos), y tampoco hay grandes diferencias de composición florística durante las diferentes fases de la colonización.

Tabla 9.- Resultados de los test de correlación ordenada de Spearman para comparar la composición florística media entre diferentes períodos Dentro y Fuera de las hozaduras (N=16)

	3 meses	4 meses	5 meses	13 meses
Fuera	R=0,41 (NS)	R=0,49 (NS)	R=0,65 (**)	R=0,81 (***)
3 meses		R=0,81 (***)	R=0,74 (***)	R=0,64 (**)
4 meses			R=0,83 (***)	R=0,63 (**)
5 meses				R=0,76 (***)

Comparando la composición florística media para cada período mediante tests de Spearman (tabla 9), se comprueba que el orden de importancia de las especies es diferente entre el control de Fuera y los muestreo a los 3 y 4 meses, pero luego se mantiene significativamente similar a lo largo del tiempo. La composición florística de los muestreos a los 5 y 13 meses vuelve a ser significativamente parecida (en cuanto al orden de importancia de las especies), al control de Fuera de la hozadura.

Como se observa en la figura 32 la cobertura de suelo desnudo Dentro de la hozadura en el momento inicial (mes 0) es del 100%. Hemos realizado un ANOVA no-paramétrico (test de Friedman) seguido de tests pareados de Wilcoxon, para comprobar la significación de las diferencias de la cobertura media de suelo desnudo en cada período de muestreo. Los resultados se indican en la figura 33. A medida que avanza la colonización, la cantidad de suelo desnudo se reduce significativamente [ANOVA Chi Sqr. (N = 12, df = 4) = 30,30769 P<0,001] y en el último período (correspondiente a la primavera de 2003), la cantidad de suelo desnudo vuelve a los valores iniciales: no existen diferencias significativas entre la cantidad de suelo desnudo que había inicialmente Fuera de la hozadura y la que había 13 meses después Dentro de ella.

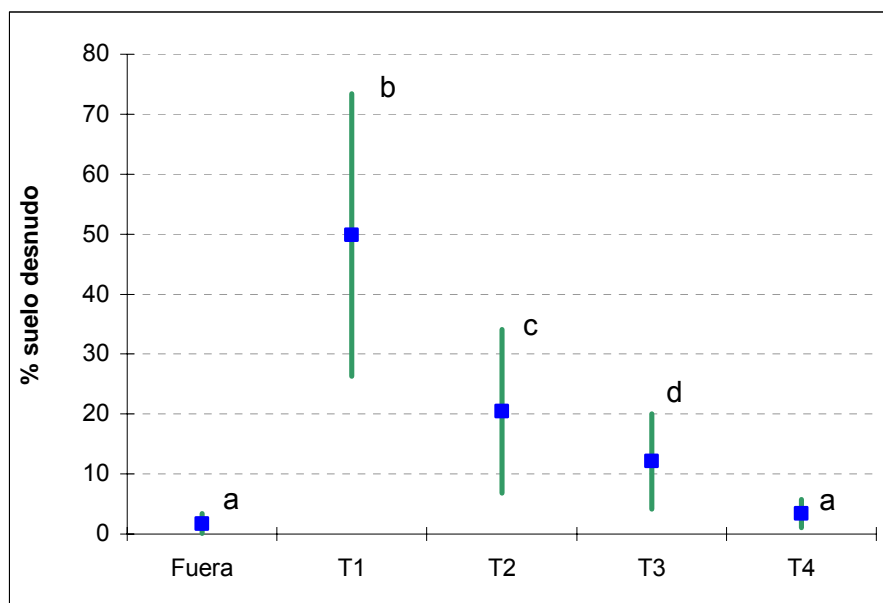


Figura 33.- Evolución de los valores medios del porcentaje de suelo desnudo en las parcelas bajas (<1450m). Las barras verticales indican los límites de confianza al 95%. Los valores con diferentes letras indican diferencias significativas según tests pareados de Wilcoxon.

La cantidad media de materia muerta (MSI) Fuera de las hozaduras es significativamente mayor que Dentro de ellas [ANOVA Chi Sqr. (N = 12, df = 4) = 25,25862 P<0,001], aunque esta va aumentando a medida que se produce crecimiento y senescencia de las plantas Dentro de las hozaduras (fig. 30).

Determinadas especies como *Trifolium repens* o *Plantago media* colonizan las hozaduras en sus fases iniciales y posteriormente se mantienen en una proporción similar. *Plantago media* no presenta diferencias significativas debidas al factor tiempo (ANOVA Friedman), pero los tests de Wilcoxon muestran que las diferencias entre la proporción Dentro de las hozaduras en diferentes fases fue significativamente mayor que en el control (Fuera) (fig. 32). *Agrostis capillaris* presenta diferencias significativas debidas a la colonización (ANOVA Friedman), pero los tests pareados de Wilcoxon no muestran diferencias significativas entre ninguno de los periodos entre ellos y con el control, probablemente porque en el análisis se consideraron como valores 0% cuando había ausencias. *Poa annua* parece mostrar una tendencia a aumentar Dentro de las hozaduras en el transcurso del tiempo hasta igualarse (estadísticamente) con las proporciones de Fuera. Dentro de las hozaduras también se observa la relativa importancia de especies dicotiledóneas, pioneras de este tipo de ambientes, tales como: *Taraxacum officinale*, *Veronica serpilifolia*, *Rumex acetosa*, *Stellaria media*, *Barbarea intermedia*, etc (fig. 32). probablemente estas especies se ven favorecidas por una mayor fertilidad Dentro de las hozaduras (Singer et al., 1984).

#### 4.4.3. - Evolución de del índice de similitud y de la diversidad de especies

Hemos intentado comprobar la hipótesis de que, a medida que las hozaduras se van colonizando, la vegetación de Dentro de las hozaduras se parece cada vez más en composición y proporción de especies a las condiciones iniciales, representadas por la parcela de Fuera. Para ello hemos calculado un índice de similitud para cada parcela entre la composición florística de Dentro de las hozaduras, en cada una de las fases de colonización, y la parcela control de Fuera de la hozadura. Los valores medios de los índices de similitud para cada período, con sus intervalos de confianza al 95%, se expresan en la figura 34.

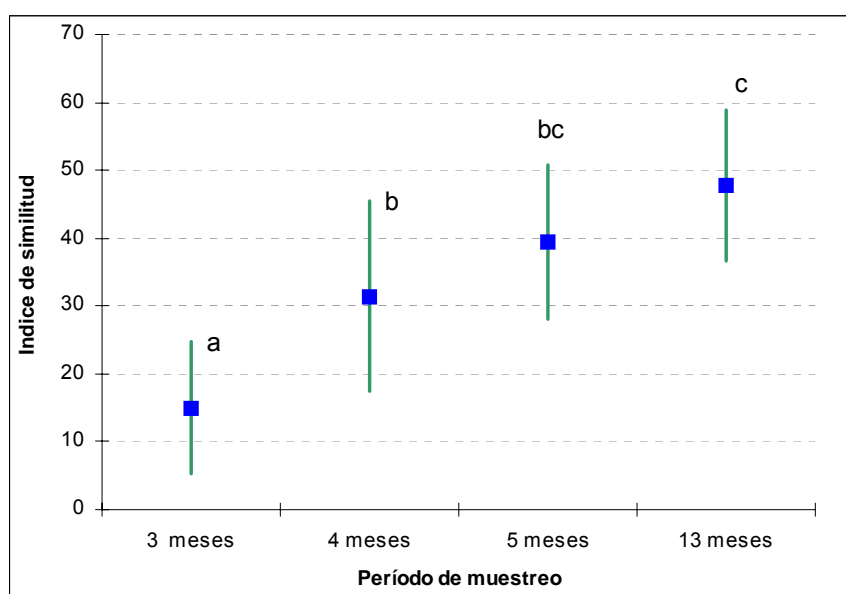


Figura 34.- Evolución de los valores medios con los límites de confianza al 95 % del Índice de Similitud de Kulzinsky entre la composición florística Dentro y Fuera de las hozaduras. Letras diferentes indican diferencias significativas según tests *a posteriori* de Duncan

Como puede verse la similitud entre la vegetación que coloniza las hozaduras y la vegetación que se encuentra Fuera de ellas, crece significativamente con el tiempo (ANOVA  $F= 6,6$ ,  $gl= 3-47$ ;  $P>0,001$ ). La similitud media entre los 4 y 5 meses no difiere significativamente, y tampoco hay diferencias significativas entre los 5 y 13 meses, pero sí difieren el resto de los meses (test *a posteriori* de Duncan). Al cabo de un año el 50% de la vegetación es idéntica entre Fuera y Dentro de las hozaduras. Compárese con los valores de la figura 17: parece lógico pensar que la similitud de la vegetación Dentro y Fuera diferirá según las diferentes comunidades vegetales, pero por el momento, el pequeño tamaño de la muestra no permite realizar este análisis.

En la figura 35 hemos representado la variación del número medio de especies Dentro de las hozaduras a lo largo del tiempo y las hemos comparado con el número medio de especies Fuera de ellas. Para estimar esta última cantidad, hemos utilizado los datos de uno solo de los cuadrados muestreados elegido al azar, para igualar el esfuerzo de muestreo Dentro y Fuera en todas las parcelas. Como se dijo en la Metodología Dentro de las hozaduras siempre se muestreo un cuadrado (5x5 puntos horizontales).

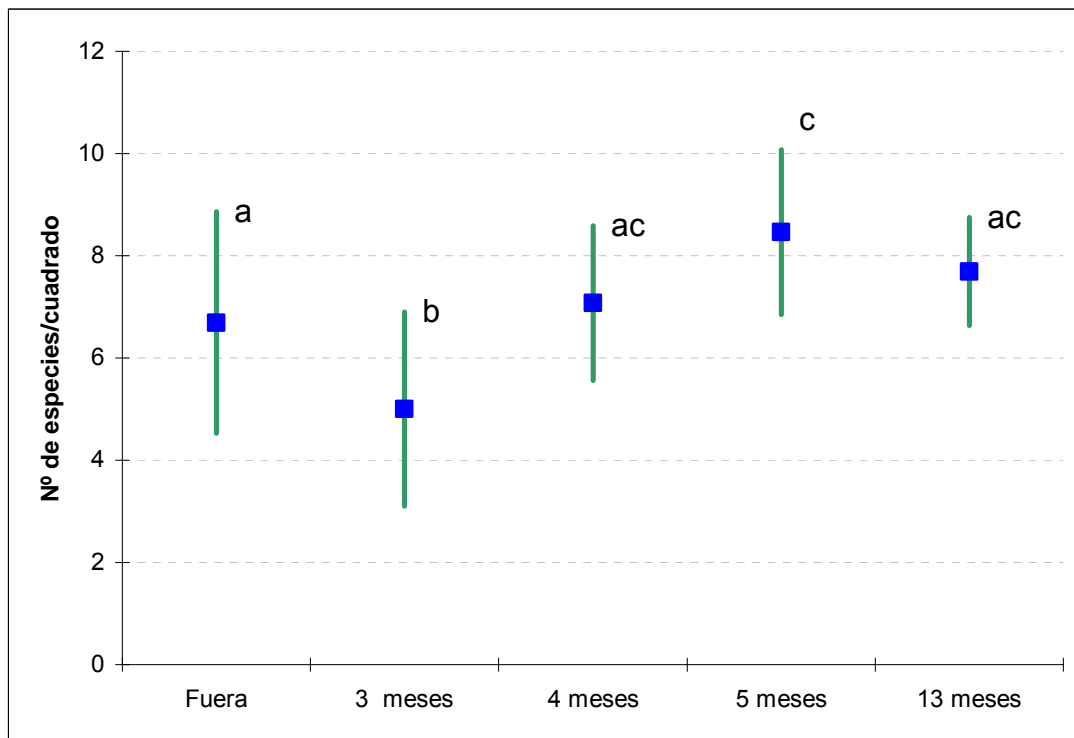


Figura 35.- Evolución del número medio de especies en las parcelas bajas (<1450m) a lo largo del tiempo y comparación con los valores de control (Fuera). Las barras verticales representan los límites de confianza al 95%. Letras diferentes indican diferencias significativas según un test LSD a posteriori (N=13).

En la figura 35 hemos omitido el valor del nº de especies Dentro de las hozaduras en el momento inicial (cuyo valor sería 0), ya que no se incluyó en el análisis estadístico. La variación del nº medio de especies en el transcurso del tiempo presenta diferencias significativas (ANOVA  $F=5,7$ ;  $gl=4-44$ ;  $P<0,001$ ). El nº medio de especies Fuera de las hozaduras es de 6,7 especies en el mes de Abril, que pasarían a ser 0 cuando se produce la excavación por el jabalí. A los tres meses el nº de especies a aumentado a 5 pero es significativamente menor que en el estado inicial (test LSD a posteriori). A los 4 meses el nº de especies (7,1) no difiere significativamente del control, con lo que desde ese punto de vista puede decirse que se restituyen las condiciones iniciales. A los 5 meses el nº de especies (8,5) sigue aumentando significativamente (en relación al valor inicial), las diferencias con el valor a los 4 meses son casi significativas ( $P=0,083$ ). Después de un año (13 meses) el nº de

especies vuelve a descender (7,7) de tal forma que no presenta diferencias significativas con los valores iniciales ni con el valor de los 5 meses.

Puede decirse que la perturbación producida por el jabalí, después de eliminar completamente la vegetación, produce un aumento pasajero del nº de especies, el cual vuelve a estabilizarse después de un año. Kotanen también (1995) señaló aumentos en el nº de especies producidos por las hozaduras de los cerdos salvajes en California, aunque en su caso la restitución a los valores iniciales tardó 2,5 años. Otros estudios han señalado patrones similares en cuanto a la evolución de la riqueza de especies (Collins & Barber, 1985).

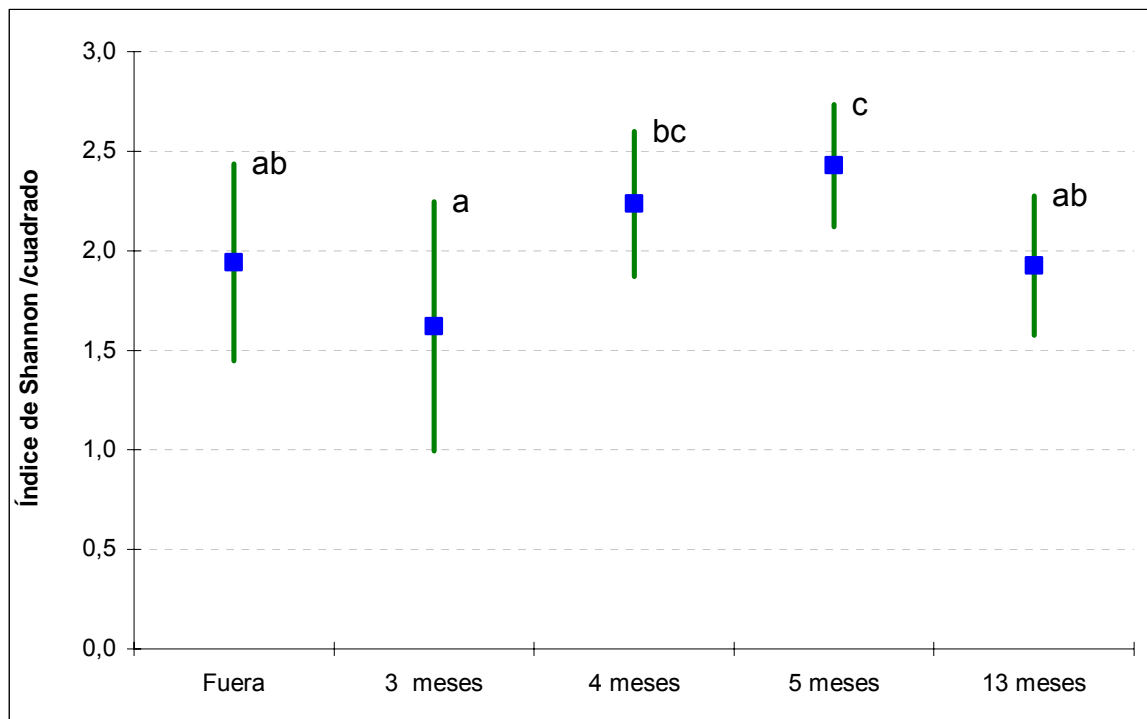


Figura 36.- Evolución de promedio del índice de diversidad de Shannon-Weaver en las parcelas bajas (<1450m) a lo largo del tiempo y comparación con los valores de control (Fuera). Las barras verticales representan los límites de confianza al 95%. Letras diferentes indican diferencias significativas según un test LSD a posteriori (N=13).

Por lo que se refiere a la diversidad promedio, medida a partir del índice de Shannon-Weaver, el patrón de evolución es muy similar al encontrado para la riqueza de especies (fig. 36). La variación de la diversidad a lo largo del tiempo también es significativa (ANOVA  $F=4,5$ ;  $gl=4-44$ ;  $P=0,003$ ), pero en este caso la tendencia al descenso al final del período de estudio es más clara, ya que las diferencia entre los 5 y los 13 meses son significativas. Partiendo de un valor inicial 0, la diversidad va aumentando durante los meses siguientes hasta superar el valor de la vegetación no perturbada a los 5 meses, estabilizándose a los 13 meses.

El patrón de evolución del índice de Shannon-Weaver es semejante al de la riqueza de especies. Probablemente se debe a que este índice tiene dos componentes: el de la riqueza



de especies y el de equitabilidad (evenness), que mide la equiproporcionalidad de las frecuencias de las especies y puede medirse mediante la expresión  $E = H' / H'_{\max}$ , siendo  $H'$  el índice de Shannon-Weaver y  $H'_{\max}$  el logaritmo en base 2 del nº total de especies (Marrugan, 1988).

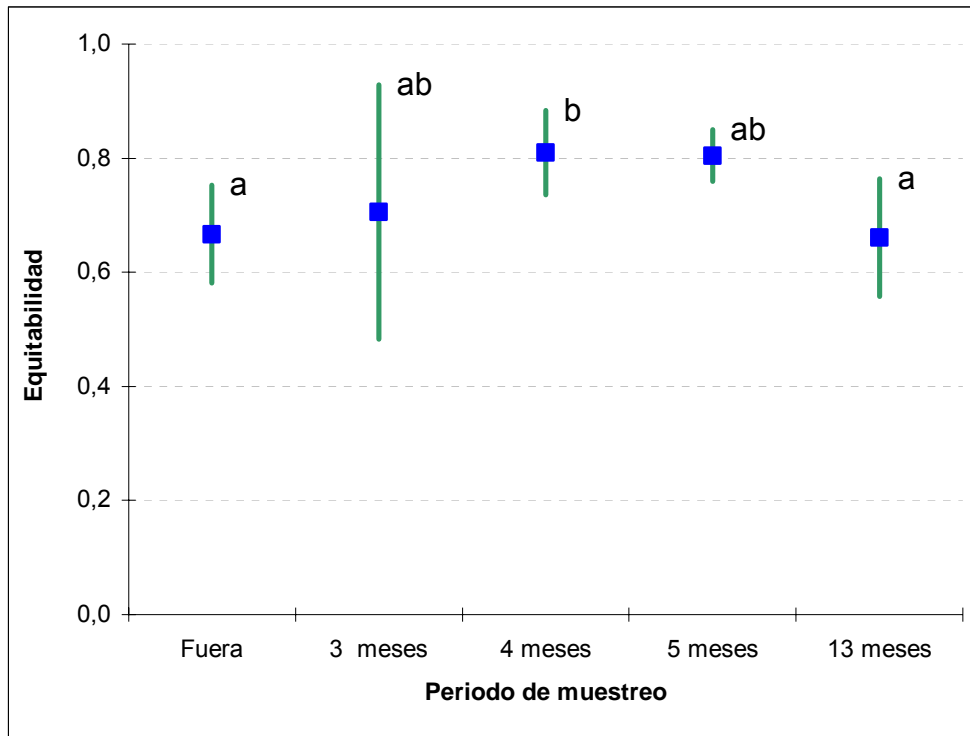


Figura 37.- Evolución de promedio del índice de equitabilidad (evenness) en las parcelas bajas (<1450m) a lo largo del tiempo y comparación con los valores de control (Fuera). Las barras verticales representan los límites de confianza al 95%. Letras diferentes indican diferencias significativas según un test LSD a posteriori (N=13).

Hemos calculado el promedio de la equitabilidad de todas las parcelas a lo largo del tiempo (fig. 37). Las diferencias no son significativas (ANOVA  $F=2,2$ ;  $gl=4-44$ ;  $P=0,08$ ) y el test LSD a posteriori solo señaló diferencias significativas entre Fuera y los 4 meses, y entre los 4 y los 13 meses. Es decir, se produce un aumento significativo de la equitabilidad hacia la mitad del proceso de colonización, pero en general los valores son muy similares. Esto indica que el componente que produce las variaciones más importantes en el índice de Shannon-Weaver es la riqueza de especies y por ello sus patrones de variación son similares.

#### 4.4.4.- Evolución de las categorías vegetales, del valor ecológico y del valor pastoral en las parcelas bajas (<1450m)

En la figura 38 se representa los cambios que experimentan las proporciones de las categorías vegetales de Graminoides y Otras herbáceas durante el proceso de colonización en las hozaduras de las parcelas bajas (<1450m). Son valores medios correspondientes a 13 parcelas. Como puede verse la proporción de Graminoides en la vegetación control (Fuera) es significativamente mayor ( $F=12,7$ ;  $gl=1-24$ ;  $P=0,002$ ) que la de Otras Herbáceas, tal como ya se había puesto de manifiesto en el análisis general de la vegetación (fig. 14). Cuando se produce la excavación y su posterior colonización esta situación se invierte drásticamente predominando las Otras herbáceas, pero a medida que transcurre el tiempo las proporciones tienden a restituirse.

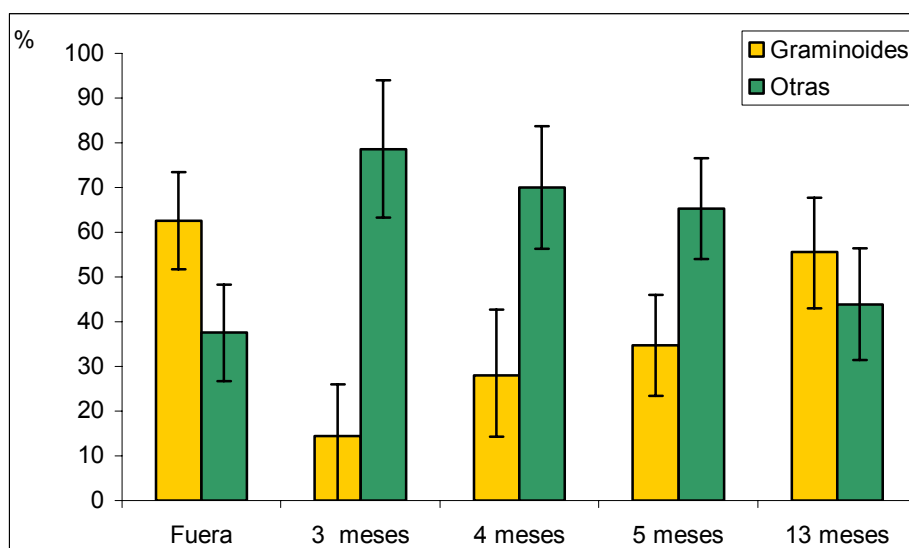


Figura 38.- Variación con el tiempo de las proporciones medias de las categorías vegetales Graminoides y Otras herbáceas Dentro de las hozaduras y comparación con la parcela no perturbada (Fuera). Las barras verticales indican los límites de confianza al 95% (N=13).

Hemos realizado un ANOVA de 2 vías para comprobar la influencia del factor Tiempo y del factor Categoría vegetal en la variación de las proporciones. Respecto del primer factor las diferencias fueron significativas ( $P<0,001$ ), pero no respecto del segundo. Ello se debe a la gran variabilidad de las proporciones cuando se juntan todos los períodos. Sin embargo la interacción es significativa ( $P<0,001$ ), lo cual significa que las proporciones de las categorías vegetales pueden ser diferentes dependiendo de la fase de colonización.

Los análisis de la varianza de una vía nos informan de que las condiciones a los 13 meses no son completamente idénticas a las iniciales, ya que las diferencias entre

Graminoides y Otras herbáceas no son significativas ( $F=2,1$ ,  $gl=1-24$ ;  $P=0,2$ ). Las diferencias entre los dos grupos en todo el resto de los períodos y en el control son siempre significativas.

Para analizar la evolución del Valor Ecológico de las especies que colonizan las hozaduras en las diferentes fases de la colonización, hemos seguido un procedimiento similar al utilizado en el apartado 4.3.3a, es decir, hemos calculado el valor ecológico de las especies presentes Fuera de la hozadura y en los diferentes períodos de colonización (Anexo 6) y hemos calculado el valor medio. Los resultados se representan en la figura 39.

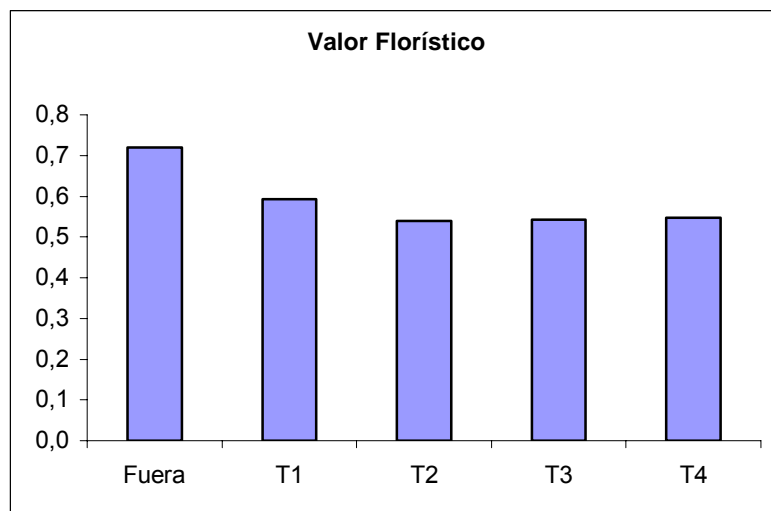


Figura 39.- Variación con el tiempo del Valor Ecológico medio Dentro de las hozaduras y comparación con las parcelas no perturbadas (Fuera) en las parcelas bajas (N=13). T1, T2, T3 y T4 corresponden a los 3, 4, 5 y 13 meses respectivamente.

Como puede observarse, en general, los valores son muy bajos en todos los períodos (tener en cuenta que el índice varía de 0 a 5), y aunque el valor Fuera de las hozaduras es ligeramente más alto, las diferencias no son significativas (Kruskal-Wallis ANOVA  $H=1,9$ ;  $P=0,7$ ). Tampoco existen diferencias significativas entre ninguno de los períodos y el valor de Fuera de las hozaduras analizándolos por separado (Kolmogorov-Smirnov Test,  $P>0,1$ ). Podemos concluir que estos resultados son concordantes con los obtenidos en la valoración general (apdo. 4.3.3a), en donde encontramos un bajo valor ecológico general para la flora de los pastos hozados y la ausencia de diferencias significativas entre la vegetación de Dentro y de Fuera de las hozaduras.

Debido a la falta de datos sobre composición bromatológica de muchas de las especies presentes en las parcelas de seguimiento, para calcular la evolución del Valor Pastoral hemos recurrido a los valores medios de calidad de las categorías vegetales (Graminoides y Otras Herbáceas). Hemos promediado los valores medios estivales de concentración de nitrógeno, fósforo y digestibilidad de 12 especies de Graminoides y 10 de

Otras herbáceas (Marinas, 2002) y los hemos aplicado a las proporciones y variaciones de cobertura de esas categorías vegetales encontradas en los muestreos de evolución (fig. 38). No hemos adoptado ningún índice selección.

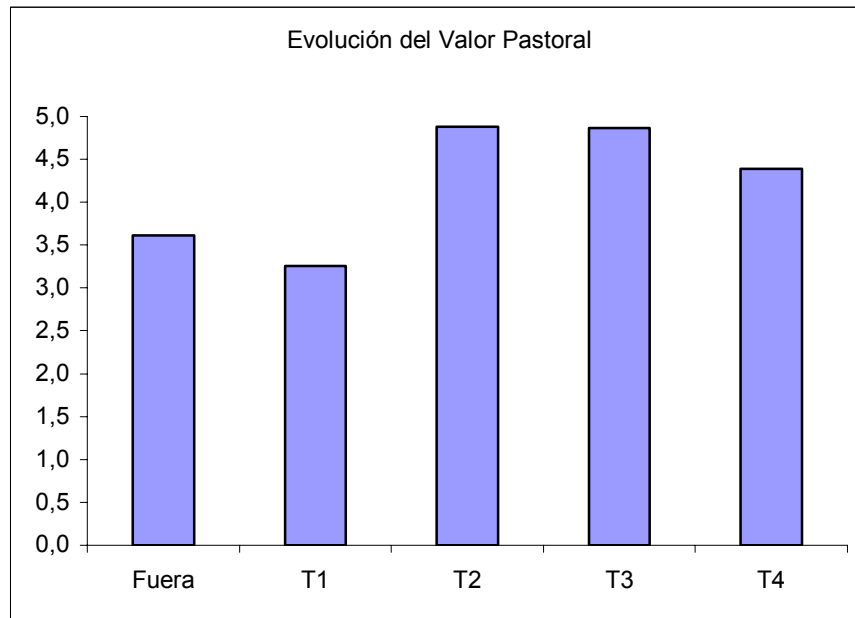


Figura 40.- Variación con el tiempo del Valor Pastoral medio Dentro de las hozaduras y comparación con las parcelas no perturbadas (Fuera) en las parcelas bajas (N=13). T1, T2, T3 y T4 corresponden a los 3, 4, 5 y 13 meses respectivamente.

Los resultados se expresan en la figura 40. En relación con la vegetación de control (Fuera), en el primer período de colonización (3 meses) el valor pastoral desciende ligeramente. Ello se debe a que, si bien la calidad de las plantas es más alta debido a la mayor proporción de Otras herbáceas, como la cobertura vegetal es muy baja, los valores se equilibran. A los 5 meses (T2) el valor pastoral aumenta porque la proporción de Dicotiledóneas se sigue manteniendo relativamente alta y la cobertura también ha aumentado. En los periodos siguientes el valor pastoral desciende ligeramente debido a que la proporción de Graminoides va aumentando paulatinamente. El resultado final a los 13 meses (T4) es una vegetación con un valor pastoral algo superior al valor inicial. Ello es debido a que en T4 la cobertura es algo mayor a la de la vegetación de Fuera, - ya que tiene menos materia muerta (MSI) (fig. 32)-, y la proporción de Otras herbáceas es ligeramente superior (fig. 38).

## 5 CONCLUSIONES

### *Incidencia de los daños del jabalí en el área de estudio a escala de paisaje*

- 1.- La incidencia de la actividad excavadora del jabalí durante el año 2002 parece menor a la observada durante el período 2000-2001 (invierno-primavera-verano). El total de áreas perturbadas cartografiadas por el equipo IPE ocupan una superficie de 193 ha, mientras que en el período anterior fueron cartografiadas por el equipo del PNP 428 ha. El área cartografiada en 2002 representa un 6,6% de la superficie de pastos, pero solo un 37,5% de la vegetación de esta superficie, como máximo, estaría efectivamente dañada por las hozaduras de jabalí. La superficie realmente removida por el jabalí se situaría en el intervalo de 1,2 a 2,4% de la superficie total de pastos del área de estudio
- 2.- Los sectores más afectados por el jabalí fueron los valles de Belonce y de Espelunguère. Un análisis de selección a gran escala por medio de un Sistema de Información Geográfico, permitiría quizás detectar si existe algún factor topográfico o ecológico que influya sobre esta mayor incidencia.
- 3.- La actividad hozadora del jabalí se produjo a lo largo de todo el año 2002 durante el período libre de nieve, que va desde mayo a octubre. Sin embargo, parece que se produjeron épocas de mayor incidencia en primavera (mayo y junio) y a final de verano y en otoño. Es posible que estos máximos coincidan con unas condiciones climáticas que humedecen y ablandan el suelo permitiendo una mayor facilidad de excavación. También parecen coincidir con períodos de falta de recursos tróficos aéreos.

### *Características y selección de las zonas hozadas a escala de parcela*

- 4.- El análisis a nivel de parcela nos proporciona un perfil de selección para las zonas hozadas, que se correspondería con las siguientes características: zonas preferentemente llanas, en terrenos arenosos, con un porcentaje de rocas bajo (la cuarta parte respecto a las zonas no hozadas) y con suelo profundo (> 25 cm). Son zonas próximas a puntos de agua, a caminos y cabañas pastorales y con presencia de ganado.
- 5.- Con respecto a la comunidad vegetal, parece existir una selección significativa por pastos mesófilos del tipo *Bromion* y *Bromion-Cynosurion*. También parecen más utilizados las comunidades nitrófilas (majadas, reposaderos de ganado), y cervunales (*Nardion*) y helechales, aunque sus diferencias no son significativas.

### *Impacto sobre la vegetación y su evolución temporal*

- 6.- Para el estudio del impacto en la vegetación pascícola producido por el jabalí hemos determinado la composición florística Dentro y Fuera de las hozaduras por medio de la

técnica del “point quadrat” (ver Métodos). Se han tomado un total de 15.724 puntos de contacto Fuera de las hozaduras y 17.079 Dentro de ellas, en el conjunto de 76 parcelas. En el interior de las hozaduras se han identificado 126 especies, por 101 Fuera de ellas. El 69% (87) de estas especies son comunes. Las abundancias de las especies más importantes son significativamente diferentes Dentro o Fuera de las hozaduras.

- 7.- El efecto más notable del impacto que el jabalí produce en la vegetación es aumentar drásticamente la proporción de las herbáceas dicotiledóneas Dentro de las hozaduras. Por lo general son especies colonizadoras, ruderales, nitrófilas y con gran tendencia a extenderse en superficie. Tales serían por ejemplo: *Veronica serpyllifolia*, *Veronica chamaedris*, *Stellaria media*, *Ceratium arvense*, *Barbarea intermedia*, *Galium saxatile*, etc. Por el contrario, Fuera de las hozaduras predominan las gramíneas que normalmente ocupan el fondo mayoritario de especies en estas comunidades cuando alcanzan un estadio permanente, o más o menos evolucionado. Ejemplo de ellas serían: *Agrostis capillaris*, *Poa annua*, *Festuca rubra*, *Trifolium repens*, *Nardus stricta*.
- 8.- Los índices de similitud y de diversidad entre la zona hozada y la no hozada son significativamente diferentes y además varían según la comunidad vegetal en que se producen las hozaduras. La comunidad que menor similitud tiene entre zona perturbada y no perturbada es el *Nardion* y la de mayor similitud es el *Bromion-Cynosurion*. En promedio el número de especies/parcela Dentro de las hozaduras (14,5) es significativamente mayor que Fuera de ellas (12,6). También el índice de diversidad de Shannon-Weaver es mayor Dentro (3,04) que Fuera de las hozaduras (2,49), siendo además significativamente distinto entre comunidades vegetales. La comunidad más diversa fue la del *Primulion* (3,34) y la menos diversa el helechal de *Pteridium aquilinum* (2,34).
- 9.- En algunas comunidades que tienen una especie dominante que compite fuertemente con las demás, tales como el helechal y el *Nardion*, las hozaduras pueden representar una de las pocas oportunidades para la entrada de nuevas especies en la comunidad.
- 10.- Independientemente de la pérdida de superficie efectiva de pastos, las perturbaciones producidas por el jabalí no representan una pérdida de biodiversidad, sino más bien todo lo contrario. Después de pasar por una diversidad nula, esta crece hasta superar los valores iniciales Dentro de las hozaduras. Sin embargo el aumento de diversidad es temporal, ya que después de un año la diversidad se restituye al valor inicial, al menos en los pastos bajos (<1450m).
- 11.- El Valor ecológico (valor de conservación) de las especies pascícolas del área de estudio es significativamente más bajo que en el resto del los Pirineos. Por otra parte no existen diferencias entre el valor ecológico de las plantas de Dentro y Fuera de las hozaduras.

- 12.- En cuanto al Valor pastoral puede decirse que, si bien la vegetación que crece Dentro de las hozaduras es teóricamente de mayor calidad que la que se encuentra Fuera de ellas, al ser la cobertura menor, el Valor pastoral Dentro de las hozaduras es más bajo. Sin embargo al igual que sucede con la diversidad, esta pérdida es transitoria, pues al cabo de un año el valor pastoral se recupera, e incluso aumenta ligeramente por reducción de la proporción de materia muerta.
- 13.- A baja altitud (<1450m) la cobertura vegetal Dentro de las hozaduras se recupera hasta el 87% durante el primer año. Los pastos altos (>1600m) recuperaron hasta el 45% de su cobertura durante los 9 primeros meses<sup>2</sup> (teniendo en cuenta la parada invernal de la vegetación).
- 14.- La proporción de suelo desnudo desciende durante la colonización hasta alcanzar los valores iniciales antes de la perturbación (3,4%). Dentro de las hozaduras hay menos materia seca que Fuera de ellas, pero esta va aumentando paulatinamente durante el proceso de colonización, aunque sin alcanzar los valores iniciales. El tipo y proporción de las especies que se desarrolla dentro de las hozaduras va aumentando en el transcurso del tiempo, hasta alcanzar un 50% de similitud con la vegetación de control al cabo de un año a baja altitud.

#### *Conclusión general*

- 15.- En términos generales puede decirse que, a pesar de lo espectacular de las hozaduras producidas por el jabalí y de la pérdida efectiva de valor pastoral, las condiciones iniciales del pasto se restablecen a partir de un año. El problema a medio plazo es la reincidencia de estas excavaciones año tras año. Sin embargo, su intensidad es variable según los años y esta parece depender de factores relacionados con la densidad de jabalíes y la disponibilidad de alimentos aéreos. A su vez estos factores tienen que ver con el tipo y la cantidad de las masas forestales de los territorios en cuestión.

---

<sup>2</sup> La duración del proyecto no ha permitido seguir la evolución de las parcelas altas más allá de ese período.

## 6 BIBLIOGRAFÍA

- Abaigar, T. (1993) Régimen alimentario del jabalí (*Sus scrofa*) en el sureste ibérico. Doñana, Acta Vertebrata, 21, 35-48.
- Acutis, M. & Costa, G. (1994) Exemple d'utilisation de l'analyse de la structure de la couverte herbacée sur un pâturage pour la détermination de sa valeur agronomique. REUR Technical Series, 30, 33-39.
- Aplet, G.H., Anderson, S.J., & Stone, C.P. (1991) Association between feral pig disturbance and the composition of some alien plant assemblages in Hawaii Volcanoes National Park. Vegetatio, 95, 55-62.
- Biau, A. (2002) Etude des relations entre ressources alimentaires forestières et dégâts de sanglier sur les milieux ouverts de la haute vallée d'Aspe. Mémoire de DESS, Université Le Mirail (Toulouse) - Parc National des Pyrénées (Tarbes), Toulouse - Tarbes.
- Borghgi, C.E., Giannoni, S.M., & Martínez-Rica, J.P. (1994) Habitat segregation of three sympatric fossorial rodents in the Spanish Pyrenees. Zeitschrift für Säugetierkunde, 59, 52-57.
- Bratton, S.P. (1975) The effect of the European wild boar, *Sus scrofa*, on Gray Beech Forest in the Great Smoky Mountains. Ecology, 56, 1356-1366.
- Braun-Blanquet, J. (1948) La Végétation Alpine des Pyrénées Orientales, Barcelona.
- Byers, C.R., Steinhorst, R.K., & Krausman, P.R. (1984) Clarification of a technique for analysis of utilization-availability data. J. Wildl. Manage, 48, 1050-1053.
- Collins, S.L. & Barber, S.C. (1985) Effects of disturbance on diversity in mixed-grass prairie. Vegetatio, 64, 87-94.
- Daget, P. & Poissonet, J. (1972) Un procédé d'estimation de la valeur pastorale des pâturages. Fourrages, 49, 31-39.
- Eberhardt, L.L. (1978) Transect methods for population studies. J. Wildl. Manage, 42, 1-31.
- Floyd, D.A. & Anderson, J.E. (1987) A comparison of three methods for estimating plant cover. Journal of Ecology, 75, 221-228.
- Gañán, N., García-González, R., Gómez-García, D., Aldezabal, A., & Marinas, A. (2003). Valoración eco-pastoral de los puertos de Góriz en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. In: Pastos, desarrollo y conservación (eds A.B. Robles, M.E. Ramos, M.C. Morales, E. de Simón, J.L. González Rebollar & J. Boza), pp. 431-436. Consej. Agricultura y Pesca. Junta de Andalucía, Granada.
- Gañán, N., Hernández, Y., Aldezabal, A., Gómez, D., & García-González, R. (2000) Plant selection by large herbivores in supraforestal Pyrenean pastures. In *Xième Reunion du Sous-Reseau Paturages de Montagne. FAO/CIHEAM. REUR Technical Series.*, pp. en prensa. FAO, Luz-St.-Saver (France), 13-17 Sept 2000.
- García-González, R., Arthur, C., Gómez, D., Herrero, J., Le Guelaff, T., Marinas, A., Sanz, G., & Valadon, A. (2002a) Wild boar rooting site characteristics at the landscape level in high mountain pastures of Western Pyrenees. In 4th International Wild Boar Symposium. 19-22 sept., pp. Poster, Lousa, Portugal.
- García-González, R., Arthur, C., Gómez, D., Herrero, J., Le Guelaff, T., Marinas, A., Sanz, G., & Valadon, A. (2002b) Wild boar rooting site selection in high mountain pastures of Western Pyrenees. In 4th International Wild Boar Symposium, 19-22 sept. 2002, pp. Poster, Lousa, Portugal.
- García-González, R., Marinas, A., & Gómez-García, D. (2003). Comparación de métodos de valoración pastoral en especies pascícolas pirenaicas. In Pastos, desarrollo y conservación (eds A.B. Robles, M.E. Ramos, M.C. Morales, E. de Simón, J.L. González Rebollar & J. Boza), pp. 437-442. Consej. Agricultura y Pesca. Junta de Andalucía, Granada.
- Gauch, H.G. (1973) The relationship between sample similarity and ecological distance. Ecology, 54, 618-622.
- Gómez, D. & Remón, J.L. (1993). Tipificación, cartografía y producción de los pastos supraforestales en el Pirineo occidental español: Objetivos y métodos. In Nutrición de Rumiantes en Zonas Áridas y de Montaña y su relación con la Conservación del Medio Natural (ed J.F. Aguilera), pp. 35-48. Junta de Andalucía, Sevilla.
- Gómez-García, D., Azorín, J., Giannoni, S.M., & Borghi, C.E. (in press) Mutualistic relationships between a geophyte and a fossorial mammal in the Pyrenees. Plant ecology.
- Gómez-García, D., Borghi, C.E., & Giannoni, S.M. (1995) Vegetation differences caused by pine vole mound building in subalpine plant communities in the Spanish Pyrenees. Vegetatio, 117, 61-67.



- Gómez-García, D., García-González, R., Marinas, A., & Aldezabal, A. (2002) An eco-pastoral index for evaluating Pyrenean mountain grasslands. In Proceedings of the 19th General Meeting of the European Grassland Federation, Vol. I, pp. 922-923. European Grassland Federation, La Rochelle (Francia).
- Gómez-García, D., García-González, R., & Remón, J.L. (2001) Una valoración ecológica de los pastos de montaña de los Pirineos. In Acta de XLI Reunión Científica de la SEEP, pp. 201-208, Alicante.
- Grant, S.A., Suckling, D.E., Smith, H.K., Torvell, L., Forbes, T.D.A., & Hodgson, J. (1985) Comparative studies of diet selection by sheep and cattle: the hill grasslands. *J. Ecol.*, 73, 987-1004.
- Grignani, C., Pascual, G., & Reyneri, A. (1990) Structure et qualité de différentes espèces et pelouses d'alpages (Alpes italiennes). *Fourrages*, 122, 159-174.
- Guinochet, M. & Vilmorin, R. (1973-84) Flore de France. 5 vol., Centre National de la Recherche Scientifique, Paris.
- Herrero, J., Irizar, I., Laskurain, N., & García-González, R. (1994) Fall and winter foods of Wild boar (*Sus scrofa*) in South-Western Pyrenees. In Abstracts Conf. Ungulates in Temperate Forest Ecosystem, Wageningen, Holanda.
- Hone, J. (1988) Feral pig rooting in a mountain forest and woodland: Distribution, abundance and relationships with environmental variables. *Australian Journal of Ecology*, 13, 393-400.
- Janeau, G., Cousse, S., Cargnelutti, B., & Spitz, F. (1995) Le rôle des déplacements journaliers dans l'organisation socio-spatiale des populations de sangliers (*Sus scrofa* L.). *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, 50, 35-48.
- Kotanan, P.M. (1995) Responses of vegetation to changing regime of disturbance: effects of feral pigs in a Californian coastal prairie. *Ecography*, 18, 190-199.
- Krebs, C.J. (1989) *Ecological Methodology* HarperCollins, New York.
- Laurance, W.F. & Harrington, G.N. (1997) Ecological associations of feeding sites of feral pigs in the Queensland wet tropics. *Wildlife Research*, 24, 579-590.
- Le Guelaff, T. (2001) Situation et impact agro-écologique des d'gâts de sanglier en vallée d'Aspe. Mémoire de DESS, Institut d'Ecologie Appliquée (Angers) - Parc National des Pyrénées (Tarbes).
- Marinas, A. (2002). Valoración nutritiva de especies de pastos pirenaicos. Instituto de Estudios Altoaragones, Huesca.
- Marinas, A., Gañán, N., Hernández, Y., Gómez, D., & García-González, R. (2001) Composición química primaveral de las especies frecuentemente utilizadas en pastos supraforestales del Pirineo Occidental. In Actas de XLI Reunión Científica de la SEEP, pp. 316-322, Alicante.
- Marinas, A., García-González, R., & Fondevila, M. (2003) The nutritive value of five species occurring in the summer grazing ranges of the Pyrenees. *Animal Science*, en prensa.
- Marrugan, A.E. (1988) *Ecological diversity and its measurement* Croom Helm, London & Sidney.
- Neu, C.W., Byers, C.R., & Peek, J.M. (1974) A technique for analysis of utilization- availability data. *J. Wildl. Manage.*, 38, 541-545.
- Noy-Meir, I. (1995) Interactive effects of fire and grazing on structure and diversity of Mediterranean grasslands. *Journal of Vegetation Science*, 6, 701-710.
- Olivier, L., Galland, J.P., & Maurin, H. (1995) Livre rouge de la flore menacée de France. Tome1: Espèces prioritaires., Museum national d'histoire naturelle, Institut d'ecologie et de gestion de la biodiversité, Service du patrimoine naturel, Paris.
- Onipchenko, V.G. & Golikov, K.A. (1996) Microscale revegetation of alpine lichen heath after wild boar digging: fifteen years of observations on permanent plots. *Oecologia montana*, 5, 35-39.
- Remón, J.L. & Gómez, D. (1989) Comunidades vegetales y su distribución altitudinal del Puerto de Aisa. *Acta Biologica Montana*, 9, 283-290.
- Singer, F.J., Swank, W.T., & Clebsch, E.E.C. (1984) Effects of wild pig in a deciduous forest. *Journal of Wildlife Management*, 48, 464-473.
- Tellería, J.L. & Saez-Royuela, C. (1985) L'evolution demographique du sanglier (*Sus scrofa*) en Espagne. *Mammalia*, 49, 195-202.
- Tutin, T.G. & al, eds. (1964-1980) *Flora Europaea*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Welander, J. (2000) Spatial and temporal dynamics of a disturbance regime: wild boar (*Sus scrofa*) rooting and its effects on plant species diversity. Doctoral dissertation, Swedish University of Agricultural Sciences.