Dinámica sucesional tras el abandono y recuperación del matorral mediante pastoreo controlado. Experiencia en un sector de la montaña de León

Javier Álvarez Martínez

BIBLIOTECA VIRTUAL
MIGUEL DE CERVANTES

I S B N: 84-89727-64-3
Depósito Legal: S. 54-98

Servei de Publicacions
Universitat de Lleida

TESITEX, S.L.
c/. Melchor Cano, 15
Télf. 923 - 25 51 15
Fax 923 - 25 87 03
37007 SALAMANCA

ÍNDICE GENERAL

0. AGRADECIMIENTOS
CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN
- 1.1. El pastizal como sistema dinámico, resultado de la interacción vegetación-herbívoro
- 1.2. Sistemas ganaderos extensivos de montaña. Problemática actual
- 1.3. Causas de la degradación de los pastizales. El abandono
- 1.4. El papel de los grandes herbívoros
- 1.5. Objetivos
- 1.6. Organización de la memoria

CAPÍTULO 2: MATERIAL Y MÉTODOS
- 2.1. Planteamiento experimental
  - 2.1.1. Comunidad de pastizal
    - 2.1.1.1. Dinámica sucesional
    - 2.1.1.2. Recuperación de matorral hacia pasto
  - 2.1.2. Cambios en el paisaje agrario
- 2.2. Selección y características del área de estudio
  - 2.2.1. Descripción del área
    - 2.2.1.1. Caracteres geográficos
    - 2.2.1.2. Aspectos geológicos
    - 2.2.1.3. Caracteres climáticos
    - 2.2.1.4. Fitogeografía
    - 2.2.1.5. Bioclimatología
    - 2.2.1.6. Aspectos edáficos
    - 2.2.1.7. Paisaje Vegetal
    - 2.2.1.8. Población
    - 2.2.1.9. Usos del territorio
    - 2.2.1.10. Explotación de los pastos
    - 2.2.1.11. Distribución estacional de los usos ganaderos
- 2.3. Características de las localidades seleccionadas
  - 2.3.1. Comunidad de pastizal
    - 2.3.1.1. Experiencia sobre dinámica sucesional
    - 2.3.1.2. Recuperación del matorral hacia pastos
  - 2.3.2. Cambios en el paisaje
- 2.4. Desarrollo de los muestreos
  - 2.4.1. Muestreo de campo
    - 2.4.1.1. Consideraciones sobre las estrategias de muestreo utilizadas
  - 2.4.2. Muestreo en laboratorio
- 2.5. Análisis numéricos
  - 2.5.1. Técnicas simples
    - 2.5.1.1. Medidas de centralización y dispersión
    - 2.5.1.2. Correlaciones y regresiones, simples y múltiples
    - 2.5.1.3. Análisis de la varianza
    - 2.5.1.4. Perfiles ecológicos de frecuencia e índice
  - 2.5.2. Técnicas multivariantes
    - 2.5.2.1. Análisis de ordenación
    - 2.5.2.2. Análisis de Clasificación

BIBLIOTECA VIRTUAL MIGUEL DE CERVANTES

CAPÍTULO 3: ANÁLISIS DE LA HOMOGENEIDAD DE LAS LOCALIDADES SELECCIONADAS EN CUANTO A LA INTENSIDAD DE PASTOREO. EL PERFIL DE BIOMASA SUBTERRÁNEA COMO INDICADOR
3.1. Introducción
3.2. Material y métodos
3.2.1. Métodos de campo
3.2.2. Análisis de datos
3.3. Resultados
3.3.1. Variación en las tendencias de la vegetación
3.3.2. Distribución de la biomasa entre tipos biológicos
3.3.3. Biomasa total en los diferentes estratos
3.3.4. Distribución de la biomasa entre distintos estratos
3.4. Discusión
3.4.1. Estructura de la comunidad y variación ambiental
3.4.2. Perfiles verticales de biomasa
3.4.3. Implicaciones en las interacciones entre plantas
CAPÍTULO 4: CAMBIOS SUCESIONALES EN LAS COMUNIDADES DE PASTIZAL
4.1. Introducción
4.1.1. Objetivos
4.1.2. Muestreo
4.1.3. Resultados
4.2. Dinámica de la biomasa y Producción
4.2.1. Biomasa
4.2.2. Parcela testigo
4.2.3. Conjunto de parcelas
4.2.4. Conclusiones
4.2.5. Producción primaria anual
4.3. Cambios temporales en la composición y estructura de las comunidades como consecuencia de las perturbaciones
4.3.1. Influencia de los factores de variación sobre la composición específica de las comunidades
4.3.2. Cambios temporales en la distribución relativa de las comunidades inducidas por los tratamientos
4.4. Evaluación de las comunidades según sus características estructurales
4.4.1. Tipos biológicos
4.4.1.1. Tipos biológicos diferenciados
4.4.1.2. Dinámica de las comunidades I: Cambios en la abundancia de tipos biológicos inducidos por los factores considerados en el diseño experimental
4.4.1.3. Dinámica de las comunidades II: Cambios generales en la abundancia de los tipos biológicos tras perturbaciones experimentales
4.4.1.4. Análisis de la variación de tipos biológicos en función de su biomasa, a lo largo del primer año tras las perturbaciones
4.4.2. Diversidad
4.4.2.1. Relación de la diversidad con otros descriptores equivalentes
4.4.2.2. Cambios de la diversidad en función de distintos factores de variación
4.4.2.3. Conclusión

BIBLIOTECA VIRTUAL

CAPÍTULO 5: CAMBIOS ESTRUCTURALES EN LA COMUNIDAD DE MATORRAL-PASTO
5.1. Introducción
5.1.1. Origen e importancia de las formaciones de matorral
5.1.2. El matorral como fase de recuperación del bosque
5.2. Objetivos
5.3. Muestreo
5.3.1. Composición y estructura de las comunidades
5.3.1.1. Muestreo de detalle
5.3.1.2. Muestreo de arbustos
5.3.2. Biomasa arbustiva
5.3.3. Biomasa herbácea
5.4. Biomasa aérea inicial de *Cytisus scoparius*
5.5. Efecto de los distintos tratamientos sobre la estructura de la comunidad arbustiva
5.5.1. Evolución de las parcelas sometidas al tratamiento de quema y desbroce en ausencia de pastoreo. Eliminación de la biomasa arbustiva aérea
5.5.2. Evolución de las parcelas podada y testigo en ausencia de pastoreo. No eliminación de la biomasa arbustiva aérea
5.6. Cambios en la cobertura de las especies arbustivas como consecuencia del pastoreo
5.7. Relaciones entre la cobertura herbácea y las especies arbustivas
5.7.1. Regresiones lineales
5.7.2. Regresiones múltiples
5.8. Evolución temporal de parámetros controlados en las especies arbustivas como indicadores de cambios en la comunidad de matorral por efecto del pastoreo
5.8.1. *Cytisus scoparius*. Biomasa y cobertura
5.8.1.1. Producción de brotes del año en *Cytisus scoparius*
5.8.1.2. Evolución de la relación producción brotes del año | biomasa total en *Cytisus scoparius*
5.8.1.3. Disminución en la altura máxima y en el volumen de *Cytisus scoparius* por la acción de las cabras
5.8.2. *Rubus idaeus*
5.8.3. *Rosa* spp.
5.8.4. *Quercus pyrenaica*
5.9. Análisis de la relación de la biomasa de *Cytisus scoparius* con distintos parámetros cuantitativos indicadores de estructura
5.10. Evolución de las matas de *Cytisus scoparius* por efecto del pastoreo
5.11. Evolución de la producción herbácea. Consumo herbáceo
5.12. Discusión
5.12.1. Biomasa inicial
5.12.2. Tratamientos experimentales
5.12.3. Efecto modelador y de control que ejercen los ungulados sobre el matorral
5.12.4. Eliminación-explotación del matorral de *Cytisus scoparius*
5.12.5. Efecto de la carga en el control del matorral
5.12.6. Interacción vegetación herbácea | arbustiva
5.13. Conclusiones
CAPÍTULO 6: RESPUESTA DE LA COMUNIDAD DE MATORRAL-PASTO A LA

ACCIÓN DE LOS HERBÍVOROS
6.1. Introducción
6.1.1. Secuencia analítica
6.2. Evolución de la comunidad herbácea. Cambios en la composición específica como respuesta al pastoreo
6.2.1. Caracterización de las facies evolutivas de la comunidad herbácea
6.2.2. Ordenación de inventarios de las parcelas según su composición específica
6.3. Influencia de los factores de control considerados en la experiencia sobre la presencia de las especies que componen la comunidad de pasto
6.4. Comportamiento ecológico de las especies respecto a variables descriptoras de la estructura del pastizal a escala detallada
6.5. Diversidad y riqueza
CAPÍTULO 7: ESTIMACIÓN A ESCALA DE PAISAJE DE LOS PATRONES DE CAMBIO EN LA UTILIZACIÓN DE LAS COMUNIDADES DE PASTO
7.1. Introducción
7.2. Área de estudio
7.3. Método de muestreo
7.4. Procesos analíticos
7.5. Resultados y discusión
7.5.1. Cambios en conjunto
7.5.2. Cambios en dominancia
7.5.3. Cambios de diversidad
7.5.4. Patrones de cambio
7.6. Conclusión
CAPÍTULO 8: CONCLUSIONES
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS
ANEXOS

BIBLIOTECA VIRTUAL MIGUEL DE CERVANTES

BIBLIOTECA VIRTUAL
MIGUEL DE CERVANTES

A mis padres

0. Agradecimientos

Este trabajo ha sido realizado en la Estación Agrícola Experimental de León (CSIC), en su primera fase y en el Instituto Pirenaico de Ecología de Zaragoza (CSIC) en su fase final, gracias a la concesión de una beca de Ingenieros y Arquitectos del CSIC. La realización del mismo no habría sido posible sin la colaboración de muchas personas a las que quiero expresar mi más sincera gratitud. Vayan de antemano mis excusas a cualquier persona que por involuntario olvido pudiera no ser mencionada.

Deseo agradecer muy especialmente la inestimable ayuda prestada por Antonio Gómez Sal, director de esta Tesis. Su guía científica y buena disponibilidad para solucionar cualquier tipo de problema han sido esenciales en el desarrollo del trabajo contenido en esta Memoria. Su continua creatividad, imaginación y rigor científico no han dejado de sorprenderme constantemente.

Quiero expresar mi agradecimiento a todas las personas de la Estación Agrícola Experimental de León que me han ayudado en el desarrollo de esta investigación, especialmente a Manuel Rodríguez Pascual, amigo y compañero, que ha colaborado en todas las labores de campo y de laboratorio, a Concepción Carpintero Gigosos, por su apoyo en las fases iniciales de formación científica. A José Fernández Revuelta, exdirector de este centro, por las atenciones y facilidades prestadas. A Ángeles Morán y Francisco Soto por la ardua tarea de separación de las muestras de vegetación, a Avelino, Herminio y Pepe que me ayudaron en la instalación y montaje de los cercados de las parcelas experimentales.

A Miguel Angel Rodríguez, Salvador Rebollo y Miguel Angel Muñoz, compañeros de equipo, por sus valiosas sugerencias y aportaciones a la hora de resolver cuestiones técnicas. A Pedro Cordero por su apoyo moral y sus preciados comentarios.

Agradezco, en la fase final de elaboración de la Tesis, la colaboración de aquellos miembros del Instituto Pirenaico de Ecología que se han visto también de alguna forma involucrados en este trabajo: Amelia Gómez, Pilar Castro, Víctor Sanz y Carmen Pérez por su inagotable paciencia y ayuda prestada en la elaboración de figuras, tablas y diseño formal. A María Jesús Ramiro y Jesús Sánchez por su buena disposición y por la ejecución de algunas figuras y tablas, y a Juan Pablo Martínez Rica, director, por haber puesto a mi alcance todos los medios disponibles del Instituto.

No puedo olvidar la colaboración desinteresada de los propietarios de los terrenos donde fueron ubicadas las parcelas experimentales y, en especial, todas las ayudas prestadas por Ismael y José Luis cuyo interés, facilidades y buena voluntad permitieron que buena parte de la Investigación se centrara en la localidad de Coladilla. También he de agradecer la cooperación de Belarmino, propietario del rebaño de cabras, que siempre lo hemos tenido a nuestra disposición.

Debo mencionar que el trabajo realizado sobre dinámica sucesional (cercados en laderas) formó parte de un proyecto coordinado con el Departamento de la Universidad Complutense donde se llevó a cabo una experiencia paralela con cercados experimentales situada en distintas localidades de la Sierra de Madrid. Al prof. Francisco Díaz Pineda se deben las ideas originales sobre el diseño experimental de esta parte de la Tesis.

Finalmente he de reconocer el apoyo y la ayuda prestada constantemente por todo el personal de los los centros en los que realicé esta Tesis.

Capítulo 1: Introducción

1.1. El pastizal como sistema dinámico, resultado de la interacción vegetación-herbívoro

Las características orográficas y climáticas del territorio español exigen que la utilización del suelo en gran parte del mismo, deba llevarse a cabo con un criterio de conservación de los recursos. Su óptima gestión se consigue en muchos casos con la intervención de sistemas ganaderos extensivos basados en explotaciones de bajo coste. No por ello resulta fácil su manejo, al interaccionar múltiples factores que implican un elevado nivel de conocimientos.

En los sistemas ganaderos extensivos, el pastizal herbáceo es el recurso que juega un papel más destacado como abastecedor de alimento durante largas épocas del año, tanto para los ungulados domésticos como para los silvestres; estos últimos, también obtienen del pastizal el alimento con el que cubren la mayor parte de sus necesidades durante el año, si las condiciones climáticas, sobre todo la nieve, lo permiten.

El término pastizal tiene distintas acepciones. Así, en España, como ponen de manifiesto los trabajos clásicos de Montserrat (1956) y Rivas Goday y Rivas Martínez (1963), el término ha sido aplicado tradicionalmente a formaciones herbáceas, sean perennes o anuales.

En el continente americano «pastizal» resulta sinónimo de -*Range*, *Pasture*- (Woolfolk, 1975) y su significado tiene la connotación de fuente de alimento para herbívoros en régimen extensivo. Sin embargo, la mayoría de autores lo restringen a situaciones en las que no se han provocado cambios en la vegetación ni se han introducido otras especies, en definitiva no han sido mejoradas.

En este trabajo se considera como pastizal a aquellos terrenos poblados por especies vegetales espontáneas -entre las que dominan las herbáceas, sean perennes o anuales- cuyo aprovechamiento principal se realiza mediante pastoreo. Se caracterizan por la estacionalidad de la producción vegetal a lo largo del ciclo anual, con una variabilidad en la producción a lo largo de los años. En este último aspecto se diferencian de los prados de siega o las praderas húmedas, en las que la producción interanual suele ser más constante. La superficie cubierta por especies arbustivas debe ser inferior al 20%.

El Mapa de Cultivos y Aprovechamientos de la provincia de León (Ministerio de Agricultura, 1984), considera como matorral a aquellas formaciones en las que especies arbustivas o sufruticosas ocupan más del 60% del terreno. Entre ambas situaciones se pueden dar otras intermedias, como son el pastizal-matorral, que se caracterizan por ser áreas de pasto natural en las que la cobertura arbustiva ocupa entre el 20 y el 60%, o el matorral-pastizal, cuando se intercalan en el matorral áreas de pasto inferior al 40%. Esto aún se puede completar más al distinguir y añadir el carácter más o menos arbolado, pudiendo ser: a) sin arbolado, cuando las copas de árboles cubren menos del 5% de la superficie; b) con arbolado, si las copas de los árboles cubren entre el 5% y 20% de la superficie.

El pastizal está originado, mantenido y extendido, por tres actividades fundamentales:

a) pastoreo llevado a cabo por herbívoros silvestres

b) el pastoreo por animales domésticos

c) las labores agrarias.

En las mejores condiciones se puede alcanzar una situación de equilibrio entre suelo, vegetación y herbívoros, que permitirían la persistencia de las comunidades vegetales que integran el pastizal. Hay dos formas de romper este equilibrio, que conducen a la degradación del pastizal:

a) por sobrepastoreo, que conduce a una disminución o desaparición de la cubierta herbácea, con el peligro de erosión que ello implica (FAO, 1968; Morand-Fehr y de Simiane, 1977). Además de producir una disminución del banco de semillas por inhibición de la reproducción (Fuls, 1992).

b) por insuficiencia de pastoreo, que permite la evolución del sistema hacia otros tipos de comunidad. Este último caso es el verdaderamente preocupante en la actualidad en la zona estudiada por nosotros, y se ha visto agravado con el abandono de grandes superficies mantenedoras de ganadería extensiva (Morand-Fehr y de Simiane 1977; Celada *et al.*, 1989).

Efecto del pastoreo sobre la estructura de la comunidad de pastizal

El término de estructura lo entendemos como la disposición espacial o arquitectura de la comunidad. La defoliación, provocada por el pastoreo, juega un papel esencial en la organización de las comunidades vegetales (McNaughton, 1985). La reducción de la superficie foliar determina un descenso en los niveles de fotosíntesis que realizan las plantas y limita la capacidad de producir carbono orgánico (Crawley, 1983). A su vez, la defoliación provoca cambios en el hábitat. En suelos donde el agua se encuentra a niveles profundos, las plantas desarrollan sistemas radiculares extensos que les permite acceder a ella. La reducción de la superficie de transpiración debido al pastoreo favorece la conservación de la humedad edáfica durante más tiempo (Coughenor *et al*., 1985) y consigue alargar el periodo de crecimiento vegetativo de las plantas (McNaughton, 1979). Por el contrario, en praderas donde el agua está disponible en superficie, el aclarado de la cubierta vegetal favorece el incremento de la evaporación directa desde el suelo y puede incrementar los niveles de estrés térmico.

La intensidad del pastoreo influye en la distribución horizontal de la biomasa de la comunidad. A corto plazo, aquellas que son intensamente pastadas presentan en general una mayor homogeneidad en la distribución horizontal de la biomasa que las que reciben menor presión de pastoreo, aunque para un periodo de tiempo más largo la homogeneidad de las primeras depende de procesos complejos de coevolución pasto-herbívoro (McNaughton, 1984). En comunidades con pastoreo irregular y no muy intenso la distribución horizontal de la biomasa es heterogénea, como consecuencia de la selección y consumo de plantas más apetecibles que el ungulado puede ejercer sobre el exceso de oferta existente (Pratt *et al*., 1986). Ello se traduce en un tipo de configuración en el que aparecen manchas de vegetación con diferentes alturas.

El impacto de cada especie de herbívoro sobre la estructura de la vegetación es diferente, existiendo incluso diferencias entre razas de la misma especie (Milne, 1987; Revesado *et al*., 1991). El efecto varía en función de la resistencia de la planta, la cual depende de sus características morfológicas, anatómicas y moleculares -defensa contra el herbivorismo-. La respuesta se puede expresar como cese del crecimiento, disminución del mismo o tolerancia por adaptación.

La ausencia de pastoreo, en los primeros estadios de la sucesión, favorece a las especies herbáceas perennes de porte erecto, mientras que las postradas o en roseta y las anuales tienden a desaparecer (Noy-Meir *et al*., 1989). En praderas intensamente pastadas predominan las plantas con formas preferentemente postradas (Detling, 1988) que concentran la biomasa próxima a la superficie del suelo (McNaughton, 1984).

En una experiencia en el Sistema Central, en la que se cercaron una serie de pastizales organizados según el gradiente altitudinal, se detectó que el aumento de necromasa llegaba a ser diez veces mayor que en los no cercados (Montalvo, 1992). La ausencia de pastoreo hace disminuir la diversidad específica de los pastizales debido al aumento de necromasa que se produce. No obstante, en las zonas pastadas la selección sobre las especies más palatables

también puede producir una disminución de la diversidad (Lindroth, 1989), ya que el efecto de un herbívoro sobre la estructura de la comunidad depende en parte de su nivel de selección.

Sucesión y madurez en pastos

La estabilidad del pastizal se encuentra condicionada por el pastoreo adecuado. Si la carga es insuficiente o nula, el ecosistema tiende a evolucionar a fases posteriores, lo que se corresponde con la entrada de especies arbustivas. Las características del suelo, la altitud y, por consiguiente, las condiciones climáticas, van a condicionar la entrada de matorrales de una u otra especie, que formarán el tipo de comunidad que se implanta. El concepto de sucesión lo entendemos como «una tendencia de las comunidades a cambiar progresivamente, con ciertos aspectos de autoorganización o maduración, y algunas características de irreversibilidad» (Margalef, 1982). Este proceso incluye la sustitución de unas especies por otras, a la vez que van disminuyendo las fluctuaciones de poblaciones y las variaciones en los ritmos de actividad, es decir, progresa hacia una mayor organización, que culminaría en la denominada etapa climax, entendida como aquella situación de equilibrio dinámico, asíntota a la que tiende todo ecosistema como etapa de mayor madurez y autoorganización.

En todo ecosistema que evoluciona hacia la etapa de madurez, existe básicamente un flujo energético con dos componentes:

a) energía que mantiene el ecosistema

b) energía que se invierte en el avance a fases posteriores

El estado de máxima madurez, en los ecosistemas explotados se consigue en condiciones en las que la producción excedentaria, en lugar de invertirse dentro del sistema, se canaliza fuera del mismo (Margalef, 1982). Si en una etapa intermedia extraemos la producción que se invertiría en el paso hacia etapas posteriores, su evolución se detendrá en ese punto. Esto es precisamente lo que ocurre en un pastizal, que por ser fase intermedia sucesional en climas templados y mediterráneos, puede convertirse en comunidad arbustiva y, finalmente, en bosque. Sin embargo, se mantiene como comunidad herbácea cuando la energía que habría que emplearse en los cambios es utilizada por los herbívoros. La acción fundamental del pastoreo, consiste precisamente en detener la sucesión en la fase de pastizal mientras se mantengan ciertos niveles adecuados de consumo de la producción vegetal. En este sentido, Morand-Fehr y de Simiane (1977) puntualizan que el principal problema en el pastoreo extensivo consiste en alcanzar un equilibrio entre el efectivo de animales y la disponibilidad de alimentos, en las distintas épocas del año, con lo cual se evitarían los efectos tanto de sobrepastoreo como de la falta de aprovechamiento.

El proceso opuesto a la sucesión suele conocerse como regresión. Sin embargo, no es asimilable a una sucesión invertida ya que, según afirma Margalef (1982), la regresión no se trata de un proceso con regularidad detectable en el que unos estados dependen de los anteriores, sino de la destrucción irregular o al azar de algunos elementos de la estructura de un ecosistema. En el caso concreto de las superficies de pastizal, debemos tener en cuenta que pueden ser posibles situaciones de regresión indeseadas o incontroladas, tal como se ha demostrado en los casos de sobrepastoreo. De igual modo, es conocido el hecho de que la acción del hombre y de los animales puede hacer regresar al estado de pastizal tanto la fase de matorral como la del bosque.

1.2. Sistemas ganaderos extensivos de montaña. Problemática actual

La degradación de los pastos por falta de aprovechamiento se ha agudizado en las

últimas décadas; a ello han contribuido diversas causa que están estrechamente relacionas con la evolución de la ganadería extensiva.

El máximo esplendor de la ganadería extensiva es consecuencia del poder del Honrado Concejo de la Mesta (1273-1836). Esta organización reguló y garantizó durante éste período la utilización de los recursos pastables, basados en la movilidad del ganado (trashumancia). En estas condiciones era posible aprovechar la complementariedad en la producción de hierba entre las zonas de invierno suave -cuencas del Tajo y Guadiana en Extremadura y la Mancha- y, las zonas de montaña, cuyo excedente de producción se concentra en el período estival -Sistemas Ibérico y Cantábrico-. Este excedente era aprovechado en su mayor parte por el ganado ovino.

El declive de la trashumancia concluye en el segundo tercio del siglo pasado con la pérdida del monopolio de la lana fina y del régimen de propiedad de la tierra, originada por las disposiciones desamortizadoras de Mendizábal y Madoz. Paralelamente a este hecho se efectúa una transformación del régimen de la propiedad de la tierra, que provocó la generación de un enorme número de pequeños propietarios y ganaderos (quienes desarrollaron un modelo nuevo de ganadería extensiva estante) cuya economía era autárquica y de subsistencia. Durante este periodo se produce un auge poblacional que provoca la roturación y la deforestación de grandes zonas de pastizales, con el consiguiente efecto negativo sobre la ganadería.

Hacia 1950 se inicia la crisis de estos sistemas y su sustitución por sistemas de producción más intensivos. Se inicia la sustitución de las razas de ganado rústico, capaces de aprovechar mejor los recursos pastables, por razas mejoradas, mucho más exigentes en su dieta y menos adaptadas a las zonas de montaña. Se pasó de una economía autárquica a una economía más dependiente de productos externos, con la consiguiente simplificación de los sistemas extensivos tradicionales. A su vez, la industrialización, ávida de mano de obra, dio lugar a un éxodo rural que afectó gravemente a la ganadería estante.

Otro factor que no debe olvidarse es el que se refiere a la condición jurídica del propietario de las explotaciones, ya que grandes áreas de estas zonas se caracterizan porque su tipo de propiedad es pública (bienes de propios y comunales, preferentemente) y, por este motivo, suelen ser las más afectadas por el abandono.

A la despoblación se une el envejecimiento paulatino de la población que ha quedado en estas zonas de montaña. En la actualidad esta situación se ha agravado por la crisis láctea que padece la UEE, originando fuertes restricciones a la producción («cuotas lecheras»), caída del precio y de la rentabilidad del producto. Esto ha propiciado un abandono progresivo de la producción láctea impuesta en las últimas décadas y una reorientación del sector hacia el vacuno de carne, opción que nunca debió abandonarse pues es la mejor adaptada a las condiciones de montaña.

Disminución del censo ganadero y de las superficies pastables

La pérdida de pujanza de la ganadería extensiva en España se refleja en los censos: en 1865 el número de cabezas de ganado era de 37 millones y pasó a 26 millones en 1911 (González, 1944); esto es consecuencia del incremento de la población experimentado en esta época y que dio lugar a roturaciones y deforestaciones masivas de zonas pastables.

La disminución de los censos animales conduce paralelamente a la reducción de superficies pastadas. El número de cabezas mantenidas en régimen extensivo ha descendido de forma semejante en las distintas especies domésticas. Si tomamos como ejemplo al ganado caprino, según datos citados por Rodríguez (1987), el censo en España era de 6249×10^3 cabezas en 1940, y se redujo casi a la mitad, para pasar a 3299×10^3 en 1960. Posteriormente siguen las reducciones aunque a un ritmo menor, y así el número de cabezas de cabrío en

1983 es de 2424 x 10^3, con una posible tendencia a incrementarse ligeramente, principalmente a costa de cabras en estabulación permanente. Este aumento lo corrobora el censo de 1985, con 2584 x 10^3 cabezas (Anuario de Estadística Agraria, Ministerio de Agricultura 1985). Puede que este ligero incremento, por la razón mencionada, haya seguido hasta hoy y aumente a partir de ahora, dada la demanda de carne de bajo contenido en grasa y de fibras de alta calidad para la industria textil (Osoro y Martínez, 1994).

En consecuencia ha disminuido la utilización de los pastizales en un 36% en 25 años, y las superficies naturales pastadas en España han pasado de 19500 x 10^3 Has, durante 1960 (Ministerio de Agricultura, 1960, 1961), a 12478 x 10^3 Has en 1985 (Ministerio de Agricultura, 1985).

La estructura agraria en la provincia León

Un 41% (38620 de los 94193 Km^2) de la superficie que tiene la Comunidad de Castilla y León pueden calificarse como áreas de montaña -altitud > 1000 m, según normativa comunitaria-, donde el relieve accidentado y la altitud limitan la actividad agraria y el quehacer humano (Gómez Benito *et al.*, 1987). En la provincia de León si se aplica en sentido amplio el concepto de área de montaña, éste alcanzaría un 70% de su espacio geográfico (Cabero, 1987). La parte situada al norte de la provincia e incluída en la Cordillera Cantábrica, donde se localizan los relieves más abruptos, posee una superficie de 440.2 Km^2, que representa el 28.4% de la superficie total (Rodríguez, 1987). En estas tierras, de suelos menos profundos y textura más ligera, la agricultura cede el terreno al aprovechamiento ganadero o al dominio forestal.

Durante los tres últimos decenios (1962-1990) han desaparecido en la provincia de León más de un tercio de las explotaciones existentes en 1962 (Díez Modino y Tascón, 1988). La mayor disminución ha tenido lugar en las explotaciones de pequeñas dimensiones (< 20 Ha), en concreto en más del 40% (Maya, 1994). A pesar de esta reducción general, en la estructura agraria de la provincia siguen dominando las explotaciones de escaso tamaño; las inferiores a 5 Ha que representan en la actualidad el 60.4% del Censo de 1990 (ver Figura 1-1). Es un porcentaje muy elevado que pone de manifiesto la débil base agraria de nuestra provincia, lo cual acarreará muchos problemas a los agricultores en activo, y sobre todo una vez que se ponga en marcha el Mercado Único Comunitario (San Juan, 1989), aunque se ha tener presente que, pueden ser compensados en cierta medida con las ayudas que quedan recogidas en el documento sobre «La Evolución y Futuro de la P.A.C.» (1991). Sin embargo, estas pequeñas explotaciones agrarias ocupan muy poca superficie, en concreto el 17% del espacio provincial, mientras que las grandes se extienden por el 75% de León (Figura 1-2).

Además, muchas de las explotaciones están formadas por tierras no labradas. Esta tendencia se agudiza en las comarcas de mayor altitud, localizadas al norte de la provincia, caso de la Cabrera, que suponen el 92% de la comarca, o de la región natural «Montaña Leonesa», con el 91% de la montaña de Riaño y el 90% de la montaña de Luna. En ellas los usos del suelo básicos son los pastizales, los prados naturales y la superficie forestal.

Situación actual de la ganadería

En la montaña leonesa la ganadería extensiva ha sido y sigue siendo la principal actividad de explotación. Los usos del suelo, en los distintos valles, se organizan en torno a tres bandas altitudinales. El fondo del valle, de origen aluvial, se caracteriza por albergar los terrenos más fértiles, ocupados por prados de siega. En éstos crece la hierba que será almacenada en forma de heno y servirá de reserva para la alimentación invernal del ganado. El prado, en la ganadería estante tradicional, ha sido el principal factor limitante de expansión y, en muchos casos, la viabilidad de la explotación ha dependido directamente de la superficie con la que se contaba o de las posibilidades de poderla aumentar, que en épocas

anteriores eran muy escasas, tanto por las precarias condiciones económicas como por la dependencia del propietario de los prados para subsistir.

En las laderas se localizaban las tierras de cultivo (principalmente de legumbres y cereal), dedicadas en la actualidad a pastizal. Los mejores terrenos de ladera y más próximos al fondo de valle son ocupados por los prados de secano. El régimen de pertenencia de estos prados y pastizales es particular. Además, en las laderas se distingue otro tipo de propiedad, el pastizal comunal, cuyo aprovechamiento se hacía en común por medio de las «veceras». En las zonas más altas de esta banda dominan los bosques, aunque éstos cada vez van ocupando posiciones más bajas en la ladera como consecuencia del abandono.

Finalmente, localizados en las zonas más altas se encuentran los «puertos», caracterizados por aportar la producción herbácea en una época muy corta, de 3-4 meses (junio-septiembre), que tradicionalmente han sido explotados por merinas trashumantes.

A continuación se dan algunas cifras indicativas de la situación actual de la ganadería y de los cambios de tendencia que se están detectando. Para ello se tomará como punto de referencia la evolución de los puertos pirenaicos en las últimas décadas.

La suma total de puertos pirenaicos en la provincia de León asciende a 165, que en su mayor parte eran aprovechados por el ganado ovino trashumante. Durante tres décadas (la de los 50, 60 y 70) el censo de ovino trashumante que se dirigió a los puertos estuvo rondando las 100000 unidades. En 1981 éstos puertos daban acogida a 134880 ovejas mientras que en 1991 esta cantidad se redujo a 37056 (Gómez Sal y Rodríguez Pascual, 1992). Por lo tanto en diez años, se ha reducido un 72.5%.

Además de la trashumancia larga existe dentro de la provincia la trashumancia corta o trasterminancia entre los pueblos del norte de la provincia y los regadíos del sur. Las ovejas aprovechan en invierno los pastos, rastrojeras y restos de cultivos de la zonas bajas de regadío y se dirigen a primeros de junio a los puertos, para volver a finales de septiembre a sus lugares de procedencia. Esta actividad se ha potenciado en los últimos años, ya que Rodríguez (1955) cifraba el ganado trasterminante en 17251 cabezas en 1950 y según Gómez Sal y Rodríguez Pascual (1992) estiman que en 1990 existen unas 100000 ovejas trasterminantes. El fenómeno de la trasterminancia tiene gran trascendencia económica (un 20% del total del censo ovino provincial) y social en la provincia de León.

Esta actividad ve peligrar su auge, dado el elevado precio (3000 pesetas/oveja) que han adquirido durante los últimos años los pastos de invierno. Los costes de alimentación de una oveja (arriendo de pastos, piensos) suponen un 60-65% del precio de venta del cordero, única fuente de ingresos de la oveja. Si a éstos se une el precio de las medicinas, salarios de pastores, Seguridad Social, gastos de transportes, etc, prácticamente se igualan o superan al precio del cordero, y en definitiva, son las subvenciones lo único que está manteniendo el sector (Gómez Sal y Rodríguez Pascual, 1992).

También se está produciendo la sustitución de ovejas por vacas de ganaderos procedentes de Asturias o Cantabria, sobre todo en aquellos puertos, que tienen una proporción elevada de zonas llanas o con escasa pendiente. El cambio de ovejas por vacas se debe, en parte, a la carencia de pastores cualificados, ya que las vacas no exigen la misma vigilancia y atención que las ovejas. Se produce un ahorro importante de mano de obra y rentabilidad, en caso de que exista suficiente forraje, susceptible de ser aprovechado por las vacas. Los cambios de especie animal están ocasionando alteraciones importantes en los pastos, como en la eutrofización de ciertas zonas por concentración de ganado y la degradación y embastecimiento de la hierba por falta de aprovechamiento en otras. Además se ha de tener en cuenta que los pastos de puerto, en especial los de zonas altas, están formados por especies adaptadas al pastoreo con ovejas, tipo de animal responsable de su

creación y mantenimiento desde muy antiguo, y siendo este modelo el más adecuado para crear pastizales de calidad en condiciones climáticas concretas de la montaña de León. Estos factores de cambio han de tener unos efectos negativos sobre la calidad de los pastos de puertos en un periodo, no muy largo, de tiempo.

La vocación de la Montaña Leonesa, en la Cordillera Cantábrica, como de la montaña en general, es la ganadera. Como puede apreciarse en la Tabla 1-1, más del 95% de su superficie se destina al aprovechamiento del monte (terreno forestal, matorral, erial, pastizal y prados). A su vez, más del 70% de esta superficie se dedica a pastizales puros o asociados con matorral. Destaca, además, la amplia extensión ocupada por el matorral (37%) y por las masas forestales (24.4%); por el contrario, los prados permanentes sólo ocupan el 7.3%. Este abandono progresivo de cultivos y pastizales en las áreas de montaña de España (Balcells, 1981; Lasanta, 1989) es un hecho generalizado en todos los países desarrollados, como sucede por ejemplo en Francia (Quezel y Barbero, 1990).

	Ha x 10^3	%
Tierras de cultivo	3.5	0.8
Prados pen-nanentes	32.3	7.3
Pastizales	69.1	15.7
Erial	52.4	11.9
Matorral	162.8-	37.0
Terreno forestal	107.5	24.4
Otras superficies	12.5	2.9
TOTAL	440.2	100.0

Tabla 1-1
Distribución de los usos de la tierra en la montaña leonesa. Fuente: Rodríguez Pascual (1994).

1.3. Causas de la degradación de los pastizales. El abandono

Distintas causas de índole compleja pero interconectadas, han provocado el proceso de degradación de los pastos por falta de aprovechamiento; estas causas han ido ligadas, siempre, a la evolución de la ganadería extensiva. La dirección de la sucesión hacia una vegetación leñosa o herbácea depende del tipo y la severidad del mismo (Lindroth, 1989).

En el apartado «Sistemas ganaderos extensivos de montaña» de esta introducción ya se han comentado algunas causas, que se pueden resumir en: a) declive del poder del Honrado Concejo de la Mesta, b) decadencia de los sistemas ganaderos extensivos estantes, cuya economía era autárquica y de mera subsistencia, c) sustitución de los sistemas tradicionales por otros de producción más intensiva, d) la deficiente estructura agraria de las unidades de producción con una elevada parcelación de la tierra y con un tamaño de explotación de pequeñas dimensiones, ya que, por ejemplo, en la comarca de la Montaña de Luna el 56% de éstas son inferiores a 5 Ha, y en la Montaña de Riaño son el 48% (Figura 1-1).

La condición jurídica del propietario de las explotaciones también es una causa importante de abandono, ya que grandes áreas de estas zonas se caracterizan porque su tipo de propiedad es pública (bienes de propio y comunales, preferentemente) y, por éste motivo,

suelen ser las primeras en ser abandonadas al no poderse gestionar de forma individual, lo que repercute en que los usuarios no se sienten propietarios de la tierra y no se efectúa ninguna inversión para su mejora.

Desde un punto de vista espacial, probablemente sea el abandono la transformación más importante que se observa en el paisaje. Las opiniones sobre las consecuencias del abandono no son unánimes y parecen bastante contrastadas: para algunos autores, además de la importancia espacial de este proceso, hay que añadir los perjuicios estéticos, económicos y fisiográficos que trae consigo, agravados aún más con el aumento en el número de incendios forestales. Por el contrario, para otros autores el abandono de tierras marginales se puede considerar bastante positivo, al menos por tres razones: por política estructural y económica, porque el abandono implica una sucesión que se opone a la uniformización y el empobrecimiento en especies de los paisajes naturales, y porque no parece que suponga mayores problemas ecológicos (Llorente y Luengo, 1986). Todo esto denota un desconocimiento de la situación, por falta de datos recogidos sistemáticamente y por el hecho de que este proceso no puede considerarse y valorarse globalmente, ya que afecta a áreas muy diversas.

La evolución florística de los paisajes abandonados depende de muchos factores. En general se suele hablar de cinco: el efecto de distancia, el de persistencia, el tipo de explotación anterior al abandono, las características del lugar y, por fin, las posibles influencias antrópicas más o menos indirectas tras el abandono. La combinación de estos factores y las diferentes posibilidades de cada uno nos indica ya la enorme diversidad de situaciones.

La velocidad con la que evoluciona el sistema depende en gran medida de la situación inicial. En general, la sucesión a partir de pastizales bien pastoreados es más rápida que si se realiza sobre pastizales subpastoreados. Estos últimos pueden permanecer durante bastantes años prácticamente inalterados, cuando en ellos abundan algunas especies arbustivas o subarbustivas que en la zona estudiada por nosotros, son principalmente del tipo jara-estepa (*Cistus laurifolius*) en las localidades más mediterráneas o escobas y auliagas (*Cytisus* spp.; *Genista* spp.) en condiciones de mayor humedad climática. Por el contrario, en áreas también húmedas pero con sustrato muy ácido y suelos pobres, lo más frecuente es el brezal, compuesto por *Calluna vulgaris* y *Erica* spp. Una característica a destacar de esta última formación arbustiva es su gran persistencia, pues la evolución de *Erica australis* subsp. *aragonensis* hacia formaciones de *Quercus pyrenaica* se produce muy lentamente. Los cambios sucesionales son aún más lentos cuando están acompañados de procesos de degradación de los suelos, y estos se acentúan con las quemas periódicas que el hombre suele llevar a cabo en estos tipos de comunidad arbustiva.

Los efectos del abandono sobre el suelo son variados y de distinto signo. En general, la aparición de masas de vegetación más maduras implica un aumento de la materia orgánica y ésto se traduce en una mejora de las características estructurales del suelo; estos efectos positivos se suelen dar en áreas más xéricas. En otros ambientes algo más húmedos, dependiendo de las especies que formen la cubierta vegetal, se puede producir un enriquecimiento del suelo: es el caso de los piornales (*Cytisus* spp.). Por el contrario, en otros ambientes húmedos se puede producir un horizonte reductor, lo que conduce tanto a una acidificación como a una gleyzación de los mismos, en especial cuando la cubierta vegetal está dominada por cistáceas.

La erosión puede ser otra consecuencia del abandono y ésta es menor a medida que aumenta la cobertura del matorral. Según Ruíz-Flaño (1993), una densa cubierta de matorral asegura una eficaz protección del suelo, la cual disminuye conforme lo hace el porcentaje de

matorral y aumenta el de las herbáceas.

Otra característica del abandono es la influencia que tiene sobre el régimen hídrico. Normalmente, la consecución de un tapiz más evolucionado tiene repercusiones positivas sobre el balance hídrico, en especial en las zona más secas, gracias a que se consigue una disminución del déficit hídrico y una mejor regulación de la escorrentía. También el abandono influye sobre las características microclimáticas: produce una mayor humedad atmosférica conforme aumenta la madurez de la formación vegetal.

Una de las consecuencias más importantes que conlleva el abandono de los pastizales es la pérdida de la productividad y de la calidad del pasto. Inicialmente evoluciona hacia un herbazal en el que la acumulación de materia seca no consumida es cada vez mayor, con la consiguiente disminución de su valor nutritivo (De Blas *et al.*, 1987). Posteriormente desciende esta calidad aún más por la incorporación de las especies arbustivas, que en general tienen un menor valor forrajero que el pasto.

1.4. El papel de los grandes herbívoros

Las cabras, como el desbrozador doméstico más efectivo

Entre las acciones más efectivas, que se pueden realizar para hacer regresar al estado de pastizal tanto la fase de matorral como la de bosque, están la humana y la que ejercen los distintos ungulados -domésticos y silvestres-. Dos son los métodos drásticos que el hombre utiliza principalmente para conseguir pasto: el fuego controlado (Papanastasis, 1977) y la utilización de maquinaria (Long *et al.*, 1967; Etienne 1978; Le Houerou, 1981 a). El tercer método utilizado tradicionalmente es el pastoreo. Los dos primeros sistemas se caracterizan por obtener rápidos resultados pero, a su vez, tienen grandes inconvenientes. Así, el primero genera pérdidas de fertilidad y de diversidad que se pueden agravar con problemas de erosión, mientras que en el segundo son de tipo económico, por los elevados costes que implica la utilización de maquinaria pesada, y la dificultad de acceder a las laderas de fuerte pendiente. Por el contrario, con el pastoreo, aunque es un sistema más lento, se consiguen mejores resultados, al producirse una selección natural de las especies herbáceas que mejor responden a éste, se aumenta la fertilidad del suelo, es más barato, y su efectividad aumenta cuando se practica de forma racional y continuada.

De las especies domésticas, la que juega un papel fundamental en la recuperación de zonas invadidas por el matorral es la cabra (FAO, 1968; Carrera, 1971; Wilson 1975; Le Houerou, 1981 b, 1986; Calabuig *et al.*, 1981; Clark *et al.*, 1982; Malechek y Provenza, 1983; Jones y Megarity, 1986; Radcliffe, 1986; Provenza y Malechek, 1991). El ganado caprino en pastoreo libre y sin limitación de vegetación arbustiva, jamás consume menos de un 50% de ésta, aunque disponga de otros tipos de vegetación (Mac Mahan, 1964; Wilson, 1975; Bourbouze y Guessous, 1977).

Los hábitos alimenticios que practican, consistentes en proveerse de las partes más nutritivas y jugosas de la vegetación, les obliga a recorrer grandes distancias en épocas de escasez. Esta selección en su dieta la consiguen al combinar gran variedad de especies vegetales tanto herbáceas como arbustivas e incluso de árboles.

La capacidad de la cabra para consumir forrajes de poca calidad (arbustos leñosos, forrajes fibrosos) se debe a la gran capacidad de ingestión que tiene; así, mientras la oveja consume alrededor de un 3.5% de su peso vivo cada día (unos 1.5 Kg MS/oveja/día), las cabras consumen un 6% del mismo; ello es consecuencia de que las ovejas tienen un aparato digestivo que equivale a un 15% de su peso vivo, mientras que el de las cabras equivale a un 33% (Makenzie, 1970), compensando la baja calidad de la ingesta con mayores cantidades

relativas a su peso (Wilson, 1977). El nivel de ingestión depende de la época estacional: Sidahmed *et al. (*1983) comprobó en California, que el alimento ingerido en otoño representa el 60% del consumido en primavera y verano. También la época estacional ejerce una gran influencia en la composición de la dieta de la cabra, por la repercusión que esta tiene en el estado fenológico de la planta, y que en general se traduce en un consumo mayor de herbáceas en períodos húmedos, mientras que el consumo de matorrales y arbustos aumenta en las estaciones secas (Malechek y Provenza, 1983; Correal *et al.*, 1986; Gómez Castro *et al.*, 1988/89). La capacidad que tiene la cabra de digerir la fibra es mayor que la de otros rumiantes (French, 1970; Devendra, 1978; Gihad *et al*., 1980; Devendra y Burns, 1983; etc.). Además tienen un mayor número de bacterias celulolíticas en el rumen (Gihad *et al.*, 1980), así como una mayor actividad de secreción salivar que las ovejas (Seth *et al.*, 1976).

En cuanto al consumo de agua, las cabras son capaces de adaptarse a beber cada 2-4 días cuando pastorean en monte, debido a que su consumo metabólico de agua es muy reducido (Correal *et al*., 1992). Por lo tanto, su dependencia del agua es menor que en el resto de ungulados domésticos. Esto se debe también en gran parte a los hábitos alimenticios que tiene, basados principalmente en brotes tiernos y jugosos, y a una mayor resistencia fisiológica a la deshidratación (Devendra y Mcleroy, 1982). Esto capacita a la cabra para recorrer sin beber mayores distancias de pastoreo (hasta 15-20 Km del punto de agua) que las ovejas (6-8 Km) o que el ganado vacuno (4-5 Km), lo cual influye en su capacidad para cubrir sus necesidades alimenticias a partir de los recursos presentes que suelen ser de baja calidad. Esta facultad tiene especial importancia en las zonas áridas mediterráneas (Le Houerou, 1992 b). La distancia recorrida depende de la cantidad de alimentos disponible. Así, según Romagosa (1974) si esta es abundante se desplazarán unos 4 Km/día aumentando conforme lo hace la escasez de alimento.

La actividad alimenticia tiene dos picos máximos: por la mañana y por la tarde; las horas centrales del día las dedica al descanso, mientras que por la noche generalmente realiza la rumia (Morand-Fehr, 1981). A su vez, esta actividad depende de la época del año: en el verano e invierno es menor que en primavera y otoño (Sidahmez *et al.*, 1983), estaciones estas últimas en las que las cabras pastan unas 8 horas.

Las cabras ejercen un control y limpieza de los lugares invadidos por matorral y de las zonas de bosque con matorral, las cuales hoy ocupan extensas áreas prácticamente inaccesibles, con los efectos beneficiosos que ello conlleva -incrementos de pastizal, fertilización, conservación, etc.-. Además, se consigue la prevención de incendios, al existir una correlación positiva entre la frecuencia de los mismos y la superficie ocupada por el matorral (Ministerio de Obras Públicas, 1986).

La acción desbrozadora que las cabras efectúan sobre el matorral facilita el pastoreo de otras especies (FAO 1968; Bourbouce y Guessous, 1977; Le Houerou, 1981 b). Y, como se verá en el apartado siguiente, en la complementariedad de distintas especies de herbívoros reside el correcto aprovechamiento y mejora de los pastos naturales (por ej: Morley, 1981; Gómez Sal, 1988).

Complementariedad entre especies de herbívoros en el uso de los pastos

El mantenimiento de pastos productivos es un problema complejo en el que confluyen aspectos ecológicos y agronómicos. La correcta utilización de los pastos se basa en el carácter complementario que tienen los distintos ungulados domésticos -vacas, ovejas, cabras y caballos- a la hora de utilizarlos, debido a que su forma de pastar se dirige a partes distintas de las plantas o a especies diferentes. Ello se traduce en un efecto beneficioso para el conjunto del sistema, mejorándose tanto la calidad del pasto como su productividad. Cada una de estas especies tiene características propias en sus hábitos alimentarios y de usos del

territorio. En el caso de los puertos de montaña la utilización racional de los pastos exige que sea el caballo la especie que primero utilice el pastizal tras fundirse la nieve. Sus características morfológicas le capacitan para apurar y limpiar del pastizal la vegetación que había sido rechazada por el resto de ungulados en el periodo vegetativo anterior, a la vez que incorpora en su dieta, aunque en menor cantidad, los arbustos. Esta especie prefiere los bordes de los pastizales y se mantiene en el límite con el matorral.

Según Montserrat (1986), el ganado vacuno seguiría al caballo en el correcto aprovechamiento del pasto porque utiliza, mejor que el resto de los ungulados domésticos la hierba alta: rebaja su altura y la prepara para el consumo del ganado lanar, que aprovecha mejor los rebrotes tiernos y cortos. Todo este proceso se consigue sin ocasionar gasto económico alguno.

Morley (1981) recomienda la utilización conjunta de ganado vacuno y ovino, ya que el primero no apura la hierba del pastizal, pero sí lo hace el segundo y, con su complementariedad, aumenta la eficiencia de utilización. Se consigue así una altura del pasto más uniforme que cuando actúa cada especie por separado, con lo que se racionaliza su uso y se consigue un mejor aprovechamiento.

Osoro *et al. (*1994) recomiendan la complementariedad entre el ganado ovino y caprino, con el fin de incrementar la eficiencia de utilización del pasto, mejorar la calidad e incrementar el rendimiento a corto plazo. No obstante, Osoro y Martínez (1994) han observado que la altura óptima o crítica del pasto difiere significativamente para ambas especies. Comentan que el pastoreo secuencial podría constituir un manejo adecuado para aprovechar las posibles ventajas derivadas de la conducta de pastoreo del caprino. Del Pozo *et al. (*1994) han observado un mayor crecimiento en los corderos destetados, cuando se alimentan en parcelas previamente pastadas por caprinos, frente a aquéllos que lo hacen en las pastados por ovino. La mayor presencia de trébol y el mayor valor nutritivo de éste para los ovinos (Thomson, 1984) serían el soporte de dichas diferencias en el rendimiento animal.

El ganado puede ser un buen agente de otras mejoras de terrenos abandonados al cumplir varias funciones y ser la herramienta más eficaz y económica de las posibles, pudiéndose citar entre otras (Fillat *et al.*, 1975):

- Desbroce. Eliminando gran cantidad de arbustos y matas e incluso de hojarasca acumulada en el suelo. Su efecto se debe esencialmente a la ingestión de partes verdes de los vegetales -especialmente rebrotes- o al pisoteo de plántulas. Estos efectos desbrozadores lo consiguen mejor las especies rústicas, hoy día en desuso (Montserrat, 1986).

- Fertilización del suelo. Gracias a su movilidad el ganado sirve de vector de fertilidad distribuyéndolo en distintas direcciones. Los rumiantes actúan como aceleradores en los procesos de humificación (Zorita *et al.*, 1967) y mineralización. Al rumiar trituran eficazmente las cutículas y tejidos vegetales, sus restos indigestibles pasarán al suelo para estimular la actividad de bacterias y fauna edáfica que actúan como estructuradores del suelo (Montserrat, 1984; Celada *et al*., 1989).

- Lucha contra crioturbaciones y erosión. Mediante el pisoteo las plantas arrancadas por procesos de hielo deshielo serán fijadas al suelo favoreciendo el enraizamiento.

- Valor antiincendio. Un pastizal bien gestionado no acumulará biomasa seca (paja) fácilmente ignescente.

- Inversión, rendimiento y capitalización. Manteniendo un sistema productivo se crea riqueza, y con pequeñas mejoras en las explotaciones se pueden incrementar los rendimientos.

En definitiva, la acción directa que los ungulados ejercen sobre la vegetación se puede concretar en varios puntos, siendo los más destacados: a) extracciones de biomasa

(consumos), b) elevación de la fertilidad del suelo (mediante excrementos), c) acciones mecánicas (pisoteo, rozas, etc.), y d) dispersión endozoócora de semillas. Dichas acciones provocan en las plantas diversas alteraciones y sus respuestas se pueden contemplar a dos escalas: la individual (modificación de la arquitectura vegetal; crecimiento compensatorio, aumento de defensas químicas -metabolitos secundarios- y, de comunidad (cambios en la composición florística, cambios de diversidad y de producción, etc.).

1.5. Objetivos

Se puede deducir, de lo dicho en apartados anteriores, el alto grado de deterioro al que ha llegado la Montaña Leonesa, con más del 60% de su superficie con dosel arbóreo o arbustivo (Tabla 1-1) y con gran parte de sus pastizales, en estado de degradación o infrautilizados. Cualquier tipo de actuación o iniciativa tanto individual (a nivel de explotación) como a nivel global (conservación de la naturaleza) tiene como primer objetivo controlar el continuo deterioro a que se ven sometidas estas zonas; este objetivo se completará con otros encaminados a la recuperación de estos ambientes hacia pastizales más productivos. Para llevar a cabo esta actuación es esencial conocer:

- Pautas y ritmos sucesionales cuando los pastizales son abandonados
- Efectos que distintas perturbaciones ejercen sobre la estructura del pasto y del matorral y estrategias que éste adopta
- Control del matorral que efectúan diversas cargas ganaderas tras diversas perturbaciones experimentales.

Objetivos

- El presente estudio analiza en primer lugar los **cambios sucesionales** que ocurren tras el abandono del pastoreo en comunidades herbáceas bien establecidas, consecuencia de un uso ganadero antiguo a lo largo de un gradiente altitudinal. Para ello se escogieron como referencia distintas localidades situadas en la vertiente sur de la Cordillera Cantábrica.
- La segunda parte del trabajo, de carácter más técnico y aplicado y complementaria con la anterior, analiza el efecto de distintas alternativas de gestión para la **recuperación del pasto** herbáceo a partir del matorral. La especie estudiada (*Cytisus scoparius* (L.) Link.), -de marcado carácter invasor y considerable interés forrajero-, es muy común de la cuenca del Duero. Representa por tanto un recurso de interés para ser utilizado por ganado rústico y con un indudable papel en la creación de sistemas silvopastorales.
- Como objetivo general, también nos planteamos el análisis cuantitativo de la importancia de los procesos de abandono y propagación del matorral, que son consecuencia del **cambio en los usos del suelo**. Para ello se adopta un punto de vista más amplio considerando una escala de paisaje.

Como **objetivos concretos**, podemos destacar los siguientes:

- Análisis de los cambios en la estructura y composición específica de comunidades de pastizal como consecuencia del abandonado del pastoreo, la roturación del suelo y su efecto combinado. Se analiza también el efecto que el factor altitud ejerce en dichos cambios.
- Estudio de la influencia que perturbaciones experimentales (poda, desbroce a ras del suelo y quema) han ejercido sobre la regeneración de una comunidad de *Cytisus scoparius* y su evolución hacia pasto herbáceo.
- Conocer el papel que la acción de los herbívoros (pastoreo, ramoneo, pisoteo) con distinta intensidad juega en la evolución de la estructura de la comunidad de matorral pasto.
- Valorar hasta qué punto dicho papel puede ser modificado o potenciado por acciones suplementarias sobre el matorral: efecto combinado de las perturbaciones con la intensidad

del pastoreo. Este efecto se analiza tanto por su influencia sobre la producción como sobre la estructura de la comunidad.

- Proyección de los resultados en una escala territorial más amplia y análisis de la relación de la extensión del matorral con los cambios en los usos del suelo acaecidos desde el sistema tradicional de autoabastecimiento hasta situación actual.

1.6. Organización de la memoria

Como puede apreciarse en el esquema general (Figura 1-3) la presente memoria se ha organizado en ocho Capítulos:

Una vez presentada la problemática general, los antecedentes y detallado los objetivos en este Capítulo, el siguiente (Capítulo 2) se dedica a material y métodos. En él se exponen las características de los dos diseños experimentales (dinámica sucesional -laderas- y recuperación del matorral hacia pastos), los pasos seguidos en la selección de las localidades, el planteamiento de los muestreos y los tratamientos estadísticos empleados. Así mismo se recogen los antecedentes que existen sobre estos temas. Debido a que uno de los requisitos imprescindibles fue que las comunidades presentasen características de equilibrio respecto a una presión alta de pastoreo, es decir, se tratase de pastizales bien aprovechados para poder así analizar su evolución posterior al abandono, consideramos de interés dedicar un Capítulo a probar este carácter. Para ello utilizamos un indicador, desarrollado en estudios previos del equipo donde se integra quien redacta esta memoria (Rodríguez *et al.*, 1995). Es por ello que el Capítulo 3 se dedica al estudio del perfil vertical de la biomasa subterránea como prueba de la homogeneidad de presión de pastoreo. El Capítulo 4 se centra en el estudio comparado de la evolución y estructura de las comunidades de pastizal cuando son sometidas a las perturbaciones experimentales (exclusión del pastoreo, roturación y su efecto combinado). Los descriptores utilizados para analizar los cambios han sido: biomasa, producción, composición específica y espectro de tipos biológicos. En los Capítulos 5 y 6 se analiza el fenómeno contrario a la degradación por abandono, es decir las posibilidades de recuperación de pastos a partir de matorral. Para ello estudiamos el efecto de tratamientos sobre la recuperación del pastizal a partir de la comunidad de matorral establecida como consecuencia del abandono. El primero de ellos, más centrado en parámetros estructurales, y el segundo en la composición específica. En ambos casos considera la acción conjunta de las perturbaciones iniciales, la intensidad de pastoreo con cabras y el tiempo transcurrido desde el inicio del tratamiento. El Capítulo 7 tiene como fin situar la problemática analizada con detalle en el contexto más general de los cambios de uso que han tenido lugar en los últimos treinta años en la comarca y su repercusión en la configuración actual del paisaje. Por último, en el Capítulo 8 se sintetizan las conclusiones de cada Capítulo. La memoria finaliza con las referencias bibliográficas y una sección de Anexos en la que se incluyen los inventarios y datos analizados.

Capítulo 2: Material y métodos

En el presente capítulo se describen, en primer lugar, los requisitos que se tuvieron en cuenta en el planteamiento experimental y la forma a partir de la cual se establecieron las parcelas experimentales. Se dedica también un cierto espacio a comentar las características climáticas y los usos del territorio presentes en el gradiente altitudinal en el que se sitúan las parcelas experimentales, en especial los usos más directamente relacionados con el aprovechamiento de los pastos. Se describen los tipos de vegetación potencial y las comunidades de pastizal representadas. En conjunto, estos aspectos constituyen los principales factores ambientales de referencia y que se utilizarán en la discusión y resultados, teniendo en cuenta que el objetivo del estudio es el pasto considerado como un sistema cuya dinámica está controlada por dichos factores.

La prospección previa, encaminada a la elección de las localidades en las cuales se ubicarían las parcelas experimentales, se explica y se comenta con detalle a continuación. Se describen también los procedimientos empleados para la toma de muestras, si bien la forma en que se llevaron a cabo, según los objetivos concretos, se detalla en cada capítulo. La descripción del Material y Métodos termina con la descripción de los análisis numéricos que se han empleado, dedicando mayor atención a aquellas técnicas novedosas o cuyo uso está menos extendido.

BIBLIOTECA VIRTUAL

2.1. Planteamiento experimental

Los objetivos del presente trabajo tienen como referencia los cambios sucesionales que se producen a consecuencia del abandono de los usos tradicionales. Tales cambios se analizan a dos escalas de percepción diferentes. La primera, a nivel de detalle espacial, se refiere a las localidades seleccionadas para el estudio, y pretende analizar los cambios que se producen en la estructura y composición específica de distintos pastizales con el paso del tiempo a consecuencia del abandono (dinámica sucesional), así como los procesos que generan las actuaciones encaminadas a la recuperación de comunidades de pastizal herbáceo a partir de matorral (recuperación del matorral hacia pasto). La segunda, a escala general o de paisaje, que incluye la anterior, trata sobre la transformación del paisaje agrario a través del tiempo.

2.1.1. Comunidad de pastizal

En este apartado se describe el planteamiento experimental que permite conocer, por una parte, los cambios que se producen en los pastizales al ser abandonados (dinámica sucesional) y, por otra, las regularidades que tienen lugar en el proceso de recuperación del matorral hacia pastos cuando dichas formaciones son sometidas a distintos tipos de perturbaciones, acompañadas de la acción del ganado.

2.1.1.1. Dinámica sucesional

El diseño experimental tuvo en cuenta los resultados obtenidos en experiencias parecidas realizadas anteriormente por investigaciones del Departamento Interuniversitario de Ecología de Madrid (Casado, 1984, 1987; Montalvo, 1987) basados en la consideración del sistema ladera como unidad de muestreo (Bernáldez y Pineda, 1980; Bernáldez, 1981; Pineda *et al.*, 1981 a, b; Pablo *et al.,* 1982; Casado, 1987; Montalvo, 1987). En nuestro caso el

diseño experimental consistía en la ubicación de cuatro estaciones piloto ordenadas según un gradiente de variación altitudinal y que debían cumplir los siguientes requisitos previos (ver Figura 2-1):

- Estar situadas sobre laderas con orientación sur y con una pendiente similar, no superior al 25%, para homogeizar en lo posible la influencia de otros factores.

- Cubrir un gradiente altitudinal representativo de la vertiente sur de la Cordillera Cantábrica, en el sector estudiado por nosotros en trabajos previos (central y oriental de la provincia de León) y cuyos sistemas ganaderos y tipología de pastos estaban siendo investigados por miembros del equipo (Rodríguez, 1992).

- Que en la ladera se pudiesen distinguir dos posiciones geomorfológicas bien diferenciadas: una de exportación de materiales y otra principalmente receptora.

- Que las comunidades estuviesen bien establecidas y con un aprovechamiento del pasto adecuado.

A continuación se comentan las principales características que se tuvieron en cuenta en la etapa de prospección para que las localidades, donde se implantaban las parcelas experimentales, cumplieran los requisitos preestablecidos.

1. Pastos sobre laderas

El término de pasto que se emplea en este apartado incluye tanto el «pastizal» como la «pradera», ambos seminaturales. Se entiende por pastizal seminatural (Bernáldez y Pineda, 1980), aquel sistema en el que el hombre ha intervenido en el reemplazamiento de la vegetación no herbácea y en el manejo del tipo de población herbívora doméstica que los aprovecha. Pradera seminatural, es aquel sistema cuya flora y estructura se mantiene constante a lo largo del tiempo, condicionada por la acción humana, ya sea directa (abonado, siega, etc.) o indirectamente a través del manejo del ganado (pastoreo, pisoteo, abonado por deyecciones, etc.) (Pérez Pinto, 1989).

Las localidades de muestreo se escogieron de forma que los pastos presentes en ellas reuniesen una serie de características, entre las cuales primaba que se tratase de comunidades bien establecidas. Este rasgo se apreciaba por el tipo de especies presentes, su diversidad y estructura, reconocibles en muestreos previos, así como por el que hubiesen estado sometidas a un tipo de uso adecuado, y no presentasen rasgos de erosión o deterioro. Es decir, deberían ser pastos con aspecto de mantener un equilibrio con el tipo de aprovechamiento al que estaban sometidos, además de presentar un cierto grado de «madurez». Esto último pudo datarse a partir de las entrevistas con los propietarios de las parcelas donde se pretendía situar el experimento.

El sistema «ladera» ha sido con frecuencia utilizado como unidad de trabajo (Solntsiev, 1974; Montserrat, 1975; González Bernáldez *et al*., 1976, 1978; Pou, 1979; Montalvo, 1992) en estudios de ecología del paisaje y sistemas territoriales. Presenta la ventaja de llevar en si misma una fuente de variación: el cambio gradual del suelo a lo largo del gradiente que se establece desde la zona alta a la zona baja.

2. Gradiente altitudinal

La altitud es un parámetro que influye directamente en la producción de pastizales de montaña por disminución de temperatura y reducción del periodo de crecimiento (Muslera y Ratera, 1984). El periodo de crecimiento de las plantas decrece con la altitud, lo que condiciona, en gran medida la producción; pero en la altitud se producen fenómenos compensatorios de crecimiento que tienden a reducir las diferencias, debido a fenómenos de aumento de la intensidad de las radiaciones ultravioletas e infrarrojos en montaña (Caputa, 1966), lo que implica que la producción se concentra en un periodo corto de meses (de mayo a octubre).

Debido a la influencia que ejerce sobre la variación climática, la altitud es un factor determinante en la distribución de especies y comunidades (Hanawalt y Whithaker, 1976; Bernáldez y Pineda, 1980; García Navarro, 1988; Montalvo, 1993 a), incluso con variaciones no muy grandes en este parámetro (Levassor *et al*., 1981). La ubicación de las estaciones piloto se hizo de forma que el gradiente altitudinal abarcase una representación suficiente y adecuada de los tipos de aprovechamiento en la vertiente sur de la Cordillera Cantábrica. El máximo gradiente altitudinal que se podría estudiar estaría comprendido en el intervalo 900 - 2100 m.

3. Posición geomorfológica

A lo largo de las laderas, los pastizales no presentan unas características homogéneas de estructura y composición florística (Bernáldez y Pineda, 1980; Pineda *et al*., 1981 a, b; Montalvo *et al*., 1993 a). Las fuentes de variación espacial se deben en parte a diferencias del suelo -profundidad, fertilidad, retención hídrica- y a los procesos geomorfológicos que actúan desde las zonas altas a las bajas, lo que determina una dinámica descendente. En esta dinámica condicionada por la gravedad, participan los procesos de transporte de los productos de alteración de roca, agua, sales y materiales biológicos diversos aportados al suelo (González Bernáldez, 1978 a, 1980). Las partes altas corresponden a zonas de balance activo -remoción de materiales, erosión-, mientras que las partes bajas corresponden a zonas de balance pasivo -predomina la acumulación, depósitos- Mil'kov (1974). Además en esta variación intervienen otros factores como la exposición -especialmente en las solanas-, que influye sobre la variación microclimática: superficies con pendiente moderada reciben una mayor radiación solar (Pope y Lloyd, 1975) y por tanto presentan una mayor evapotranspiración y son potencialmente más secas que las zonas más llanas, en la parte baja de ladera.

En condiciones relativamente estables de clima y en el nivel de base de la red hidrológica local, las laderas alcanzan un equilibrio que, en términos geológicos, evoluciona muy lentamente. Esta evolución en las zonas bajas es debida más a los procesos geoquímicos que a los de erosión mecánica, de manera que tiene lugar una diferenciación espacial clara del perfil de los suelos a lo largo de las laderas (González Bernáldez, 1979, 1981; Pou 1979). Existen pues, dos posiciones características con máximo contraste dentro de la ladera: la zona alta y la zona baja, la primera con ligera pendiente y la segunda con una topografía prácticamente llana. Estas dos posiciones de máximo contraste (zona alta y baja) fueron también consideradas como fuente de variación de pastos. En cada una de las estaciones piloto se eligió, por tanto, una ladera de características similares, con zona alta y baja. En cada una de estas zonas es donde se realizaron las perturbaciones que a continuación se describen.

4. Perturbaciones experimentales

Se considera perturbación a aquel evento con capacidad de generar consecuencias imprevisibles en un sistema (Margalef, 1982). En el presente estudio la perturbación es un factor causante de alteraciones en la comunidad y en las especies en particular que puede suponer, en este último caso, la destrucción total o la alteración de algunos de sus órganos. Puede ser consecuencia de factores antrópicos (roturación, cercado, etc.) o por la acción de herbívoros.

La perturbación experimental es un método generalizado que se utiliza para conocer el funcionamiento de los ecosistemas, al revelar algunas de las propiedades que se quieren investigar (Mooney y Godrón, 1983; Van Andel *et al*., 1987). Las perturbaciones que se realizan en ambas posiciones de la ladera son:

- Roturación de pastizal (R): Perturbación mecánica de carácter puntual -es decir se

realiza una sola vez al inicio del experimento-, que provoca sobre la vegetación, un efecto de arranque, fragmentación y enterrado, con la consiguiente eliminación de la cubierta vegetal.

Para la roturación se utilizó un motocultivador de 15 C.V. dotado de fresadora con cuchillas de tipo rígido. Se efectuó a una profundidad de 12-15 cm, con varias pasadas y en distintas direcciones con intención de eliminar totalmente la vegetación inicial y enterramiento de ésta. El tiempo de laboreo fue variable, dependiendo de las características de cada localidad de estudio (pedregosidad, comunidad vegetal, textura suelo, compactación, humedad, etc.). Lo que se intentó fue dejar la superficie de cada parcela roturada lo más uniforme posible y conseguir un esponjamiento de la capa superficial que favoreciese la infiltración del agua.

- Exclusión del pastoreo mediante cercado (C): Perturbación permanente -mantenida en el tiempo-, que impide el acceso a los grandes herbívoros (p.e. ganado y otros ungulados salvajes) lo que permite el crecimiento vegetal libre de la acción de estos consumidores.

El cercado se concibió como una estructura sólida, y se ejecutó mediante cerramiento metálico con postes de acero en forma de T de 3 cm de grosor y de 2 m de altura y una distancia entre postes de 5 m. El anclaje se hizo con hoyos realizados en el terreno y posterior relleno con hormigón. El tipo de malla utilizado fue de hierro galvanizado de triple torsión de 50 mm de luz y 1 mm de diámetro, con tres filas de atirantado. El enrejado se cosió y ató con alambres, los cuales eran unidos a los postes de los vértices por tensores, para poder estirar la estructura cuando ésta cediese o se aflojase. De esta forma el pastizal cercado, se excluye, y evita el acceso de mamíferos tanto domésticos como salvajes.

- Cercado y roturación (C+R): Perturbación mixta que comprende la realización simultánea de las dos anteriores.

Cada una de las zonas de ladera -zona alta y zona baja- debía cumplir el requisito de disponer al menos de una superficie de 300 m^2 (10 x 30 m), cuyo lado más largo se situaba perpendicular a la dirección de máxima pendiente. Este área debía presentar una homogeneidad interna en sus propiedades físicas y biológicas, perceptibles por inspección visual.

Dentro del área experimental se establecen cuatro parcelas, de 50 m^2 (5 x 10 m), y dos pasillos de igual superficie y características a las parcelas, cuyo fin es evitar el efecto borde. Cada parcela recibe un tipo de perturbación experimental, excepto una que sirve de control o parcela testigo (T).

2.1.1.2. Recuperación de matorral hacia pasto

El planteamiento experimental pretendía analizar los cambios sucesionales que experimenta la composición específica y la estructura de una comunidad de matorral, por efecto del pastoreo, con dos densidades de cabras y tres tratamientos mecánicos (perturbaciones) sobre el matorral. El objetivo técnico aplicado de esta experiencia es conocer como puede llevarse a cabo la evolución del matorral para la implantación de un pastizal productivo. El matorral se considera en este contexto como un componente externo, que ha ocupado el terreno al ser abandonado.

El diseño experimental contó con los siguientes requisitos:

1. Comunidad de matorral

Selección de una zona ocupada por matorral homogéneamente distribuído, con una superficie mínima de unos 1000 m^2, en la cual se realizarían los tratamientos mecánicos. La parcela escogida correspondería a un antigua zona de cultivo.

2. Tratamientos mecánicos sobre el matorral

Se realizaron perturbaciones, encaminadas a alterar la estructura inicial de la comunidad arbustiva: dos de ellas fueron las que tradicionalmente se utilizaban en la zona (quema y desbroce); la tercera (poda a media altura) tiene un carácter innovador y trata de aprovechar el valor forrajero de *Cytisus scoparius*, para forzar el rebrote y, a la vez, favorecer la producción de hierba. Sería especialmente adecuada para zonas de ladera donde el matorral cumple también funciones de protección del suelo.

- Quema (Q): Perturbación que provoca la eliminación de la cubierta vegetal (tanto arbustiva como herbácea), dejando en el campo los restos de material quemado.
- Desbroce (D): Perturbación mecánica realizada con desbrozadora de disco manual, consistente en el corte del matorral a ras de suelo y posterior retirada de la parcela de la biomasa extraída.
- Poda (P): Tratamiento mecánico sobre el matorral realizado a mano con hoz, que consiste en el corte de toda cubierta arbustiva superior a los 70 cm del suelo y posterior retirada de esta biomasa.

Tras los tratamientos de la quema y el desbroce se produce una regeneración del matorral afectado. Numerosos estudios, en los últimos años, han estado encaminados al conocimiento de la regeneración del matorral tras diferentes tipos de perturbación (Casal *et al*., 1984; Basanta *et al*., 1986; González *et al*., 1986; Luis *et al*., 1987; etc.). Otras investigaciones están encaminadas al efecto provocado por el fuego en distintas comunidades arbustivas mediterráneas (Trabaud, 1980; Tárrega, 1986; Gimeno *et al*., 1988).

Dentro del área experimental se establecieron cuatro parcelas de 28 x 8 m, dispuestas paralelamente, y con un pasillo de 1 m alrededor de cada una (ver Figura 2-2). Estas parcelas reciben el tipo de perturbación experimental anteriormente descrito; más otra parcela de las mismas dimensiones, sin ningún tratamiento, que serviría de testigo (T).

3. Presiones de carga

La mayor parte de los autores coinciden en considerar a la cabra como la especie doméstica que puede desarrollar una mayor actividad ramoneadora (Malecheck y Provenza, 1983; Núñez-Hernández, 1989; Rigueiro, 1992). Por este motivo, en la selección de las parcelas, se tuvo también en cuenta la posibilidad de disponer de un rebaño de cabras para la experimentación. Generalmente se considera también a la cabra como la especie de ganado doméstico que juega un papel más importante en la recuperación de zonas invadidas por matorral. El ganado caprino, en pastoreo libre y sin limitación de vegetación arbustiva, jamás consume menos de un 50% de ésta, aunque disponga de otros tipos de vegetación (Mac Mahan, 1964; Bourabouze y Guessous, 1977). La acción de las cabras facilita el pastoreo de otras especies (Morley, 1981) y en la complementariedad de éstas reside el aprovechamiento y mejora de los pastos (Gómez Sal y De Miguel, 1987).

La zona elegida para ubicar la estación piloto debía también cumplir el requisito imprescindible de que existiese un ganadero dispuesto a colaborar con nosotros, permitiendo la instalación de las vallas en la parcela y el uso de su ganado cuando se le solicitara.

Dentro de cada parcela (28 x 8 m) se analizó el efecto de dos intensidades de pastoreo con cabras, una simple (4 cabras) y otra doble (8 cabras). Para ello hubo que dividir las parcelas sobre las que se habían efectuado los tratamientos en tres subparcelas, con una superficie de 12 x 8 m cada una, que soportaron las dos presiones de carga. La tercera subparcela (4 x 8 m) que sirvió de control no recibió el impacto del pastoreo. Todo esto supone en total 12 unidades elementales de muestreo o subparcelas y la necesidad de 48 cabras cada vez que se realizase el estudio del efecto del pastoreo (Figura 2-2).

La individualización de las subparcelas se realizó con un cercado de estructura sólida, con postes de madera de 2 m de altura y de 12 cm de diámetro, con una distancia entre postes

de 4 m. El anclaje se efectuó, clavando los postes al suelo. El tipo de malla utilizada fue de hierro galvanizado de 1 mm de grosor y de 250 x 150 mm de luz el metro superior y en disminución el metro inferior hasta llegar a una luz de 250 x 40 mm en la parte más baja.

La introducción de las cabras en las parcelas se realizó, durante dos días consecutivos, en dos épocas bien contrastadas: la primera que coincide con el inicio de la floración de *Cytisus scoparius*, y la segunda que se corresponde con el inicio de la pérdida de hojas y final de fructificación de dicho matorral. Esto supone que las dos densidades de carga simple y doble (4 y 8 cabras) equivalgan respectivamente a 4.5 y 9 cabras/Ha/año, suponiendo que realizasen pastoreo libre. Aún teniendo en cuenta lo difícil de extrapolar los distintos regímenes de pastoreo, dichas densidades pueden considerarse como normales en zonas parecidas siendo la primera algo baja y alta la segunda.

2.1.2. Cambios en el paisaje agrario

En la década de los cincuenta se inicia en nuestro país la crisis de los sistemas ganaderos extensivos que paulatinamente son sustitución por sistemas de explotación más intensivos. La industrialización dio lugar a un éxodo rural que afectó gravemente a la ganadería extensiva estante en etapas anteriores. Estas y otras razones más complejas han provocado un patente abandono de los pastos y su consiguiente degradación e invasión por matorral (Amella, 1984; Celada *et al*., 1989). El abandono de los usos agrarios que formaban parte del paisaje tradicional cuando se inicia el proceso de cambio, se produce según pautas con significado ecológico que pueden ser descifradas a través del análisis de series temporales de fotografía aérea (Gómez Sal *et al*., 1993).

El objetivo de este análisis es precisamente apreciar la variación en los usos del suelo y sus patrones de cambio. El muestreo tiene por objeto estimar la importancia de los distintos tipos de «parcelas» -«teselas» de mosaico territorial- según el grado de abandono y de invasión por el matorral, en una extensión de unos 35 km^2. La localidad seleccionada para este estudio sería la que albergara los dos dispositivos experimentales: el referente a la sucesión (parcela sobre ladera) y el de dinámica del matorral (que representa un caso particular de invasión por matorral). El estudio de la evolución en los últimos cuarenta años, se realiza mediante el muestreo e interpretación sobre foto aérea (vuelos 1957, 1974 y 1985), con un planteamiento de muestreo regular con puntos equidistantes que se detalla en el Capítulo 7.

2.2. Selección y características del área de estudio

Una vez establecidos los requisitos del planteamiento experimental se procedió a la selección de un área de estudio que acogiera a las cuatro estaciones piloto, de forma que abarcara el gradiente climático-altitudinal existente en la Cordillera, a la vez que la distancia entre el centro de análisis de muestras (León) y la estación más distante fuera la menor posible.

La elección se efectuó apoyándonos en la foto aérea del vuelo de 1985 (escala 1:30.000), sobre un área que abarca la vertiente sur de la Cordillera Cantábrica, en el norte de la provincia de León, -desde la capital hasta el límite con Asturias- exceptuando el extremo más occidental -comarca de Laciana-.

Sobre la base de esta prospección, se eligió una franja en torno a la cuenca del río Torío con extensión aproximada de 19 x 24 Km. La ubicación definitiva de las localidades que acogieron las estaciones piloto recayó en las proximidades de Coladilla (2), Cármenes (3)

y Piedrafita la Mediana (4) (Figura 2-3). La estación (1) está ligeramente separada de esta banda, -si bien respeta el gradiente ambiental (climático y litológico) que se pretendía recoger-. Está localizada en una zona de páramo, comarca conocida como «Tierras altas», y correspondió su ubicación a la localidad de Santa María del Condado.

2.2.1. Descripción del área

En este apartado se van a comentar las características generales del área de estudio en dos bloques: uno, que agrupa a las estaciones más altas del gradiente altitudinal (Coladilla, Cármenes, y Piedrafita) y se va a denominar zona de estudio (caracterizada por pertenecer a la montaña estas localidades) y, el otro, que se corresponde con la estación más baja (Santa María del Monte).

2.2.1.1. Caracteres geográficos

La zona de estudio se encuentra al Norte de la provincia de León y comprende la parte alta de la cuenca del río Torío desde su nacimiento, en el límite con Asturias, hasta el pueblo de Matallana. Se halla enmarcada entre las coordenadas de 43° 03' y 42° 50' de latitud norte y 5° 42' y 5° 28' de longitud oeste (Figura 2-3).

Esta zona se encuentra dentro del sector central de la montaña Leonesa, que coincide con la comarca de La Mediana, colindante al oeste con la cuenca del río Curueño y al este con la cuenca del río Bernesga.

Se trata de un valle que discurre en un eje norte-sur y que se encuentra delimitado en todas direcciones, salvo meridionalmente, por cadenas montañosas, con altitudes que llegan a superar los 1500 m, siendo la cota máxima de 2189 m (Pico de Braña Caballo) y la mínima de unos 900 m.

La cuarta estación se localiza en las denominadas «Tierras altas», situada en la submeseta de León; tiene coordenadas 42° 43' de latitud Norte y 5° 28' de longitud oeste.

2.2.1.2. Aspectos geológicos

Desde el punto de vista geológico la zona se sitúa en la banda Cantábrica que es la más externa de las zonas en que se divide el Orógeno Herciniano, en el noroeste de la Península Ibérica (Lotze, 1954; Julivert *et al*., 1972), caracterizado por la ausencia de metamorfismo y por el escaso y esporádico desarrollo de foliaciones tectónicas.

La zona comprende parte de dos grandes unidades alóctonas: La unidad de Sobia-Bodón (Marcos, 1968) y la unidad de Somiedo-Correcilla (Julivert *et al.,* 1968). Más escasamente representada, en el borde septentrional, se presenta otra unidad de zona Cantábrica denominada cuenca Carbonífera Central (Julivert, 1967).

Litológicamente está formada por materiales paleozoicos, materiales precarboníferos preorogénicos, constituidos por formaciones carbonatadas y siliciclásticas (areniscas,lutitas, dolomías, calizas y pizarras), y materiales del carbonífero sinorogénicos, con rápidos cambios laterales de facies (areniscas, lutitas, pizarras y calizas), así como materiales subvolcánicos y volcánicos e, incluso, algunos enclaves intrusivos.

La estación enclavada en las «Tierras altas» responde a una cuenca colmatada con depósitos terciarios y cuaternarios continentales, que se apoyan discordantemente sobre la zona anterior. Litológicamente predominan los conglomerados de facies proximales de abanicos aluviales, de areniscas de secuencias fluviales, limos de llanura de inundación y

depósitos de playa, playa salina y transicionales (arcillas, margas, calizas y yesos). Termina con depósitos carbonatados de ambientes lagunares y lacustres.

2.2.1.3. Caracteres climáticos

Existe una gran dificultad para estudiar el clima dentro de la zona elegida dado que sólo existe una estación meteorológica que dispone de datos termo-pluviométricos, la de Santa Lucía-Orzonaga, situada en la parte baja, tiene el inconveniente de ofrecer, únicamente, una serie de datos termométricos con un periodo inferior a 10 años. Del resto sólo se obtienen datos pluviométricos.

Esto, no obstante, se puede paliar en parte teniendo en cuenta que la zona estudiada se encuentra enclavada en el centro de la montaña de León, por lo que participa de sus características generales climáticas.

Así, de los datos obtenidos de diversos autores (Allúe-Andrade, 1966; Guitian *et al*., 1972; Elías y Ruíz, 1977; Ministerio Agricultura, 1980; Rivas Martínez, 1984; García-Navarro, 1988), se puede obtener una caracterización bastante precisa del clima de la zona, describiéndose los caracteres mesoclimáticos: temperatura, pluviosidad y evapotranspiración. Los dos primeros se comentarán más adelante cuando se describa cada una de las localidades por separado.

BIBLIOTECA VIRTUAL

Evapotranspiración

La evapotranspiración representa la demanda de agua de una cubierta herbácea. Cuando esta demanda es superior a la precipitación se produce un déficit de agua. En un principio se compensa con las reservas que hay en el suelo y pueden ser utilizadas por las plantas; Guitian *et al*. (1972) estiman que la reserva de agua de los suelos de la zona húmeda de León es, aproximadamente, de unos 100 mm hasta una profundidad de 50 cm. Si esta reserva se agota los fenómenos biológicos disminuyen, originándose el marchitamiento y agotamiento de las plantas.

Para esta zona la ETP calculada oscila entre 500 y 800 mm, con una duración media del periodo seco entre 0 y 3 meses. La variabilidad con que el déficit es mayor de 50 mm en el mes de junio es del 0-20% y en septiembre entre el 20 y 80%.

Teniendo en cuenta estos parámetros, según la clasificación de Papadakis, existen dos tipos de invierno, Ti (trigo cálido) y Tv (trigo-avena), y dos tipos de verano P (polar cálido) y t (trigo menos cálido). Dos son también los tipos del régimen de humedad existentes según esta clasificación: Hu (húmedo) y ME (mediterráneo). De la combinación del régimen térmico y del régimen de humedad resultan 3 zonas agroclimáticas:

1.- La zona alta: Ti, P; Hu (Trigo cálido, Polar cálido, Húmedo).

2.- La zona media: Ti, P; ME (Trigo cálido, Polar cálido, Mediterráneo húmedo).

3.- La zona baja: Tv, t; ME (Trigo-avena, trigo menos cálido, Mediterráneo húmedo).

El índice anual climático de potencialidad agrícola de Turc, en secano, se encuentra entre 15 y 20 y en regadío entre 20 y 40.

La estación más baja, según la clasificación de Papadakis, está comprendida en la transición entre Tv, t, ME y av, M; Me (Avena fresco, maíz, Mediterráneo seco) y, según el índice anual de Turc, en secano, esta comprendido entre 10 y 15 y, en regadío, entre 40 y 45.

2.2.1.4. Fitogeografía

La Fitogeografía estudia las causas de la distribución de las especies y ecosistemas vegetales sobre la Tierra, necesitando de los siguientes criterios fundamentales: geográficos,

geológicos, climáticos, florísticos y fitosociológicos.

La aplicación de estos criterios permite diferenciar unidades territoriales (Rivas Martínez, 1982) y representan un modo de sectorización. La zona, estudiada pertenece según Díaz González y Penas Merino (1984) y Rivas Martínez (1987), a la región Eurosiberiana, subregión Atlántico-Medioeuropea, superprovincia Atlántica, provincia Orocantábrica, sector Ubiñense-Picoeuropeano, subsector Ubiñense. La estación baja pertenece a la región Mediterránea, subregión Mediterránea occidental, superprovincia Mediterráneo-Iberoatlántica, provincia Carpetano-Ibérico-Leonesa, sector Leonés (Figura 2-4).

2.2.1.5. Bioclimatología

La bioclimatología estudia las relaciones entre los seres vivos y el clima. Las unidades biogeográficas, anteriormente descritas, están delimitadas sobre la base de sus características climáticas y caracterizadas por la existencia de pisos bioclimáticos (espacios termoclimáticos) o tipos de ambientes que se suceden en una cliserie altitudinal o latitudinal (Rivas Martínez, 1982).

La zona de estudio se incluye casi en su totalidad dentro del piso Montano, ampliamente distribuido por toda la región Eurosiberiana de la Península Ibérica, que abarca buena parte de la superficie de las provincias corológicas Pirenaica, Orocantábrica y Cantabroatlántica. En todo este piso bioclimático los ecosistemas maduros o etapas climácicas tienen estructura boscosa, es decir, vocación forestal. En la parte Noroeste, coincidente con las zonas más altas, se encuentra el piso Subalpino y, en la meridional, donde están las zonas más bajas, se encuentra el piso Supramediterráneo, cuyos límites con el Montano son difíciles de establecer (Figura 2-5).

La parcela baja (1) se encuadra dentro del piso Supramediterráneo, ampliamente distribuído por la Península Ibérica. Ocupa buena parte de la submeseta Norte, parameras Ibéricas, zócalo Prepirenaico y áreas de piedemonte de las montañas elevadas centrales o meridionales españolas. Los ecosistemas maduros o cabezas de serie tienen carácter forestal (sabinares, encinares, quejigales, robledales, hayedos, etc.). Dentro del ambiente Mediterráneo español, es el piso con vocación forestal y ganadero por antonomasia, en especial en los suelos pobres en bases (Figura 2-5).

2.2.1.6. Aspectos edáficos

Aguado-Jolis *et al*., (1973) siguiendo la clasificación americana del «Soil Survey Manual», encuentran en la zona donde se sitúan las parcelas experimentales los siguientes tipos de suelos:

1. Inceptisoles. Suelos de transición, no demasiado recientes y con poco desarrollo, con uno o más horizontes de diagnóstico que se supone se formaron rápidamente y que no presentan una iluviación significativa ni una meteorización intensa. Este tipo de suelo se divide a su vez en dos subórdenes: a) ócricos («ochrepts») con epipedión ócrico descansando sobre un horizonte de cambio con dos variantes «Dystrochrepts lítico» y «Eutrochrepts lítico»; b) úmbricos («umbrepts») con epipedión úmbrico, en clima húmedo y con una saturación de bases baja o muy baja (variante: «Haplumbrepts Lítico»).

2. Inceptisoles-Alfisoles. Los Alfisoles son suelos con el horizonte B de arcillas con hierro, aluminio y una saturación de bases mayor del 35%, cuando es argílico (se producen a lo largo de mucho tiempo por alternancia de estaciones húmedas acumulándose arcillas dispersas).

3. Mollisoles. Suelos que en su mayoría se han desarrollado bajo vegetación de pastos

lo suficientemente extensos como para formar una cubierta. Otros se han desarrollado bajo bosques caducifolios o durilignosos sobre materiales básicos y calcáreos.

4. Roca descubierta

En cuanto a su ubicación, la roca descubierta se encuentra fundamentalmente en las zonas más elevadas y escarpadas; los inceptisoles-alfisoles equivalen a las zonas aluviales y terrazas; los mollisoles, a los suelos de vega, bien formados y, los inceptisoles, es el grupo de suelos dominantes, de los cuales aproximadamente la mitad son ócricos y la otra mitad úmbricos.

Las «Tierras altas» pertenecen al orden de los Alfisoles y sus características han sido ya descritas.

2.2.1.7. Paisaje Vegetal

Esta descripción de los principales rasgos de la zona, de su situación, de la variedad de ambientes orográficos, climáticos, geológicos y edáficos existentes nos permite comprender que en esta región se asiente una gran diversidad de comunidades vegetales, entre las cuales se encuentran los pastizales objeto de este estudio.

Sin pretender realizar una enumeración prolija de todas las comunidades existentes que cubren todo el gradiente altitudinal, podemos destacar a grandes rasgos, entre otras, las siguientes formaciones o manchas de vegetación:

1. Bosques

- Caducifolios, entre los que cabe distinguir los hayedos, abedulares y los robledales-melojares (de *Quercus pyrenaica*).
- De hoja marcescente, de *Quercus faginea*.
- De hoja perenne, encinares de *Quercus rotundifolia*, y pinares de repoblación, sobre todo de *Pinus sylvestris* y algo de *P. pinaster.*
- De ribera, choperas y saucedas.

2. Matorrales

- Espinares y zarzales (con *Rubus* spp., *Rosa* spp., *Crataegus monogyna*, *Prunus* spp. etc.)
- Escobonales o piornales (*Cytisus scoparius*).
- Brezales, sobre todo de *Erica australis*.
- Tojales de *Ulex minor*.
- Retamares de *Genista florida* y *G. obtusirramea*.
- Matorrales de *Genista occidentalis*.
- Jarales de *Cistus laurifolius*.

3. Pastizales, prados y herbazales

- Pastizales de diente.
- Prados de siega.
- Herbazales de zonas húmedas.
- Cervunales.

Todas estas comunidades han sido descritas por numerosos autores (Carbo *et al*., 1972; Carbo, 1975; Bellot, 1978; LLamas, 1979; García González, 1981; Hernández, 1983; López, 1983; Pérez García, 1983; Rivas *et al*., 1984; Puente García, 1985) y, sobre todo, por Pérez Morales (1984) en un estudio pormenorizado que efectúa en la zona limítrofe del Bernesga, sobre Flora y Vegetación, tratada desde un punto fitosociológico.

Más adelante en el apartado «Características de la localidades» se describe la vegetación potencial, así como el tipo de comunidad herbácea, de cada una de las estaciones

piloto en particular.

2.2.1.8. Población

Según Pérez Pinto (1989), de los datos obtenidos del «Mapa de Cultivos y aprovechamientos de la provincia de León» (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 1984) se puede destacar, en general, en la evolución de la población en los últimos 25-30 años una pérdida de efectivos debido a la emigración, considerando el total de la provincia de León. Este fenómeno es extraordinariamente acusado si nos referimos a la montaña de León y, aún mucho más si sólo consideramos la montaña de Riaño. Sólo dos zonas provinciales, las comarcas de Tierras de León y el Bierzo, han experimentado crecimiento poblacional, figurando Ponferrada y la capital como centros receptores de la mayor parte de la emigración intraprovincial (Tabla 2-1, Tabla 2-2 y Tabla 2-3). La zona de estudio se incluye en la Comarca de Montaña de Riaño. El municipio de Cármenes engloba a 17 entidades entre ellas Piedrafita y al propio Cármenes, que es la capital del término municipal. Vegacervera está formado por 5 entidades, una es Coladilla, y Vegas del Condado comprende 13, siendo Santa María del Condado una de ellas.

	1900	1910	1920	1930	1940	1950	1960	1970	1980	1991
Nacional	100	107.4	114.9	127.2	139.7	151.0	164.3	182.4	202.8	208.8
Provincial	100	102.4	106.8	114.5	127.8	141.1	151.4	142.1	134.1	136.2
Montaña Riaño	100	106.8	118.8	119.3	122.0	130.3	130.9	96.3	74.1	64.9
Montaña Luna	100	100.6	114.3	114.1	108.9	123.9	144.1	124.7	110.2	104.5
Cármenes	100	102.4	103.6	91.5	75.9	79.7	65.3	44.7	37.4	33.2
Vegacervera	100	101.6	98.3	89.0	83.2	88.5	78.4	43.2	35.9	30.5
Vegas Condado	100	103.7	105.4	115.6	108.1	107.1	86.8	65.0	44.3	37.1

Tabla 2-1
Variación del índice de la población respecto de 1900 (1900 = 100)
Fuente: Pérez Pinto (1989) y elaboración propia a partir del censo del INE.

	1940	1950	1960	1970	1981	1991
Nacional	51.3	55.4	60.3	66.9	74.8	77.4
Provincial	31.9	35.2	37.8	35.5	33.5	34.3
Montaña Riaño	18.8	20.0	20.1	14.8	11.4	10.0
Montaña Luna	19.6	23.0	25.9	22.4	19.8	18.8

Tabla 2-2
Variación de la densidad de la población de hecho por Km^2 desde 1940.
Fuente: Pérez Pinto (1989) y elaboración propia a partir del censo del INE.

	1900	1910	1920	1930	1940	1950	1960	1970	1981	1991

Cármenes	1694	1734	1755	1550	1285	1350	1106	757	634	563
Vegacervera	940	955	924	837	782	832	737	406	337	287
Vegas Condado	1326	1413	1435	1574	1472	1459	1182	885	603	505

Tabla 2-3
Variación de la población de hecho desde 1900.
Fuente: Minisierio de Agriculúra (1975) y elaboracíón propia a partir del censo del INE.

La población incluida en el área de estudio sigue esta tendencia general, y se agudiza en las últimas décadas (Tabla 2-1) mostrando una reducción superior al 60% (censo de 1991) respecto a principios de siglo en Vegas del Condado; en la zona de montaña -Cármenes y Vegacervera- esta disminución es superior al 67% (frente a la Montaña de Luna, donde el índice de población respecto a 1900 ha aumentado ligeramente en un 4.5%, debido a la minería). A partir de los años 50 se han detectado en esta zona cambios en la actividad agrícola-ganadera, desviándose parte de la población hacia la actividad minera del carbón (Fernández González *et al*., 1976). Todo esto ha motivado el abandono creciente de la actividad ganadera, que aparece en muchos casos, como un aporte complementario de ingresos de la actividad minera.

2.2.1.9. Usos del territorio

Este apartado resulta especialmente útil por describir una situación previa, similar a la que corresponde al año 1950, en la que la utilización de los recursos y la diversidad de usos del suelo sería máxima. El tipo de aprovechamiento y el grado de utilización del que parte la sucesión determinará la velocidad de ésta tras el abandono.

a) Zona de montaña

Para la elaboración de este apartado, además de las entrevistas realizadas a los ganaderos de la zona, ha sido de especial utilidad la información aportada por los trabajos de Martín Galindo, 1987; Gómez Sal y Rodríguez Pascual, 1987; Gómez Sal, 1991 y Rodríguez Fernández, 1992.

De una forma general, en los valles de la cuenca del río Torío, como en la mayoría de los valles con vocación ganadera del occidente de la Cordillera Cantábrica (valles de los ríos Porma, Sil, Curueño, Esla, etc.), los usos del territorio se organizan en torno a tres grandes bandas altitudinales bien diferenciadas (Figura 2-6): las zonas llanas de fondo de valle, las laderas y los puertos.

1.- Los fondos de valle

La banda inferior de este gradiente altitudinal de usos está ocupada principalmente por prados de siega, regados y abonados por los propietarios, y dedicados fundamentalmente a la producción de heno. Este recurso es uno de los factores más importantes para determinar las posibilidades de mantenimiento de la cabaña ganadera de los valles, ya que proporciona la mayor parte del alimento que toma el ganado durante el invierno. En la zona, a estas tierras, en especial a las de las partes más bajas, se las conoce con el nombre de «huertas» debido a que, hasta hace pocas décadas, era frecuente encontrar entre los prados cultivos de hortalizas (coles, judías, lechugas...) para el consumo doméstico. También se les llama tierras «linares» por su uso antiguo para el cultivo del lino textil (Martín Galindo, 1987). Hoy en día los linares no existen en los valles de la zona y los huertos son solamente testimoniales.

La vegetación arbórea y arbustiva en el fondo del valle se localiza en las riberas del Torío y arroyos y afluentes de éste, ocupando los lechos pedregosos, o formando parte de los setos vivos (conocidos con el nombre de «sebes») que marcan las líneas divisorias entre

fincas. Las sebes -cercados formados por vegetación natural- se implantan con ramas gruesas de «salgueras» o «paleras» (*Salix* spp.), los llamados «palancones», que una vez clavadas en los suelos se entrelazan con las «latas» y «vilortas» (ramas más finas) en sentido horizontal. Muchas veces los palancones arraigan y se convierten en un nuevo árbol. Posteriormente, y de forma natural, se van incorporando a la sebe otras especies típicas de la vegetación riparia, como «chopas» (*Populus* spp.), «negrillos» (*Ulmus minor*), zarzas y espinos (géneros *Rosa*, *Crataegus* y *Rubus*), que también se ven afectadas por las labores de poda llevadas a cabo anualmente por los propietarios con el fin de mantener el seto. En estas formaciones también es posible encontrar además algunos árboles frutales como cerezos, manzanos o ciruelos, plantados por los propietarios de las fincas, aunque hoy en día tienen un carácter casi vestigial.

El tamaño de las fincas que contienen los prados de siega es relativamente reducido, ya que la zona no se ha visto afectado por la Concentración Parcelaria y, especialmente, debido a las dificultades para adquirir nuevas fincas que encuentran los ganaderos que desearían hacerlo. En general, se trata de personas jóvenes que podrían incrementar sus explotaciones pero cuyas aspiraciones chocan frecuentemente con la resistencia de los posibles vendedores: algunos de ellos residentes en las ciudades que siguen manteniendo una casa en el pueblo para el verano y no quieren deshacerse de sus prados que arriendan a los ganaderos y, la mayoría, jubilados con pensiones escasas, que mantienen en explotación algunos animales con el fin de obtener ingresos extras.

2.- Las laderas

- Pastizales

En las partes más bajas de las laderas se localizan los prados de secano (prados de siega que no reciben riego) y, por encima, los pacederos particulares o pastos aprovechados directamente en pastoreo. Ambos pueden segarse ocasionalmente en los años húmedos cuando se produce un exceso de producción de hierba. Los pacederos comunales (pastos cuya propiedad y gestión pertenecen a las Juntas Vecinales de los pueblos), aparecen también alternando con éstos últimos; aunque generalmente suelen situarse en cotas más altas, llegando a conectar con los bosques o, incluso, a ocupar claros dentro de éstos.

- Cultivos

Antiguamente los pastos de las laderas alternaban en tiempo y espacio con cultivos de secano («las camperas»). Estos cultivos solían situarse en las zonas más llanas -muchas veces conseguidas mediante aterrazamientos -que quedaban por encima del lecho inundable del río, cuyos suelos, bien drenados, hoy aparecen sueltos por acción del laboreo agrícola. En estos campos se sembraban patatas, legumbres (garbanzos, lentejas, guisantes, titos, arvejas, habas, etc.). La cebada y el trigo se cultivaban en los terrenos más fuertes y en el resto el centeno, que era el cultivo básico, lo que queda reflejado por la denominación de «tierras centeneras» que siguen recibiendo estos pagos en los valles de la zona.

El sistema de cultivo, bienal, condicionaba la división del terrazgo en dos hojas; por una parte barbecho-pasto, leguminosas o patatas y por otra el centeno, que constituía por tanto el eje de las rotaciones. En las solanas los cultivos podían alcanzar cotas bastante altas de las laderas. La siembra se escalonaba en distintas épocas del año: en octubre los cereales de ciclo largo, en abril las legumbres y los cereales de ciclo corto, como la «corracasa» (trigo tremesino) y el centeno «seruendo» o tardío (del Latín *sero*, tarde), y a continuación, hasta el 15 de mayo, las patatas. La recolección comenzaba a mediados de julio con la siega de los cereales que, una vez trillados, daban paso a la cosecha de las legumbres, quedando para octubre las patatas.

Hoy en día, apenas quedan restos de este reciente pasado agrícola (hace menos de 25

o 30 años que dejaron de sembrar los cereales); los pastos se han impuesto sobre los cultivos y han ocupado prácticamente toda la superficie de las laderas.

- Matorrales y bosques

Tanto en las fincas particulares cómo en las comunales, los pastos pueden aparecer más o menos invadidos por leguminosas arbustivas como «escobas» y «piornos» (géneros *Genista*, *Cytisus*, *Adenocarpus*) y rosáceas (*Rosa, Rubus, Crataegus*), siendo más frecuente la presencia del matorral en las líneas divisorias entre fincas.

Por encima de los pastizales aparecen los bosques alcanzando su mayor densidad en las zonas con pendientes más pronunciadas. Los robledales (*Quercus pyrenaica* Willd.) se dividen en suertes y los vecinos tienen que atenderlos obligatoriamente, dejando cada dos metros un tallo para que el roble «tire» y pueda proporcionar madera además de leña. Las hojas de roble se siguen utilizando en invierno como complemento importante a la alimentación del ganado vacuno, especialmente cuando la cosecha de heno no ha sido buena. También han sido empleadas para la preparación de cama para el ganado. Los hayedos (*Fagus sylvatica* L.) más importantes se encuentran en las orientaciones de umbría («abesedos»), y únicamente se utilizan para la extracción de madera que, ocasionalmente, se ha llegado a vender.

3.- Puertos

Finalmente, en la banda superior de las tres grandes bandas en que pueden clasificarse los usos del territorio, aparecen los «puertos». Los pastos que se desarrollan en estos lugares son sólo aprovechables cuando se funde la nieve, y tradicionalmente han acogido a los rebaños de merinas trashumantes (Rodríguez Pascual y Gómez Sal, 1991). Recientemente surge la sustitución del ganado ovino por el vacuno, bien de las raza Parda Alpina o de la raza Asturiana.

En general los puertos tienen forma de concavidades. En las zonas más bajas y húmedas los suelos son profundos localizándose en ellos los pastos más productivos, frecuentemente con escasa presencia de matorral, que va apareciendo y espesándose hacia las partes más altas. También puede haber bosques de robles o hayas, ocasionalmente mantenidos con estructura adehesada para permitir el desarrollo del pasto. Las cotas altas suelen estar colonizadas por «urzes» (brezales), que a veces son quemadas para favorecer el rebrote de especies herbáceas. Esta práctica, común entre los pastores de merinas, también ha sido realizada de forma ocasional por los ganaderos del valle, por lo que muchas veces los matorrales disponen de profundas y viejas cepas, capaces de resistir el fuego permitiendo la recuperación rápida de las partes quemadas.

b) «Tierras altas»

De enorme extensión en la provincia (Payuelo, Páramo, hoy regadío, Sobarriba, Condado, Tierras de León) representa el tránsito entre la montaña y las riberas y/o llanuras cerealistas del sur (Tierra de Campos).

Estos terrenos se organizan alternando el cultivo de cereal con el monte (generalmente de roble melojo con jaras). Las partes más bajas y húmedas (valles) se caracterizan por acoger a los prados de siega, cultivos forrajeros, y a la huerta, dependiendo su extensión de la cantidad de agua disponible.

La alternancia de bandas con características litológicas diferentes van a determinar la potencialidad de estas tierras, tanto a nivel de cultivo como a nivel de monte. En muchos casos éste es respetado por su poca capacidad productiva si se quisiera cultivar. De los cultivos cerealistas, el centeno ocupa aquellos terrenos más pobres, siendo su cultivo de año y vez, estableciéndose en los más productivos y cuidados por el agricultor el cultivo del trigo, e incluso en estas zonas se puede ver salpicado el paisaje por cultivo de la vid. El monte puede

ser más o menos denso, e incluso en algunos lugares adehesado, dejando innumerables zonas con pasto fresco, que es muy apetecible por el ganado.

2.2.1.10. Explotación de los pastos

a) Zona de montaña

La elevada diversidad ambiental de las áreas de montaña, en especial en casos como el estudiado, de notable contraste climático, favorece la multiplicidad en los usos del territorio y el desarrollo, por parte de sus habitantes, de complejas rutinas de explotación de los recursos para hacer su gestión más eficaz. Actualmente, muchas actividades tradicionales, principalmente las agrícolas, se han abandonado y con ellas se han perdido tradiciones y comportamientos que, en otros tiempos, eran imprescindibles para la subsistencia de los pueblos de la montaña. No obstante, aún persisten algunos vestigios de los modos tradicionales de explotación, especialmente en lo que se refiere al uso de los pastos, probablemente por haberse convertido la ganadería en la principal fuente de recursos de estos territorios.

En los valles cantábricos de León, el pastoreo se lleva a cabo con unas pautas de actuación bastante concretas, que pueden ser diferentes de unos pueblos a otros, al adaptarse a las características particulares de cada territorio. En general todo gira en torno a las decisiones de las Juntas Vecinales de los Pueblos, con su presidente a la cabeza. Este cargo es elegido democráticamente entre los ganaderos y, tomando en consideración las opiniones del resto de los vecinos, se ocupa de cuando y de que manera deben aprovecharse los pastizales.

b) «Tierras altas»

La organización de la actividad ganadera en estas tierras es más sencilla al ser la actividad agrícola la que tiene mayor protagonismo, ocupando el rastrojo un papel importante en la alimentación del ganado ovino.

2.2.1.11. Distribución estacional de los usos ganaderos

a) Zona de montaña

Durante el invierno, cuando las condiciones climáticas impiden el pastoreo, el ganado permanece en las cuadras, alimentándose de heno fundamentalmente, pero también de forrajes que, cultivados en el valle (lo cual sucede en pocas ocasiones) o comprados fuera, completan la dieta. Los días que vienen buenos se aprovechan para llevar las vacas a los pacederos de ladera y alargar así las reservas de heno. Este pastoreo ocasional puede prolongase hasta finales del mes de abril, en que deja de hacerse tanto en las fincas particulares cómo en las comunales, para no interferir con el inicio del desarrollo primaveral de los pastos.

A finales de mayo comienzan a pastarse de nuevo los pacederos comunales de desarrollo más temprano, es decir, los orientados al mediodía. En muchos pueblos esto se hace de forma generalizada para todo el «común» (los pacederos comunales), pero antiguamente la apertura de los pastaderos se hacía por días alternos, para evitar el sobrepastoreo de los lugares mejores. Paulatinamente se van abriendo otros pastos a medida que se van necesitando, por agostamiento de los anteriores. De forma paralela los ganaderos van aprovechando también las fincas de su propiedad, que explotan según su criterio. Estas fincas suelen recibir un intenso, aunque bien controlado, pastoreo porque, como nos decía un ganadero:»cuanto más se aprovechan los pastos, mejores serán al año siguiente». En el común es posible encontrar mayor variedad de situaciones: desde lugares muy aprovechados

y bien gestionados, hasta pastizales en los que apenas entra el ganado, lo que suele suceder en las zonas más alejadas de los pueblos. En general, los pastos comunales se apuran antes que los particulares. Estos últimos se van reservando mientras ello es posible, para poder aguantar con ellos el verano.

Durante el «mes de la hierba», a finales de junio, los ganaderos recolectan el heno y a continuación comienza el riego de los prados. Algunos años especialmente secos se ha regado antes de segar con el fin de incrementar la producción. El riego está muy controlado en todos los pueblos por la Comisión de Regantes, que establece en que momento del día o de la noche debe regar cada propietario. El rebrote producido en los prados después de la siega es aprovechado a diente por las vacas a partir de mediados de agosto, facilitando su abonado natural. A finales del verano o principios de la otoñada se declaran «las derrotas», lo que significa que todos los pastos, incluidos los prados, pueden ser pastados por cualquiera de los ganaderos, independientemente de su propiedad. Esto dura hasta noviembre, o hasta que caen las primeras nieves, momento en que los pastizales vuelven a ser «cotados» y se cierran los puertos.

b) «Tierras altas»

El invierno, aunque frío, no es tan riguroso como en la zona de montaña, ocupando la nieve sólo ocasionalmente el terreno y es en estos días cuando el ganado se tiene que quedar estabulado. El ganado vacuno está generalmente en los pacederos, prados que ocupan los valles, e incluso en las zonas de monte más próximas al pueblo. Este pastoreo en los prados puede prolongarse hasta mediados de marzo. A partir de esta fecha comienza a pastar la zona de monte hasta mediados de julio, época en que se acabó la siega y ya pueden ocupar estas zonas y alternar con el monte. El ganado ovino campea por todo el campo, menos aquellas tierras que soportan el cultivo ese año. Los rastrojos que quedan en pie, y otros que han sido barbechados, en las épocas de otoño e invierno producen unas comunidades herbáceas muy importantes en la alimentación de este tipo de ganado, que junto con los pastos del monte son aprovechados todo el año.

2.3. Características de las localidades seleccionadas

A continuación se describen las principales características de las localidades seleccionadas, siguiendo el esquema establecido en el apartado «planteamiento experimental»: comunidad de pastizal y cambios en el paisaje.

2.3.1. Comunidad de pastizal

2.3.1.1. Experiencia sobre dinámica sucesional

Las localidades seleccionadas, que reunieron los requisitos, para la ubicación de las estaciones piloto fueron: Santa María del Condado (localidad 1), Coladilla (localidad 2), Cármenes (localidad 3) y Piedrafita de La Mediana (localidad 4), según gradiente altitudinal (Figura 2-7 y Tabla 2-4).

Las características que se van a describir de cada localidad, son referentes a las parcelas que ubican las estaciones piloto y su entorno inmediato.

Código	Altitud (m)	Municipio	Localidad	Latitud (N)	Longitud (0)	Propiedad	Tipo de pasto
4	1480	Cármenes	Piedrafita	43º 0l' 44"	5º 37' 38"	Puerto privado	Pastizal

3	1250	Cármenes	Cármenes	4205745"	5º 34' 22"	Finca privada	Prado
2	1200	Vegacervera	Coladilla	42º 53' 30"	5º 32' 13"	a) Monte utilidad pública b) Finca privada	Pastizal
1	990	Vegas del Condado	Santa María del Monte	42º 42'	5º 28'	Monte utilidad pública	Pastizal

Tabla 2-4
Localización geográfica y tipo de utilización de las localidades donde se instalaron los cercados de exclusión del pastoreo. Siendo: a) zona alta de ladera. b) zona baja.

El clima se describe mediante la clasificación de Papadakis (1966), las divisiones fitoclimáticas han seguido la clasificación de Allúe-Andrade (1966) y se utilizado los climodiagramas de Walter y Lietch (1960), completados con datos pluviométricos de la estación meteorológica más cercana a cada localidad. Por falta de datos termopluviométricos no se han podido realizar los climodiagramas específicos, teniéndose que escoger para cada localidad una estación meteorológica que tuviera unas características climáticas similares y que estuviera lo más cercana posible. El climodiagrama seleccionado para la localidad 1 fue el de la estación meteorológica de León, para las localidades 2 y 3 fue el de la estación de Boñar, y para la localidad 4 fue la de Vegamián (ver, Figura 2-7, donde se muestran los climodiagramas elaborados por Rivas Martínez, 1984). Téngase en cuenta, no obstante, que las estaciones de referencia seleccionadas sólo explican situaciones climáticas de fondo de valle. Por lo tanto estos diagramas sólo tendrán un valor orientativo, ya que estos valores pueden verse afectados por la posición en la ladera. Si la Figura 2-7 resulta útil para apreciar la distribución de la lluvia a lo largo del año, ésta no da idea de las marcadas fluctuaciones interanuales. Las variaciones pluviométricas, así como su patrón de distribución en relación con la temperatura, tienen consecuencias importantes sobre la vegetación, al actuar sobre la germinación de las semillas, la supervivencia de plantas y del desarrollo de plantas adultas (Miles, 1978; Peco *et al*., 1983,1987; Ortega y Fernández Ales, 1987; Rodríguez, 1992). Para subsanar las deficiencias de los climodiagramas, la información se completa con datos pluviométricos de la estación meteorológica más cercana a la estación piloto correspondiendo: a la localidad 1 la estación de Barrios de Nuestra Señora, a la localidad 2 Santa Lucía-Orzonaga, a la localidad 3 Cármenes y a la localidad 4 la estación meteorológica de Canseco (Figura 2-8). Para dar una idea más completa de las características climáticas, dado que las estaciones meteorológicas antes citadas no disponen de datos de temperatura, se ha confeccionado un climodiagrama (Figura 2-8) con las precipitaciones de las estaciones más cercanas e insertando las temperaturas medias de las localidades asignadas (ver climodiagrama Figura 2-7).

Como base de análisis de la vegetación, se ha consultado el estudios de series de vegetación de España de Rivas Martínez (1987). También se han consultado otros estudios botánicos realizados en la montaña de León (p.e. Hernández, 1983; Romero Rodríguez, 1983; López, 1988; Pérez, 1988) y especialmente el de Rivas Martínez *et al*. (1984) sobre la vegetación de Picos de Europa y de Rivas Goday y Rivas Martínez (1963) sobre pastizales españoles. El nivel de detalle adoptado para su descripción es, en general, el de alianza fitosociológica, pudiendo utilizarse sintaxones de otro rango.

También se comentan, a partir de los análisis químicos, los rasgos más destacados de los suelos.

Localidad 1: «Santa María del Monte» (990 m)

Su morfología es alomada con suave pendiente (6%), que constituye un área muy expuesta a todos los vientos.

Esta localidad se encuadra dentro del clima «Mediterráneo templado», y en la subregión IV_6 de Allue-Andrade (1966) correspondiente con el clima moderado cálido, a veces seco (Mediterráneo genuino, moderadamente cálido, menos seco). El periodo de heladas seguras es de tres meses -de mediados de noviembre a mediados de febrero, siendo el periodo libre de heladas algo superior y con una duración de cinco meses (mediados de abril a mediados de septiembre). La temperatura media del mes más frío es de -1.1ºC (Figura 2-7). Lo más destacable es su diferencia en precipitación con respecto a las otras localidades de estudio, siendo casi la mitad que en las localidades 2 y 3 y no superando los 60 mm en ningún mes, a excepción de diciembre. El periodo seco dura dos meses y medio (mediados de junio a primeros de septiembre).

Litológicamente pertenece al Abanico de Barrillos, correspondiente al Mioceno Superior Vallesiense (Terciario). El sustrato esta compuesto por elementos clásticos exclusivamente silíceos: limos, arcillas y capas de conglomerados.

El suelo es moderadamente ácido a neutro, con un contenido en MO y N bajo, propio de la zona. El grado de humidificación es bueno y son suelos extremadamente pobres en P, con contenidos medios en K, Ca y Mg (ver tablas en las figuras del Anexo I b).

Esta localidad se sitúa dentro de la serie supramediterránea carpetano-ibérico subhúmeda, silicícola del roble melojo (*Quercus pyrenaica*). *Luzulo forsteri-Querceto pyrenaicae sigmetum*. La etapa madura o clímax de esta serie corresponde a robledales densos, bastante sombrios, creadores de tierras pardas con mull (*Quercenion pyrenaicae*). Las etapas de sustitución son, en primer lugar, los matorrales retamoides o piornales (*Genistion floridae*), que prosperan sobre suelos mulliformes bien conservados y los brezales o jarales (*Ericenion aragonensis*, *Cistion laurifolii*), que corresponden a etapas degradadas, donde los suelos tienden a podsolizarse más o menos por la influencia de una materia orgánica bruta. La vocación del territorio es ganadera y forestal, aunque la agricultura cerealista puede ser una alternativa aceptable en los suelos más profundos.

El pastizal de «Santa María del Monte», en su zona alta de ladera, corresponde a la clase *Tuberarietea guttatae*, orden *Tuberarietalia guttatae*, que engloba pastizales terofíticos silicícolas pioneros sobre suelos oligotrofos arenosos. En su zona baja es una transición entre pastos de *Tuberarietalia guttatae* -aunque con abundante *Agrostis capillaris*- y *Trifolio-Cynodontion*, esta última perteneciente a la clase *Molinio-Arrhenatheretea* orden *Holoschoenetalia*, englobando esta alianza (*Trifolio-Cynodontion*) a praderas, creadas por aumento y permanencia del agua en el suelo, modificados por pastoreo, muy pisoteadas y nitrófilas, que conducen a la invasión y dominio final de plantas especialistas.

La comunidad herbácea es aprovechada en pastoreo por las ovejas del pueblo, en total unas 1000 cabezas, que utilizan estos pastos comunales con relativa frecuencia.

Localidad 2: «Coladilla» (1200 m)

Se sitúa en la montaña media, sobre una ladera de unos 250 m de desnivel con una pendiente media (20%).

El clima corresponde al tipo «Mediterráneo templado fresco» (Papadakis, 1966), subregión VI de clima templado-húmedo (Centro-europeo). El período de heladas seguras dura tres meses (desde mediados de noviembre a mediados de febrero). El periodo probable de heladas es de cinco meses, iniciándose a mediados de septiembre y continuando hasta mediados de mayo, siendo el período libre de heladas desde mediados de mayo a mediados de septiembre. El periodo seco dura unos dos meses, coincidentes con el inicio de verano. Las

precipitaciones superiores a 100 mm duran dos meses y medio, comenzando a mediados de octubre.

Litológicamente pertenece al grupo La Vid y comprende un conjunto de materiales calcáreos y terrígenos de edad del Devónico Inferior. Dentro del grupo La Vid, en esta localidad, se distinguen dos formaciones: Las Dolomías de Felmín que están formadas por dolomías grises o amarillas, intraclastos, granos de cuarzo y feldespato, así como las Calizas de la Pedrosa, constituidas por calizas y calizas margosas que se alternan con margas y lutitas carbonatadas fosilíferas y bioturbadas.

El pH de la zona alta puede considerarse ligeramente alcalino, con un contenido muy bajo en MO y N. El contenido en P es muy variable y la riqueza en K, Ca y Mg en ambas parcelas puede considerarse de tipo medio-alto (ver Tablas en Anexo I b).

La vegetación potencial se corresponde con la serie montana orocantábrica acidófila del roble melojo (*Quercus pyrenaica*). *Linario triornithophorae-Querceto pyrenaicae sigmetum*. Se caracteriza porque las series de los robledales orocantabroatlánticos se hallan por lo común extendidas por las áreas cuyo clima presenta ya un matiz mediterráneo en verano. En esta serie el óptimo sucesional o clímax corresponde a un bosque denso de talla mediana (*Linario triornithophorae-Quercetum pyrenaicae)*, en el que suele dominar el melojo (*Quercus pyrenaica*). Las etapas de regresión, al destruirse el bosque, comienzan por los piornales del *Genistion polygaliphyllae*, donde son comunes *Genista florida*, *Cytisus scoparius*, *Adenocarpus complicatus*, *Erica arborea* y *Pteridium aquilinum*. Los brezales representan la etapa extrema de regresión y, por tanto, la menos productiva y, son desafortunadamente, -debido a una explotación inadecuada y al uso del fuego-, los más extendidos.

En la zona alta se establece una comunidad compleja, de carácter subnitrófilo -condicionada por pastoreo-, en la que coexisten terofitos indicadores de mayor riqueza en bases (*Medicago* spp. y *Aegilops geniculata*) como representantes de los pastos comunes en la zona antes citados. La comunidad herbácea en la zona baja pertenece a la clase *Molinio-Arrhenatheretea*, orden *Arrhenatherion*, alianza *Cynosurion cristati*, que engloba los prados con suelo meso u oligotrofo, sometidos a pastoreo o a régimen mixto (pastoreo y siega) substrato silíceo.

La comunidad herbácea, en su parte baja, se corresponde con un prado que tradicionalmente era segado en agosto y se aprovechaba su pasto en el otoño por las vacas del pueblo. La parte alta es un pastizal y su aprovechamiento es por las ovejas y cabras del pueblo en total unas 500 cabezas.

Localidad 3: «Cármenes» (1250 m)

Se ubica sobre una prolongada ladera correspondiente a la montaña media con un desnivel de unos 300 m cuya pendiente es media (< 20%).

Litológicamente pertenece a la Formación San Emiliano, y dentro de esta a la Unidad Sobia-Bodón, correspondiente al Carbonífero Superior. El sustrato consiste en una sucesión terrígena con intercalaciones calcáreas y capas de carbón más o menos abundantes, cuya litología se caracteriza por la aparición de calizas bioclásticas y/o bioconstruidas, margas, lutitas, areniscas, brechas calcáreas y conglomerados, con capas de carbón.

Suelos con un pH similar al de los suelos de prado de la zona (valles). No existen diferencias acusadas entre ambas posiciones de ladera. Los contenidos en MO, están situados en casi el límite de separación de los suelos de carácter orgánico (MO > 8). Se consideran ligeramente bajos para este tipo de pradera, pero con un grado de humidificación aceptable y bien provistos de N. El contenido en P de la zona inferior es pobre mientras que la superior está bien provista. Ambas zonas tienen un contenido elevado en Ca y pueden considerarse

bien provistas de Ca y Mg (ver Tablas en Anexos I b). Las características climáticas coinciden con las de «Coladilla».

La parte baja de la ladera tiene vocación forestal, pertenece a la serie Orocantábrica basófila y xerófila del haya (*Fagus sylvatica*). *Epipactidi helleborines-Fageto sigmetum*. Se caracteriza por corresponder en su estado maduro o clímax a un hayedo de talla media, en cuyo sotobosque son frecuentes ciertos arbustos y, sobre todo, algunas orquídeas de los géneros *Epipactis y Cephalanthera*. Se desarrollan sobre suelos ricos en bases, preferentemente a meridión entre 800 y 1500 m, o en todas las exposiciones en laderas de fuerte inclinación o áreas muy karstificadas. Estos hayedos suelen ponerse en contacto con los quejigares, encinares o sabinares montanos basófilos. Las etapas de sustitución corresponden a espinares (*Pruno-Berberidetum cantabricae,* matorrales basófilos pulviniformes (*Genistion occidentalis*) y también a ciertos pastizales vivaces todavía encuadrados en el *Mesobromion erecti*.

La serie de vegetación que corresponde a la parte alta de la ladera es una transición entre la anterior y la serie Orocantábrica relicta de la sabina albar (*Juniperus thurifera*). *Junipereto sabino-thuriferae sigmetum*. Esta última serie se corresponde en su etapa madura a un bosque formado por varios estratos: el superior, no muy denso, constituido sobre todo por sabinas albares a las que pueden acompañar ocasionalmente alguna carrasca (*Quercus rotundifolia*), y otro estrato arbustivo continuo formado por fanerófitos postrados, donde es dominante *Juniperus sabina* y pueden existir *Juniperus communis* subsp. *nana*, a los que acompañan, sobre todo en sus márgenes, *Cotoneaster nebrodensis*, *Berberis cantabrica*, *Prunus mahaleb*, *Rhamnus alpinus*. La destrucción del bosque sabinero por fuego y pastoreo conduce, primero, al desarrollo de los pastizales vivaces de *Mesobromion* cantábrico, presididos por *Brachypodium pinnatum* subsp. *rupestre*. Más tarde, si la erosión del suelo continua y aflora la roca, aparecen los matorrales basófilos pulviniformes dominados por *Genista scorpius*, *Lithodora diffusa*, *Helianthemum canum*, *Helianthemum nummularium*, *Teucrium pyrenaicum*, etc. (*Lithodoro diffusae-Genistetum scorpii*, *Genistion occidentalis*), que alternan en las estaciones más rupestres con los pastizales crioturbícolas presididas por *Festuca hystrix*, *Arenaria cantabrica*, *Poa ligulata*, *Saxifraga conifera*, *Festuca burnatii*. (*Arenario cantabricae-Festucetum hystricis*, *Festucion burnatti*).

El pasto pertenece a la clase *Molinio-Arrhenatheretea*, orden *Arrhenatherethalia*, alianza *Arrhenatherion elatioris*, que agrupa las comunidades pratenses, preferentemente sobre sustrato calizo y suelos eutrofos. En el caso analizado, en particular la zona alta, se trata de comunidades de transición con pastos de diente de *Festuco-Brometea*.

La comunidad herbácea en la parte baja es segada en agosto y posteriormente se puede consumir mediante pastoreo por vacas del pueblo, principalmente en otoño. La parte alta se corresponde con un pradera que es aprovechada por el ganado vacuno del pueblo durante todo el año.

Localidad 4: «Piedrafita» (1480 m)

Ladera de pendiente algo fuerte (< 25%) correspondiente a «puerto» de montaña.

El clima pertenece al tipo «Mediterráneo templado frío» (Papadakis, 1966), y a la subregión X con clima de alta montaña (Allue-Andrade, 1966).

Estratigráficamente incluye los paquetes Levinco, Llanón y Tendeyón. El paquete Levinco esta formado por abundantes pasadas de calizas intercaladas entre areniscas (del tipo sublitarenitas) y lutitas arcillosas o arenosas con algunos restos de carón. El paquete Llanón formado por facies arcillosa y por bancos de micropudingas que anuncian la proximidad de capas de carbón, seguidas de una alternancia de pizarras más o menos arenosas y areniscas finas que culmina con una veta de carbón para finalizar con una capa de caliza. El paquete

Tendeyón está formado por bancos de cuarcitas entre pizarras con algunas intercalaciones areniscosas, seguido de repeticiones de sedimento complejo, en el se suceden calizas, cuarcitas, areniscas, pizarras calcáreas, pizarras arenosas y algún hilo de carbón.

Esta localidad se caracteriza por sus altas precipitaciones (1294 m) y por sus bajas temperaturas. El periodo seco se limita casi exclusivamente al mes de julio. No hay apenas diferencias con estaciones más bajas en cuanto a temperaturas del mes más cálido, y si las hay para el mes más frio. El periodo de heladas seguras dura cinco meses (mediados de octubre a mediados de marzo) y tres el periodo libre de heladas (mediados de mayo a mediados de agosto).

Suelos moderadamente ácidos, asentados sobre calizas pero sometidos a fuertes lavados, más intensos en la parte superior, de mayor pendiente. Marcado carácter orgánico, más pronunciado en la parte baja. Buena humidificación. Pobres en P. El contenido en K es bajo debido posiblemente a los lavados continuos. Diferencias marcadas entre la zona alta y la baja en el contenido en N, Ca y Mg, siendo las más pobres las de mayor pendiente. No obstante, el contenido en N es bueno en la parte alta y muy bien provista la baja. Los contenidos en Ca y Mg son relativamente elevados en la zona baja y medios en zona alta (ver Tablas en Anexos I b).

La vocación forestal es la misma que la que corresponde a la zona baja de «Cármenes». Respecto a la comunidad herbácea, la estación de «Piedrafita» pertenece a la clase *Festuco-brometea*, orden *Brometalia* y dentro de la alianza *Mesobromion erecti*, que engloba a los prados o pastizales vivaces mesoeutrofos desarrollados sobre sustrato calizo, más o menos profundos y sin hidromorfía, son pastos que pueden permanecer verdes todo el año.

La utilización actual es por ganado vacuno, unas 140 en total, aunque hace unos ocho años su aprovechamiento era por ovejas merinas. En invierno y primavera también es aprovechado por 10 ó 12 unidades de caballo.

2.3.1.2. Recuperación del matorral hacia pastos

En la localidad de Coladilla (2), también, se ubicó la experiencia de recuperación de la comunidad arbustiva. La parcela escogida correspondió a un antigua zona de cultivo, abandonada desde hace más de 20 años. La distancia que hay entre esta parcela y la que sirvió para el estudio de dinámica sucesional es de unos 600 m. Se describen a continuación aquellas características diferenciales.

Litológicamente pertenece al Grupo La Vid, distinguiéndose las siguientes formaciones: Pizarras de Valporquero, formadas por lutitas pardo-verdosas, microlaminadas, con algunas intercalaciones delgadas de calizas bioclásticas y margas fosilíferas y bioturbadas; Calizas de Coladilla constituidas por margas fosilíferas con intercalaciones calcáreas, de color rojizo.

El pH es ligeramente ácido, con un contenido en MO y N bajo. El grado de humidificación es bueno. Existe una gran variabilidad en el contenido de P, aunque en general es muy bajo. El contenido en K es medio y bajo en Mg y Ca (ver Tablas Anexo III b).

La parcela había sido utilizada como tierra de labor antes de ser abandonada hace unos 20 años; al comienzo de la experiencia estaba ocupada por una comunidad de matorral-pasto de *Cytisus scoparius*. La comunidad arbustiva estaba constituida por: Escobas o piornos (*Cytisus scoparius* (L) Link), como especie dominante, con un recubrimiento cercano al 80%; con una cobertura inferior al 60% está la zarza (*Rubus idaeus* L.) y con escasa representación (inferior al 4%) el rosal (*Rosa* spp.), el roble (*Quercus pyrenaica* Wild.), la retama (*Genista*

florida L.) y el pruno (*Prunus spinosa* L.).

La comunidad de matorral, pertenece a la Clase fitosociológica *Cytisetea scopario-striati*, este tipo de comunidad está compuesto por piornales de gran talla, que constituyen la orla natural de los bosques meso-oligotrofos de óptimo mediterráneo occidental y pisos Montano de ombroclima subhúmedo (Rivas Martínez *et al.*, 1987). Se desarrollan sobre suelos profundos, con humus mull, tanto silíceos como calizos descarbonatados. Pertenece a la orden *Cytisetalia scopario-striati* y, dentro de éste, a la alianza *Genistion polygaliphyllae*, caracterizada por las especies *Cytisus scoparius*, *C. purgans*, y *Genista florida* subsp. *polygaliphylla*. Entre los empraizados de estos matorrales se encuentran comunidades propias de *Violion caninae* (clase de pastizales *Nardetea strictae*) o *Cynosurion cristati* (clase *Molinio-Arrhenatheretea*) que pueden sustituir al piornal por acción del pastoreo o mediante abonado y siega. Si el matorral recibe quemas periódicas, pueden desarrollarse también comunidades de malezas silváticas nitrófilas de la clase *Epilobitea angustifolii* (*Luzula lactea*, *Deschampsia flexuosa*, *Digitalis purpurea*, *Asphodelus albus*, etc.). Por último, si se produce una degradación del suelo (pérdida de profundidad y nutrientes) los piornales pueden ser sustituidos por brezales de la clase *Calluno-Ulicetea*.

2.3.2. Cambios en el paisaje

Una extensión de 35 Km^2 alrededor de la localidad de Coladilla (2), fue seleccionada para cuantificar el incremento de zonas abandonadas e invadidas por matorral. La elección de esta localidad se hizo para complementar al estudio de la comunidad de pastizal que ya se estaba realizando -que se divide, a su vez, en el estudio de dinámica sucesional y en el de recuperación del matorral hacia pastos-.

2.4. Desarrollo de los muestreos

En este apartado se presenta un esquema general de los tipos de muestreo realizados y se describen aquellos procedimientos comunes a las dos experiencias llevadas a cabo en este trabajo (dinámica sucesional y recuperación del matorral hacia pastos). Los procedimientos concretos de cada experiencia se detallan en los Capítulos correspondientes.

Si se especifican, sin embargo, los procedimientos seguidos en laboratorio o gabinete, que por se más repetitivos no se volverán a comentar en cada capítulo.

Conviene comentar, por otra parte, que los Capítulo referentes a la recuperación del matorral hacia pastos (Capítulos 5 y 6), que en esta memoria se abordan desde la perspectiva de la evolución en la estructura y composición florística de los distintos componentes que forman la comunidad vegetal, se complementan con otro estudio paralelo que analiza el comportamiento de los ungulados domésticos en las distintas parcelas experimentales y cuyos datos no se recogen en esta memoria pero que, en algunos casos, sirven de apoyo a los resultados obtenidos.

2.4.1. Muestreo de campo

Lo que interesa conseguir con un muestreo es que, a partir de un número delimitado de muestras, podamos deducir las características representativas de la población estadística que se pretende estudiar (Gounot, 1969). Dado que no existe una metodología aplicable en todos los casos, siempre se debe escoger un sistema que sea lo más adecuado posible para la consecución de los objetivos, lo que representa una decisión importante a la hora de iniciar un

estudio como el que nos planteamos.

2.4.1.1. Consideraciones sobre las estrategias de muestreo utilizadas

En este apartado únicamente se pretende resaltar algunas características comunes de los tipos de muestreo llevados a cabo. Todos los tipos de muestreo utilizados pertenecen al tipo de muestreo probabilístico, que permite analizar, los datos obtenidos por procedimientos de estadística clásica y multivariante.

a) Muestreo sistemático

Se conoce como muestreo sistemático al procedimiento por el cual, las muestras (o inventarios) se sitúan siguiendo una norma preestablecida:

1) de forma regular, según una trama real o imaginaria (ejemplo nudo de una malla) superpuesta al territorio,

2) según el gradiente de variación de un factor ecológico preponderante conservando ciertas distancias entre cada observación (transecto), o bien

3) siguiendo unas ciertas normas, suposiciones o figuras (isonomía).

1. Muestreo regular

En este trabajo se ha utilizado el muestreo regular cuando se ha tratado de recoger la variabilidad espacial de los usos del suelo de un territorio, dirigido a diferenciar las tendencias de cambio que presentan los distintos tipos de uso que se habían seleccionado. En este trabajo se ha utilizado el muestreo regular (en fotografía aérea) cuando se ha querido recoger la variabilidad espacial de los usos del suelo (en un territorio con una extensión de 35 Km^2) y los cambios que han sufrido durante los últimos 40 años. El estudio de la evolución se ha realizado por medio del seguimiento de 485 puntos fijos (malla regular) en los fotogramas aéreos de los vuelos 1957, 1974 y 1985. Del análisis de estos datos se han detectado las tendencias de cambio que presentan los distintos tipos de uso que se habían seleccionado.

Con el muestreo regular se logra una cobertura espacial máxima -con una densidad de muestreo en concordancia con un tiempo razonable-, se fija un número concreto de puntos en el plano -igual número de muestras- y sobre éstos se sigue la evolución de los usos con el transcurso del tiempo.

2. Muestreo en transecto

La recogida de información se ha llevado a cabo mediante el muestreo de transectos cuando ha interesado conocer las variaciones de la vegetación debida a la distribución espacial de las especies (Kershaw, 1972) de acuerdo con algún factor que se supone preponderante. Este tipo de muestreo es muy adecuado, cuando se plantean estudios sobre zonas de pequeñas dimensiones, para conocer relaciones de orden entre la abundancia de las especies y los tipos de ambiente (Gómez Sal, 1982), o cuando existe algún factor ecológico que «a priori» pueda suponerse que organiza la variación de las comunidades.

Se han realizado transectos para estudiar los procesos de recuperación de las comunidades vegetales frente a distintos tipos e intensidades de perturbación:

a) cambios que se producen en los pastizales al ser abandonados (Figura 2-7).

b) tendencias de recuperación del matorral hacia pastos cuando es sometido a distintos tratamientos (Figura 2-2).

Los diseños experimentales de ambas experiencias (a y b) requieren el establecimiento de parcelas permanentes que son muy adecuadas en los estudios de sucesión (van der Maarel, 1984). En estas parcelas se han estudiado los procesos de recuperación que la vegetación muestra ante distintos tipos y grados de perturbación. La disposición de los distintos transectos se ha realizado siempre siguiendo la línea de máxima pendiente en la

ladera. La disposición del transecto es paralelo al de las vallas y está colocado en la zona central de las distintas subparcelas.

En cada transecto se muestrearon:

a) 5 cuadrados de 50 x 50 cm en cada parcela (en total 32) cuando se ha tratado de dinámica sucesional (Figura 2-7).

b) en la recuperación del matorral, 4 cuadrados, de idénticas medidas al anterior, cuando se trataba de las subparcelas con carga doble y simple, mientras que se muestrearon 2 cuadrados para los controles (Figura 2-2).

Estos puntos, una vez ubicados en el primer muestreo, son fijos, y fueron señalados en el suelo con clavos, para que los posteriores muestreos fuesen siempre en el mismo lugar. El tamaño de los cuadrados parece ser el adecuado para recoger la información sobre la variabilidad de la comunidad, y a la vez proporciona una unidad de medida cómoda para poder cuantificar la estructura espacial. Los cuadrados han servido tanto para estimar la composición florística del pasto, calculada en clases de cobertura, como para estimaciones de porcentajes de cobertura de vegetación (herbácea o arbustiva) y variables relacionadas con características del sustrato (suelo descubierto, piedras, hojarasca, excrementos y otros restos orgánicos).

b) Muestreo al azar

Es un muestreo útil para ambientes homogéneos, cuando el número de muestras puede ser elevado (no importa el esfuerzo de muestreo, o bien éste es pequeño) o cuando se trata del estudio de determinadas problemáticas como en el caso de la distribución espacial de los individuos de una especie (que requieren métodos específicos), las asociaciones entre especies dentro de una comunidad homogénea, etc.

Este tipo de muestreo se ha utilizado en nuestro caso cuando se ha querido cuantificar: 1) biomasas, 2) consumos de vegetación por parte de los herbívoros (cabras), y 3) recogida de muestras suelo.

b1) Biomasa: cantidad de materia vegetal por unidad de superficie (g/m^2). Corresponde a la parte aérea de la vegetación que constituye el pasto. Ésta puede ser únicamente herbácea, como ocurre en las dos experiencias de estudio (dinámica sucesional y recuperación del matorral hacia pasto), o bien, vegetación arbustiva (como sucede en el cálculo de biomasa inicial de matorral de *Cytisus scoparius*).

En el estudio de dinámica sucesional (parcelas y cercados en las laderas) la biomasa se calculó mediante dos tipos de muestreos:

- Inicial, previo a la instalación de las parcelas experimentales (realizado en junio-julio de 1988), consistente en el estudio de la biomasa aérea y subterránea de las ocho comunidades elegidas (zona alta y baja de ladera en cuatro localidades). Éste muestreo se realizó mediante la recogida de 4 bloques de suelo («tepes»), distribuidos al azar en cada localidad, con una superficie de 20 cm de lado y 10 cm de profundidad que contenían las plantas intactas. El método utilizado para la extracción de cada tepe fue el de utilizar cuatro cuchillas, de hierro que eran clavadas en el suelo por el exterior de los lados de un cuadrado de 20 x 20 cm. Posteriormente se excavaba una pequeña zanja al pié de una de las cuchillas, la cual, una vez extraída, era introducida de nuevo por debajo del bloque a unos 15 cm de profundidad. Una vez obtenida, la muestra era introducida dentro de un molde rígido que impedía su deformación durante su transporte al laboratorio.

Se adoptó este procedimiento de cuchillas en lugar del más clásico basado en la extracción de cilindros «cores» -clavando tubos metálicos-, porque permitía la obtención de bloques de superficie grande y cuadrada, más adecuados para los objetivos del estudio, en especial los relacionados con la ocupación en volumen del suelo por la biomasa subterránea y

las relaciones espaciales. Permitía el muestreo regular de los componentes de la biomasa (Rodríguez *et al*., 1995). Además, al introducirse cada cuchilla independientemente resultaba relativamente fácil romper o apartar las piedras que se interponían, lo que posibilitó la obtención de muestras incluso en suelos bastante pedregosos (en especial la zona alta de Coladilla -localidad 2-).

- Una vez instaladas las parcelas, el muestreo consistió en detectar: a) períodos máximos de crecimiento de las distintas comunidades estudiadas, b) grado de recuperación de la biomasa de estas comunidades frente a distintas perturbaciones, así como c) el período óptimo de consumo de la vegetación herbácea, desde el punto de vista de la producción y de la calidad del pasto. Para lo cual se realizaron muestreos en cada una de las parcelas con una intensidad decreciente, durante cuatro años, pero siempre cubriendo el período de crecimiento de la vegetación herbácea (Marzo-Mayo a Diciembre): el primer año se realizaron 12 muestreos, el segundo año 8, el tercer año 5, y el cuarto año 4 muestreos.

El seguimiento se realizó mediante dos cuadrados de 20 x 20 cm (Shaver y Chapin, 1991) distribuidos al azar en cada subparcela. Se consideró suficiente este número, teniendo en cuenta que se trataba de un muestreo muy frecuente -durante el primer año se efectuó cada veintiun días-. Se recogía la parte aérea de la vegetación que entraba en el cuadrado y de su proyección vertical, corresponda o no a plantas enraizadas en su interior. Esta biomasa fue cortada cuidadosamente a ras de suelo sin apurar excesivamente (sin dañar a la planta), asemejándose al consumo que puedan realizar los ungulados.

Una vez cortado el material, se introducía en bolsas de plástico y se metía en nevera con hielo sin estar en contacto directo con éste, evitando así alteraciones en la muestra y, se trasladaba al laboratorio donde se efectuaba su pesado en verde. La materia seca se determinó mediante secado en estufa de aire forzado a 60 ºC durante 48 horas, tiempo suficiente para que la vegetación herbácea pierda la humedad y no se produzcan cambios en su composición.

b2) Consumos de vegetación. Este tipo de muestreos ha ido encaminado a cuantificar las extracciones de vegetación tanto herbácea como arbustiva que los ungulados realizan en cada pastoreo.

- Biomasa herbácea. El cálculo de las producciones y consumos fueron realizados mediante la recogida de la biomasa que contienen dos cuadrados de 30 cm de lado. En este caso se utilizó un cuadrado algo más grande, por tratarse de una comunidad con una cobertura herbácea menor -ésta es más xérica, mediterránea-. La recogida de muestras fue efectuada inmediatamente antes y después de realizarse el pastoreo. La diferencia entre ambas medidas constituye el consumo realizado por los ungulados. La técnica seguida es la misma que se realizó en el apartado anterior.

- Biomasa arbustiva. Los cambios de estructura, biomasa y consumos que presenta la vegetación arbustiva (*Cytisus scoparius*, *Rubus idaeus*, *Rosa* spp. y *Quercus pyrenaica*) han requerido una metodología diferente, para cada especie que forma este tipo de vegetación, aunque en todos los casos encaminada a detectar las variaciones que presentan las distintas fracciones del año de cada una de estas especies. En su correspondiente capítulo se explicará con detalle los distintos muestreos realizados.

b3) Muestras de suelo: Se recogieron muestras en cuatro lugares diferentes distribuidos al azar, que fueron tomadas con azada hasta una profundidad de 10 cm, después de separar la cubierta vegetal y la materia seca sin descomponer en superficie (Carpintero, 1965). Se han realizado recogida de muestras en:

- Dinámica sucesional, un total de 32 muestras, tantas como subparcelas y fueron tomadas a los diecinueve meses de haberse realizado las perturbaciones (la recogida se efectuó a principios de Julio de 1990).

- Recuperación del matorral hacia pasto se recogieron 12 muestras, tantas como subparcelas, a los veinte meses de haberse realizado las perturbaciones (la recogida se efectuó a finales de octubre de 1990).

2.4.2. Muestreo en laboratorio

Análisis de suelos

Los análisis de suelo fueron realizados en la Estación Agrícola Experimental de León (CSIC) bajo la supervisión de la Dra. Concepción Carpintero Gigosos y el Dr. Manuel Rodríguez Pascual. Las muestras medias de cada subparcela fueron homogeneizadas y secadas al aire. Las partículas gruesas fueron separadas manualmente y tamizadas (tamaño del poro 2 mm), desmenuzando los agregados sin romper las partículas de roca. Sobre la fracción fina (< 2 mm) se efectuaron las siguientes determinaciones: pH, contenido en nitrógeno total, y macroelementos: Fósforo asimilable (P_2O_5 mg/100 g de suelo), Potasio (K_2O mg/100 g de suelo), Calcio (CaO mg/100 g de suelo) y el Mg (MgO mg/100 g de suelo). Para la determinación de la materia orgánica (MO), la fracción menor de 2 mm fue de nuevo tamizada (1 mm) para eliminar posibles fragmentos de materia vegetal.

El pH del suelo fue medido sobre pasta saturada acuosa con pH-metro. La concentración de carbono total fue determinada por el método de Walkley y Black descrito por Primo Yufera (1981) multiplicando el Carbono por el factor 1.724 para obtener el contenido de MO.

El nitrógeno total fue analizado por macro-Kjeldahl (A.O.A.C., 1975). El fósforo asimilable fue extraído con la solución de Burriel-Hernando (pH = 3.3) descrito por Martínez (1959) y determinado colorimétricamente con el reactivo azul de molibdeno (Lucena y Prat, 1957). El contenido en K, Ca y Mg fue extraído con solución de acetato amónico M (pH = 7) y determinado el K por fotometría de llama y el Ca y Mg por absorción atómica.

Obtención de biomasa aérea y subterránea en los bloques de suelo

Los bloques de suelo fueron conservados a -20 ºC hasta el momento de ser analizados. Antes de proceder a la extracción de la biomasa vegetal, cada muestra era descongelada al aire durante al menos 24 horas.

Una vez descongelados eran situadas en posición invertida -la parte aérea hacia abajo- sobre una plataforma con un agujero cuadrado de 20 x 20 cm, atravesado de lado a lado por unas barras móviles que permiten el paso de las plantas sin dañarlas. El bloque de suelo con las raíces quedaba hacia arriba. Entones era rodeado, desde la base de la plataforma, por sus lados verticales por unos arneses de madera que constaban de cuatro tablillas -de 20 cm de largo por 3 cm de altura- unidas entre sí por un cordón que, tensando, permitía fijarlas a los lados del tepe. Cada tepe era rodeado por tres de estos arneses encajados entre sí mediante hendiduras (Figura 2-9).

El primer paso era retirar el suelo y las raíces que sobrepasaban las tablillas del arnés superior con el fin de equiparar la profundidad de todos los tepes a 10 cm. A continuación se retiraba dicho arnés, y con la ayuda de agujas, rascadores (fueron de especial utilidad desenredadores de pelo de dientes gruesos) y otros instrumentos, se iba quitando manualmente el suelo, dejando las estructuras subterráneas al descubierto. Una vez terminado este proceso laborioso se cortaban las estructuras a ras con tijeras -o cuchillas en el caso de los bulbos-. Posteriormente, una vez limpias del posible polvo o tierra adherido las estructuras eran guardadas en una bolsa todas juntas, secadas en estufa (60 ºC, durante 48 h) y finalmente pesadas en conjunto.

Con los dos arneses restantes se seguía el mismo procedimiento, con lo que al final

sólo quedaban sobre la plataforma las estructuras aéreas y subsuperficiales de las plantas. Con estas fracciones se procedió a eliminar los restos de tierra y suelo restante y se procedió con la separación por especies de las plantas, para posteriormente, ser cortadas en dos fracciones (biomasa aérea y subsuperficial) que eran secadas y pesadas.

En algunas ocasiones, cuando el suelo de los tepes contenía mucha humedad, fue de utilidad el uso de un secador de mano para separar las raíces sin romperlas. Se comprobó que este método era mejor que dejar que los tepes se secaran al aire, ya que esto último puede dejar el suelo excesivamente duro para poder trabajar en él y además las plantas se podían pudrir.

Los arneses utilizados, además de servir de referencia para la separación de las fracciones subterráneas de biomasa, fueron especialmente útiles para evitar que se deshiciesen las muestras con sustratos pedregosos y deleznables. En estos casos, el tepe se mantenía dentro de la bolsa de plástico que lo había contenido durante su congelación, y los arneses se fijaban por el exterior de ésta, que iba siendo abierta con tijeras según se iban descubriendo los diferentes niveles.

Por este procedimiento se analizaron un total de 32 tepes a razón de cuatro tepes por comunidad, que fueron recogidos ha mediados de julio de 1989.

2.5. Análisis numéricos

Los planteamientos experimentales realizados tienen un diseño factorial. En dinámica sucesional (laderas) se han considerado como factores de variación: la altitud (cuatro localidades), la geomorfología (zona alta y baja de ladera), el tipo de perturbación (cuatro en cada zona de ladera: pastizal roturado, cercado -no pastoreo-, cercado más roturado, y el testigo -sin perturbación-), los años (su número, ha variado según el tipo de parámetro estudiado y se especifica en su correspondiente apartado). En la experiencia de la recuperación del matorral hacia pastos por efecto del pastoreo se han considerado los factores: tipo de perturbación (podado, desbrozado y quemado y testigo -sin tratamiento-), densidad de carga (tres en cada tratamiento: carga doble -8 cabras-, carga simple -4 cabras- y el control -sin pastoreo-), época del año (dos épocas: primavera y verano), años (como mínimo cuatro), y el momento de observación (antes y después del pastoreo). Por lo tanto, en ambos casos, sera necesario utilizar métodos estadísticos que indiquen que factor o factores están influyendo en cada caso según la pregunta realizada. Para el tratamiento de los datos se han utilizado distintas técnicas que las podemos agrupar en: simples y multivariantes.

2.5.1. Técnicas simples

La denominación de este grupo como técnicas simples, viene condicionada por haberse realizado como máximo comparaciones de tres factores y no tratarse por lo tanto de técnicas monovariantes. Se han utilizado análisis de una vía o monovariantes (comparación de tratamientos resultantes de la consideración individual de los factores estudiados), de dos vías o bifactoriales (comparación de tratamientos resultantes de la combinación de dos tipos de factores), e incluso de tres vías o trifactoriales, pero estos se han empleado en casos muy concretos. A continuación se comentan aquellos análisis que han sido utilizados en la realización de esta memoria.

2.5.1.1. Medidas de centralización y dispersión

El análisis de una serie estadística de valores continuos (números con propiedades matemáticas) se ha realizado mediante medidas que sintetizan y explican la distribución de los datos. Como medida de centralización se ha utilizado la Media y como medida de dispersión la Desviación Estándar o Desviación Típica, que tiene además interesantes propiedades para realizar otros análisis multivariables (Estébanez y Bradshaw, 1979). La desviación estándar de una media se suele llamar Error Estándar y menos frecuentemente, Error Estándar de una media (Steel y Torrie, 1986).

2.5.1.2. Correlaciones y regresiones, simples y múltiples

Cuando se ha tratado de analizar el grado en que dos variables varían conjuntamente o como una medida de intensidad de asociación -nivel de interconexión- se ha utilizado la correlación. Se ha empleado el coeficiente de correlación de Pearson, aplicado conjuntamente con la regresión lineal para cuantificar y describir mediante rectas de ajuste las asociaciones de dos variables numéricas. El grado de asociación entre dos variables se determina mediante el coeficiente de correlación (r), y varía entre +1 y -1. Los valores extremos señalan una intensa dependencia entre ambas variables, aunque no sea necesariamente una relación de causa efecto (Ebdon, 1985). Valores cercanos a cero indican que no hay correlación entre variables. Valores negativos del coeficiente de correlación indican una asociación inversa: cuando el valor de una variable aumenta, disminuye la otra. Y si r es positivo la dependencia entre ambas variables es directa, aumentando y disminuyendo conjuntamente los valores de ambas variables. El coeficiente de determinación (r^2), se expresa a menudo en porcentaje y, cuantifica la varianza explicada por la correlación.

La regresión lineal (que ha sido utilizada habitualmente en este trabajo) completa al coeficiente de correlación proporcionando la recta de ajuste mediante una función. En este caso la función más generalizada es la que utiliza el método de mínimos cuadrados y tiene la forma: $Y = a + bx$. El coeficiente de correlación como la recta de ajuste sólo tienen validez en la práctica si el análisis resulta significativo hasta cierto nivel. Se ha considerado un nivel de confianza mínimo del 95%, o 99% en otros casos, para aceptar la significación de la correlaciones. Es conveniente recordar que un alto coeficiente de correlación no es forzosamente significativo, y, al contrario, valores relativamente próximos a cero no demuestran la incorrelación, porque depende del número de casos (parejas de datos): cuanto mayor es el número de registros menores son también los valores críticos de la significación. Por ello, cuando se exponen en el texto los resultados de este tipo de análisis, junto al coeficiente se anota la significación. Antes de la realización de cualquier tratamiento de los datos se ha comprobado que los pares aleatorios de observaciones tengan una distribución normal para las correlaciones y sólo el elemento dependiente de cada par debe distribuirse de forma aleatoria y normal para el caso de las regresiones (Steel y Torrie, 1986).

Cuando se ha utilizado la regresión múltiple se ha realizado mediante el método paso a paso (*stepwise*). Consiste en aceptar una a una las variables independientes que aporten varianza explicada -incremento de r- y sean significativas con un límite de confianza de al menos el 90%. El método paso a paso selecciona progresivamente las variables significativas, despreciando aquellas variables que no incrementan la correlación. Esta característica es interesante porque permite centrar la interpretación del análisis sobre aquellos parámetros que tienen importancia manifiesta para explicar la variable dependiente (Fernández Alex *et al.*, 1975).

2.5.1.3. Análisis de la varianza

La influencia de los factores se ha analizado mediante el análisis de la varianza (ANOVA -Analysis of Variance-). Antes de ser tratados los datos con este análisis se han comprobado requisitos de normalidad de datos y homoscedasticidad, y si no los cumplían, se aplicaba la transformación apropiada (Sokal y Rohlf, 1979; Zar, 1984; Steel y Torrie, 1986). El análisis de la varianza sirve para contrastar la igualdad entre dos o más medias poblacionales utilizando muestras independientes. Cuando la variable independiente estudiada en el análisis tenía más de dos estados (nivel de variación) y había diferencias significativas entre ellos se ha recurrido a complementar el ANOVA con test de comparación múltiple. Ello permite comparar conjuntamente más de dos medias, y obtener una visión de conjunto de las diferencias existen entre ellas. En este trabajo se han empleado como test de comparación múltiple y simultáneo de medias el PLSD, que permite un contraste estadístico adecuado de los tratamientos a la vez (Ruíz Maya, 1986; Day y Quinn, 1989), y el w de Tukey o procedimiento de la Diferencia Significativa Imparcial, cuando se exigía altos niveles de exigencia (Sokal y Rohlf, 1979; Steel y Torrie, 1986).

El análisis de la varianza (ANOVA) se ha empleado para detectar las relaciones entre tipos de comunidad (variables dependientes). Antes de ser tratados con este análisis los datos en forma de porcentajes o proporciones han sido sometidos a transformación angular (Sokal y Rohlf, 1979). Cuando la variable independiente en el análisis tenía más de dos estados se ha recurrido a complementar el ANOVA con test de comparación múltiple. Ello permite comparar conjuntamente más de dos medias, y obtener una visión de conjunto de las diferencias existentes entre ellas. En éste trabajo

2.5.1.4. Perfiles ecológicos de frecuencia e índice

Entre los métodos orientados al análisis detallado de las relaciones entre variables (bióticas y abióticas), está el de los perfiles ecológicos (Godrón, 1965) que ha sido empleado con éxito en el estudio tanto de comunidades vegetales (Morris y Guillen, 1974; Gómez Sal, 1982) como del comportamiento ecológico de las especies (Pastor, 1976).

Perfiles ecológicos

El perfil de conjunto de una variable viene dado por el número de inventarios efectuados en cada clase de la misma. El perfil de frecuencias absolutas indica para cada especie el número de veces que está presente (o ausente) en cada clase de la variable; el perfil de frecuencias relativas resulta de dividir la frecuencia absoluta por el número de inventarios efectuados en cada clase.

El perfil de frecuencias corregidas (perfil corregido) se obtiene dividiendo la frecuencia relativa por la frecuencia media de la especie en el conjunto de los inventarios. El perfil corregido facilita descubrir similitudes en el comportamiento ecológico de especies con distinto grado de presencia y es por ello el de mayor utilidad. El problema de utilizar este método radica en que no permite afirmar si las relaciones que pone de relieve son significativas o efecto del azar.

El perfil índice

Gauthier *et al*. (1977) proponen un tipo de perfil en el que aparezca el grado de significación del número de presencias de cada especie en cada estado de la variable. Este método se revela como muy interesante y complementario con el análisis multivariante en los estudios sobre comunidades vegetales (Gloaguen, 1980; Gómez Sal, 1982). El adjetivo «indicé» que aparece entrecomillado en el trabajo original, indica que se trata de un perfil que suministra índices fiables y válidos sobre la estructura ecológica. Su utilidad, como buen

criterio de fiabilidad de la frecuencia corregida en estudios sobre comportamiento ecológico de especies pratenses, ha sido puesto de manifiesto por Gómez Sal *et al.* (1981).

La precisión de este perfil depende del número de inventarios en cada estado y del número total de presencias de la especie, su principal interés radica en que destaca con nitidez los elementos más fiables del sistema de relaciones entre especies y variables, adoptando un criterio estricto.

Parámetros derivados de la Teoría de la Información

Se han usado varios parámetros derivados de la Teoría de la Información, como el Indice de Diversidad de Shannon-Wiener (Shannon y Weawer, 1949) y la Información Mutua, con diferentes finalidades que serán comentadas en capítulos posteriores (Gómez Sal, 1982; De Pablo *et al.*, 1987; De Miguel, 1988; Pineda *et al*., 1988).

Los estudios de los perfiles y de los cálculos, basados en la teoría de la información, permiten la identificación de las variables más activas sobre la repartición de las especies, de manera que resulta ser un método adecuado para el estudio de la estructura del sistema, a la vez que facilitan la detección de especies indicadoras o grupos ecológicos en el sentido de Godrón (1968).

En el caso del cálculo de la Información Mutua entre variables o entre variables y especies, los valores han podido ser estandarizados dividiéndolos por la información máxima alcanzable en cada caso (es decir, por el menor de los valores de entropía de las variables implicadas en el cálculo). En adelante se especificará en cada caso cuando se estandarice los índices de información.

Los detalles acerca del cálculo de la Información Mutua pueden verse en Abramson (1966), González Bernáldez *et al*. (1968); Gómez Sal (1982) entre otros.

Probabilidades de transición

Esta teoría ha sido muy utilizada en estudios de sucesión, sobre todo a partir de la década de los 60 (entre otros Slatyer, 1977; Van Hulst, 1980). Este método de análisis permite examinar hipótesis alternativas concernientes a la secuencia sucesional o para predecir el comportamiento cuando no hay disponible otros métodos (Austin, 1980). Además tiene una serie de ventajas como son su facilidad de aplicación en el estudio de sucesión, facilidad de cálculo y posibilidad de disponer de una matriz que resuma los parámetros esenciales del cambio ocurrido (Slatyer, 1977).

Cuando se dispone de observaciones de puntos permanentes repetidos a lo largo del tiempo el cálculo de las probabilidades de transición es fácil. Unicamente es necesario tener un gran número de repeticiones (ya sea en el espacio o en el tiempo) si se quiere que el modelo mantenga una razonable correspondencia con la realidad ecológica. Para un número M de estados existen un total de M^2 probabilidades de transición a calcular. Cada una de ellas debe ser estimada con un error estándar razonable pequeño (Usher, 1979). Por esta razón, es conveniente definir un número relativamente bajo de estados con los que trabajar (en nuestro caso se han seleccionado 17 usos del territorio).

A cada punto del muestreo regular es posible asignarle un determinado uso. El seguimiento de cada punto en los distintos tiempos permite establecer cuales son las probabilidades de transición entre los usos del territorio.

Para determinar los patrones de cambio se hicieron cálculos de probabilidades de transición según los métodos de Gibson *et al.* (1983) y Sltayer (1977) (matrices de probabilidad condicionada entre usos de distintos años) en cuatro casos posibles: pares (t_1-t_2, t_2-t_3, t_1-t_3) y tripletes (t_1-t_2-t_3). De esta forma se pueden calcular las probabilidades con las que un uso cualquiera es remplazado por otro u otros.

El cálculo de la significación estadística de las probabilidades condicionadas fue

contrastado mediante el test de permutaciones de Monte Carlo (Edington, 1969). Básicamente el método consiste en calcular cuales serían las probabilidades de paso de un uso del territorio a otro, en el caso de que los usos se hubiesen distribuido al azar en el espacio.

2.5.2. Técnicas multivariantes

El empleo de técnicas multivariantes en el presente trabajo se ha hecho en dos sentidos: principalmente aprovechando sus posibilidades para explorar y estructurar las tendencias que subyacen en las matrices de datos y como medio de corroboración de hipótesis. En el primer caso, las ordenaciones basadas en la obtención de factores principales (Digby y Kempton, 1987), se han empleado para reconocer y jerarquizar las tendencias de variación existentes en las matrices de datos. Estas técnicas permiten reducir la dimensionalidad del problema de estudio, ya que éste puede centrarse en el análisis de las principales regularidades existentes en los datos que aparecen concentradas en las primeras dimensiones (ejes) del espacio multifactorial resultante. Las tendencias menos importantes, el ruido debido al azar quedan dispersos en el conjunto de los ejes. La pérdida de información (González Bernáldez *et al.*, 1968) que supone centrarse en el análisis de unas pocas tendencias, puede ser evaluada mediante la estimación del grado de dispersión de las variables- en sentido amplio: factores ambientales, especies, etc.- en los nuevos ejes o, lo que es lo mismo, de la proporción de la varianza total explicada por éstos (Gómez Sal, 1982; Jongman *et al.*, 1987).

2.5.2.1. Análisis de ordenación

Matrices de datos fitoecológicos suelen estar integradas por un conjunto de especies bien relacionadas con gradientes ecológicos que se manifiestan a la escala de observación, y un número, generalmente mayor de especies dependientes de procesos que actúan a otras escalas, o de procesos estocásticos -biológicos o ambientales- (Wildi y Orlóci, 1989). Estas últimas pueden ser responsables de la existencia de altos niveles de ruido en los datos (Jancey, 1979; Dale *et al.*, 1986) y, en consecuencia, de la aparición de valores bajos en la proporción de varianza explicada por los primeros ejes de los análisis de ordenación. Ello, sin embargo, no invalida la utilidad de estos análisis como métodos exploratorios. Por el contrario, los configura como una vía adecuada para detectar y estudiar las regularidades con mayor relevancia ecológica (Allen *et al.*, 1984).

Análisis Factorial de Correspondencias

El análisis de ordenación empleado en este trabajo ha sido el de Correspondencias (Benzecri, 1970) principalmente, por su especial adecuación para analizar matrices de datos integradas por variables cualitativas; propiedad que presentan algunas de las variables en el muestreo. Este análisis realiza una estandarización de las matrices de datos por filas y columnas que produce una menor distorsión en los ejes resultantes -«efecto herradura»- que, por ejemplo, el análisis de Componentes Principales (Gauch *et al.*, 1981). En este sentido, el objetivo con que se emplean los análisis de ordenación en el presente trabajo, hace que la existencia de tales distorsiones no haya sido considerada relevante para nosotros; aunque sus posibles efectos han sido tenidos en cuenta en la interpretación de los resultados.

En relación con lo anterior, en todos los casos se ha preferido utilizar el análisis de Correspondencias, suficientemente conocido y extendido en su uso, frente a otros como NMDS («Non-Metric Muldimensional Scaling») que proporcionan resultados sin distorsión

(ver Fasham, 1977; Minchin, 1987), pero cuyo empleo puede presentar graves problemas (Gauch *et al.*, 1981; Digby y Kempton, 1987) tanto de computación -la obtención de un resultado óptimo requiere de la realización de varias ordenaciones para encontrar el índice de distancias y el número de dimensiones (ejes) adecuados al problema de estudio-, como de interpretación - por no estar relacionadas entre sí las soluciones (espacios factoriales resultantes) de diferente dimensionalidad, a diferencia de lo que sucede en el caso del análisis de Correspondencias (u otros tipos de ordenación basados en la obtención de vectores propios) donde cada solución n-dimensional es sólo una parte de la solución con las dimensiones totales-.

Otra de las razones de la elección del análisis de correspondencias reside en el hecho de que es la base de la clasificación TWINSPAN (Hill, 1979) empleada preferentemente en la tipificación de las comunidades vegetales. El uso conjunto de ambos procedimientos permite una homologación de los resultados de ordenación y clasificación, y facilita de forma notable su interpretación. Entre sus muchas aplicaciones, el análisis de correspondencias ha demostrado estar especialmente indicado para la ordenación de matrices de contingencia de variables x especies, por utilizar como índice de distancias el estadístico *Chi-square*, originalmente ideado para tratar datos con esa estructura. Varios autores han empleado con éxito este procedimiento en el análisis de las preferencias de hábitat de comunidades de herbívoros (De Miguel, 1988; Ben-Shahar y Skinner, 1988), o en la descripción de la estructura ecológica de comunidades vegetales (Gómez Sal, 1982; Gómez Sal *et al.*, 1983, De Miguel, 1988).

2.5.2.2. Análisis de Clasificación

TWINSPAN

Para la clasificación de los inventarios a partir de datos florísticos se ha utilizado el análisis TWINSPAN (Hill, 1979) creado con la idea de clasificar los inventarios y las especies a un tiempo -dos vías- a partir de una división politética. Ha sido utilizado porque reúne las siguientes cualidades:

1) Está basado en la idea de que las comunidades pueden ser caracterizadas por un grupo de especies diferenciales -especies que parecen prevalecer a un lado de la dicotomía-, por lo que en la definición de los grupos de inventarios tiene mayor importancia la presencia de las especies que la de sus valores de abundancia. Estos últimos, no obstante, son considerados también en la clasificación -previamente transformados en variables ordinales: pseudo-especies (Hill *et al*., 1975)- y son importantes en la definición de subgrupos dentro de los grupos principales. La clasificación que resulta está basada únicamente en la vegetación, no considera gradientes ecológicos. Se definen las siguientes categorías:

- Especies indicadoras: tienden a encontrarse sólo a un lado u otro de la primera división por efecto de los principales efectos ambientales.
- Especies preferenciales: su frecuencia relativa de aparición en uno de los lados es de más de dos veces la frecuencia de aparición en el otro. Este método de análisis de los datos es el único que identifica este tipo de especies directamente (Belbin y McDonald, 1993).
- Pseudoespecies: representan rangos de abundancia relativa de una especie, dándole el mismo nombre seguido de un número:1, hasta el 1%; 2, del 2 al 10%; 3, 11 al 25%; 4 del 26 al 50%; 5, 50 al 75%; 6, mayor del 75%.

2) Aunque TWINSPAN es un análisis de clasificación, parte del plano formado por los dos primeros ejes del Análisis de Corrrespondencias, lo que hace que sus resultados reflejen fundamentalmente las tendencias principales que contiene la matriz de datos,

reduciendo la interferencia o el ruido de tendencias poco importantes.

3) El resultado de la clasificación es una tabla ordenada de doble entrada de especies por inventarios, con estructura diagonal, similar a la que proporcionan otros procedimientos automáticos para estructurar tablas de datos de coincidencia o contingencia (van der Maarel *et al*., 1978 y 1987), con la ventaja de que éste es uno de los programas más utilizados en ecología de comunidades vegetales (Jongman *et al*., 1987).

4) La interpretación del significado de los grupos de inventarios proporcionados por el análisis, se convierte en un ejercicio sencillo gracias a la tabla ordenada, donde es fácil reconocer qué especies son características de cada uno de ellos, y con qué clases de abundancia. En éste sentido, aunque el análisis proporciona información adicional acerca de las especies responsables de cada división, en éste trabajo se ha seguido otro procedimiento para la caracterización de grupos, que tiene en cuenta la situación del conjunto de las especies en la tabla ordenada. Este procedimiento puede ser empleado también para la interpretación de resultados obtenidos con otros métodos de clasificación.

Otros análisis de clasificación

Se han realizado otras clasificaciones aglomerativas, con distintos índices de distancias y criterios (algoritmos) para la agrupación de los objetivos. El criterio del «vecino más próximo» («single linkage») se ha empleado para analizar las discontinuidades más aparentes existentes en los datos (ver Jongman *et al*., 1987). La forma del dendrograma resultante por este procedimiento, en «escalera» o conteniendo grandes grupos discretos, puede informar de hasta que punto es posible reconocer grupos de objetos bien diferenciados por las variables, o si las muestras se disponen según un gradiente continuo de similitud.

Capítulo 3: Análisis de la homogeneidad de las localidades seleccionadas en cuanto a la intensidad de pastoreo. El perfil de biomasa subterránea como indicador

La importancia que en el diseño experimental tiene el hecho de que todas las localidades estuviesen igualmente pastadas (en equilibrio con el pastoreo), aunque en zonas y climas diferentes, era esencial para el correcto desarrollo de la investigación propuesta. La elección de las comunidades se hizo de un modo más o menos subjetivo, mediante comprobación en el campo, de determinadas características indicadoras del uso correcto que se estaba llevando en cada comunidad (composición específica, diversidad, que no se diera sobrepastoreo, etc.). Por lo tanto era necesario buscar un indicador de intensidad de pastoreo que validara la elección de las comunidades seleccionadas. El equipo de investigación de ecología de la Estación Agrícola Experimental de León, del que yo formaba parte, había trabajado en este tema (Gómez Sal *et al*., 1991; Rodríguez, 1992; Rodríguez *et al*., 1995) llegando a la conclusión de que el perfil vertical de biomasa subterránea es un buen indicador de pastoreo.

En el primer trabajo (Gómez Sal *et al*., 1991) se analiza la diversidad de la biomasa aérea (H_A) y subterránea (H_{SB}) como medida de organización en pastos y se llega a la conclusión de que el cociente de entropías ($Q_H=H_{SB}/H_A$) es un buen método para analizar propiedades del ecosistema, relacionadas con el grado de organización y equilibrio dentro del marco de referencia que supone la explotación por los herbívoros y las limitaciones del ambiente físico. Sistemas con mayor participación de elementos leñosos, de organización más compleja o madura, según la interpretación clásica de la sucesión, presentan idéntico Q_H que aquellos que podrían considerarse más inmaduros por estar sometidos a explotación intensa.

Los otros dos trabajos (Rodríguez, 1992; Rodríguez *et al*., 1995) se refieren a la distribución de la biomasa de las comunidades en relación con el pastoreo. En estos artículos se llega a la conclusión de que el pastoreo causa una modificación en la distribución vertical de la biomasa, contribuyendo a la localización de altas proporciones de ésta en los niveles aéreo y subsuperficial. Las condiciones ambientales determinan cual de los dos niveles se ve favorecido. En estas situaciones eutrofas, con disponibilidad de agua y nutrientes, las mayores proporciones se localizan en el nivel superficial del suelo, mientras que en situaciones xéricas es mayor la concentración en el nivel aéreo. La acumulación de biomasa subterránea es mayor en situaciones donde el aprovechamiento es escaso o inadecuado, descendiendo gradualmente con la profundidad, mientras que en comunidades intensamente pastadas la biomasa desciende bruscamente a partir de los 4 cm. Por ello, el perfil vertical de distribución de la biomasa puede ser usado como indicador de la intensidad de pastoreo. En situaciones intensamente pastadas o estresadas el perfil de distribución de la biomasa es horizontalmente homogéneo, mientras que cuando el pastoreo es escaso, dicho perfil muestra patrones horizontales y verticales de distribución más heterogéneos.

3.1. Introducción

La acción del pastoreo produce daños a las plantas individuales y cambios en la fisionomía de la comunidad. Sus implicaciones funcionales sobre las relaciones entre plantas se conocen mejor a nivel de la parte aérea, donde están relacionados con los efectos de la estructura del dosel sobre el régimen de iluminación (Crawley, 1983). Sin embargo, como señalan Milchunas y Lauenroth (1989), la morfología subterránea alterada de las

comunidades pastadas puede tener grandes implicaciones en las interacciones entre plantas, porque a menudo hay mayor proporción de biomasa subterránea en los pastos (Sims y Singh 1978 a; Dickinson y Polwart, 1982; Leetham y Milchunas, 1985). Además los resultados de Milchunas y Lauenroth mostraron que el pastoreo puede aumentar las interacciones entre plantas a nivel subterráneo mediante sus efectos en la distribución espacial de la biomasa radicular.

De forma similar, en el trabajo preliminar exploratorio antes mencionado (Rodríguez *et al*, 1995) se detectó que el pastoreo era importante en la determinación de la distribución vertical de la biomasa no aérea de las comunidades de pastos. De este modo, en comunidades mesofíticas intensamente pastadas la mayoría de esta biomasa se concentraba en los estratos del suelo más superficiales, mientras que sólo una pequeña proporción de ella excedía los siete cm de profundidad. Las comunidades mesofíticas que no recibían pastoreo intenso mostraron tendencias opuestas a las intensamente pastadas. Tenían más variedad de perfiles verticales de biomasa y, en general, tenían menor porción de raíces en los estratos más superficiales del suelo. Sin embargo las comunidades con distinta intensidad de pastoreo mostraban valores análogos en la biomasa total no aérea. De acuerdo con ésto, hipotetizamos que la interacción entre plantas a nivel subterráneo podría ser mayor en las situaciones mesofíticas intensamente pastadas, ya que en muchas de ellas las raíces fueron confinadas a un pequeño volumen de suelo cerca de la superficie. Las comunidades xéricas intensamente pastadas mostraron un tipo característico de perfil vertical de biomasa, aunque era distinto del observado en comunidades mesofíticas. En los pastos xéricos el descenso de la biomasa subterránea con la profundidad era más gradual, probablemente como resultado de los efectos combinados del pastoreo y del estrés hídrico sobre la estructura de las comunidades (Rodríguez *et al.*, 1995).

En el estudio previo mencionado anteriormente, la composición específica fue similar entre los pastos mésicos intensamente pastados. Así hay que clarificar si los patrones observados en cada tipo de comunidad dependen de las alteraciones de la biomasa aérea que los herbívoros producen en la estructura subterránea (y así aparecen en pastos con distinta composición) o están relacionados con una composición particular de los pastos analizados. En este estudio planteamos esta cuestión a los pastos mesofíticos.

La distribución vertical de la biomasa subterránea fue cuantificada en ocho pastos intensamente defoliados (tanto por pastoreo como por pastoreo y siega) localizados en cuatro localidades distribuidas a lo largo de un gradiente altitudinal, de temperatura y precipitación (ver Figura 2-7). En cada localidad analizamos dos posiciones geomorfológicas: las partes altas y bajas de ladera en solana. Con este diseño aseguramos que las comunidades de pastos tuvieran diferente composición florística y distintas variables ambientales que puedan influir en la distribución vertical de la biomasa subterránea. En pastos semiáridos de Norteamérica Milchunas y Lauenroth (1989) encontraron que la posición geomorfológica era más importante en la determinación de la biomasa subsuperficial y de raíces que la intensidad de pastoreo. La teoría del crecimiento de las plantas predice que aquéllas de hábitats más altos y fríos invierten mayor proporción de fotoasimilados en órganos subterráneos que las plantas de tierras más bajas y templadas (Sims y Singh, 1978 b; Grime, 1979; Schulze, 1983; Bloom *et al.*, 1985; Körner y Renhardt, 1987). Esto nos impulsó a examinar si la altitud tenía alguna implicación en la distribución de la biomasa de los pastos estudiados.

3.2. Material y métodos

3.2.1. Métodos de campo

Se estudian los pastizales situados en cuatro localidades de la vertiente sur de la Cordillera Cantábrica, que cubren un gradiente altitudinal de unos 500 m (localidad 1: 990 m; 2: 1.200 m; 3: 1250 m; 4: 1480 m, ver Figura 2-7). A continuación se especifican las principales características climáticas que cubre el gradiente, así como el manejo que recibe cada uno de los pastizales considerados.

El macroclima es una transición entre Mediterráneo y Atlántico; el mesoclima varía fuertemente con el aumento altitudinal, de templado y semiárido a frío y húmedo (Figura 2-7). Se muestrearon dos zonas, alta y baja, en cada localidad (las partes baja y alta de las laderas se indican en el texto con las letras a y b respectivamente, y el número indica cada localidad). Todas las estaciones fueron pastadas intensamente, aunque difieren en el tipo de ganado y en la existencia o no de segado (1a y 1b: pastadas por ovejas, 2a: segado y pastado por vacas, 2b: pastado por cabras y ovejas, 3a y 3b: siega y pastado por vacas, 4a y 4b: pastado por vacas). No detectamos efectos de sobrepastoreo en ninguna de las estaciones, aunque al terminar su uso el resto de la biomasa aérea consistía en porciones verdes cortas, virtualmente inaccesibles al ganado. Ninguna estación mostró tendencias indicativas de estrés hídrico intenso, ni en composición ni en estructura. En todas ellas la vegetación estaba compuesta por especies nativas, y el tanto por ciento de suelo cubierto por hierba era aproximadamente 100%; el sustrato predominante era de calizas (2b, 3 y 4) o de materiales coluviales -margas y arcilla- (2a y 1).

El muestreo se hizo en 1988 entre mediados de junio a finales de julio, coincidiendo con el final de la estación de crecimiento. En cada estación se muestreo cuando el uso (pastoreo o pastoreo más siega) estaba muy avanzado o concluido. Para el análisis de la composición de las comunidades de plantas, se tomaron datos usando cuadrados de 50 x 50 cm situados al azar en cada estación. El porcentaje de cobertura aérea de las especies de angiospermas se estimó visualmente. A las especies presentes, pero no muestreadas por los cuadrados, se les asignó arbitrariamente un valor de cobertura de 1%. Además se extrajeron al azar 4 bloques de suelo de 20 x 20 cm, con su vegetación aérea, eligiéndolos al azar. Los bloques se cortaron con cuchillas metálicas en cinco estratos: biomasa aérea (a); biomasa subsuperficial (ss) y biomasa subterránea a profundidades de 1-4, 4-7 y 7-10 cm (p_1, p_2 y p_3 respectivamente). La biomasa por debajo de 10 cm de profundidad no se consideró en este estudio porque fue insignificante en todas las muestras. La metodología seguida en la obtención y separación de la biomasa aérea y subterránea fue descrita en el Capítulo 2.

3.2.2. Análisis de datos

Las tendencias principales de variación de la composición de las comunidades se analizan por ordenación (análisis de correspondencias) de las localidades, basándose en las estimas de cobertura y abundancia de las especies de angiospermas. Se usó un análisis de varianza de dos vías (ANOVA) para determinar si la gomorfología, altitud o la interacción de ambos afectaban significativamente la proporción de biomasa aérea que correspondía a las distintas formas vitales, (anuales, gramíneas perennes y otras herbáceas también perennes -«forbs»-). Las plantas leñosas no se consideraron en este análisis ya que solo aparecían en tres estaciones y con una contribución de biomasa < 5%. Se usó también ANOVA para comparar valores de biomasa en diferentes estratos y la distribución proporcional de biomasa no aérea entre biomasa subsuperficial y los tres estratos de raíz (ss, p_1, p_2, p_3, ver Figura 2-9). Para aumentar la homogeneidad de varianzas, los datos en % se transformaron antes de los análisis con transformación angular (Zar, 1984).

Rodríguez *et al.* (1995) identificaron 7 tipos de perfiles de biomasa subterránea, clasificando datos de 40 localidades (Figura 3-1 b)). Esta clasificación se hizo considerando la proporción de biomasa no aérea correspondiente a los mismos cuatro estratos analizados aquí (ss, p_1, p_2 y p_3). En este trabajo los perfiles de las 8 localidades se compararon con los perfiles medios de 6 de los 7 grupos obtenidos por el análisis de clasificación (ver la leyenda de la Figura 3-1) usando la bondad de ajuste de Chi-cuadrado.

3.3. Resultados

3.3.1. Variación en las tendencias de la vegetación

La ordenación de los lugares mostró las principales tendencias de la vegetación en los datos (Figura 3-2). El eje I separó pastos (3a, 3b, 2a y 2b) donde el pastoreo era complementado con otros usos (segado) de aquellos que sólo eran pastados, ya fuera por vacas (4a y 4b) o particularmente por ovejas (1a y 1b). El eje II separó las zonas altas (1b, 2b, 3b, 4b) y las bajas (1a, 2a, 3a y 4a) de las laderas. A nivel de localidad las diferencias de composición específica eran mayores entre las estaciones de las dos localidades más bajas (1a-1b y 2a-2b) que en las altas (3a-3b y 4a-4b) lo que significa que la posición geomorfológica tenía grandes efectos en la diferenciación de vegetación en las localidades donde la influencia mediterránea era más intensa (1 y 2).

3.3.2. Distribución de la biomasa entre tipos biológicos

En este estudio se sigue la división clásica de tipos biológicos: anuales, gramíneas perennes y otras herbáceas perennes (ver características de estos tipos biológicos en el Capítulo 4). La biomasa aérea correspondía a la parte verde y muerta que permanecía en la planta tras la defoliación. Habría importantes efectos significativos de la altitud y geomorfología sobre el % de esta biomasa correspondiente a anuales y gramíneas perennes, mientras que las otras herbáceas perennes sólo eran afectadas por la geomorfología (Tabla 3-1). En general, las anuales y las no gramíneas perennes, mostraron relativamente más biomasa aérea en las partes superiores de las laderas, mientras que el porcentaje de biomasa que aportaban las gramíneas perennes era mayor en las partes bajas. Resultados similares fueron encontrados en Norteamérica por Schimel *et al*. (1985) en una estepa de pasto bajo, y por Abrams *et al*. (1986) en praderas de hierba alta. Sin embargo a nivel de localidad, sólo la 2 mostró un efecto significativo de la geomorfología porque en este lugar las anuales tenían mayor biomasa en las partes altas de la ladera. La localización en el gradiente de altitud dio lugar a diferencias en la proporción de biomasa aérea aportada por cada forma vital, que no se relacionó con la variación secuencial de la altitud, sino más bien con las diferencias en el manejo del pasto. Así las anuales tenían relativamente menos biomasa aérea que las gramíneas perennes en las comunidades solo pastadas (localidades 1 y 4) que en las pastadas y segadas (localidades 2 y 3, Tabla 3-1).

Tipo biológico	Posición geomorfológica	Porcentaje de biomasa en plantas (valores con transformación angular)				
		Localidad 1	Localidad 2	Localidad 3	Localidad 4	$\bar{x}$
Anuales	Zona alta	$^{abc}28.0$	$^{c}40.7$	$^{bc}35.1$	$^{a}9.5$	283^{b}
	Zona baja	$^{a}11.1$	$^{ab}19.7$	$^{bc}34.8$	$^{a}15.0$	20.2^{a}
	$\bar{x}$	19.6_{ab}	30.2_{bc}	$35.O_{c}$	12.3_{a}	
Gramíneas perennes	Zona alta	32.8	8.6	32.2	35.4	27.5^{a}
	Zona baja	63.6	39.5	43.1	49.9	49.0^{b}
	$\bar{x}$	48.2_{b}	24.1_{a}	37.7_{ab}	42.7_{b}	
Otras herbáceas perennes	Zona alta	43.6	45.3	36.7	52.7	44.6^{b}
	Zona baja	23.3	40.6	20.9	33.1	29.5^{a}

BIBLIOTECA VIRTUAL

Tabla 3-1
Valores medios de los porcentajes de la biomasa aérea correspondientes a plantas anuales, gramíneas perennes y otras herbáceas perennes. Los superíndices a la derecha y los subíndices indican diferencias significativas, debidas a los efectos de la posición geomorfológica y localización en la secuencia altitudinal, respectivamente. Los superíndices a la izquierda indican efectos significativos de la interacción entre la posición geomorfológica y altitud. En cada caso, las medias que no comparten una letra (a, b o c) son significativamente distintas ($p < 0.05$). Como los sitios de muestreo, no estuvieron protegidos del pastoreo antes del muestreo, los valores representan principalmente la contribución de las formas vitales a la biomasa aérea (incluyendo materia viva y materia muerta en pie) virtualmente inaccesible para los herbívoros.

3.3.3. Biomasa total en los diferentes estratos

La comparación de la biomasa de los pastos considerando distintos estratos no muestra interacciones significativas entre altitud y geomorfología (Tabla 3-2). Sin embargo, la geomorfología ejerce un efecto significativo sobre la biomasa aérea y las raíces de 4-7 cm de profundidad. En ambos estratos la biomasa era mayor en la parte baja de las laderas que en la alta. En relación con la localización en el gradiente de elevación, los mayores valores de biomasas aérea, subsuperficial y subterránea de los estratos 1-4 y 4-7 cm, tuvo lugar en localidades solo sometidas a pastoreo (1 y 4; Tabla 3-2). Esto significa que la biomasa variaba más con los cambios de uso de los pastos que con la variación secuencial de la altitud. Sin embargo la altitud pareció tener cierta importancia también en este caso. Por una parte, cuanto más alta era la localidad (4) mayores valores mostraba de la biomasa subsuperficial y estratos entre 1-4 y 1-10 cm (Tabla 3-2).

Parte de la planta	Posición geomorfológica	Localidad 1	Localidad 2	Localidad 3	Localidad 4	$\bar{x}$
Aéreo	Zona alta	183.5	211.6	332.9	155.3	220.8^{a}
	Zona baja	309.1	279.3	412.9	298.9	325.1^{b}
	$\bar{x}$	246.3_{ab}	245.4_{ab}	372.9_{b}	227.1_{a}	
Biomasa	Zona alta	116.1	157.6	212.9	411.7	
subsuperficial	Zona baja	355.9	150.4	379.4	384.3	
	$\bar{x}$	236.0_{ab}	154.0_{a}	296.2_{ab}	398.0_{b}	
Raíces (1-4 cm)	Zona alta	56.4	42.4	103.8	97.9	
	Zona baja	94.8	67.2	73.2	127.3	
	$\bar{x}$	75.6_{ab}	54.8_{a}	88.5_{ab}	112.6_{c}	
Raíces (4-7 cm)	Zona alta	43.2	7.3	10.5	27.3	22.1^{a}
	Zona baja	50.9	17.9	30.4	46.3	36.4^{b}
	$\bar{x}$	47.1_{c}	12.6_{a}	20.4_{ab}	36.8_{bc}	
Raíces (7- 10 cm)	Zona alta	5.8	0.3	7.4	10.0	
	Zona baja	5.8	3.9	11.3	7.7	
Raíces (MO cm)	Zona alta	105.4	49.9	121.6	135.1	
	Zona baja	151.4	89.1	114.9	181.3	
	$\bar{x}$	128.4_{ab}	69.5_{a}	118.3_{ab}	158.2_{c}	

Tabla 3-2
Valores medios de biomasa (g/m^2) de la parte aérea, biomasa subsuperficial y estratos de la raíz.

Por otra parte cuando las partes superiores de las laderas eran comparadas solas, la biomasa subsuperficial aumentaba gradualmente del sitio más bajo al más alto (Tabla 3-2). Un ANOVA de una vía detectó diferencias altamente significativas ($F_{3,12}$= 16.9 $p < 0.001$) en este caso y el test Tukey mostró que la ordenación de la biomasa subsuperficial era 1b< 0.05). Teniendo en cuenta que los órganos de reserva de las plantas a menudo están justo debajo de la superficie del suelo, este resultado sugiere una relación lineal entre la cantidad de biomasa localizada en este estrato y el incremento de las restricciones ambientales con la altitud. Sin embargo no se encontró relación entre altitud, y biomasa de los pastos situados en las partes bajas de las laderas (Tabla 3-2).

3.3.4. Distribución de la biomasa entre distintos estratos

Respecto a la proporción de biomasa distribuida entre partes aéreas y no aéreas en distintos estratos, todas las estaciones excepto 1b mostraron perfiles similares, en los que la biomasa subsuperficial aportaba más del 60% de la biomasa no aérea, mientras que la biomasa por debajo de siete cm era insignificante (Figura 3-3). Esta conclusión es apoyada estadísticamente por un ANOVA de dos vías realizado para cada estrato. Estos análisis sólo mostraron una interacción significativa entre altitud y geomorfología en el caso de la biomasa subsuperficial, y siendo el efecto de la altitud significativo para las raíces entre 4-7 cm ($F_{3,18}$= 3.3, $p < 0.05$ y $F_{3,18}$= 5.8, $p < 0.01$ respectivamente). En el caso de la biomasa subsuperficial el test Tukey mostró que el resultado significativo se debía al bajo valor encontrado en 1b, que era significativamente distinto de 1a, 3a, 2b y 4b. En el caso de las raíces entre 4 y 7 cm su concentración de biomasa en la localidad más baja de la secuencia altitudinal (1) fue significativamente mayor que en el resto de las localidades.

Rodríguez *et al.* (1995) encontraron que las comunidades mesofíticas intensamente pastadas estaban significativamente asociadas con una distribución vertical de la biomasa no aérea característica (perfil tipo II, Figura 3-1a), que era análogo a las distribuciones encontradas en la mayoría de las estaciones analizadas en este estudio (alta proporción de biomasa en los estratos más superficiales del suelo y relativamente poca debajo de siete cm de profundidad). Esta similitud fue estadísticamente confirmada por el ajuste de los perfiles de las estaciones con los perfiles medios de los clusters dados por la clasificación (Tabla 3-3). Las seis estaciones más altas (2a, 2b, 3a, 3b, 4a y 4b) alcanzaron su mejor ajuste con el perfil tipo II. La estación 1a parecieron ajustarse mejor al tipo III. La semejanza entre los tipos II y III (ver Figura 3-1b) puede verse en estos resultados. Sólo la estación 1b pareció asociada con otros tipos de perfiles, principalmente con el tipo V, que estaba caracterizado por un descenso gradual de la biomasa subterránea con la profundidad. Tal distribución vertical se asoció significativamente con los pastos xéricos (Figura 3-1). La estación 1b era potencialmente la más xérica del muestreo, porque se localizaba en la parte superior de la ladera, al inicio del gradiente climático, donde la influencia mediterránea era más intensa. Esto puede explicar por qué el perfil vertical de la estación mostraba el patrón característico de las comunidades xéricas. Esta hipótesis fue apoyada por la relación mostrada por los valores de Chi-cuadrado con la geomorfología y altitud. En todas las laderas analizadas, las partes bajas mostraron mejores ajustes con el perfil tipo II que las superiores (Tabla 3-3), potencialmente más afectadas por el estrés hídrico. En relación con la altitud, cuando las estaciones de la misma posición geomorfológica eran ordenadas según su grado de ajuste con el perfil tipo II resultaba la <2a=3a<4a para las partes bajas de las laderas, y 1b<2b=3b<4b para las altas (Tabla 3-3). Así en cada posición geomofológica el nivel de ajuste aumentaba con la altitud. Estas tendencias no se pueden explicar si asumimos que tanto el estrés hídrico como el nitricional son potencialmente más importantes en las partes altas de ladera que en las bajas.

Localidades	Tipos de perfiles					
	I	II	III	IV	V	VI
	χ^2 (p)	χ^2 (p)	χ^2 (p)	χ^2 (p)	χ^2 (p)	χ^2 (p)
4b		**3.3 (.4)**	6.8 (.08)			
4a		**0.4 (.9)**	3.7 (.3)			
3b		**3.6 (.3)**				
3a		**1.8 (.6)**	3.0 (.4)			
2b		**3.4 (.3)**				
2a		**1.7 (.6)**				
lb				4.5 (.2)	**2.2 (.5)**	7.1 (.07)
la		3.2 (.3)	2.3 (.6)			

(g.l. = 3 para todos los casos)

Tabla 3-3
Grado de ajuste entre los seis tipos de perfiles de biomasa (los representados en la Figira 3-1) y los perfiles de las localidades. Sólo se incluyen los valores de Chi-cuadrado de los Ejustes que no fueron significativamente distintos al 95%. Valores en negrita indican el mejor ajuste para cada localidad.

3.4. Discusión

3.4.1. Estructura de la comunidad y variación ambiental

Algunos de los resultados relacionados con la variación de los estratos de biomasa pueden ser explicados por diferencias en la disponibilidad de agua para las plantas. Esto es, la mayor biomasa aérea de la parte baja de las laderas puede ser asociada con una mayor fertilidad relativa, en términos de agua y nutrientes, que en las partes superiores (Barnes y Harrison, 1982; Schimel *et al*., 1985 y referencias). De forma similar, un mayor estrés hídrico en las partes superiores de las laderas puede explicar el mayor porcentaje de biomasa correspondiente a especies anuales (Montalvo *et al.*, 1993 a). Finalmente la mayor biomasa subterránea y subsuperficial de la localidad más alta (4) podría estar relacionado con su mayor precipitación (ver Figura 2-7).

Sin embargo, sospechamos que el aumento de la biomasa subsuperficial observado en la parte superior de las laderas, desde las localidades bajas hasta la más elevada, estaría más relacionado con el descenso de las temperaturas con la altitud que con variaciones en disponibilidad de agua. Como muchos de los órganos perennes se concentran en el estrato superficial, tal interpretación estaría de acuerdo con la teoría del crecimiento de las plantas que predice un incremento de biomasa de reserva con la disminución de las temperaturas que supone el aumento de altitud (Körner y Renhardt, 1987). Además, si tal aumento de biomasa subsuperficial estuviera asociado con una reducción de estrés hídrico por aumento de altitud, también esperaríamos un aumento paralelo en la biomasa de otros estratos, que no tiene lugar.

Pero, ¿por qué las partes superiores de las laderas mostraron un aumento de biomasa subsuperficial con la altitud y no las partes más profundas?. Algunos resultados sugieren que la variación altitudinal considerada en el estudio parece no tener gran importancia en determinar diferencias estructurales entre pastos. Por ejemplo, las estaciones de los dos extremos del gradiente, que tenían uso similar (pastoreo) fueron más semejantes entre sí que

otras estaciones que también fueron segadas. Así, en la escala de estudio, las diferencias de manejo y, en algunos casos, la geomorfología, parecen ser más importantes en diferenciar la vegetación que la altitud (ver Figura 3-2). Sin embargo, la influencia de la altitud podría ser mayor en la parte superior de las laderas, porque están más expuestas a cambio de temperatura diarios y estacionales y las partes bajas, más abrigadas, particularmente porque todas las laderas consideradas en el estudio eran de solana. Tales diferencias entre las dos posiciones geomorfológicas podrían ser responsables de su distinto comportamiento respecto a la variación altitudinal de la biomasa subsuperficial, aunque sus distintas fertilidades podrían haber jugado también un papel importante. Así, cuando la fertilidad era baja (como generalmente ocurre en las partes altas de laderas) las plantas podrían ser más sensibles a cambios de temperatura que cuando tenían abundante disponibilidad de agua y nutrientes (como en las partes bajas de ladera).

3.4.2. Perfiles verticales de biomasa

Todas las fuentes de variación ambiental consideradas en el estudio tuvieron notables efectos sobre la estructura del pasto. La composición específica, la biomasa aérea y subterránea, y la distribución de la biomasa aérea entre las principales formas vitales, fueron afectadas por la geomorfología, la altitud, diferencias de uso y/o por interacciones entre esos factores. A pesar de ésto, siete de las ocho estaciones mostraron perfiles verticales de biomasa subterránea similares, lo que sugiere que esta distribución estaba directamente relacionada con el único factor ambiental que era igual para todas las estaciones, esto es, una intensa defoliación. Esto es apoyado por la semejanza entre los perfiles de biomasa encontrados y la distribución vertical característica de las comunidades mesofíticas intensamente pastadas en el estudio preliminar (perfil tipo II). Las diferencias, tanto de composición específica como de abundancia de las principales formas vitales mostrada por las estaciones, sugieren que la semejanza de sus perfiles de biomasa no eran consecuencia de analogías en su composición florística. Por el contrario, la fuerte tendencia de la biomasa subterránea de las estaciones a aumentar hacia la superficie del suelo podría explicarse como el resultado de dos fenómenos no excluyentes.

Primeramente, se podría relacionar con un aumento de dominancia de especies que concentran su crecimiento en las partes aéreas de la planta, a expensas del crecimiento subterráneo, en respuesta a la defoliación. Aunque hasta ahora se han señalado algunas excepciones (Coughenour *et al.*, 1985), según Brouwer (1983) y Crawley (1983) tal comportamiento parece ser común entre muchas especies de pastos de hábitats fértiles. Así, se puede establecer que el perfil de tipo II estaría presente en un amplio rango de pastos mesofíticos intensamente defoliados.

En segundo lugar, Dickinson y Polwart (1982) observaron que mientras que el segado intenso aumentaba la inversión de los pastos hacia reservas subterráneas, la reducción de la frecuencia de segado o su interrupción, aumentaban la producción aérea, pero, al mismo tiempo, las reservas subterráneas eran agotadas. Según ésto, aquellos autores concluyeron que: «los rizomas (...) son claramente de considerable importancia para rebrotar después del segado». Es más, las reservas subterráneas proveerían de «una cierta resiliencia al segado o pastado de la que depende la existencia continuada de los pastos». Estos resultados son consistentes con las observaciones de Rodríguez *et al.* (1995) de que la proporción de biomasa subsuperficial (esto es, la porción de biomasa que contiene la mayor parte de los órganos perennes de las plantas), fue significativamente mayor ($p < 0.05$) en pastos mesofíticos intensamente pastados que en otras comunidades. Así, la concentración de

biomasa no aérea hacia la superficie del suelo podría ser un mecanismo que aumenta las posibilidades de persistencia en las comunidades sometidas a defoliación intensa.

La intensidad del pastoreo no era uniforme a lo largo del paisaje, sino que en cada localidad la parte alta de la ladera, por ser menos productiva, probablemente estaba expuesta a menor intensidad de pastoreo que la parte baja. La característica distribución vertical de biomasa observada en los pastos no estaría asociada con ningún tipo específico de presión de defoliación. Al contrario, estaría relacionada con una intensa presión, en términos relativos, cuyo nivel exacto dependería de la productividad de cada pasto (esto es, cuanto mayor sea la productividad del pasto mayor será la intensidad de defoliación que promueve el desarrollo de un perfil tipo II).

Aunque las estaciones analizadas se pueden considerar pastos mesofíticos, ello no significa que todos ellos tengan aportes de agua y nutrientes análogos. Hipotetizamos que las distribuciones semejantes al perfil II ocurrirán en comunidades intensamente pastadas, cuando la fertilidad del hábitat sea suficiente para permitir a las plantas recuperarse de sus partes defoliadas a expensas del crecimiento radicular. En situaciones en que la disponibilidad de agua no alcance tal nivel, el crecimiento de las plantas estará limitado, no sólo por la defoliación, sino también por estrés hídrico. En tales hábitats esperamos un descenso más gradual de la biomasa subterránea con la profundidad que en las situaciones más fértiles, ya que las estructuras subterráneas persistentes con raíces robustas, capaces de alcanzar los horizontes de suelo húmedos, más profundos, pueden aportar ventajas selectivas a las plantas (Crick y Grime, 1987). Los resultados obtenidos en este estudio, así como en el trabajo previo, son consistentes con estas predicciones. Es más, sugieren la existencia de un continuo en la variedad de la forma de los perfiles de biomasa, que pueden ir desde formas características de pastos xéricos intensamente defoliados (perfil tipo V, Figura 3-1) a aquellos típicos de situaciones mesofíticas intensamente defoliadas (tipo II). Así, las partes bajas de las laderas (potencialmente más fértiles) parecen ajustarse mejor al perfil II que sus correspondientes partes altas, y cada posición geomorfológica mostró mejor ajuste con el perfil II asociado al aumento de disponibilidad de agua por aumento de altitud.

3.4.3. Implicaciones en las interacciones entre plantas

La defoliación a menudo produce cambios en la fisionomía de la comunidad, que son mejor conocidos a nivel aéreo que subterráneo. En general, las respuestas del desarrollo de las plantas a fuentes de defoliación con una baja selectividad específica, esto es aquéllos que pueden afectar de forma similar a las plantas que integran la comunidad (p. ej. segado o pastoreo por vacas y ovejas) llevan a la concentración de la biomasa subterránea en un pequeño volumen cerca de la superficie del suelo (Stabbs, 1973) que podría ser un espacio de refugio para las plantas (McNaughton, 1984). Esta tendencia a maximizar la ocupación horizontal del espacio aéreo puede tener importantes implicaciones sobre las interacciones entre plantas a nivel aéreo (Milchunas *et al.*, 1988). Sin embargo los cambios inducidos por defoliación en la fisionomía subterránea de las comunidades puede tener mayores consecuencias en la interacción entre plantas, ya que la mayoría de la biomasa del pasto a menudo está bajo tierra (Sims y Singh, 1978 a; Leethan y Milchunas, 1985). Además en los pastos intensamente defoliados, la competencia subterránea puede ser más importante que la competencia aérea (Milchunas y Lauenroth, 1989) ya que la defoliación puede reducir la competencia por la luz (Crawley, 1983; Banyikwa, 1988).

Los datos indican que una defoliación intensa y continuada produce una distribución espacial característica de la biomasa no aérea en los pastos mesofíticos. Esta distribución

sugiere la existencia de altas tasas de interacción inter e intraplanta, ya que la biomasa subterránea aparece concentrada en un pequeño volumen de suelo, cerca de la superficie. Rodríguez *et al*. (1995) encontraron en otros pastos mesofíticos intensamente defoliados patrones similares a aquellos mostrados por la mayoría de las estaciones estudiadas aquí. Por el contrario, en los que no fueron intensamente defoliados señalan una reducción gradual de la biomasa subterránea con la profundidad, aunque los valores de biomasa subterránea eran análogos a los de las comunidades intensamente pastadas. Así, se puede sugerir que los pastos mesofíticos intensamente defoliados tendrían mayores niveles de competencia por el espacio y probablemente por los recursos del suelo respecto las comunidades mesofíticas con menor intensidad de pastoreo. De forma similar, Milchunas y Lauenroth (1989) han encontrado resultados en un pasto semiárido de Norteamérica, sugiriendo que la defoliación intensa puede aumentar las interacciones subterráneas entre plantas. Ellos encontraron que tras 47 años de pastoreo intenso en las partes aéreas de las plantas sólo hubo una pequeña reducción de biomasa de raíz en el estrato 0-10 cm. Además, este efecto era similar en las tierras altas ligeramente pastadas y en prados intensamente pastados. Pero, lo más importante que encontraron es que las áreas pastadas mostraban una distribución horizontal más uniforme de la biomasa radicular que las áreas adyacentes no pastadas, y era más evidente en las zonas más intensamente pastadas. Ellos hipotetizan que ésto puede tener importantes implicaciones en lo que Grubb (1977) llamó regeneración de nicho, ya que «las localidades favorables para el establecimiento son menos probables cuando la densidad de raíces es uniforme».

Otros autores han aportado resultados en los que la biomasa subterránea no se reducía al aumentar la intensidad de defoliación (Pearson, 1965; Sims y Singh, 1978 b; Dickson y Polwart, 1982; Titlyanova *et al.*, 1988; van der Maarel y Titlyanova, 1989). Dickson y Polwart (1982) encontraron que la reducción de la biomasa subterránea tras el pastoreo aparece sobre todo en los estudios a corto plazo. De acuerdo con sus sugerencias sobre la relación directa entre la parte subterránea y la resiliencia de los pastos a la defoliación, se podría esperar que la biomasa subterránea aumente en situaciones de pastoreo, si se desarrollaran investigaciones a largo plazo.

Pero, si la defoliación intensa efectivamente agrava la competencia entre plantas por los recursos del suelo, ¿cuáles son los cambios en el ambiente y la fisiología o desarrollo de la planta que pueden compensar los aumentos tanto de la competencia subterránea como de tasas de defoliación? McNaughton (1979, 1983), ha revisado los mecanismos por los cuales las plantas pueden compensar los efectos deletéreos de la defoliación, en los que no nos extenderemos más. Lo que es importante en este punto es enfatizar que si el perfil de biomasa subterránea característico mostrado por los pastos estudiados aparece en otras comunidades, o sea, si se demuestra que este perfil es un patrón general en todas las comunidades intensamente defoliadas, las teorías expuestas en estos trabajos pueden ser mejorados considerando el componente subterráneo de la comunidad. En esta línea Milchunas y Lauenroth (1989) hicieron un intento pionero de extender el objetivo de concepto «defoliación de pastos» para incluir las características de la estructura subterránea de las comunidades.

Capítulo 4: Cambios sucesionales en las comunidades de pastizal

4.1. Introducción

El término de estructura en una comunidad vegetal indica el grado de organización que ésta tiene (Margalef, 1982; Gómez Sal, 1982). En la estructura juega un papel importante la composición específica y las características de cada una de las especies que la integran: longevidad, formas de vida, expansión lateral o estrategia de ocupación del espacio, eficacia en la dispersión y potencial para interferir sobre otras plantas; en definitiva el poder de competencia determina la abundancia de las especies en la comunidad (Mitchley y Grubb, 1986). Son diversos los descriptores que se utilizan para medir los niveles de organización (estructura) de los ecosistemas; entre ellos destacamos: composición específica, diversidad, riqueza, abundancia, patrones espacio-temporales de esta abundancia, características morfológicas y producción (Tilman, 1982; Gómez Sal *et al.*, 1986).

Los ecosistemas son dinámicos y sensibles a cambios en los factores ambientales por lo que las proporciones entre especies varían con el paso del tiempo. Las «variables estructurales» (composición, abundancia, biomasa) miden niveles de organización del ecosistema en un momento determinado.

Los patrones de variación meteorológica desempeñan un papel importante en la estructura y composición florística. En el caso de los pastizales mediterráneos las fluctuaciones interanuales, con su carácter más o menos imprevisible son un factor añadido de variación. El binomio humedad-temperatura resulta ser determinante por la incidencia directa que ejerce sobre la mayoría de parámetros descriptores con los que se caracteriza a las comunidades herbáceas. Germinación, supervivencia, cobertura, abundancia, diversidad y producción son, entre otros, parámetros muy sensibles a cambios en el contenido de humedad en el suelo.

Además de estos factores, relacionados con el clima existen otros, no menos importantes que determinan una fuerte variabilidad ambiental influyendo en la abundancia y en la distribución espacial de las especies. Entre estos destacamos los geográficos y topográficos (altitud, inclinación, orientación, radiación), geológicos (sustrato litológico), edáficos (textura, composición química) y de manejo (aprovechamiento y uso). Estos factores están en la mayoría de los casos interrelacionados. Por ejemplo, dentro de los factores geográficos y topográficos, la altitud es uno de los que habitualmente se considera aunque se trata más que de un factor en sí, de un compendio de múltiples factores (climáticos, edáficos), que se manifiestan a través de ella, por lo que ejerce una gran influencia en la distribución de las plantas y comunidades (Hanawalt y Whitthaker, 1976).

Cualquier variación en uno u otro de estos factores determina cambios en la proporciones de las especies que forman la comunidad pascícola, pudiéndose por ejemplo llegar a la sustitución de la mayoría de especies herbáceas por arbustivas cuando se produce la supresión del pastoreo (ver Capítulo 5). El pastoreo modifica la distribución vertical y horizontal de la biomasa a nivel aéreo y subterráneo (Rodríguez *et al*., 1995; ver Capítulo 3). En relación a este factor, intensidad, periodicidad, tipo de herbívoro y selectividad de éste, influyen directamente en la composición específica y en el contenido de biomasa aérea de las comunidades vegetales (Gibson *et al.*, 1987). A su vez, la estructura de la vegetación influye especialmente sobre el comportamiento de los herbívoros (McNaughton, 1988), determinando en gran medida la organización espacio-temporal de sus actividades (De Miguel *et al.*, 1992; Gómez Sal *et al.*, 1992).

Al existir variadas interconexiones entre los factores que regulan su composición y

estructura y no ser posible aislar experimentalmente, en muchos de los casos, un determinado factor sobre el que se quiere conocer su influencia, el estudio de la estructura reviste cierta complejidad y requiere el uso de planteamientos multivariantes.

Pequeños cambios en cualquier factor permiten la respuesta del ecosistema, manteniéndose éste en un estado de equilibrio dinámico. Si, por el contrario, la influencia es drástica (como es el caso de las perturbaciones) puede llegarse a situaciones de fuertes reajustes en las características estructurales y funcionales, desencadenándose el inicio de un proceso sucesional a partir de espacios «vacíos» o muy alterados.

Es más fácil conocer el funcionamiento de las comunidades y poblaciones cuando se estudia su comportamiento frente a influencias externas desestabilizadoras (perturbaciones) que cuando esos sistemas son contemplados en equilibrio (Casado, 1987; van Andel *et al.*, 1987; Montalvo *et al.*, 1993 a). Entre las primeras, el fuego ha sido el agente de perturbación más estudiado para inferir conclusiones de organización, composición y competencia de especies en las comunidades vegetales (ver Capítulos 5 y 6).

La roturación, también frecuentemente utilizada (Peco *et al*., 1983; Casado, 1987; Pineda *et al*., 1987; Pineda y Peco, 1988; Montalvo *et al.*, 1993 a; Ortega, 1994) produce, junto a la total eliminación de la cubierta vegetal, cambios en la capa de suelo, lo que se traduce en la alteración de sus propiedades físicas y biológicas. Los efectos provocados por la roturación en esas propiedades del suelo contribuyen a facilitar:

- La penetración de las raíces en el suelo, al mullirse este, las raíces pueden extenderse con más facilidad en él que cuando está apelmazado, con lo que se pone a disposición de cada planta un mayor volumen de tierra, disminuyendo la competencia con otras plantas, y permitiéndoles tener un sistema radicular más desarrollado y mejor dispuesto, con lo que se facilita la nutrición y se aumenta su estabilidad (Muslera y Ratera, 1984).

- La meteorización y la aireación del suelo. Al ahuecar y desmenuzar las capas superiores se aumentan los espacios existentes entre las partículas. Se consigue así una mayor capacidad para la atmósfera del suelo y por consiguiente se aumenta la proporción de aire que en el mismo existe y su circulación. Al renovarse el aire se evita la acumulación de anhídrido carbónico en la atmósfera confinada del suelo, lo que se produce en las tierras apelmazadas por efecto de la respiración de las raíces, de los microorganismos del suelo, de las reacciones químicas y principalmente de la fermentación de la materia orgánica del mismo. Con la roturación se aumenta la dosis de oxígeno del suelo, con lo que las raíces están en mejores condiciones para obtenerlo. Otro efecto importante es el de favorecer la actividad de los microorganismos aerobios, con los beneficios de movilización de nutrientes que éstos reportan.

- La penetración del agua y su conservación. Al aumentar la permeabilidad del suelo el agua penetra con mayor facilidad y se eliminan en gran parte las pérdidas por escorrentía. Se potencia el número de poros entre las partículas que pueden ser ocupadas por el agua. Se aumenta el agua de capilaridad al penetrar a más profundidad, y a su vez en la capa superficial por acción de la roturación se rompe la capilaridad, dificultando la ascensión a la superficie del agua de gravitación y por consiguiente se reducen las pérdidas por evaporación (Gros, 1981).

- La incorporación como fertilizante de la cubierta vegetal al suelo. Por medio de la roturación se consigue trocear las plantas que formaban el pastizal y además se produce una acción doble, de enterrado y de mezclado con el terreno, obteniendo como resultado un aumento de la materia orgánica. Esta incorporación extra produce en el suelo un aumento de la actividad microbiana desencadenándose procesos encaminados a la formación de humus. Posteriormente otros microbios atacan a este humus liberándose en este proceso las materias

minerales (mineralización) que servirán como elementos nutrientes para las plantas (Gros, 1981; Duchafour, 1987).

Los ecosistemas responden mediante diversos mecanismos a las perturbaciones procedentes del exterior. La respuesta depende del tipo e intensidad de la perturbación, pero a su vez, las característica del ecosistema entre ellas, edad sucesional con el componente de estabilidad que ello implica, va a determinar las estrategias de recuperación. Las características autoecológicas de las especies que constituyen el ecosistema (capacidad germinativa, supervivencia, tolerancia, etc.), previas a la perturbación condicionan el poder de colonización que presentan así como los procesos de competencia posteriores.

En este contexto que la acción desestabilizadora que provocan distintas perturbaciones (roturación, ausencia de pastoreo y roturación con ausencia de pastoreo) y la reacción del ecosistema es donde se centra el presente capítulo.

4.1.1. Objetivos

1. Conocimiento de los cambios estructurales y funcionales de los pastos que tienen lugar en los procesos de sucesión provocados por el abandono y otras perturbaciones. Se tiene en cuenta la dependencia geomorfológica de los pastos y su relación con el consumo por parte de los ungulados.

2. Conocimiento de las regularidades comunes a los procesos desencadenados por cambios en las condiciones externas de control o explotación en pastos situados en distintas condiciones ambientales.

3. Demostrar que una gestión adecuada puede jugar un papel importante en el mantenimiento de pastizales productivos y ricos en especies.

4.1.2. Muestreo

El diseño experimental de esta experiencia ha requerido el establecimiento de parcelas permanentes (ver Capítulo 2), muy adecuadas para los estudios de evolución de las comunidades vegetales (van der Maarel, 1984). Se han estudiado los pastizales situados en cuatro localidades distribuidos en forma de gradiente altitudinal-climático (ver Figura 2-7). En cada localidad se han seleccionado dos posiciones de ladera (baja y alta) y en cada posición se han ubicado cuatro parcelas (tres de ellas con perturbación -C: cercado, R: roturado y C+R: cercado más roturado- más una cuarta que sirvió de testigo). Esto implica un total de 32 parcelas experimentales. En cada muestreo se han seleccionado distintos tipos de variables unas dirigidas a cuantificar el efecto que las perturbaciones han provocado a nivel de biomasa (producción) y otras encaminadas a detectar los efectos que estos cambios provocan a nivel de composición y estructura de la comunidad herbácea. Biomasa herbácea

El estudio de la biomasa herbácea aérea se realizó mediante dos tipos de muestreo.

- En el primero se recogieron dos bloques de suelo por parcela, para obtener de ellos plantas enteras. Posteriormente se separaron e identificaron las especies en el laboratorio y se determinó su tipo biológico. Las características de las unidades de muestreo y la metodología empleada para la obtención de dichos bloque fue descrita en el Capítulo 2.

Este tipo de muestreo se efectuó en cuatro ocasiones durante el año 1989 (primer año tras la realización de las perturbaciones), que se hicieron coincidir con las estaciones del año (I, P, V, y O, las fechas de realización se encuentran especificadas en la Figura 4-14 y Figura 4-15).

- El segundo muestreo iba encaminado al seguimiento de la biomasa aérea de las

parcelas. Para ello se cortaba con tijeras la vegetación de dos cuadrados de 20 x 20 cm (Saver y Chapin, 1991), distribuidos al azar (para mayor detalle consultar Capítulo 2).

Se realizaron un total de 29 muestreos durante cuatro años (1989, 1990, 1991 y 1992) con una intensidad que fue decreciendo conforme se conocían las características productivas de las ocho comunidades herbáceas estudiadas. La distribución de los muestreos fue la siguiente: el primer año se realizaron doce, el segundo ocho, el tercero cinco y el cuarto cuatro (ver Figura 4-1, Figura 4-2, Figura 4-3 y Figura 4-4). Las épocas de realización están especificadas en la Tabla 4-7, Tabla 4-8, Tabla 4-9 y Tabla 4-10.

BIBLIOTECA VIRTUAL
MIGUEL DE CERVANTES

			22-III		22-IV		8-V		29-V		16-VI		10-VII		26-VII		17-VIII		11-IX		2-X		30-X		4-XII	
Localidad	Factor de variación	g.l	F	p																						
Piedrafita	Geomorfología (G)	1	5.00	ns	1.00	ns	0.20	ns	1.00	ns	4.00	ns	1.00	ns	2.00	ns	1.00	ns	14.00	ns	0.0002	ns	0.02	ns	1.00	ns
4	Herbivoría (H)	1	2.00	ns	0.004	ns	7.00	ns	3.00	ns	4.00	ns	5.00	ns	4.00	ns	6.00	ns	16.00	*	4.00	ns	13.00	*	5.00	ns
	GxH	1	1.00	ns	3.00	ns	2.00	ns	0.20	ns	0.30	ns	1.00	ns	0.01	ns	0.20	ns	3.00	ns	0.30	ns	1.00	ns	3.00	ns
	Error	4																								
Cárinenes	G	1	1.00	ns	3.00	ns	0.09	ns	2.00	ns	0.50	ns	0.10	ns	0.08	ns	0.08	ns	0.02	ns	1.00	ns	0.003	ns	0.0004	ns
3	H	1	0.30	ns	1.00	ns	2.00	ns	8.00	*	4.00	ns	0.20	ns	0.0008	ns	1.00	ns	8.00	*	2.00	ns	0.10	ns	0.20	ns
	GxH	1	1.00	ns	1.00	ns	0.30	ns	2.00	ns	0.30	ns	0.30	ns	0.20	ns	1.00	ns	11.00	*	0.20	ns	0.009	ns	0.05	ns
	Error	4																								
Coladílla	G	1	8.00	*	0.00	ns	6.00	ns	1.00	ns	0.02	ns	1.00	ns	2.00	ns	5.00	ns	3.00	ns	17.00	*	12.00	*	4.00	ns
2	H	1	1.00	ns	7.00	ns	0.40	ns	1.00	ns	0.02	ns	2.00	ns	1.00	ns	1.00	ns	0.20	ns	0.01	ns	0.04	ns	0.20	ns
	GxH	1	0.06	ns	13.00	*	1.00	ns	7.00	ns	0.02	ns	1.00	ns	0.30	ns	0.05	ns	0.40	ns	1.00	ns	0.03	ns	0.40	ns
	Error	4																								
Santa María	G	1	1.00	ns	2.00	ns	0.005	ns	1.00	ns	6.00	ns	0.05	ns	13.00	*	6.00	ns	3.00	ns	2.00	ns	3.00	ns	2.00	ns
1	H	1	1.00	ns	0.10	ns	0.02	ns	0.30	ns	1.00	ns	3.00	ns	3.00	ns	0.02	ns	6.00	ns	0.09	ns	3.00	ns	0.07	ns
	GxH	1	1.00	ns	10.00	ns	2.00	ns	0.20	ns	0.006	ns	2.00	ns	2.00	ns	0.02	ns	1.00	ns	1.00	ns	0.02	ns	0.20	ns
	Error	4																								

ns: $p \geq 0.05$; *: $0.01p \leq 0.05$; **: $0.001 \leq 5\ p < 0.01$; ***: $p < 0.001$

Tabla 4-7
Comparación, mediante análisis de la varianza, de la variabilidad de la biomasa de los pastizales roturados (parcelas R y R+C) durante el año 89. Se consideran dos factores: geomorfología y cercado (ver Figuras 4-1 a 4-4). De forma simultánea, para cada fecha y localidad, se comparan las cuatro medias correspondientes a las parcelas de las dos zonas geomorfológicas. Se indica el resumen de los ANOVAs bifactoriales. [dos zonas de ladera (alta y baja) x presencia de herbívoros (cercado y no cercado); cada tratamiento consta de 2 observaciones].

			18-1V		II-V		28-V		22-VI		30-VII		10-VIII		24-X		7-XII	
Localidad	***F. de variación***	g.l	F	p														
Piedrafita	Geomorfologia (G)	1	-	-	3.00	ns	0.10	ns	2.00	ns	0,30	ns	0.30	ns	1.00	ns	-	-
4	Herbivoría (H)	1	-	-	2.00	ns	2.00	ns	6.00	ns	0,20	ns	0.40	ns	3.00	ns	-	-
	GxH	1	-	-	1.00	ns	0.50	ns	1.00	ns	2.00	ns	1.00	ns	0.07	ns	-	-
	Error	4																
Cármenes	G	1	1.00	ns	0.30	ns	0.20	ns	0.10	ns	1.00	ns	18.00	*	1.00	ns	0.30	ns
3	H	1	3.00	ns	1.00	ns	2.00	ns	13.00	*	1.00	ns	4.00	ns	1.00	ns	118.00	***
	GxH	1	0.06	ns	1.00	ns	0.20	ns	0.001	ns	2.00	ns	4.00	ns	2.00	ns	38.00	**
	Error	4																
Coladílla	G	1	6.00	ns	5.00	ns	23.00	**	2.00	ns	21.00	**	27.00	**	1.00	ns	1.00	ns
2	H	1	0.02	ns	11.00	*	8.00	*	12.00	*	4.00	ns	4.00	ns	1.00	ns	0.03	ns
	GxH	1	1.00	ns	1.00	ns	0.50	ns	0.02	ns	0.0008	ns	7.00	ns	0.20	ns	1.00	ns
	Error	4																
Santa María	G	1	10.00	*	2.00	ns	10.00	*	7.00	*	3.00	ns	5.00	ns	14.00	*	5.00	ns
1	H	1	0.20	ns	1.00	ns	14.00	*	13.00	*	2.00	ns	14.00	*	18.00	*	3.00	ns
	GxH	1	0.0001	ns	1.00	ns	0.0004	ns	0.04	ns	0.01	ns	1.00	ns	0.07	ns	7.00	ns
	Error	4																

ns: $p \geq 0.05$; *: $0.01 \leq p < 0.05$; **: $0.001 \leq p < 0.01$; ***: $p < 0.001$

Tabla 4-8

Comparación, mediante análisis de la varianza, de la variabilidad de la biomasa de los pastizales roturados (R y R+C) durante el año 90. Se consideran dos factores: geomorfología y cercado (ver Figuras 4-1 a 4-4). De forma simultánea, para cada fecha y localidad, se comparan las cuatro medias correspondientes a las parcelas de las dos zonas geomorfológicas. Se indica el resumen de los ANOVAs bitactoriales. [dos zonas de ladera (alta y baja) x presencia de herbívoros (cercado y no cercado); cada tratamiento consta de 2 observaciones].La ausencia de datos se debe a la presencia de nieve en las parcelas.

			30-IV		27-V		20-VI		29-VII		30-XI	
Localidad	Factores de variación	g.l	**F**	p								
Piedrafita	Geomorfología (G)	1	0.30	ns	1.00	ns	4.00	ns	0.20	ns	7.00	ns
4	Herbivoría (H)	1	2.00	ns	1.00	ns	2.00	ns	1.00	ns	4.00	ns
	GxH	1	0.05	ns	1.00	ns	9.00		0.20	ns	11.00	*
	Error	4										
Cármenes	G	1	0.30	ns	1.00	ns	0.08	ns	2.00	ns	0.20	ns
3	H	1	6.00	ns	2.00	ns	3.00	ns	18.00		3.00	ns
	GxH	1	0.03	ns	2.00	ns	0.30	ns	0.30	ns	0.20	ns
	Error	4										
Coladilla	G	1	2.00	ns	3.00	ns	6.00	ns	1.00	ns	9.00	*
2	H	1	5.00	ns	4.00	ns	2.00	ns	41.00		0.50	ns
	GxH	1	0.0003	ns	0.40	ns	0.0009	ns	2.00	ns	1.00	ns
	Error	4										
Santa María	G	1	3.00	ns	26.00	**	50.00	**	11.00	*	4.00	ns
1	H	1	15.00	*	6.00	ns	36.00	**	12.00	*	6.00	ns
	GxH	1	0.01	ns	9.00	*	1.00	ns	0.40	ns	1.00	ns
	Error	4										

ns: $p \geq 0.05$; *: $0.01 \leq p < 0.05$; **: $0.001 \leq p < 0.01$; ***: $p < 0.001$

Tabla 4-9
Comparación, mediante análisis de la varianza, de la variabilidad de la biomasa de los pastizales roturados (parcelas R y R+C) durante el año 91. Se consideran dos factores: geomorfología y cercado (ver Figuras 4-1 a 4-4). De forma simultánea, para cada fecha y localidad, se comparan las cuatro medias correspondientes a las parcelas de las dos zonas geomorfológicas. Se indica el resumen de los ANOVAs bifactoriales. [dos zonas de ladera (alta y baja) x presencia de herbívoros (cercado y no cercado); cada tratamiento consta de 2 observaciones].

BIBLIOTECA VIRTUAL MIGUEL DELIBES

			20-IV		2-VII		3-VIII		20-XI	
Localidad	Factor de variación	g.l	F	p						
Piedrafita	Geomorfología (G)	1	1.00	ns	1.00	ns	1.00	ns	1.00	ns
4	Herbivoría (H)	1	6.00	ns	2.00	ns	23.00	**	50.00	**
	GxH	1	4.00	ns	0.20	ns	1.00	ns	0.04	ns
	Error	4								
Cármenes	G	1	1.00	ns	1.00	ns	6.00	ns	1.00	ns
3	H	1	1.00	ns	1.00	ns	0.10	ns	6.00	ns
	GxH	1	0.003	ns	1.00	ns	34.00		0.40	ns
	Error	4								
Coladílla	G	1	13.00	*	4.00	ns	2.00	ns	0.20	ns
2	H	1	2.00	ns	20.00	**	10.00	*	0.50	ns
	GxH	1	1.00	ns	0.20	ns	4.00	ns	1.00	ns
	Error	4								
Santa María	G	1	1.00	ns	30.00	**	18.00	*	33.00	**
1	H	1	4.00	ns	429.00	***	63.00	**	20.00	**
	GxH	1	2.00	ns	37.00	**	1.00	ns	0.02	ns
	Error	4								

ns: $p \geq 0.05$; *: $0.01 \leq p < 0.05$; **: $0.001 \leq p < 0.01$; ***: $p < 0.001$

Tabla 4-10
Comparación, mediante análisis de la varianza, de la variabilidad de la biomasa de los pastizales roturados (parcelas R y R+C) durante el año 92. Se consideran dos factores: geomorfología y cercado (ver Figuras 4.1 a 4.4). De forma simultánea, para cada fecha y localidad, se comparan las cuatro medias correspondientes a las parcelas de las dos zonas geomorfológicas. Se indica el resumen de los ANOVAs bitactoriales. [dos zonas de ladera (alta y baja) x presencia de herbívoros (cercado y no cercado); cada tratarniento consta de 2 observaciones].

La biomasa fue pesada en verde y en seco. El valor de la biomasa en cada parcela se calculó como media aritmética de los pesos de la recogida en los cuadrados. Los datos se expresan en gr/m^2 de MS.

Composición y estructura de las comunidades

En cada parcela se ha estimado la abundancia de las especies fanerógamas en cinco unidades elementales de 50 cm de lado, dispuestas en forma de transecto longitudinal. La disposición del transecto fue en la zona central de cada parcela (5 x 10 m), siguiendo la línea de pendiente en la ladera. La separación entre las unidades elementales es de 1.7 m ver Figura 2-7). Estos puntos una vez ubicados se consideraron fijos para que muestreos en años posteriores se realizaran en el mismo lugar. La señalización en el suelo se realizó mediante clavos con cabeza ancha.

Los cuadrados permanentes han servido para estimar la composición florística del pasto así como las variaciones que la cobertura de las distintas especies experimentan con el

transcurso de la sucesión.

Los muestreos se realizaron a finales de junio-principios de julio de los años 1990, 1991 y 1992. La época fue elegida porque en ella la mayoría de las plantas han adquirido ya su máximo desarrollo y se encuentran en estado de floración-fructificación, lo que facilita su identificación. Teniendo en cuenta que las perturbaciones en los pastizales se realizaron a finales de 1988, los años muestreados se refieren al segundo, tercero y cuarto de sucesión tras la perturbación. Las características del muestreo ya han sido explicadas en el Capítulo 2.

El número total de taxones herbáceos encontrados en los sucesivos muestreos realizados en estas parcelas experimentales -cercados en laderas- fue de 212. Las listas de especies correspondientes a cada tratamiento, así como la general con sus abreviaturas se presentan en el Anexo I a. La nomenclatura seguida es la de «Flora Europaea» (Tutin *et al*., 1964-1980).

Además de la composición florística en los cuadrados elementales de muestreo se anotaban otros tipos de variables cuyos datos se pueden observar en el Anexo I c.

- **Recubrimiento de vegetación herbácea y arbustiva:** se estimó el porcentaje de cobertura de cada una de estas variables por separado. En la fracción herbácea se considera únicamente la biomasa producida en el año de muestreo. La suma de ambas coberturas puede ser superior al 100%.

- **Cobertura de suelo descubierto:** porcentaje del cuadrado elemental que no presenta vegetación alguna, excluyendo a las piedras.

- **Cobertura de piedras:** porcentaje del cuadrado elemental ocupado por piedras sueltas.

-Cobertura de excrementos, paja de gramíneas, musgo, restos leñosos y hojas de roble: se estiman con el mismo criterio seguido en el caso de coberturas de piedras. Se considera «paja» a aquella vegetación herbácea que no es producción del año, que se acumula sin ser descompuesta en la superficie del suelo.

Las dos primeras variables son indicadoras de procesos de colonización en las parcelas y la posible influencia del sobrepastoreo.

Análisis de datos

Se han utilizado una serie de descriptores de la estructura de la comunidad que no habían sido comentados en el Capitulo 2. A continuación se definen brevemente:

- **Producción primaria neta (PPN) anual:** cantidad de biomasa que puede producirse durante todo el período vegetativo. El método utilizado para su cálculo es el basado en el valor máximo observado de la biomasa estacional, $PPN = B_{máx}$, recomendado por McNaughton (1968). Unidades: g/m^2/año.

- **Densidad de especies (D):** número de especies por unidad de superficie. Estimado en cada parcela como la media aritmética de cinco unidades elementales de muestreo. Unidades: número medio de especies/0.25 m^2.

- **Diversidad de especies (H´):** medida del número de especies y su proporción relativa. Su cálculo se realizó mediante el índice de Shannon-Wiener (Shannon y Weawer, 1949) según la frecuencia relativa de las especies (p_i) en cada parcela de muestreo. Unidades: bits. Área de referencia: 1.25 m^2 (agregación de los datos de cinco unidades elementales de muestreo de 0.25 m^2).

$$H' = - \sum p_i \log_2 p_i$$

- **Riqueza de especies (S´):** número total de especies en la parcela de muestreo. Área de referencia: véase H´.

- **Equitatividad de especies (J´):** medida de la uniformidad en la abundancia relativa de las especies en cada parcela de muestreo. Calculada según el índice de Pielou (1966, 1975) adimensional. Area de referencia: véase H´.

$$J' = H' / H'_{máx} = H' / \log_2 S'$$

4.1.3. Resultados

Los cambios en la estructura y composición específica que experimentan las comunidades de pastizal al sufrir algún tipo de perturbación, además de servir para conocer los mecanismos de respuesta, sirven para descifrar las propiedades de funcionamiento de los ecosistemas (Van Andel *et al.*, 1987). El estudio de estos cambios se puede plantear desde múltiples ópticas que servirán para resolver los objetivos planteados. En este capítulo se aborda dicho estudio mediante los cambios que experimenta la comunidad en los siguientes parámetros descriptivos: biomasa, PPN anual, composición específica, tipos biológicos y diversidad.

4.2. Dinámica de la biomasa y Producción

4.2.1. Biomasa

En las comunidades similares a las estudiadas por nosotros (ambiente supramediterráneo, Rivas Martínez *et al*., 1984) el crecimiento vegetativo tiene lugar casi exclusivamente en el período comprendido entre mayo y noviembre. La producción se manifiesta con dos máximos, el de primavera-verano y el de otoño. En el presente apartado se analiza la evolución de la biomasa aérea acumulada (*standing crop*) en las distintas parcelas experimentales y durante los cuatro años de observación.

Como efecto más general que produce la ausencia de pastoreo en el conjunto de las parcelas, podemos destacar la mayor acumulación de biomasa en las parcelas no pastoreadas, tendencia apreciable ya desde el primer año de experimentación (muestreo de otoño-invierno).

Otro hecho que se observa -también con carácter general- es que una vez que tiene lugar la máxima acumulación de biomasa -rebrote de primavera y de otoño- se produce casi de inmediato una disminución brusca de ésta (Figura 4-1, Figura 4-2, Figura 4-3 y Figura 4-4). En muchos casos, y en especial en las parcelas con ausencia de pastoreo (C y C+R), esta pérdida de biomasa no es atribuible al consumo de los herbívoros sino a los procesos de descomposición que en ella se producen. Estas pérdidas de biomasa acumulada suelen ser, en proporción, algo mayores en la zona alta de ladera y están favorecidas, principalmente por el hecho de que la que la biomasa desprendida es removida, por el agua y la lluvia, y desplazada hacia zonas más bajas. La biomasa acumulada pasa a formar parte de la necromasa, en la cual se producen diversos procesos de degradación que en último extremo dan lugar a la desaparición de la materia orgánica muerta. Según Coleman *et al*. (1980) hasta un tercio de las entradas iniciales de necromasa pueden degradarse durante el primer año de descomposición. En pastizales mediterráneos con predominio de terófitos esta transferencia se produce muy rápidamente con lo que la mayor parte de la biomasa aérea se convierte en necromasa, que posteriormente se degrada comenzando por los componentes menos fibrosos de la planta. La descomposición de la biomasa puede estar favorecida por factores abióticos, si bien son las bacterias y los hongos, los agentes que juegan un papel más destacado

(Duchaufour, 1987; Ter Heerdt *et al.*, 1991).

Además esta microflora (bacterias y hongos) participa activamente en los procesos de humificación que se producen en el suelo ya sea por acción directa (por transformación de la biomasa muerta) o indirecta (mediante la actividad que ejercen durante las diferentes etapas de humificación), con el consiguiente efecto mejorante de estructura (propiedades físicas del suelo) y de fertilización -liberación de materias minerales -mineralización- fácilmente utilizables por la planta (Domínguez, 1978)-. En las condiciones estudiadas por nosotros los ritmos de mineralización se caracterizan por: disminuir al mínimo a finales del invierno, comenzar de nuevo en marzo y aumentar regularmente en verano -sobre todo si el verano es seco- alcanzando su máximo en octubre (Gros, 1981).

No se ha podido comprobar que el máximo de producción en las zonas altas de ladera -donde se dan fenómenos de vectorialidad con la exportación de agua, materiales y nutrientes- se produzca antes que en las bajas. Este efecto únicamente se podría haber controlado el primer año (1989) en las parcelas cercadas (C) ya que posteriormente interfirieron procesos de acumulación y descomposición de la necromasa. En las parcelas testigo (T) este efecto no se puede comprobar por soportar distintas presiones de pastoreo ambas zonas de ladera.

4.2.2. Parcela testigo

En este apartado se analiza la evolución de la biomasa en las distintas localidades del gradiente climático-altitudinal. Se considera el efecto de la roturación (R), la ausencia de pastoreo (C) y de ambos factores conjuntamente (C+R) en las dos situaciones del sistema geomorfológico de referencia -zonas bajas (a) y altas de ladera (b)-.

Según planteamiento experimental previsto, se intenta relacionar la influencia que ejercen en la dinámica de la biomasa de las parcela testigo (T) -ver Figura 2-7 -, tres factores de variación, cuyos respectivos niveles son:

Factor 1: gradiente altitudinal (localidad 1, localidad 2, localidad 3 y localidad 4).

Factor 2: posición geomorfológica (zonas baja y alta de ladera).

Factor 3: año (primer, segundo, tercer y cuarto año).

Las biomasas consideradas han sido exclusivamente las de las parcelas testigo (T). Con este planteamiento se elimina el factor tratamiento ya que en el resto de parcelas (C, R, C+R) estaban interviniendo nuevos procesos provocados por la perturbación (sucesión, movilización de nutrientes, reorganización del perfil superficial del suelo) a la que han sido sometidas, y que afectarían a la interpretación de los resultados.

El tipo de análisis empleado para inferir diferencias en la acumulación de biomasa ha sido el de la varianza. En una primera aproximación se efectuó un ANOVA trifactorial (tras efectuar la transformación log xi para eliminar la dependencia de los valores y la comprobación de normalidad de datos) para detectar si había algún tipo de interacción entre estos factores (Tabla 4-1). Este planteamiento permite comprobar que no existe interacción alguna, ni doble ni triple, entre los factores considerados; por el contrario, al considerar cada factor por separado, presenta diferencias altamente significativas entre sus niveles. Por lo tanto, dichos factores se pueden considerar como independientes de forma que, en la óptica del análisis de la varianza, puede tratarse individualmente cada factor.

Fuente de variación	g.l.	Suma de cuadrados	F	p
Año (A)	3	0.83	9.09	.0001
Geomorfología (B)	1	0.96	31.38	.0001
AxB	3	0.03	0.36	.7791
Localidad (C)	3	1.26	13.71	.0001
AxC	9	0.44	1.59	.1211
BxC	3	0.05	0.50	.6853
AxBxC	9	0.37	1.35	.2134
Error	196	0.99		

Tabla 4-1
Comparación de la variabilidad de la biomasa aérea en las parcelas testigo según año, geomorfología (zona de ladera) y localidad (altitud). Se indica el resumen de un ANOVA trifactorial [cuatro años (89, 90, 91, 92) x 2 zonas de ladera (baja y alta) x 4 altitudes]. Datos transformados mediante log x_i para obtener requisitos de normalidad (Zar, 1984).

a) Localidad

Las diferencias de producción entre las parcelas testigo en las localidades analizadas (gradiente altitudinal) fueron detectadas mediante análisis de la varianza (previa transformación log xi con el fin de conseguir requisitos de normalidad). Los resultados obtenidos (Tabla 4-2) indican que existen diferencias altamente significativas ($p < 0.001$) entre las cuatro localidades, y al buscar las diferencias concretas (test PLSD de Fisher) se obtiene que:

1) Las localidades más altas (3 y 4) son las que más biomasa producen (317.9 y 292.2 g/m^2, respectivamente), no existiendo diferencias significativas entre ambas localidades. Esto puede explicarse por la mayor pluviosidad, junto con el manejo.

2) Las localidades bajas son diferentes del grupo anterior y difieren entre sí significativamente. La localidad de Santa María (1) es la que menos produce (184.2 g/m^2) seguida de Coladilla (2) con 228.6 g/m^2 (Tabla 4-2). En ellas se producen mayores fluctuaciones interanuales, lo que repercute directamente en su producción, ya que la disminución de biomasa es proporcional al déficit hídrico (ver Dooren Bos y Kassan, 1979; Roy *et al.*, 1987; Martín y de Juan, 1993).

Localidad				Posición geomorfológica		Año			
F = 13.24				F = 29.27		F = 6.14			
DF = 3				DF= 1		DF = 3			
p = 0.0001				p = 0.0001		p = 0.0005			
1	2	3	4	Baja	Alta	89	90	91	92
184.2	228.6	317.9	292.2	296.8	213.4	267.5	293.7	189.9	227.1
a	b	c	c	b	a	bc	c	c	ab

Tabla 4-2
Comparación, mediante análisis de la varianza, de la biomasa herbácea (g/m^2) según tres factores de variación: localidad, posición geomorfológica y año (primer, segundo, tercer y cuarto año). Los datos analizados proceden únicamente de las parcelas testigo (T) -n = 229-. Las letras minúsculas indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los distintos "niveles" de cada factor. Las medias están expresadas en peso real, aunque la significación se ha obtenido mediante la transformación log x_i de los datos, para obtener requisitos de normalidad (Zar, 1984).

Localidad 4: «Piedrafita»

La localidad 4 se caracteriza por desarrollarse en un ambiente de montaña, con características de tipo atlántico, y por el pastoreo como tipo de manejo. El pastoreo intenso al que están sometidas las comunidades de esta localidad, durante los meses de junio a octubre, determina su composición específica.

Localidad 3: «Cármenes»

Las dos comunidades de Cármenes (3a y 3b) son prados de siega en secano, cuya producción está muy condicionada por las fluctuaciones meteorológicas interanuales, presentan una composición específica que denota el ambiente de transición mediterráneo-atlántico en el que se asientan.

Localidad 2: «Coladilla»

Destaca la baja biomasa media en esta localidad, ya que se trata de un prado en la zona baja y en la alta de una antigua zona de cultivo dejada a pastizal. Hay que tener en cuenta también que la zona alta (2b) aparte del posible déficit hídrico que pueda tener según el año, presenta un nivel muy bajo en nitrógeno (ver Tablas Anexo I c) y este es el elemento esencial para el crecimiento y obtención de buenos rendimientos (Gros, 1981; Tisdale y Nelson, 1991).

Localidad 1: «Santa María del Monte»

En la localidad 1 (Figura 4-1) la baja fertilidad del suelo está determinando la escasa producción media (184.2 gr/m^2, Tabla 4-2). Las comunidades estudiadas se asientan sobre suelos arenosos con bajo contenido en MO y N y extremadamente bajos en P. La carencia en P es especialmente importante en los suelos de la montaña de León (Carpintero, 1965; Moro, 1986) y también los henos producidos allí (García Navarro, 1988; Pérez Pinto, 1991) debido a que el sistema pastoral funciona como un ciclo abierto de material con pérdida constante de fósforo a través de animales (carne, leche, etc.). Las deficiencias hídricas de la zona alta de ladera (1b) quedan demostradas por su baja producción, en cambio, en la zona de acumulación la producción es casi el doble (Figura 4-1). En pastizales de terófitos las fluctuaciones meteorológicas determinan que en las zonas altas la composición específica del pasto sea diferente entre años húmedos y secos, mientras que en las bajas se amortiguan estas diferencias (Peco *et al.*, 1983, 1987).

b) Posición geomorfológica

Para demostrar la influencia que la posición geomorfológica ejerce en la producción se realizó un test similar al anterior y se comprobó (ver Tabla 4-2) que la producción de biomasa herbácea en las zonas bajas de ladera (valor medio: 296.8 g/m^2) es significativamente mayor ($p < 0.001$) a las de las altas (213.4 g/m^2).

Este resultado esta en la línea de los obtenidos por la mayoría de los autores consultados, que señalan que la mayor producción de materia seca se da en las zonas de acumulación (Milchunas *et al*., 1989; Casado *et al.*, 1985; Montalvo, 1992; Criado *et al*., 1994).

c) Año de muestreo

El factor año de muestreo provoca una variabilidad en la producción herbácea que también fue analizada. Se constató que había diferencias altamente significativas entre la biomasa de los cuatro años considerados; el posterior análisis (PLSD test de Fisher) indica que la mayor biomasa se obtiene al segundo año (293.7 g/m^2), diferenciándose significativamente del resto de años, y la menor se consigue al tercero (189.9 g/m^2). En la Tabla 4-2 se pueden ver las parejas que el test ha establecido.

El clima supramediterráneo, en el que se desarrollan estos pastos, a excepción de la localidad 4, se caracteriza por su fluctuación meteorológica interanual que determina cambios en su composición florística (Peco y Pineda, 1987; Montalvo, 1992). La biomasa total de la comunidad es variable en el tiempo como consecuencia de las especies que la componen (Criado *et al*., 1994).

4.2.3. Conjunto de parcelas

La velocidad de recuperación de la composición florística de los pastizales tras las perturbaciones como la roturación mecánica, permiten predecir la estabilidad de estos, pudiendo estar influidos positivamente por la acción del ganado (Montalvo *et al.*, 1993 b).

Una vez demostrado que hay diferencias de producción entre localidades y según el año considerado, se quiso analizar la evolución temporal de la biomasa con el transcurso de la sucesión y los efectos que han provocado los distintos tratamientos realizados en el pastizal. El análisis empleado es el de la varianza bifactorial en el que se considera la influencia que los factores: posición geomorfológica (zona alta y zona baja de ladera) y herbivoría (presencia o ausencia de pastoreo) ejercen en la producción.

La curva de crecimiento que presenta la vegetación herbácea en las latitudes y altitudes que nos movemos, se caracteriza por seguir más o menos un ciclo que se puede sintetizar así: una vez finalizada la época del letargo invernal (mediados de noviembre a mediados de marzo) comienza el primer periodo de crecimiento vegetativo, que lo denominaremos de primavera, (mediados de marzo a finales de junio), seguido de la interrupción vegetativa estival (de julio a mediados de septiembre). Con las primeras lluvias del otoño, aprovechando que las temperaturas son benignas, comienza el segundo rebrote (mediados de septiembre a finales de noviembre) para comenzar nuevamente el ciclo.

Se han realizado dos tipos de ANOVA, uno en el que se contrasta la parcela cercada (C) con la parcela testigo (T) y el otro en que se compara la parcela roturada sin pastoreo (C+R) con la roturada con pastoreo (R). Para el primer análisis se sintetizan los resultados en la Tabla 4-3, Tabla 4-4, Tabla 4-5 y Tabla 4-6, mientras que para la parcelas roturadas la información aparece en la Tabla 4-7, Tabla 4-8, Tabla 4-9 y Tabla 4-10.

			22-III		22-IV		8-V		29-V		16-VI		10-Vil		26-VII		17-VIII		11-IX		2-X		30-X		4-XII	
Localidad	Factor de variación	gl	***F***	p																						
Piedrafita	Geomorfología (G)	1	0.15	ns	0.37	ns	11.59	*	0.55	ns	0.05	ns	0.02	ns	13.66	*	0.09	ns	0.27	ns	3.78	ns	3.16	ns	0.04	ns
4	Herbivoría (H)	1	0.31	ns	5.19	ns	0.94	ns	23.09	**	3.65	ns	0.31	ns	9.20	*	0.16	ns	0.97	ns	1.74	ns	0.07	ns	1.54	ns
	GxH	1	0.43	ns	0.001	ns	5.99	ns	6.77	ns	0.16	ns	1.27	ns	10.15	*	0.16	ns	0.03	ns	1.15	ns	2.08	ns	0.13	ns
	Error	4																								
Cármenes	G	1	5.88	ns	3.77	ns	0.99	ns	0.81	ns	0.13	ns	0.18	ns	0.14	ns	0.59	ns	2.08	ns	0.04	ns	0.43	ns	0.06	ns
3	H	1	0.65	ns	0.68	ns	0.54	ns	2.28	ns	1.83	ns	2.75	ns	6.96	ns	2.59	ns	6.62	ns	1.79	ns	1.65	ns	4.79	ns
	GxH	1	3.55	ns	4.2	ns	0.77	ns	0.04	ns	0.71	ns	0.27	ns	0.18	ns	3.13	ns	2.37	ns	0.23	ns	0.01	ns	0.79	ns
	Error	4																								
Coladílla	G	1	2.03	ns	10.86	*	12.46	*	25.53	**	0.06	ns	1.48	ns	12.95	*	1.34	ns	16.84	*	13.34	*	20.02	*	2.11	ns
2	H	1	1.06	ns	1.90	ns	1.30	ns	0.07	os	3.49	ns	0.14	ns	2.38	ns	0.24	ns	13.63	*	4.14	ns	0.58	ns	6.00	ns
	GxH	1	0.38	ns	2.08	ns	0.10	ns	0.001	ns	1.76	ns	0.08	ns	3.55	ns	0.08	ns	3.47	ns	0.002	ns	0.13	ns	2.68	ns
	Error	4																								
Santa María	G	1	0.55	ns	34.89	**	2.52	ns	8.13	*	0.23	ns	13.29	*	2.63	ns	9.98	*	1.43	ns	1.14	ns	1.01	ns	1.21	ns
1	H	1	0.01	ns	12.18	*	7.84	*	2.57	ns	0.59	ns	0.25	ns	0.16	ns	2.12	ns	12.04	*	2.94	ns	0.37	ns	0.22	ns
	GxH	1	0.01	ns	3.79	ns	0.01	ns	2.86	ns	1.17	ns	0.29	ns	1.76	ns	2.02	ns	0.03	ns	0.26	ns	0.19	ns	0.002	ns
	Error	4																								

ns: $p \geq 0.05$; *: $0.01 \leq p < 0.05$; **: $0.001 \leq p < 0.01$; ***: $p < 0.001$

Tabla 4-3

Comparación, mediante análisis de la varianza, de la variabilidad de la biomasa de los pastizales no roturados (parcelas T y Q durante el año 89. Se consideran dos factores: geomoríología y cercado (ver Figuras 4-1 a 4-4). De forma simultánea, para cada fecha y localidad, se comparan las cuatro medias correspondientes a las parcelas de las dos zonas geomorfológicas. Se indica el resumen de los ANOVAs bifactoriales. [dos zonas de ladera (alta y baja) x presencia de herbívoros (cercado y no cercado); cada tratamiento consta de 2 observaciones]

			18-1V		1 1-V		28-V		22-VI		30-VII		10-VIII		24-X		7-XII	
Localidad	Faactor de variación	gl	F	p														
Piedrafita	Geomorfología (G)	1	-	-	5.87	ns	0.93	ns	67.81	**	0.001	ns	25.90	**	0.94	os	-	-
4	Herbivoría (H)	1	-	-	8.03	*	16.62	*	2.09	ns	0.95	ns	4.84	ns	23.62	**	-	-
	GxH	1	-	-	3.64	ns	0.92	ns	4.65	ns	0.14	ns	0.96	ns	0.12	ns	-	-
	Error	4																
Cármenes	G	1	3.77	ns	0.32	ns	28.93	**	0.002	ns	0.009	ns	0.03	ns	1.45	ns	0.14	ns
3	H	1	1.08	ns	17.30	*	38.19	**	0.14	ns	1.10	ns	71.77	**	1.86	ns	2.49	ns
	GxH	1	1.78	ns	0.06	ns	0.20	ns	0.42	ns	9.36	*	2.74	ns	0.40	ns	0.21	ns
	Error	4																
Coladilla	G	1	0.23	ns	4.39	ns	26.57	**	13.86	*	4.87	ns	10.54	*	0.94	ns	1.47	ns
2	H	1	0.87	ns	5.56	ns	24.42	**	19.49	*	25.30	*	14.22	*	1.07	ns	0.20	ns
	GxH	1	3.59	ns	0.28	ns	0.20	ns	9.31	*	8.56	*	0.17	ns	0.0001	ns	0.45	ns
	Error	4																
Santa María	G	1	222.12	***	68.67	**	5.47	ns	0.71	ns	14.03	*	11.21	*	1.02	ns	0.69	ns
1	H	1	95.84	***	7.18	ns	18.59	*	10.48	*	0.76	ns	15.88	*	0.76	ns	9.47	*
	GxH	1	3.29	ns	1.99	ns	0.11	ns	0.03	ns	2.53	ns	2.41	ns	1.29	ns	0.003	ns
	Error	4																

ns: $p \geq 0.05$; *: $0.01 \leq p < 0.05$; **: $0.001 \leq p < 0.0\,1$; ***: $p < 0.001$

Tabla 4-4

Comparación, mediante análisis de la varianza, de la variabilidad de la biomasa de los pastizales no roturados (parcelas T y Q durante el año 90. Se consideran dos factores: geomorfología y cercado (ver Figuras 4-1 a 4-4). De forma simultánea, para cada fecha y localidad, se comparan las cuatro medias correspondientes a las parcelas de las dos zonas geomorfológicas. Se indica el resumen de los ANOVAs bifactoriales. [dos zonas de ladera (alta y baja) x presencia de herbívoros (cercado y no cercado); cada tratamiento consta de 2 observaciones]. La ausencia de datos se debe a la presencia de nieve en las parcelas.

			30-IV		27-V		20-VI		29-VII		30-XI	
Localidad	***Factor de variación***	g.l.	***F***	***p***								
Piedrafita	Geomorfología (G)	1	0.13	ns	0.23	ns	3.74	ns	0.53	ns	0.62	ns
4	Herbivoría (H)	1	3.91	ns	25.47	**	0.63	ns	0.32	ns	1.84	ns
	GxH	1	0.02	ns	11.16	*	0.40	ns	7.24	ns	6.96	ns
	Error	4										
Cármenes	G	1	0.41	ns	0.71	Ns	1.55	ns	3.82	ns	0.20	ns
3	H	1	27.28	**	33.65	**	6.83	ns	72.54	***	16.78	*
	GxH	1	3.62	ns	2.46	ns	10.26	*	40.74	**	0.05	ns
	Error	4										
Coladilla	G	1	5.22	ns	4.76	ns	1.48	ns	0.25	ns	264	ns
2	H	1	13.75	*	7.70	*	6.4	ns	18.85	*	35.02	**
	GxH	1	0.84	ns	0.32	ns	0.01	ns	0.13	ns	1.09	ns
	Error	4										
Santa María	G	1	205	ns	33.17	**	176	ns	029	Ns	2.54	ns
1	H	1	14.09	*	57.98	**	5.18	ns	30.98	**	9.24	*
	GxH	1	2.83	ns	5.04	ns	0.36	ns	0.01	ns	0.30	ns
	Error	4										

ns: $p \geq 0.05$; *: $0.01 \leq p < 0.05$; **: $0.001 \leq p < 0.01$; ***: $p < 0.001$

Tabla 4-5
Comparación, mediante análisis de la varianza, de la variabilidad de la biomasa de los pastizales no roturados (parcelas T y Q durante el año 91. Se consideran dos factores: geomorfología y cercado (ver Figuras 4-1 a 4-4). De forma simultánea, para cada fecha y localidad, se comparan las cuatro medias correspondientes a las parcelas de las dos zonas geomorfológicas. Se indica el resumen de los ANOVAs bifactoriales. [dos zonas de ladera (alta y baja) x presencia de herbívoros (cercado y no cercado); cada tratamiento consta de 2 observaciones].

			20-IV		2-VII		3-VIII		20-XI	
Localidad	**Factor de variación**	g.l.	**F**	p						
Piedrafita	Geomorfología (G)	1	1.98	ns	5.24	ns	0.27	ns	0.01	ns
4	Herbivoría (H)	1	0.21	ns	2.30	ns	13.15	*	5.40	ns
	GxH	1	3.05	ns	0.72	ns	0.43	ns	3.17	ns
	Error	4								
Cármenes	G	1	1.36	ns	0.17	ns	0.95	ns	1.26	ns
3	H	1	0.19	ns	14.72	*	3.17	ns	39.00	**
	GxH	1	1.27	ns	5.82	ns	6.49	ns	0.13	ns
	Error	4								
Coladilla	G	1	0.02	ns	3.81	ns	0.71	ns	0.11	ns
2	H	1	1.78	ns	2.51	ns	0.65	ns	21.67	**
	GxH	1	1.76	ns	7.52	*	0.27	ns	0.04	ns
	Error	4								
Santa María	G	1	1.39	ns	12.55	*	6.27	ns	3.72	ns
1	H	1	0.92	ns	1.81	ns	9.14	*	0.39	ns
	GxH	1	0.16	ns	0.05	ns	0.008	ns	0.02	ns
	Error	4								

ns: $p \geq 0.05$; *: $0.01 \leq p < 0.05$; **: $0.001 \leq p < 0.01$; ***: $p < 0.001$

Tabla 4-6
Comparación, mediante análisis de la varianza, de la variabilidad de la biomasa de los pastizales no roturados (parcelas T y Q durante el año 92. Se consideran dos factores: geomorfología y cercado (ver Figuras 4-1 a 4-4). De forma simultánea, para cada fecha y localidad, se comparan las cuatro medias correspondientes a las parcelas de las dos zonas geomorfológicas. Se indica el resumen de los ANOVAs bifactoriales. [dos zonas de ladera (alta y baja) x presencia de herbívoros (cercado y no cercado); cada tratamiento consta de 2 observaciones].

A continuación comentaremos los rasgos más destacados de la evolución de la biomasa con el transcurso de la sucesión en cada localidad. Se intentará detectar la época de máxima biomasa acumulada para los rebrotes de primavera y otoño. Los tests estadísticos empleados nos permiten validar las principales tendencias o aspectos particulares detectados.

Localidad 1: «Santa María del Monte»

Los máximos de biomasa para esta localidad se consiguen a finales de junio para el rebrote de primavera y a principios de octubre para el de otoño (Figura 4-1).

La posición geomorfológica juega un papel importante tanto en las parcelas roturada como en las no roturadas. En estas últimas ya desde el primer año la cantidad de biomasa acumulada en la zona baja de ladera es significativamente mayor que en la zona alta (Tabla 4-3, Tabla 4-4, Tabla 4-5 y Tabla 4-6). En las parcelas roturadas las mayores diferencias se producen a partir del primer año (Tabla 4-7, Tabla 4-8, Tabla 4-9 y Tabla 4-10).

En el primer año apenas hay diferencias significativas entre la producción de las parcelas pastadas (T y R) de las no pastadas (C y C+R); durante este año todavía no se ha

producido el acumulo de biomasa por ausencia de pastoreo (Tabla 4-3 y Tablas 4-7). Las diferencias se acentúan durante el segundo año entre las parcelas pastadas (T) y las no pastadas (C) -Tabla 4-4-, para ir disminuyendo al tercer y cuarto año (Tabla 4-5 y Tabla 4-6). Las parcelas roturadas por el contrario mantienen las diferencias significativas de biomasa entre las parcelas pastadas (R) y las no pastadas (C+R), durante el segundo, tercer y cuarto año (Tabla 4-8, Tabla 4-9 y Tabla 4-10).

La roturación produce una fuerte alteración en la comunidad de pastizal, de forma que durante el primer año es muy notable el predominio de biomasa en las parcelas no roturadas (C y T) sobre las roturadas (R y C+R). La producción comienza a recuperarse en las parcelas roturadas a partir de septiembre del primer año, en especial en la cercada (C+R) y tanto en la zona alta como en la baja (b y a), aunque la recuperación es algo más lenta en la primera (b). En el primer año, en la zona alta, no se alcanzan valores de biomasa superiores a los 100 g/m^2, mientras que en la baja superan en varios casos los 200 g/m^2 (Figura 4-1). Por lo tanto, las dos comunidades de esta localidad necesitan emplear cerca de un año para recuperar los niveles de biomasa previos a la perturbación.

En el segundo año la producción acumulada es claramente mayor en las parcelas cercadas. Se produce un máximo bien definido en junio en la zona baja y en agosto en la alta. La roturación tiene un efecto positivo sobre la producción en las parcelas cercadas (C+R), llegando en la zona baja a valores superiores a los 800 g/m^2 y a los 400 g/m^2 en la alta (Figura 4-1), valores éstos bastante elevados para las comunidades que se asientan sobre suelos altamente deficitarios en fósforo (ver Tablas en Anexo I c). En las parcelas no cercadas (T y R) los valores presentan escasas diferencias a partir del segundo año. Las diferencias son también poco apreciables respecto a la cercada, si bien en ambos casos su producción predomina sobre las de T y R. La parcela más productiva (con mayor biomasa acumulada) en el cuarto año es C+R, tanto en la zona alta como en la baja, donde es casi el doble que en el resto de las parcelas.

En todos los años analizados, al inicio de la actividad vegetativa (principios de primavera), apenas existen diferencias entre las distintas parcelas debido a los procesos de descomposición que se han producido durante el invierno (época de la interrupción del crecimiento vegetativo). Esta amortiguación de la diferencia tiene lugar sobre todo a partir del segundo año (Figura 4-1).

Localidad 2: «Coladilla»

La máxima biomasa se consigue en junio, aunque varia en función del tipo de tratamiento (Figura 4-2).

La posición geomorfológica juega un papel menos claro que en la localidad anterior. El análisis conjunto de las parcelas sin roturación (C y T) muestra que durante los dos primeros años de muestreo las biomasas de las zonas bajas de ladera es en ambos casos significativamente superior a la de las zonas altas (Tabla 4-3 y Tabla 4-4). A partir del tercer año las diferencias se amortiguan y no se producen apenas desfases significativos en los distintos muestreos (Tabla 4-5 y Tabla 4-6). Durante el primer año la biomasa acumulada en la zona baja de las parcelas C y T alcanza los 410 g/m^2, casi doble que en la alta. En los siguientes años sólo las parcelas pastadas mantienen esta proporción, igualándose más a las cercadas de ambas zonas de ladera (Figura 4-2).

En el caso de las parcelas roturadas (R y C+R), las diferencias de biomasa acumulada entre las dos posiciones geomorfológicas, no son destacables durante el primer año. Únicamente en el mes de octubre la biomasa en la zona baja es significativamente mayor que en la alta (Tabla 4-7). Sin embargo es durante el segundo año cuando se observan mayores diferencias significativas de biomasa entre ambas zonas (Tabla 4-8), no apreciándose apenas

diferencias durante el tercer y cuarto año (Tabla 4-9 y Tabla 4-10).

Considerando ahora las parcelas no roturadas (T y C), y tal como se observa en la Figura 4-2, desde el primer año las parcelas cercadas (C) presentan mayor biomasa que las pastadas (T). Durante el primer año solamente se produce una diferencia significativa, al considerar los distintos muestreos realizados -mes de septiembre-, entre las parcelas cercadas (C) y las pastadas (T) -Tabla 4-3-. Es en el segundo y, sobre todo, en el tercer año cuando las zonas pastadas (T) presentan mayores diferencias significativas respecto a las no pastadas (Tabla 4-4 y Tabla 4-5); estas disminuyen al cuarto año (Tabla 4-6).

Durante el primer año las biomasas son superiores en las parcelas no roturadas (C y T). Tras la roturación, la producción se recupera rápidamente, especialmente en la zona baja (a) a partir de junio (Figura 4-2). En la zona alta (b) se observa claramente la caída de producción otoñal en todas las parcelas. En el segundo año predominan ya la biomasa en las cercadas (C y C+R) -ausencia de pastoreo- y se iguala la biomasa en las no cercadas (T y R) de la zona alta (b); a partir del segundo año la biomasa de las parcelas no cercadas (T y R) muestran un claro comportamiento de covariación (Figura 4-2), lo que demuestra que ambas pasan a estar reguladas por un mismo factor externo de control, en este caso, el pastoreo, cuya influencia es superior que la inicial debido a la roturación.

Tabla 4-3
Tabla 4-4
Tabla 4-5
Tabla 4-6

BIBLIOTECA VIRTUAL

La ausencia de pastoreo en las parcelas roturadas (C+R) no produce diferencias destacables de biomasa acumulada, durante el primer año de observación (Tabla 4-7). Entre las zonas pastadas (R) y las no pastadas (C+R), las diferencias significativas se producen en los meses de abril y mayo del segundo año (Tabla 4-8), y en los de julio del tercer y cuarto año (Tabla 4-8 y Tabla 4-9).

En la Tabla 4-4 y Tabla 4-6 -tratamientos sin roturación (C y T)- se aprecia que en los meses de máxima acumulación de biomasa, finales de junio y sobre todo en julio del segundo y cuarto año (1990 y 1992), se produce interacción entre los dos factores considerados. Esto indica que las diferencias de producción entre ambas zonas de ladera no son las mismas si existe o no pastoreo (T y C). Las producciones en las zonas bajas de ladera son mayores que en las altas y en éstas aumentan con ausencia de pastoreo (C).

Localidad 3: «Cármenes»

La máxima cantidad de biomasa en el rebrote de primavera se obtiene en junio y en el de otoño a finales de octubre o principios de noviembre (Figura 4-3).

La posición geomorfológica en esta localidad no juega un papel tan importante como en las anteriores. La biomasa de la zona baja es ligeramente superior a la de la alta y solamente en un caso se aprecia diferencia significativa, a finales de mayo de 1990, en los cuatro años estudiados (Tabla 4-5).

El efecto movilizador de nutrientes que la roturación provoca, tampoco genera diferencias de biomasa entre ambas zonas de ladera y únicamente en el mes de agosto del segundo año (Tabla 4-8) la biomasa de la zona alta es significativamente mayor que la de la baja (Tabla 4-7, Tabla 4-8, Tabla 4-9 y Tabla 4-10).

Durante el primer año los valores de biomasa en las parcelas testigo (T) presentan una trayectoria mejor definida en ambas zonas de la ladera, con un máximo temprano en mayo-junio en la zona baja (prado de siega en secano), mientras que las parcelas cercadas (C) muestran más altibajos y disminuye su biomasa en ambas zonas a partir de junio (Figura 4-3).

La roturación provoca una alteración profunda en la comunidad herbácea durante el

primer año, aunque presenta una fácil y rápida recuperación (Figura 4-3), sobre todo en aquellas parcelas con ausencia de pastoreo, que logran los niveles previos a la perturbación ya en el otoño de este año. En el segundo año predomina la biomasa en las parcelas cercadas por efecto del pastoreo. En la zona baja este efecto no es tan marcado como en la alta. En la parcela roturada con ausencia de pastoreo (C+R) se consiguen durante este año valores muy elevados de biomasa, llegando en la zona alta a los 1171 g/m^2 por los 966 g/m^2 de la baja; estas cantidades ya no se vuelven a conseguir posteriormente (Figura 4-3). En años posteriores la ausencia de pastoreo provoca que la acumulación de biomasa, sea en estas parcelas netamente superior a la de las pastadas y en cada caso la parcela roturada predomina sobre la no roturada. Este efecto se aprecia sobre todo en el tercer año y de forma menos clara en el cuarto.

Tabla 4-7
Tabla 4-8
Tabla 4-9
Tabla 4-10

Podemos afirmar por tanto que en esta localidad la ausencia de pastoreo o siega influye de forma notable en las diferencias de biomasa entre ambas zonas del cercado, sobre todo con el paso de los años. El consumo herbáceo por parte de los ungulados reduce notablemente la biomasa en las parcelas pastadas (T) de forma que la biomasa de las parcelas cercadas es significativamente superior (Tabla 4-3, Tabla 4-4, Tabla 4-5 y Tabla 4-6). En estas parcelas tienen lugar importantes procesos de descomposición que tienden a reducir la cantidad de biomasa a partir de julio (Figura 4-3).

El efecto del cercado en las parcelas no roturadas (C y T) muestra más diferencias significativas de biomasa que en el caso de las parcelas roturadas (R y C+R). En éste último caso únicamente se observan estas diferencias en los muestreos que a continuación se citan: en el primer año a finales de abril y principio de septiembre, en el segundo, finales de julio, principios de diciembre y en el tercer año, principio de diciembre (Tabla 4-7, Tabla 4-8, Tabla 4-9 y Tablas 4-10).

Localidad 4: «Piedrafita»

En esta localidad el primer máximo de biomasa se obtiene a finales de julio o principios de agosto. Se aprecia un desfase superior a un mes en la época de máxima producción con respecto al resto de localidades estudiadas, desfase éste característico por estar localizada en zona de puerto. La máxima cantidad del rebrote de otoño se consigue a finales de octubre (Figura 4-4).

Respecto a la posición geomorfológica, se logran diferencias significativas entre ambas zonas, en los meses de verano, época de máxima acumulación de biomasa, este hecho únicamente ocurre en los dos primeros años de muestreo superior (Tabla 4-3, Tabla 4-4, Tabla 4-5 y Tabla 4-6). La producción herbácea es sensiblemente superior en la zona baja durante los dos primeros años, a partir de esta fecha se equiparan bastante las biomasas de ambas zonas de ladera.

La roturación, por el contrario, provoca una homogeneización desde el inicio en la producción herbácea y no se observa diferencia significativa alguna entre ambas zonas de ladera (Tabla 4-7, Tabla 4-8, Tabla 4-9 y Tablas 4-10).

Durante el primer año en la zona baja apenas se produce predominio entre las parcelas cercadas y la pastoreadas. El efecto del pastoreo se aprecia a partir del segundo año, mediante una covariación en todas las curvas de producción en el caso de las parcelas T y R (Figura 4-4). En el tercer año se diferencia claramente la producción herbácea con ausencia de pastoreo (C y C+R) en la zona alta (b), correspondiendo la mayor producción a la parcela sin

roturación (C). Este efecto «negativo» de la roturación en la cercada, puede ser debido a que se trata de un pasto bien establecido, muy equilibrado, con dominancia compartida entre distintas especies. En la zona baja no se aprecia esta diferencia.

Entre las parcelas con pastoreo (T) y sin pastoreo (C) se observan diferencias significativas en todos los años que se realizó muestreo en el mes de mayo (Tabla 4-3, Tabla 4-4, Tabla 4-5 y Tabla 4-6). En este mes es cuando se produce el comienzo de la actividad vegetativa ya que anteriormente apenas ha habido crecimiento herbáceo. En esta localidad tienen gran importancia los procesos de descomposición, favorecidos por el efecto de la nieve acumulada durante al menos dos meses (Figura 4-4).

El retraso de la actividad vegetativa se aprecia también en las parcelas roturadas ya que la recuperación de la biomasa inicialmente es muy lenta acentuándose a partir de agosto del primer año (Figura 4-4). La recuperación es más rápida en las parcelas con ausencia de pastoreo (C+R). También se observa que la recuperación se produce antes en la zona alta que en la baja y la equiparación de biomasas entre zonas con y sin roturación se produce a comienzos del segundo año (Figura 4-4).

En las parcelas roturadas la ausencia de pastoreo provoca algunas diferencias significativas de biomasa a ambos lados del cercado (Tabla 4-7, Tabla 4-8, Tabla 4-9 y Tablas 4-10). Así durante el primer año se producen en los muestreos de septiembre y finales de octubre (Tabla 4-7) y en el cuarto año es en agosto y noviembre (Tabla 4-10). Se aprecia que las máximas diferencias de biomasa se alcanzan a partir de agosto, mes en el que se empieza a notar el efecto extractivo de biomasa que provoca el pastoreo continuo por parte del rebaño de vacas que sube al puerto a principios de junio, hasta entonces el efecto era más esporádico y debido a caballos y ungulados silvestres.

Durante el tercer año (1991) se producen dos interacciones entre los dos factores analizados, que se corresponden con los muestreos de junio y de finales de noviembre (Tabla 4-9).

Es de destacar la gran cantidad de biomasa acumulada a final del cuarto año, ello es debido, a que durante el mes de octubre hubo una precipitación excepcionalmente alta, llegando a registrarse en esta zona hasta 400 mm (ver Figura 2-8).

4.2.4. Conclusiones

Parcela testigo

Las localidades más altas del gradiente analizado (3 y 4) son las que logran acumular mayor cantidad de biomasa en superficie, no existiendo diferencias significativas entre ellas. Las más bajas son diferentes del grupo anterior y se diferencian entre si significativamente. La localidad más baja (1) es la que menos produce, seguida de la localidad 2.

La producción de biomasa herbácea en las zonas bajas de ladera es significativamente mayor que la obtenida en las altas.

Existe una alta variabilidad interanual en la producción herbácea en cada una de las comunidades estudiadas, debida principalmente a las condiciones meteorológicas.

Conjunto de parcelas

A medida que ascendemos en el gradiente altitudinal las diferencias en biomasa entre las zonas altas y bajas de ladera se aminoran. Por lo tanto, el papel diferenciador en la producción que juega la posición geomorfológica se amortigua conforme se gana altura.

En las tres localidades más bajas (1, 2 y 3) la máxima cantidad de biomasa herbácea en el rebrote de primavera se consigue a finales de junio (Figura 4-1, Figura 4-2 y Figura 4-3), por el contrario en la localidad de puerto (4) lo obtiene como mínimo un mes más tarde

(Figura 4-4). En el rebrote de otoño, la máxima biomasa se consigue a finales de octubre.

La ausencia de pastoreo en las comunidades herbáceas produce una acumulación de biomasa cuyos efectos se aprecian sobre todo a partir del primer año de observación.

La roturación provoca una fuerte alteración en la composición y estructura de la comunidad de pastizal que tarda en cicatrizar una media de un año, hasta que recupera los niveles de producción anteriores a la perturbación. La roturación en ausencia de pastoreo (C+R) provoca un fuerte incremento de biomasa al segundo año en las tres localidades más bajas (1, 2 y 3), mientras que la situada a mayor altitud esta respuesta se manifiesta de forma más gradual, probablemente debido al efecto de las temperaturas más bajas que disminuyen la velocidad y duración del proceso de descomposición.

Tras alcanzarse el pico de máxima biomasa se produce una disminución drástica de ésta, que no es atribuible sólo al consumo por los herbívoros -se entiende las parcelas que no han sido excluidas por el cercado-, sino a procesos de descomposición -abiótica o biológica- que provocan una importante pérdida de materia vegetal, con ello se consigue una renovación continua de biomasa aérea y una altas tasa de renovación en los pastizales.

Cada localidad -tanto en las zonas a (bajas) como en las b (altas)- tiene un estilo de curva característico, de forma que las de las zonas a y b se parecen más entre sí dentro de cada localidad, que a las de otras localidades. Esto indica que en cada caso existe un condicionamiento climático que regula los patrones generales del conjunto de curvas de la localidad.

4.2.5. Producción primaria anual

En la Figura 4-5 se presenta la dinámica de la producción primaria neta (PPN) anual (McNaughton, 1968 a) durante seis años de observación para las parcela testigo (T) y durante cinco años para el resto de parcelas (C, C+R y R). Se ha utilizado la PPN anual como una aproximación adecuada, para estudios de biomasa que comparan localidades con climatología diferente.

Mediante esta representación se puede analizar la evolución y la variación interanual de la máxima producción de biomasa herbácea obtenida en las parcelas tras las perturbaciones experimentales, pudiéndose hacer los siguientes comentarios:

Las zonas bajas de ladera tienden a presentar mayor PPN anual que las zonas altas. Esta tendencia la siguen todas las parcelas si se comparan tratamientos similares. Resultados parecidos han sido obtenidos por Montalvo (1992) en un estudio similar al nuestro en pastizales establecidos en un gradiente mediterráneo de montaña en el Sistema Central.

La variabilidad interanual de la PPN anual en las parcelas testigo (T) es diferente según la localidad que se analice, así se tiene que en las localidades de Santa María (1), Coladilla (2) y Piedrafita (4) apenas muestran variación entre los distintos años analizados, en cambio la localidad de Cármenes y sobre todo en la zona baja (3a) de ésta, se da una variabilidad muy grande desde valores de 1122 g/m^2/año en el año 89 a los 312 g/m^2/año en el 91.

Por norma general, se observa que la biomasa obtenida en las parcelas cercadas (C) es superior a la de las parcelas testigo (T) casi desde el inicio de las observaciones, tras la instalación de los cercados, como consecuencia de la acumulación de biomasa que se produce por la ausencia de pastoreo.

Considerando únicamente las parcelas cercadas, se aprecia que en las tres localidades más altas (2, 3 y 4), la PPN anual en estas parcelas (C) es mayor que en la de la cercada más roturada (C+R), esto se observa muy claramente en las zonas 4b y 2a y en mucho menor

medida en el resto, donde las diferencias son menores o incluso a veces inexistentes.

En la localidad 1, el predominio en la PPN anual dentro de las parcelas cercadas es casi siempre de la C+R, sobre la C.

Al segundo año (1990) la PPN anual en las parcelas roturadas sin pastoreo (C+R), a excepción de la localidad de puerto (4), es superior al resto de las parcelas debido principalmente a los efectos beneficiosos de la roturación, en especial pensamos que se trata de los que afectan a las propiedades físicas y biológicas del suelo, pues las propiedades químicas apenas se han modificado como puede apreciarse en las Tablas de Anexo I c.

En las parcelas roturadas con pastoreo (R) podemos distinguir dos tipos de comportamiento, así las localidades más bajas (1 y 2) logran alcanzar la PPN anual máxima en el segundo año tras la perturbación, mientras que las localidades más altas (3 y 4) lo consiguen generalmente más tarde.

En el caso de las no cercadas (T y R), la PPN de la testigo es siempre mayor que la roturada en la localidad 4a, en el resto de las situaciones se aprecia un cambio de tendencia a partir del tercer año, la PPN anual de la parcelas R, siempre supera o iguala la de la T. Ello indica un efecto negativo de la roturación sobre la PPN anual y una recuperación rápida en condiciones pastoreo (R).

En la Tabla 4-11 se puede destacar que el mayor valor promedio de la PPN anual para el conjunto de los pastizales y años considerados se obtiene en el tratamiento cercado (C) con una media de 517 g/m^2/año, seguido de la parcela roturada sin pastoreo (C+R) con 492 g/m^2/año, aunque esta pasaría a ocupar el primer lugar con 535 g/m^2/año si se elimina el primer año tras la perturbación, año en el que tanto la comunidad como el suelo se ven muy afectados por la alteración provocada. A continuación se sitúa la parcela testigo (T) con 360 g/m^2/año, y el último lugar es ocupado por la parcela roturada con pastoreo (R) con una PPN anual de 294 g/m^2/año, debido a la extracción de biomasa por los herbívoros.

Localidades	Zona baja (a) Tratamientos				Zona alta (b) Tratarnientos			
	T	C	C+R	R	T	C	C+R	R
4	450	547	472	256	280	589	445	230
3	629	617	530	458	376	639	614	355
2	373	580	509	395	263	480	382	240
1	295	404	645	276	212	278	338	143
$\bar{x}$	436.8	537	539	346.3	282.8	496.5	444.8	242

Tabla 4-11
Biomasa media (g/m^2) para cada parcela (T-seis años de observación-, C, C+R y R -cinco años de observación-).

Es de destacar el bajo valor promedio que toma la PPN anual en la parcela testigo (T) de las zonas altas de ladera, pues únicamente la localidad de Cármenes supera los 300 g/m^2/año (Tabla 4-11). Por el contrario, en las zonas bajas (a) superan ampliamente esta cantidad, y sólo la localidad más baja (1) no la alcanza pero está muy cerca de ella.

Para comparar nuestros resultados con los obtenidos por Montalvo (1992) se han seleccionado las medias de seis años de las PPN anuales en las parcelas testigo, debido a que reflejan mejor la producción de la comunidad que los datos del primer año de exclusión, utilizados por dicho autor en su estudio. Se observa que los patrones de variación obtenidos en ambas experiencias son muy similares, si bien los valores correspondientes al Sistema Central (Montalvo, 1992) son ligeramente superiores: En la zona baja el máximo valor obtenido en este caso es de 986.9 g/m^2/año, en una altitud de 1215 m mientras que el nuestro es de 629 g/m^2/año (localidad 3, altitud 1250 m); en la zona alta la máxima PPN anual

obtenida en el trabajo que se comenta, es de 560 g/m^2/año (obtenida a los 891 m) y mientras que en nuestro caso es de 376 g/m^2/año también conseguida en la localidad 3.
Tabla 4-11

En la interpretación de los datos de las parcelas con pastoreo (T y R) hay que tener en cuenta que estos no expresan siempre las producciones reales de biomasa, porque parte de esta es consumida. A su vez los datos de las pastizales cercados (C y C+R) a partir del primer año sólo son orientativos, dan una idea de como influye en el pastizal la ausencia de pastoreo, al estar incluida en esta cantidad la biomasa acumulada de años precedentes que no ha sido consumida, ni descompuesta, más la producción del año que se analiza.

Según la metodología utilizada para el cálculo de la PPN anual se obtienen valores sensiblemente inferiores a los reales, al no tenerse en cuenta la acumulación neta de biomasa, que puede haber desaparecido antes de registrarse el máximo. Con este método, además se está ignorando la biomasa que se produce en el rebrote de otoño, que al ser inferior a la biomasa del primer rebrote no se refleja en el cálculo de la PPN anual.

Otro método habitualmente utilizado para el cálculo de la PPN anual es el basado en las sumas de incrementos de biomasa calculados cada cierto tiempo (Milner y Hughes, 1970; Singh *et al*., 1975). Pero a su vez la PPN anual calculada por este método es inferior a la PPN real, pues es muy difícil muestrear a las distintas especies cuando alcanzan su máximo crecimiento (Odum, 1960).

BIBLIOTECA VIRTUAL

4.3. Cambios temporales en la composición y estructura de las comunidades como consecuencia de las perturbaciones

En el presente apartado, se analiza la evolución temporal de la composición florística de las comunidades, tras haber sido sometidas a las distintas perturbaciones experimentales. Las unidades de análisis son, en este caso, ocho comunidades (partes alta y baja de las cuatro localidades seleccionadas en el gradiente) y, en cada una de ellas, las cuatro parcelas que resultan de combinar roturación y exclusión de pastoreo -cercado-: R, C, C+R, T.

El procedimiento analítico se ha basado en tratamientos multivariantes (análisis factorial de correspondencias -AFC-) de matrices de datos de composición florística (cobertura media de las especies en las parcelas), considerando como «observaciones» las distintas combinaciones de los factores de variación: años de muestreo, localidad, posición geomorfológica, perturbación. Para valorar la relación entre la presencia de las especies y distintos factores, se utilizan índices de frecuencia corregida (FC) y su significación. Los resultados que comentamos a continuación son los siguientes:

- Estimación del grado de influencia de los factores considerados en el diseño experimental sobre la composición específica, en términos de presencia de las especies en las parcelas.

- Análisis de los cambios temporales en la composición específica, teniendo en cuenta las variaciones en la distribución relativa de las comunidades en el plano factorial, durante los distintos años de observación.

En conjunto, se trata de distintas aproximaciones complementarias para apreciar la influencia de los factores experimentales de variación en la evolución temporal de las parcelas. Exponemos a continuación los resultados más relevantes.

4.3.1. Influencia de los factores de variación sobre la composición específica de las comunidades

En la Figura 4-6 se representa la distribución en el plano de los estados de los factores de variación, por separado, para los tres años estudiados. La relación de las especies con dichos estados de los factores puede valorarse para cada año mediante las tablas de la Figura 10-41, Figura 10-42 y Figura 10-43 del Anexo II, y, en conjunto, considerando los tres años. En este caso el «año de muestreo» es un nuevo factor de variación experimental (Tabla de la Figura 10-44 del Anexo II). Hay que tener en cuenta que en las matrices de datos analizados en este apartado, se ha considerado solo la frecuencia de aparición de las especies en los distintos estados de los factores, es decir, no se consideran su «abundancia» en cada estado. Por otra parte las especies con frecuencia menor de tres en el muestreo no han sido consideradas. De este modo la imagen de la distribución en el plano factorial de los estados no manifiesta cambios apreciables al comparar los tres años. El resultado es más contundente de lo esperado en principio, en particular, por el gran parecido de la imagen de distribución en el plano factorial que procede de cada uno de los tres años, lo que no suele ser normal en este tipo de matrices. Lo interpretamos como un peso importante del fondo florístico de la localidad, de forma que las especies diferenciales entre las localidades, esto es, las que sólo aparecen en cada una de ellas, tienen una influencia definitiva en la disposición de los estados. Así puede verse cómo las cuatro localidades se sitúan casi con máxima dispersión en el plano, la 2 y la 3 relativamente más próximas, en la parte negativa del eje I, y la 1 y la 4 ocupando posiciones extremas en el eje II. En comparación con el peso del factor «localidad», el resto de los considerados tiene una importancia mucho menor, estando todos sus estados situados cerca del origen de coordenadas. Sólo existe una cierta oposición entre las dos posiciones geomorfológicas, por lo que podemos interpretar que este factor es el segundo en importancia según su influencia, si bien no muy alejado del tipo de «perturbación», cuyos estados modifican sólo muy ligeramente su posición con los años. En la Figura 4-7, se han representado únicamente las especies que presentan valores positivos significativos de FC para las cuatro localidades.

4.3.2. Cambios temporales en la distribución relativa de las comunidades inducidas por los tratamientos

En la Figura 4-8 pueden verse los resultados de los análisis de ordenación de las comunidades, considerando por separado las parcelas de cada tratamiento y los distintos años. La primera distribución, año 1988, corresponde a la situación inicial, previa a la implantación del dispositivo experimental, por lo que podemos considerarla como una referencia para valorar la evolución de la comunidad al ser sometida a los distintos tratamientos. Del mismo modo, hay que considerar la parcela testigo -T- pues representaría la situación «normal», en la comunidad no sometida a tratamiento alguno (parte superior de la Figura 4-8). Hay que tener en cuenta que en esta ordenación las especies han sido tratadas según su abundancia media, y que pequeñas diferencias en este valor o en la presencia, causan modificaciones en la disposición de las parcelas. El resultado contrasta claramente con el del apartado anterior, por su mayor grado de variabilidad.

La primera observación respecto al año de inicio de la experiencia (1988), es la oposición que presentan entre sí las dos comunidades -partes baja y alta- de las localidades 2 y 3 en comparación con las de 1 y 4. Las zonas altas y bajas de las 2 y 3 serían por tanto bastante más diferentes entre sí que las de las 1 y 4. Hay que tener en cuenta que las zonas

bajas de 2 y 3 están gestionadas como prados de siega, por lo que se diferencia bastante de sus correspondientes zonas altas, explotadas directamente como pasto.

Las localidades 1 y 4, por otra parte, aparecen bastante próximas entre sí. Esto es principalmente debido al peso cuantitativo de algunas especies comunes, como *Agrostis capillaris*, *Festuca* gr. *rubra*, *lotus corniculatus*, etc. También es destacable la relativa proximidad del conjunto de zonas bajas, que presentarían por ello un mayor parecido entre sí que las zonas altas. En éstas, por el carácter más extremo del ambiente (suelo menos profundo, exportación de elementos y agua) las diferencias entre localidades se verían acentuadas.

La disposición general inicial se mantiene con pocas diferencias en el resto de los años: existe una oposición entre las localidades 1 y 4 frente a las 2 y 3, aunque las diferencias entre las zonas alta y baja de la localidad 2 están menos marcadas al final, debido probablemente a que dicha zona baja, como consecuencia de la instalación de la experiencia, ha dejado de ser gestionada como prado (aunque se sigue segando, ya no se riega ni se abona y se mantiene el pastoreo en cierta época del año).

La roturación, con o sin cercado, es la perturbación que produce el efecto más notable el primer año, incrementando las diferencias entre localidades y, en particular, entre las zonas altas. En general es mayor con este tratamiento la dispersión de muestras que se separan en sentidos opuestos: segundo y tercer año. En el cuarto año (1992) se observa ya en la parcela roturada y pastada (R) una disposición muy parecida a la original (T), lo que puede interpretarse como una influencia del pastoreo, que dirige o reconduce las características de la comunidad hacia la situación de partida.

El efecto del cercado es más patente con el tiempo (años segundo y tercero) y mayor en la parcela roturada (C+R). Da lugar a una separación clara de las localidades 1 y 4, lo que resulta lógico si consideramos que las especies cuya presencia puede interpretarse como una respuesta al pastoreo, en las que se basaba el parecido entre ambas localidades, disminuyen su abundancia, en beneficio de otras que inician la recuperación y que dependerían más de un fondo florístico ya muy distinto, debido al ambiente contrastado que hay entre ambos extremos del gradiente altitudinal. No obstante en ninguno de los casos (C y C+R), se trastoca en el cuarto año la disposición general, inicialmente dispersa, de las cuatro localidades, que mantiene con bastante parecido a la del tratamiento de referencia, lo que se interpreta como que el peso de las diferencias florísticas, una vez que evoluciona la sucesión, es de nuevo superior al de las perturbaciones experimentales.

A pesar de las diferencias florísticas que originan los tratamientos, en particular la ausencia de pastoreo, la disparidad florística entre localidades hace que la «imagen» que resulta de sus diferencias relativas, apreciable por su disposición en el plano factorial, sea parecida a la de la parcela testigo. Podemos decir que, como consecuencia de las diferencias que existen entre localidades, los cambios producidos por el cercado no transforman de manera drástica la «imagen» obtenida al analizar en conjunto la composición de las parcelas.

4.4. Evaluación de las comunidades según sus características estructurales

4.4.1. Tipos biológicos

El estudio de la variabilidad de la composición florística de los pastos puede abordarse desde múltiples perspectivas. Diversos factores controlan la variación en la composición de la vegetación, y entre ellos se puede destacar como más importantes: el clima, el sustrato, el relieve y la acción antropógena. Como ejemplo de trabajos en los que la

variación de la cubierta vegetal se analiza a una escala geográfica de poco detalle, en función de los aspectos mencionados cabe citar los de García Novo *et al*., 1969; Trabaud, 1980; Levassor *et al*., 1981; Rivas Martínez, 1984; Menghi *et al*., 1989. A estos factores es preciso añadir la actividad de los grandes herbívoros (silvestres y domésticos) que promueven la selección de plantas adaptadas a ser consumidas, pisoteadas o estercoladas, o bien resistentes al herbivorismo mediante la adopción de distintos mecanismos de defensa (McNaughton, 1979; Gómez Sal, 1986; Howe y Westley, 1988; Lindroth, 1989).

Los cambios temporales en la composición que se producen en las comunidades de pasto -por efecto de la sucesión sometida o no al control de algún factor preponderante- se pueden estudiar bajo distintos enfoques. El más generalizado es el que considera como información de partida, los cambios en la abundancia de las especies que componen la comunidad (Pineda *et al*., 1981 a y b; Casado, 1987; Peco *et al.*, 1987). En otras ocasiones se utilizan características morfológicas o funcionales de los organismos algunas de las cuales coinciden con caracteres con significado taxonómico, utilizados en sistemas de clasificación (Gómez Sal *et al*., 1986; Montalvo *et al*., 1991).

Las comunidades pueden también clasificarse según el tipo de estrategia que tengan las especies que las componen. Grime (1977) definió tres tipos primarios de estrategias, las especies competidoras, que explotan medios con pocas restricciones (estrés) y escasa perturbación; las tolerantes a las restricciones (limitación de recursos, baja perturbación) también llamadas «tolerantes al estrés» y las ruderales (escasas restricciones, alta perturbación). Se entiende por restricción, cualquier fenómeno que limite la producción fotosintética, como puede ser la falta de luz, agua, nutrientes minerales o temperaturas subóptimas; mientras que la perturbación se asocia con la destrucción total o parcial de la biomasa vegetal (Tilman, 1982).

El interés de los botánicos y ecólogos por las formas de crecimiento es doble: en primer lugar se usan para describir la estructura de plantas y la fisionomía de las unidades de vegetación que supuestamente expresan adaptaciones evolutivas al ambiente.

Otro enfoque es el que considera como referencia la forma del vegetal considerando un punto de vista adaptativo al entorno. El fenotipo puede caracterizarse por uno o varios atributos, considerados como «clave», y por ello seleccionados para realizar en función de ellos la clasificación. A partir de los mismos se puede establecer una determinada tipología, los tipos se pueden dividir y dan lugar a los subtipos. Hay tipologías que se basan en la variación de un sólo carácter, así Raunkiaer (1907) utilizó como criterio de clasificación la estrategia de las plantas de sobrevivir en invierno. Dicha estrategia se relaciona con la altura a la que sitúan las yemas de reemplazo sobre la superficie del suelo. Otras tipologías se basan en varios caracteres (Box, 1981; Barkman, 1988). Barkman (1979) distingue entre «forma de vida» (expresión morfológica de la adaptación de los organismos al ambiente) y «forma de crecimiento» (basada en aquellos caracteres morfológicos que controlan la arquitectura general del organismo). Actualmente se tiende a dejar el término «formas de vida» para el sistema de clasificación de Raunkiaer (1907) y usar el término «forma de crecimiento' para otras clasificaciones más generales. El concepto de tipo biológico se emplea también como sinónimo de formas de vida.

Orshan (1982) utiliza un criterio parecido y propone un sistema de clasificación de formas de crecimiento para ecosistemas mediterráneos. Se basa en la definición de varios grupos mono-carácter, y en la asignación a cada especie de una clase de cada carácter. Los caracteres que se seleccionan para definir estos grupos atienden a distintos criterios:

a) morfológicos (talla de la planta, tamaño de la hoja, morfología de las raíces y de los tallos subterráneos),

b) anatómicos (lignificación, consistencia de la hoja, tomento de la hoja, posición de estomas en las hojas),

c) feno-morfológicos, (localización de las yemas de renovación -tipos de Raunkiaer- y naturaleza de los órganos que se caen periódicamente),

d) fisiológicos (formas de regeneración).

La combinación de estos tipos monocarácter se pueden utilizar para definir la diversidad de formas en las comunidades vegetales y para establecer semejanzas y diferencias entre las mismas, por procedimientos estadísticos.

4.4.1.1. Tipos biológicos diferenciados

En el presente trabajo el estudio de los cambios que se producen en las comunidades tras las perturbaciones experimentales se aborda mediante la utilización de espectros fisionómicos (Margalef, 1982). Los tipos biológicos que se consideran son: plantas anuales, plantas con roseta basal, gramíneas perennes de hoja ancha, otras herbáceas perennes, gramíneas cespitosas -generalmente de hoja más estrecha o replegada, filiforme- y leguminosas. Dichos biotipos representan las estrategias o formas de vida más representadas en las comunidades de pastizal estudiadas por nosotros (pastos mesofíticos y meso-xerofíticos). El hecho de que la denominación empleada coincida a veces con familias botánicas concretas, caso de las gramíneas o las leguminosas, se debe a que todas las especies de estas familias -con excepción de los biotipos anuales- coinciden en las comunidades estudiadas con unos tipos biológicos muy determinados, además de ser las que generalmente tienen un mayor importancia cualitativa y cuantitativa en la composición de los pastos y prados de la zona estudiada.

Las «plantas anuales» se caracterizan por completar su ciclo vital desde la germinación hasta la muerte -senescencia-, en un periodo de tiempo inferior a un año y por pasar la época desfavorable en forma de semilla. Son de interés porque se puede comprobar que los cambios que se observan en las proporciones de las «plantas anuales» en pastizales no perturbados con dominio de perennes -es decir cuando los pastos están bien establecidos- dependen más de las características meteorológicas del año en curso, que de la etapa sucesional (Peco y Pineda, 1987; Peco *et al.,* 1987; Espigares y Peco, 1993). Serian por lo tanto más sensibles a los cambios de tipo fluctuante que a los de tipo sucesional (Rabotnot, 1974). En el ambiente climático mediterráneo los años húmedos producen una mayor riqueza florística, en plantas anuales que va acompañada de mayor abundancia y de un incremento de la biomasa (Peco *et al.*, 1980; Casado, 1987). Además las «plantas anuales» tienen en general carácter ruderal o tolerante a las perturbaciones (estrategia r *sensu* Grime, 1977) lo que les permite ocupar etapas tempranas de la sucesión. En este grupo entran especies de una gran cantidad de géneros aunque en los pastos estudiados los más importantes son los correspondientes a las familias de las gramíneas (*Bromus*, *Vulpia*, *Aira*), leguminosas (*Trifolium*) y otros géneros que pertenecen a diversas familias (*Rubiaceas*, *Cariofilaceas,...*) como pueden ser *Gallium*, *Stellaria*, *Arenaria,* etc.

En el caso de las «rosetas» -hemicriptófito rosulado, de la clasificación de Raunkiaer- su desarrollo se caracteriza por no alargarse jamás ninguno de los entrenudos del tallo. Sus hojas forman una compacta roseta foliar en la base del tallo y las inflorescencias se originan en ramas laterales. El interés de este biotipo estriba en que toleran el pisoteo (Naito, 1969; Willard y Marr, 1970; Liddle, 1975). Este tipo de plantas confiere estabilidad al suelo impidiendo procesos erosivos por efecto del pisoteo excesivo en los pastos. Son indicadoras por tanto de etapas relativamente maduras en la sucesión en pastos. Las especies más

abundantes de este biotipo en las comunidades estudiadas son el *Hieracium pilosella* y el *Plantago lanceolata*, se caracterizan por tener un elevado número de tallos rastreros superficiales, que les capacitan para desarrollarse con ventaja -ocupación en rápida del suelo- en las condiciones ambientales favorables -humedad, suelo fértil- cuando la competencia no es muy cerrada. Sin embargo carecen de sistemas radiculares que puedan obtener agua en los niveles profundos del suelo (Grime *et al*., 1989). *Plantago lanceolata*, además de poseer raíces superficiales similares a las de *Hieracium pilosella*, tiene otras que penetran más y le permiten tolerar ciertos niveles de estrés hídrico (Grime 1989).

La familia de las gramíneas, destaca por su importancia tanto en número de taxones (especies y subespecies) como por la abundancia de las especies en las comunidades analizadas, además de ser componente esencial de los pastos y en los prados de siega en nuestra latitud. En los pastos estudiados, la abundancia de esta familia se asemeja a los valores encontrados en otros pastos situados en ambientes similares (transición entre el piso supramediterráneo y el montano (Rodríguez, 1992; Rodríguez Pascual, 1994). La abundancia de las gramíneas aumenta progresivamente en la zona de estudio en ambientes puramente atlánticos al igual que ocurre en otras zonas como puede ser en el conjunto del Pirineo occidental y en algunas otras zonas pirenaicas como la Vall de Ribes (Vigo, 1983) o los valles de Espot y Boí (Carrillo, 1980). Se han estudiado varios factores morfológicos que intervienen en la resistencia al pisoteo, entre ellos podemos destacar, el tamaño de hoja (Kuss, 1986), la longitud internudal y la densidad de tallos (Sildrick, 1974; Canaway, 1975). También se ha considerado que de la anchura de las hojas de algunas hierbas cespitosas, depende significativamente el deterioro de estas plantas por causa del pisoteo (Shearman y Beard, 1975). Por estas razones de tipo adaptativo al pastoreo esta familia fue dividida en dos grupos en los análisis que se exponen en este capítulo, por una parte las «gramíneas perennes de hoja ancha» que tienen como característica común, el ser de porte elevado, los tallos tienden a crecer verticalmente y aportan una importante masa al forraje, forman macollas densas y tienen relativamente escasa cantidad de hojas. Son plantas más sensibles al pisoteo, y están adaptadas a la siega periódica. En este biotipo destacan por su frecuencia, abundancia y valor forrajero, sobre todo antes del espigado, las especies *Dactylis glomerata* y *Phleum pratense*. Además se puede destacar el *Agrostis capillaris*, muy abundante en las comunidades estudiadas. En conjunto pueden considerarse como especies «competidoras» en la clasificación de Grime.

Por otra parte se consideró el biotipo de «gramíneas cespitosas», que se caracterizan por ser plantas de menor altura, tener pocos tallos, pero mucho renuevo corto desde la base o mediante la formación de estolones. Forman céspedes muy densos, y son resistentes al pisoteo y tolerantes al estrés, en la óptica de Grime. En general la hoja tiene una apariencia filiforme, replegada sobre si misma -convoluta-, lo que indica también mayor aptitud para resistir condiciones de sequía. La longitud y el grosor de las hojas también se han considerado como influyentes en la resistencia de las plantas al pisoteo. Las especies más resistentes al pisoteo son aquellas que tienen hojas que pueden ser o bien pequeñas o largas pero delgadas (Cole, 1988). Este biotipo, en los pastos estudiados está representado por el género *Festuca* y más concretamente por las *Festuca* del gr. *rubra*, también se dan otras especies pero con menor representación como puede ser el *Nardus stricta*.

Los grupos de «leguminosas» y de gramíneas generalmente se consideran como los de mayor valor forrajero, por lo que juegan un papel importante en la alimentación de los ungulados domésticos; por su alto valor nutritivo (Bullock, 1985; Grant *et al*., 1985; Hodgson *et al*., 1991; Robert *et al*., 1993). La importancia de escoger estas dos familias se basa en que son indicadoras de la calidad del pastizal y además de ser uno de sus principales

componentes. Para Francia se ha convenido en considerar por lo general que la composición floral de un buen pastizal debe tener proporciones parecidas a las siguientes: gramíneas 70%, leguminosas 22 %, y otras el 8% (Duthil, 1976).

Las especies que forman el grupo de las «leguminosas» en los pastos estudiados son en general especies perennes, foliosas de hoja blanda y crecimiento intenso en condiciones de fertilidad. Las «leguminosas» tienen características agronómicas mejorantes del suelo, pues son fijadoras del nitrógeno atmosférico aumentando los niveles de este elemento. Las raíces de las «leguminosas» son más profundas que las de las gramíneas que son fasciculadas y penetran poco, formando ambas un enraizado que contribuyen a estructurar el suelo. Algunas leguminosas tienen raíz axonomorfa que exploran horizontes profundos del suelo. Las diferencias en la manera de nutrirse (mientras las leguminosas son fijadoras de nitrógeno, y enriquecen el suelo en este elemento, las gramíneas lo consumen) y en la zonalidad de sus sistemas radiculares hacen que los dos grupos de plantas se complementen en los pastos y por sus diferencias en la forma y ritmo de crecimiento, de manera que las gramíneas altas obligan a las leguminosas a elevarse y los máximos de producción son menos acentuados, distribuyéndose mejor durante toda la época vegetativa. En la primera producción (mayo-julio) se produce una mayor competencia de las gramíneas sobre las leguminosas (Rodríguez Pascual *et al*., 1980) que favorece el desarrollo de las primeras sobre todo en su parte foliar y por consiguiente se produce un aumento de la sombra que incidirá negativamente sobre la capacidad fotosintética de las plantas de porte inferior (Jewiss *et al*., 1967; Woledge y Leafe, 1976, 1977; Wilman, 1980). Por el contrario en el segundo rebrote (septiembre-noviembre), si la temperatura y la lluvia son adecuados, las leguminosas no tendrán tanta competencia y sus niveles crecerán, como también aumentará la calidad proteica del pasto. Las especies más características de este tipo son: *Trifolium repens*, *Trifolium pratense* y *Lotus corniculatus,* ya que se excluyen las especies anuales.

Por último esta el tipo «otras especies perennes» en realidad se trata de un grupo heterogéneo de plantas, lo que queda después de haber separado los anteriores. En la literatura inglesa este grupo suele denominarse como «forbs». Tienen importancia porque en este grupo entran especies que contribuyen a la estructura y estabilidad de la comunidad, algunas tienen mayor importancia alimentaria y en ocasiones los animales las buscan para cubrir alguna deficiencia nutricional de los grupos anteriores. Desde el punto de vista agronómico, algunas de ellas son especies que se consideran como «malas hierbas» cuando entran en los praderas artificiales por ejemplo las del género *Ranunculus*. En otros casos estas especies son a veces apetecidas por el ganado, dependiendo de su estado fenológico tal como sucede con la *Sanguisorba minor*. Incluso algunas de estas son más ricas en elementos nutritivos -principalmente en minerales y proteínas- que ciertas gramíneas de las más estimadas. Hay algunas especies como por ejemplo el *Carum carvi* importante desde el tipo de vista aromático. Tiene importante representación en la zona el género *Rumex,* sobre todo el *Rumex acetosella* especie esta que es muy exigente en luz sobre todo en su primer periodo de crecimiento, siendo este muy prolongado (Duthil, 1976). También en este grupo entran geófitos (según Raunkiaer, 1907) de los géneros *Allium* y *Conopodium*. El significado de este grupo es confuso, por reunir plantas con funciones muy distintas en el ecosistema.

A continuación se analiza cómo varía el espectro de tipos biológicos de las comunidades en función de:

1) Factores de control de la experiencia (localidad, geomorfología, año).

2) Perturbaciones experimentales.

4.4.1.2. Dinámica de las comunidades I: Cambios en la abundancia de tipos biológicos inducidos por los factores considerados en el diseño experimental

En las parcelas testigo se han realizado análisis estadísticos para ver cómo varía la cobertura de cada tipo biológico en función del año, localidad y geomorfología. El análisis utilizado es el ANOVA monofactorial, considerando como fuentes de variación la localidad, la posición geomorfológica y el año de muestreo. Los datos (porcentajes de cobertura) fueron transformados mediante arcsen $\sqrt{x_i}/100$ para cumplir requisitos de normalidad. Asimismo se hicieron ANOVAs bifactoriales con todas las combinaciones de los tres factores considerados. Cuando la interacción era significativa se analizó por separado cada factor en cada uno de los niveles del otro.

a) Efecto de la localidad

Este es el único factor que produce cambios significativos por sí solo en las coberturas de casi todos los tipos biológicos. Los resultados del ANOVA monofactorial aparecen en la Tabla 4-12, así como los casos en que la interacción localidad x geomorfología es significativa.

		Factor de variación					
Tipo biológico		Localidad (L)	Geomorfología (G)	Año (A)	LxA	GxA	LxG
Anuales	F	21.19	0.02	0.77			
	g.l.	3	1	2	ns	ns	ns
	p	< 0.001	0.89	0.48			
Rosetas	F	10.08	2.29	0.19			4.90
	g.l.	3	1	2	ns	ns	3
	p	< 0.001	0.14	0.83			0.013
Gramíneas hoja ancha	F	2.57	0.01	0.40			5.53
	g.l.	3	1	2	ns	ns	3
	p	0.08	0.97	0.68			0.008
Otras herbáceas perennes	F	4.81	1.63	1.36			3.52
	g.l.	3	1	2	ns	ns	3
	p	0.011	0.21	0.28			0.039
Gramíneas cespitosas	F	30.01	0.27	0.06			4.23
	g.l.	3	1	2	ns	ns	3
	p	< 0.001	0.61	0.94			0.02
Leguminosas	F	1.94	0.52	1.28			3.28
	g.l.	3	1	2	ns	ns	3
	p	0.15	0.48	0.30			0.049

Tabla 4-12

Comparación mediante análisis de varianza, mono y bitactoriales, de las coberturas de los tipos biológicos en las parcelas testigo, respecto a tres ladores de variación: localidad, geomorfología y año. Las medias expresan valores reales de cobertura, aunque la significación se ha obtenido mediante la transformación arcsen √xi /100 de los datos, para cumplir requisitos de normalidad. En los ANOVA bifactoriales, error = 24.

Para interpretar estos resultados hay que tener en cuenta que el factor localidad conlleva diferencias de dos tipos: una altitudinal (la altitud aumenta de la 1 a la 4) y otra de manejo (las localidades 1 y 4 son originalmente pastos y las 2 y 3 prados).

Se observa que las especies anuales son más abundantes en los prados que en los pastos (Tabla 4-13). Este hecho se puede explicar teniendo en cuanta el carácter ruderal de este grupo. Según Grime (1977) las plantas ruderales tienen capacidad para recuperarse de perturbaciones, pero toleran bajos niveles de estrés. En los pastos las condiciones son más estresadas que en los prados, ya que se sitúan en zonas menos fértiles, y no reciben riego.

Además están sometidos no solo a procesos de defoliación, sino también a pisoteo. Todas estas características hacen de los pastos de montaña un medio menos favorable para el asentamiento de las anuales, si se comparan con los pastos en secano. Para este grupo no hay ninguna interacción significativa de factores.

		Localidad			
Tipo biológico	Geomorfología	1	2	3	4
Anuales		16.5 b	34.0 c	38.8 c	6.2 a
Rosetas	Alto	28.3 b	21.0 a	16.1 a	30.6 b
	Bajo	32.2 b	13.0 a	13.2a	18.la
Gramíneas	Alto	28.3 b	5.2 a	25.7 b	4.4 a
hoja ancha	Bajo	17.0	15.7	13.4	18.1
Otras herbáceas	Alto	14.7 b	16.0 b	5.8 a	19.6 b
perennes	Bajo	9.2	24.1	16.0	21.1
Gramíneas	Alto	2.8 a	7.1 a	8.2 a	25.5 b
cespitosas	Bajo	11.4 b	1.1 a	11.9 b	27.7 c
Leguminosas	Alto	10.8	11.5	12.3	12.3
	Bajo	12.2 b	17.1 b	0.0 a	10.2 ab

Tabla 4-13
Comparación mediante análisis de varianza de las coberturas que toman los tipos biológicos en las parcelas testigo, entre localidades, para cada posición geomorfológica. En el tipo «anuales» no se separaron las dos posiciones de ladera porque no existía interacción entre los dos factores de variación. Columnas con letras minúsculas diferentes indican diferencia significativa ($p < 0.05$). Las medias expresan valores reales de cobertura, aunque la significación se ha obtenido mediante la transformación arcsen $\sqrt{x_i}/100$ de los datos, para cumplir requisitos de normalidad.

Para los demás tipos biológicos se analiza por separado el efecto de la localidad, en posiciones altas y bajas de ladera, ya que en todos ellos estos dos factores (localidad y geomorfología) interaccionan significativamente.

Respecto a las rosetas, se aprecia en la Tabla 4-13 que en la parte alta de ladera hay una tendencia contraria a la mostrada por las anuales, esto es, son más abundantes en los pastos (1 y 4) que en los prados (2 y 3). Este hecho era de esperar, ya que este tipo biológico está especialmente adaptado a soportar el pisoteo. Sin embargo en la parte baja la cobertura de rosetas de la localidad 4 no difiere significativamente de aquéllas de los prados (2 y 3).

Las gramíneas de hoja ancha no muestran diferencias significativas de cobertura entre las partes bajas de ladera. En las partes altas sí hay deferencias, pero su patrón de variación no se puede explicar ni con la altitud ni con el tipo de manejo (Tabla 4-13). La tendencia que esperábamos para este grupo, dado su carácter competidor (*sensu* Grime, 1977) sería un aumento en los prados respecto a los pastos, pero ésto no se cumple.

La cobertura del grupo «otras herbáceas perennes» tampoco difiere significativamente entre localidades en las partes bajas de ladera, y sí lo hace en las altas, siendo menor en la localidad 3 (Tabla 4-13). Las tendencias de este grupo no son fáciles de predecir ni de explicar ya que encierra en su interior gran variabilidad.

Las gramíneas cespitosas difieren entre localidades, tanto en las partes altas como bajas de ladera, pero los patrones en una y otra son distintos. En la parte baja la cobertura mínima aparece en la localidad 2 y la máxima en la 4; en la parte alta solo es significativamente mayor la cobertura de la localidad 4 (Tabla 4-13). Estas variaciones podrían asociarse a un incremento de altitud. A medida que ésta aumenta las condiciones climáticas se hacen más extremas (inviernos más fríos, periodos vegetativos más cortos). Las gramíneas cespitosas son más tolerantes de estrés que las de hoja ancha. Esta condición nos

llevaría a esperar mayores coberturas asociadas al manejo tipo pasto y a mayores altitudes, y es precisamente en la localidad 4 donde coinciden ambas características.
Tabla 4-12

La cobertura de leguminosas solo difiere significativamente en la posición baja de ladera de la parcela 3, donde no alcanza valores detectables (Tabla 4-13). De nuevo estos resultados no se ajustan a nuestras espectativas, que predecían valores más altos en condiciones de más fertilidad (prados).

Es posible que el hecho de haber estudiado la importancia de los tipos biológicos en función de su cobertura, no sea apropiado para aquellos tipos de plantas en las que el desarrollo de biomasa tenga lugar en sentido vertical más que horizontal.

Como se ha podido ver las diferencias significativas entre localidades aparecen con más frecuencia entre las parte altas de ladera que entre las bajas. Esto tal vez se deba a que la mayor fertilidad de las partes bajas amortigüe en parte la diferencia de condiciones que generan tanto las variaciones de altitud como las de manejo.
Tabla 4-13

b) Efecto de la geomorfología

Utilizando este factor como única fuente de variación no encontramos ninguna diferencia significativa (Tabla 4-12). Sin embargo, como ya se ha dicho, este factor interacciona con la localidad en todos los tipos biológicos excepto en las plantas anuales. En la Tabla 4.14 aparecen los resultados de los análisis de la varianza de la cobertura de los tipos biológicos en función de la posición geomorfológica, para cada una de las localidades.

Las rosetas muestran mayor cobertura en las partes altas de ladera de las localidades 2 y 4 y no difieren en el resto (Tabla 4-14).

Tipo biológico	Localidad	Geomorfología	
		Bajo	Alto
Rosetas	4	18.1 a	30.6 b
	3	13.2	16.1
	2	13.0 a	21.0 b
	1	32.2	28.3
Gramíneas hoja ancha	4	18.2 b	4.4a
	3	13.4	25.7
	2	15.7 b	5.2a
	1	17.0	28.3
Otras herbáceas Perennes	4	21.1	19.6
	3	16.0 b	5.76a
	2	24.1	16.0
	1	9.24	14.7
Gramíneas Cespitosas	4	27.7	25.5
	3	11.9	8.2
	2	1.2	7.1
	1	11.4	2.8 a
Leguminosas	4	10.2	12.3
	3	0.0 a	12.3
	2	17.1	11.5
	1	12.2	10.8

Tabla 4-14
Comparación mediante análisis de varianza de las coberturas que toman los tipos biológicos en las parcelas testigo, entre posiciones geomorfológicas, para cada localidad. Columnas con letras minúsculas diferentes indican diferencia significativa ($p < 0.05$). Las medias expresan valores reales de cobertura, aunque la significación se ha obtenido mediante la transformación arcsen $\sqrt{x_i}/100$ de los datos, para cumplir requisitos de normalidad.

Las gramíneas de hojas ancha, en las mismas localidades (2 y 4) muestra unas coberturas complementarias a las de rosetas, es decir, mayores en las pares bajas y menores en las altas (Tabla 4-14). Como ya se ha dicho, este grupo presenta características de plantas competidoras, y por tanto tratará de establecerse en los ambientes más fértiles, y las partes bajas de ladera lo son respecto a las altas. Dado su mayor desarrollo vertical generarán sombra en los estratos inferiores, y en consecuencia desplazarán a las plantas incapaces de alcanzar cierta talla. Este será el caso de las rosetas, siendo lógico que presenten distribuciones complementarias.

La cobertura del grupo «otras herbáceas perennes» solo difiere entre posiciones de ladera en la localidad 3, siendo mayor en la parte baja (Tabla 4-14).

Las gramíneas cespitosas de la localidad 1 tienen mayor cobertura en las partes bajas de ladera y no difieren en el resto (Tabla 4-14). Como se ha dicho este grupo se asocia a ambientes estresados, por tanto esperábamos que tuvieran más importancia en las partes altas, más pobres en recursos.

Por último las leguminosas solo muestran una importancia significativamente mayor en la parte alta de la localidad 3, siendo esta tendencia complementaria a la de las «otras herbáceas perennes» (Tabla 4-14).

c) Efecto del año

Roy *et al*. (1987) predicen para las zonas mediterráneas, donde la importancia del agua como factor limitante está ampliamente demostrada, que las variaciones interanuales de precipitación generarían cambios en el espectro de tipos biológicos. Sin embargo en nuestra zona de estudio, situada en el límite entre el mundo mediterráneo y eurosiberiano, no se cumple tal predicción, pues el factor de variación «año» no ha rendido resultados significativos en ninguno de los tipos biológicos, ni interacciona significativamente con los otros factores. Este resultado muestra que las variaciones meteorológicas en nuestra zona de estudio no son suficientes para generar cambios notables de cobertura entre los distintos tipos biológicos.

4.4.1.3. Dinámica de las comunidades II: Cambios generales en la abundancia de los tipos biológicos tras perturbaciones experimentales

Las perturbaciones efectuadas sobre las comunidades de pastizal que se analizan, producen como efecto más inmediato una alteración en las proporciones de las especies que las componen, siendo las más afectadas en un primer momento las más abundantes. Según las características autoecológicas, las especies, se verán afectadas en mayor o menor medida y algunas modificarán drásticamente sus abundancias. En este último caso una característica general que muestran estos sistemas de pastizal con la sucesión es la autoorganización, de forma que tratarían de igualar las proporciones previas a la perturbación. No sucede así, sin embargo cuando dicho factor se mantiene, como es el caso de la exclusión del pastoreo.

En este apartado se pretende analizar los patrones de cambio que manifiestan los tipos biológicos cuando la comunidad es sometida a distintos tipos de perturbaciones. Estos patrones se valoran analizando en que medida las proporciones de cada tipo biológico -estimadas en términos de cobertura- se separan de las de la parcela no perturbada.

Como paso previo, se realizó un balance de la representación de los tipos biológicos en las comunidades estudiadas. En la Figura 4-9 se presentan los valores medios en cobertura que toman los tipos biológicos en tres situaciones: a) en el conjunto de las localidades estudiadas (global), b) en cada una de las cuatro localidades, y c) en cada localidad separando las dos posiciones geomorfológicas (en total 8 comunidades). En conjunto las «plantas

anuales» resulta ser el tipo biológico más representado (con el 24%), aunque en la localidad más alta (localidad 4) alcanzan una proporción muy baja (con sólo 6%). Le sigue a corta distancia el tipo de plantas con «roseta» (con el 22% en el cómputo general), que es el tipo biológico más abundante en la localidad situada a menor altitud -1- (con un 30%). A continuación están las «gramíneas perennes de hoja ancha» y «otras herbáceas perennes» (ambas con un 16% de media). Los últimos lugares son ocupados por los tipos «gramíneas cespitosas» y por las «leguminosas» (con un 12% y 11% respectivamente), aunque en la localidad 4 las «gramíneas cespitosas» son el tipo biológico mas abundante (con el 27%).

En la Figura 4-10 y Figura 4-11 se puede apreciar que la proporción -en cobertura- de cada tipo biológico tiene en la parcela testigo es fluctuante según el año de observación. Para Roy *et al*. (1987) en condiciones climáticas mediterráneas, el principal factor limitante para el crecimiento de las plantas es la disponibilidad de agua en el suelo. Por lo tanto, las características meteorológicas de cada año representan un factor importante en la proporción que toman los distintos tipos biológicos del pasto. Desde el punto de vista pluviométrico si se compara la precipitación caída entre los meses de marzo a junio, época crucial en el desarrollo vegetativo de las plantas herbáceas se tiene que para los tres años considerados, el más húmedo para la localidad 1 es el de 1992 (con 260 mm) mientras que para el resto de localidades fue el año 1991 (localidades 2, 3 y 4 con 455, 485 y 770 mm respectivamente) -ver Figura 2-8 -.

Las «plantas anuales» son abundantes en ambiente mediterráneo -con aridez estival-. Estas plantas tienen una rápida capacidad de respuesta germinando cuando la humedad, temperatura y fotoperíodo son adecuados. Su crecimiento es muy rápido cuando la disponibilidad de recursos es abundante (Ortega, 1994), pero cuando éstos empiezan a escasear ya han completado su ciclo de vida y mueren de forma que los periodos desfavorables los pasan en forma de semilla. La localidad 1 -cuyo régimen termopluviométrico es tipicamente mediterráneo- es la que sufre mayor estrés hídrico en verano (Figura 2-7 y Figura 2-8). En la Figura 4-10 y Figura 4-11 se verifica un descenso de las plantas anuales en el año 91 (tercer año), que es el año de pluviometría más baja de los estudiados. En las demás localidades no se ve una correlación clara entre abundancia de anuales y precipitación, posiblemente porque en ellas el agua no es un factor limitante en el mismo grado.

En las parcelas experimentales perturbadas estas variaciones interanuales (fluctuaciones) se expresan de forma diferente y son difíciles de separar de los procesos internos de sucesión que tienen lugar en las parcelas. Parece que los cambios sucesionales en los tres años, considerados tras la perturbación, son más importantes, que las modificaciones que pudieran ser inducidas por la fluctuación meteorológica, en lo que se refiere a la proporción de los tipos biológicos.

Para el análisis estadístico de los datos se ha utilizado la desviación anual que presenta cada tipo biológico -en cobertura- respecto a las «proporciones que muestra el testigo» (% del tipo biológico en el tratamiento - % del tipo biológico en la parcela testigo). De esta forma se pretende detectar los patrones de cambio que las perturbaciones provocan en el espectro de tipos biológicos considerados. Los análisis de varianza se realizaron por separado en las cuatro localidades, ya que se trata de comunidades diferentes y, por tanto, los efectos que en ellas producen los factores no tienen por qué ser iguales. Se hicieron ANOVAs monofactoriales considerando tres tipos de fuente de variación: altitud, tipo de tratamiento y posición geomorfológica. Si las diferencias de abundancia del tipo biológico mostraban significación respecto a un factor ecológico -fuente de variación en el ANOVA- el test PLSD de Fisher nos permite apreciar qué pares de medias están significativamente relacionadas. A

continuación se realizan comentarios para cada tipo biológico y según las distintas fuentes de variación.

En la Tabla 4-15, Tabla 4-16 y Tabla 4-17 se pueden ver los resultados obtenidos, que se comentan a continuación, factor a factor.

Localidad	Factor de variación	Tipos biológicos					
	Años	Anuales	Rosetas	Gr perennes hoja ancha	Otras herbáceas perennes	Gramíneas cespitosas	Leguminosas
	1990	2.3	-2.3	7.9	12.1	-21.6	1.6
4	1991	3.2	1.3	5.6	11.3	-19.5	-1.8
	1992	1.7	-4.8	9.4	12.3	-18.3	-0.1
	1990	4.6	6.5 b	-11.8 a	1.1	-1.0	0.7
3	1991	8.3	0.0 ab	-5.9 ab	1.2	-4.9	1.2
	1992	0.2	-5.3 a	2.3 b	5.4	-0.3	-2.4
	1990	13.5	-3.1	6.9	-3.5 b	-0.3	-13.5
2	1991	10.5	-6.7	11.0	-9.8 a	1.7	-6.7
	1992	5.5	-1.6	7.2	-4.9 ab	-1.8	-4.4
	1990	15.8 b	-9.1	12.7	-2.3	-7.1	-10.la
1	1991	16.7 b	-6.3	8.;	-8.0	-0.1	-10.9a
	1992	7.8 a	-9.5	5.4	2.3	-5.3	-0.8 b

Tabla 4-15

Comparación en cada localidad, mediante análisis de la varianza, de la desviación de la cobertura de los tipos biológicos presentes respecto al testigo (ver Figuras 4-12 y 4-13). Se considera como factor de variación el año de muestreo -1990, 1991 y 1992, el segundo, tercer y cuarto año tras la perturbación-. Las medias para cada tipo biológico y localidad en filas. Letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre años de muestreo. n = 24.

Localidad	Factor de variación	Tipos Biológicos					
	Posición geomorf	Anuales	Rosetas	Gramíneas perennes hoja ancha	Otras herbáceas perennes	Gramíneas cespitosas	Leguminosas
4	alto (b)	0.6	-3.8	6.6	14.0	-17.9	0.5
	bajo (a)	4.2	-0.2	8.6	9.8	-21.8	-0.7
3	alto (b)	7.4	2.4	-6.6	3.4	-4.6	-1.9
	bajo (a)	1.3	-1.6	-3.7	1.8	0.5	1.7
2	alto (b)	17.1 b	-11.9 a	7.3	-5.1	-0.9	-6.7
	bajo (a)	2.5 a	4.0 b	9.4	-7.0	0.7	-9.6
1	alto (b)	13.0	-9.7	13.7	-6.5	-2.6	-8.7
	bajo (a)	13.7	-6.9	4.1	1.3	-5.7	-5.7

Tabla 4-16

Comparación en cada localidad, mediade análisis de la varianza, de la desviación de la cobertura de los tipos biológicos presentes respecto al testigo (ver Figuras 4-12 y 4-13). Se tratan tres años consecutivos de muestreo -1990, 1991 y 1992, el segundo, tercer y cuarto año tras la perturbación- y se considera como factor de variación la posición geomorfológica (dos zonas de ladera). Las medias para cada tipo biológico y localidad en filas. Letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre años de muestreo. n 24.

Localidad	Factor de variación	Tipos Biológicos					
	Tratamiento	Anuales	Rosetas	Gr. perennes hoja ancha	Otras herbáceas perennes	Gramíneas cespitosas	Leguminosas
4	C	-0.3 a	-1.9	2.0 a	13.6	-14.3 b	4.4
	R+C	-1.3 a	3.5	10.7 b	13.8	-22.5 a	2.5
	R	8.8 b	-7.5	10.1 b	8.3	-22.7 a	9.1
3	C	3.0	-5.0	-7.3	7.5 b	1.4	0.4
	R+C	6.7	1.4	-4.7	-1.7 a	-1.7	0.0
	R	3.4	4.8	-3.5	2.0 a	-5.9	-0.8
2	C	3.8	-5.5	14.5 b	-5.5	2.0	-9.3
	R+C	9.7	-1.0	4.8 a	-8.8	-0.7	-3.9
	R	15.9	-4.9	5.8 a	-4.0	-1.5	-11.3
1	C	8.1 a	-1.9 b	3.3	-3.5	-0.8	-5.2
	R+C	18.2 b	-12.6 a	13.7	-4.5	-5.6	-9.3
	R	13.9 ab	-10.5 a	9.8	0.1	-6.1	-7.3

Tabla 4-17
Conparación en cada localidad, mediade análisis de la variama, de la desviación de la cobertura de los tipos biológicos presentes respecto al testigo (ver Figuras 4-12 y 4-13). Se tratan tres años consecutivos de muestreo - 1990, 1991 y 1992, el segundo, tercero y cuarto año tras la perturbación- y se considera como factor de variación el tratarniento (C: cercado; C+R: cercado más roturado; R: roturado). Las medias para cada tipo biológico y localidad en filas. Letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre años tratamientos. n = 24.

a) Año de muestreo

Este factor (Tabla 4-15) refleja que los comportamientos de los tipos biológicos son diferentes en cada localidad. A continuación se comentan para cada localidad aquellos biotipos que presentan diferencias significativas entre los años considerados.

Tabla 4-15

En la localidad 1 son las «plantas anuales» y las «leguminosas» quienes reflejan diferencias significativas entre los tres años analizados. En ambos casos se observan unas desviaciones muy fuertes respecto a las parcelas testigo en los primeros años de muestreo, que se atenúan notablemente en el último.

En la localidad 2 únicamente es el tipo biológico de «otras herbáceas perennes» el que muestra desviaciones frente al testigo significativamente distintas durante los tres años. Sin embargo tales diferencias no siguen una tendencia lineal, como cabría esperar en un proceso sucesional, y, posiblemente estén condicionadas por diferencias climáticas interanuales.

En la localidad 3 son las «gramíneas de hoja ancha» y las «rosetas» las que aportan diferencias significativas. Las primeras se ven notablemente perjudicadas en los primeros años de sucesión (segundo y tercer año), para mostrar una recuperación total al año siguiente. Por el contrario las «rosetas» es al segundo año después del tratamiento (1990) cuando mayores coberturas presentan, pero paulatinamente su proporción va disminuyendo y al cuarto año se observa un retroceso significativo respecto a la parcela testigo.

En la localidad de puerto (4) ningún tipo biológico presenta diferencias significativas ente los años considerados, aunque se puede reseñar que «otras herbáceas perennes» y las «gramíneas perennes de hoja ancha» son los biotipos más favorecidos por las perturbaciones analizadas, por el contrario las «gramíneas cespitosas» son las más perjudicadas.

b) Posición geomorfológica

El factor «geomorfología» (Tabla 4-16) sólo presenta diferencias significativas en la localidad 2, para los tipos biológicos «anuales» y «rosetas». Los comportamientos de ambos biotipos son totalmente contrarios, mientras que las proporciones de las «plantas anuales» se

ven muy favorecidas en las zonas altas de la ladera por los distintos tratamientos, las «rosetas» es en esta zona de ladera donde alcanzan unos valores más bajos.

c) Tipo de tratamiento

Este factor (Tabla 4-17) aporta resultados diferentes para cada localidad, posiblemente debido a la importancia que cada tipo biológico tiene en su respectiva localidad. Los tipos biológicos menos representados tienden a ser beneficiados por las perturbaciones en las primeras etapas de la sucesión (Figura 4-10, Figura 4-11, Figura 4-12 y Figura 4-13). A continuación se comenta por localidades aquellas diferencias significativas entre tratamientos que presenta cada tipo biológico, tratándose de agrupar comportamientos comunes entre los biotipos.

La exclusión del pastoreo (C) en la localidad 1 favoreció la expansión de plantas anuales (aumentan un 8.1% respecto a los testigos), aunque en menor medida que los otros tratamientos. En la localidad 2 este tratamiento hace que las gramíneas de hoja ancha aumenten de forma significativamente mayor que en los otros tratamientos (14.5 %). En la localidad 3 se benefició significativamente el tipo biológico de «otras herbáceas perennes» (Tabla 4-17). En la localidad 4 las «gramíneas cespitosas», aunque se ha reducido mucho su proporción por efecto de todos los tratamientos, resultan menos perjudicadas, con ausencia de pastoreo (C).

Tabla 4-16

Tabla 4-17

BIBLIOTECA VIRTUAL

La roturación (R) favorece al tipo biológico de plantas «anuales» aunque sólo de forma significativa en las localidades más extremas (1 y 4). En la localidad de puerto (4) también son favorecidas las «gramíneas de hoja ancha» (aumentan un 10% respecto al testigo). Por el contrario esta perturbación perjudica notablemente a las «rosetas» en la localidad más baja (1) y a las «gramíneas cespitosas» en la localidad más alta, y se ven medianamente beneficiadas las «gramíneas perennes de hoja ancha» en la localidad de Coladilla (2) y «otras herbáceas perennes» en Cármenes (3).

La roturación con ausencia de pastoreo (C+R) es el tratamiento que más ha beneficiado a las «anuales» en la localidad más baja (1). En las localidades 4 y 2 también beneficia a las «gramíneas de hoja ancha», aunque en la segunda lo hace en menor medida que en el resto de tratamientos. Por el contrario, se ven muy perjudicadas las «gramíneas cespitosas» en la localidad más alta (4) y las «rosetas» en la más baja (1) mientras que «otras herbáceas perennes» y las «anuales» se muestran algo perjudicadas con este doble tratamiento en las localidades 3 y 4, respectivamente (Tabla 4-17).

En conclusión podemos decir que las respuestas de los tipos biológicos a los tratamientos son distintas en cada localidad, aunque se pueden destacar las siguientes tendencias generales:

- La exclusión del pastoreo mediante cercado (C) beneficia a las gramíneas perennes de hoja ancha, con marcado carácter competidor, y perjudica a las plantas con roseta, morfológicamente adaptadas a tolerar el pisoteo, que no soportan las condiciones de sombra que genera el grupo anterior.

- La roturación favorece a las plantas anuales (de carácter ruderal), cuyas semillas encuentran poca dificultad para germinar y expandirse cuando se ha eliminado la cobertura herbácea, pero perjudica a las gramíneas cespitosas, que tienen marcado carácter estrés-tolerante.

- La recuperación hacia el espectro biológico inicial se manifiesta progresivamente a lo largo de los tres años muestreados, siendo ya patente en el último año. Algunos tipos biológicos manifiestan un «efecto péndulo», esto es, las desviaciones de proporción respecto

a los testigos que generan en principio las perturbaciones, se atenúan al tercer año y el cuarto cambian de sentido. Hay tipos biológicos cuyas proporciones no manifiestan una tendencia lineal en el sentido de la sucesión y, probablemente, estén más influenciadas por las fluctuaciones climáticas interanuales.

4.4.1.4. Análisis de la variación de tipos biológicos en función de su biomasa, a lo largo del primer año tras las perturbaciones

En lo comentado hasta ahora sobre espectros de tipos biológicos, la importancia de los mismos era valorada en función de su cobertura. Sin embargo este método puede infravalorar aquellos tipos biológicos compuestos por plantas con una estructura de desarrollo vertical, en favor de aquéllas con expansión lateral. Otro método de estimar la importancia relativa de los tipos biológicos consiste en calcular la proporción de biomasa que aporta cada uno, aunque en este caso las plantas más grandes pueden ocultar las tendencias de las más pequeñas (por ejemplo de las anuales).

En este apartado se comparan los espectros obtenidos en el verano del año 1989 (primero tras las perturbaciones) a partir de la biomasa (Figura 4-14 y Figura 4-15), con los de la cobertura recogidos en el verano de 1990 (Figura 4-10 y Figura 4-11). Dado que se carece de ambos datos para el mismo año, hemos optado por comparar únicamente las parcelas testigo, asumiendo que su espectro no variará mucho de un año al siguiente.

Por otra parte el muestreo de 1989 sobre biomasas se repitió para las cuatro estaciones, de forma que nos permite conocer de forma detallada los primeros cambios producidos en el espectro de tipos biológicos inmediatamente después de las perturbaciones.

a) Comparación de los espectros biológicos obtenidos con biomasas y con coberturas

Por norma general no oscila mucho el orden de importancia de los biotipos, sean considerados sobre biomasas o sobre coberturas, aunque algunos de ellos pueden oscilar (por ej. anuales y leguminosas). No se han podido encontrar proporciones biomasa/cobertura comunes a todas las comunidades para cada tipo biológico. A continuación se comentan algunas de las tendencias encontradas:

- Las plantas anuales suelen aportar mayor proporción al espectro analizado por coberturas que por biomasas. Así en la localidad 1, donde tiene bastante importancia por cobertura, casi desaparece del espectro de biomasa (Figura 4-10, Figura 4-11, Figura 4-14 y Figura 4-15).

- Las gramíneas de hoja ancha aportan más en biomasa que en cobertura en las partes altas de las localidades 2 y 4, pero esta tendencia se invierte en 3b.

- Las «otras herbáceas perennes» aportan mayor porcentaje al espectro de biomasa en 3b y 1a, ocurriendo lo contrario en 2b y 1b.

- Las leguminosas disminuyen enormemente su aportación cuando se estiman por coberturas en 2b y 3b respecto al espectro de biomasas.

Como se puede ver no hay tendencias comunes de los tipos biológicos en la variación de aportación a uno y otro tipo de espectros. Esto demuestra que la composición específica de cada comunidad hace que los tipos biológicos estén compuestos por especies diferentes, cuya forma de estructurar la biomasa cambia de unas localidades a otras.

b) Evolución del espectro de tipos biológicos durante el primer año tras las perturbaciones

En la Figura 4-14 y Figura 4-15 se puede observar cómo varía estacionalmente el espectro de tipos biológicos respecto a la parcela testigo, inmediatamente después de las perturbaciones, en las ocho comunidades. De ella se obtienen los siguientes comentarios:

- La exclusión de pastoreo (C) hace que aumente la biomasa en casi todos los casos respecto a la parcela testigo. En las localidades 2 y 3 este aumento se produce primordialmente a costa de plantas anuales, en 1a de plantas con rosetas y en 1b de gramíneas de hoja ancha. En la localidad 4 las fluctuaciones son menores. Generalizando se puede decir que el espectro no sufre grandes cambios de proporciones por efecto de este tratamiento, y los tipos que aumentan su dominancia corresponden con los más importantes de las parcelas testigo.

- El roturado con cercado (C+R) suele provocar una caída de biomasa, aunque en algunos casos tiene lugar una fuerte recuperación en el invierno (1, 3b y 4a), incluso en primavera (2b y 3a). Esta recuperación suele hacerse a costa del tipo biológico que más abundaba previamente, aunque en 1a hay una entrada de rosetas, que no se aprecia en la parcela testigo, y en 3b de gramíneas de hoja ancha. Los tipos menos frecuentes desaparecen. En 4b apenas se inicia la recuperación.

- El roturado (R) también conduce a una reducción de biomasa, con recuperación a partir de los biotipos más frecuentes en la parcela testigo (leguminosas -1b-, anuales, rosetas y gramíneas de hoja ancha -2b-, leguminosas -4a-). La recuperación de biomasa suele ser menor que en C+R como consecuencia del pastoreo. En las comunidades 1a y 4b apenas hay recuperación durante este año.

De este muestreo se puede concluir que no suele haber un tipo biológico favorecido por las perturbaciones, sino que la recuperación se hace a partir de aquéllos que eran más frecuentes previamente a la perturbación.

4.4.2. Diversidad

La diversidad biológica resulta ser una de las propiedades relacionadas con el origen y la historia de los ecosistemas e indica su organización y función actual. En la diversidad influyen gran cantidad de factores, por lo tanto, es difícil explicar sus patrones de variación espaciales y temporales.

Algunos de los factores que producen cambios en la diversidad son la variabilidad espacial, la intensidad de pastoreo, la sucesión secundaria, la altitud y la variación meteorológica interanual (ver ref. en Montalvo *et al.*, 1993 a).

Los cambios que inducen las perturbaciones experimentales ayudan a entender los procesos implicados en la determinación de la diversidad. Pero tales cambios pueden ser distintos en función de la comunidad o de otro tipo de factores espaciales y temporales.

En este apartado, en primer lugar, se analizará la relación que existe entre diversidad, la densidad de especies por unidad de muestro, la riqueza y la equitatividad para evaluar la posibilidad de usar alguno de estos parámetros como descriptor de la diversidad.

A continuación se evaluará el efecto que tienen distintos factores sobre la diversidad. Estos factores son de tres tipos:

a) Factores espaciales

a.1 Altitud. Este factor está asociado a cambios mesoclimáticos, de forma que a medida que aumenta la altitud, disminuyen las temperaturas y aumentan las precipitaciones. En los ambientes mediterráneos Montalvo *et al*. (1993 a) han encontrado una reducción de la diversidad asociada a la menor variabilidad ambiental que tiene lugar con el acortamiento del periodo árido estival. La variabilidad ambiental temporal se considera como un mecanismo regulador de la diversidad porque induce interrupciones y reversiones de las interacciones competitivas de las especies y promueve la coexistencia (Pielou, 1975; Huston, 1979).

a.2 Geomorfología. Las diferencias ambientales entre partes altas y bajas de ladera se

basan en que las primeras se comportan como exportadoras de recursos (agua y nutrientes), que van a acumularse en las segundas. Las segundas presentan en principio condiciones ambientales más favorables lo que incrementa la probabilidad de albergar un mayor número de especies. Esperamos por tanto que la diversidad aumente hacia las partes bajas.

b) Factores temporales

Cabe esperar que existan cambios de diversidad asociados a los cambios meteorológicos interanuales, especialmente a las precipitaciones. Esperamos que las especies anuales fluctúen en función de las condiciones de germinación del año, afectando así a la diversidad. Se analizarán los años 1990, 1991 y 1992 (segundo, tercer y cuarto año respectivamente, tras las perturbaciones).

c) Perturbaciones

c.1. Cercado. El pastoreo produce una compleja acción sobre la estructura de los pastos. Los herbívoros generan un proceso de selección de especies mediante el pisoteo y la defoliación, y además afectan a la dispersión y establecimiento de especies. De este modo el pastoreo puede reducir la competencia entre especies y promover su coexistencia (Harper, 1969). En consecuencia la supresión del pastoreo mediante el cercado puede reducir la diversidad.

c.2 Roturado. Esta perturbación, en principio, reduce la cobertura de las especies y su diversidad, pero al mismo tiempo, genera un espacio disponible para la regeneración y entrada de especies. Esperamos que en las parcelas roturadas se aprecie a lo largo de los años una recuperación de la diversidad.

c.3 Roturado más cercado. En estas parcelas se analiza la evolución de la diversidad cuando la comunidad no está sometida a pastoreo. La comparación de éste tratamiento con el anterior permite conocer cómo afecta el pastoreo al proceso de sucesión secundaria.

4.4.2.1. Relación de la diversidad con otros descriptores equivalentes

En la Figura 4-16 se muestra la relación obtenida mediante regresión de la diversidad (H') con a: la riqueza de especies (S'), b: la equitatividad (J') y c: la densidad de especies (D).

a) La riqueza puede predecir la diversidad a partir de la siguiente ecuación binomial:

$$H' = 1.22 + 1.12\ S' - 0.001\ S'^2;\ r = 0.85;\ p << 0.001$$

b) La equitatividad se correlaciona con la diversidad de forma altamente significativa, tanto mediante regresión lineal:

$$H' = 6.50\ J' - 1.36;\ r = 0.85;\ p << 0.001$$

c) La densidad media de las especies en las unidades de muestreo también estima a la diversidad mediante regresión cuadrática:

$$H' = -\ 0.28 + 0.42\ D - 0.01\ D^2;\ r = 0.90;\ p << 0.001$$

d) Por último se analizó también la calidad de la densidad de especies como estima de la riqueza, obteniéndose una regresión lineal:

$$J' = -\ 1.99\ D - 0.73\ r = 0.91;\ p << 0.001$$

Estos resultados son similares a los que obtiene Montalvo (1992) en pastizales del Sistema Central.

4.4.2.2. Cambios de la diversidad en función de distintos factores de variación

a) Factores espaciales

Se estudia cómo afectan los factores espaciales (altitud y geomorfología) a la estructura de la comunidad, descrita mediante los cuatro parámetros citados. Para ello solamente se tienen en cuenta las parcelas testigo, eliminando así la variabilidad introducida por las perturbaciones. El método utilizado es un ANOVA bifactorial, que informa de las significación de las diferencias introducidas por los factores, así como de la interacción entre ellos.

Los resultados aparecen en la Tabla 4-18. En ella se puede apreciar que ambos factores individualmente producen variaciones significativas en la diversidad, densidad, riqueza y equitatividad. Todos estos parámetros presentan valores más altos de densidad en la localidad 2 seguida de la 3, la 1 y la 4 (Tabla 4-19). Por otra parte también se observan valores de diversidad significativamente más altos en las partes bajas de ladera. La interacción entre altitud y geomorfología no es significativa.

	Factor de variación	gl.	F	p
a) Densidad	Localidad (A)	3	8.80	< 0.01
	Geomorfología (B)	1	8.01	< 0.05
	AxB	3	0.09	ns
	Error	16		
b) Diversidad	Localidad (A)	3	27.99	< 0.001
	Geomorfología (B)	1	29.75	< 0.001
	AxB	3	0.06	ns
	Error	16		
e) Riqueza	Localidad (A)	3	18.23	< 0.001
	Geomorfología (B)	1	14.12	< 0.05
	AxB	3	0.75	ns
	Error	16		
d) Equitatividad	Localidad (A)	3	7.78	< 0.05
	Geomorfólogía (B)	1	15.54	< 0.01
	AxB	3	1.69	ns
	Error	16		

ns: no significativo (p > 0.05)

Tabla 4-18

Influencia de los factores altitud y geomorfología sobre la densidad, diversidad, riqueza y equitatividad de las comunidades herbáceas, analizadas en las parcelas testigo, a lo largo de tres años de observación. El análisis se hace niediante un ANOVA bifactorial.

Factores de variación				
Altitud	Localidad 1	Localidad 2	Localidad 3	Localidad 4
	13.6 ab	19.7 c	15.2 b	13.2 a
Geomorfología	Bajo	Alto		
	16.9 a	14.0 a		
Año	1990	1991	1992	
	15.2 a	14.0a	17.0 b	

Tabla 4-19

Comparaciones, mediante análisis de la varianza, de la densidad media de especies por unidad de muestreo (número de especies / 0.25 m^2) en las parcelas testigo, según tres factores de variación: altitud, geomorfología y año de muestreo. Letras minúsculas diferentes entre columnas indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los distintos "niveles de cada factor" test PLSD de Fisher. Las medias están expresadas en densidad real de especies, aunque la significación se ha obtenido mediante la transformación log x_i de los datos, para obtener requisitos de normalidad (Zar, 1984).

Los resultados del factor altitud no concuerdan con lo esperado. En nuestro caso hay un factor adicional asociado a las distintas localidades, además de la altitud, que es el manejo. Las localidades 1 y 4 son pastos y las 2 y 3 prados. Este factor parece ser más importante que la altitud en el control de la diversidad, con valores de la misma más altos en los prados y más bajos en los pastos.

Como esperábamos, los valores de diversidad son significativamente mayores en la posiciones bajas de ladera, debido al acúmulo de recursos que en ellas se produce. Sin embargo Montalvo *et al*. (1993 a) no encuentran este resultado en un experimento similar llevado a cabo en pastos del Sistema Central, donde fueron pocas las diferencias significativas provocadas por este factor.

b) Variaciones temporales de la densidad de especies

También se ha analizado en las parcelas testigo cómo varía la densidad a lo largo de tres años. Esperamos que esta variabilidad se explicase mediante las fluctuaciones meteorológicas interanuales.

En este apartado y en el siguiente tan solo se utilizó la densidad de especies para los análisis estadísticos, dada la alta correlación que presentan los cuatro descriptores, y que, como se muestra en el apartado anterior, responden de la misma forma a las variaciones de factores.

Sobre la densidad las parcelas testigo se realizaron ANOVAs bifactoriales que combinaban el factor año con los factores espaciales. Dado que no se obtuvo ninguna interacción significativa, solamente se muestra en la Tabla 4-19 el resultado del análisis monofactorial, utilizando el año como única fuente de variación. En ella se aprecia que existen diferencias significativas entre el último año de estudio y los otros dos. No se puede dar una explicación climática a ésto, ya que los valores usados en este análisis pertenecen a las cuatro localidades y cada una presentó un régimen pluviométrico distinto.

c) Variaciones de la densidad de especies en función de las perturbaciones

En los apartados anteriores se ha demostrado que los factores altitud, geomorfología y año producen diferencias significativas en la densidad de especies. Por ello, las comparaciones de densidad entre zonas sometidas a distintas perturbaciones se harán para cada caso de año, altitud y geomorfología. De esta forma se podrá saber si alguno de estos factores altera el efecto de las perturbaciones sobre la densidad.

También se procederá al análisis de las variaciones temporales (año) y espaciales (altitud y geomorfología) en las parcelas perturbadas para cada caso y compararemos sus respuestas con aquéllas mostradas por las parcelas testigo en los apartados anteriores.

En concreto nos planteamos las siguientes cuestiones:

- Qué efecto producen las perturbaciones sobre la densidad de especies en cada comunidad y cada año.

- Cómo varía la densidad a lo largo de los tres años de estudio, en cada comunidad y cada tratamiento.

- Cómo varía la densidad entre las distintas posiciones de ladera para cada combinación de perturbación, año y altitud.

- Cómo varía la densidad entre las cuatro altitudes para cada combinación de geomorfología, perturbación y año.

c.1. Comparaciones entre perturbaciones

En la Tabla 4-20 se puede ver cómo varía la densidad para cada tratamiento en cada comunidad. Se puede concluir lo siguiente:

Sólamente en algo más de la mitad de las parcelas las diferencias de densidad de especies entre tratamientos no son significativas. No existen patrones evidentes de respuesta de la densidad, que se puedan asociar a un tipo concreto de perturbación. Solamente se aprecia que en la mayoría de los casos en que hay diferencias significativas de densidad entre tratamientos, las parcelas cercadas suelen tener los valores más bajos (letra a, Tabla 4-20).

BIBLIOTECA VIRTUAL
MIGUEL DE CERVANTES

Localidad	Geomorfología	Perturbación	Año 1990	1991	1992
4	b	C	-	b	-
		T	-	b	-
		C+R	-	a	-
		R	-	a	-
	a	C	-	a	-
		T	-	b	-
		C+R	-	a	-
		R	-	a	-
3	b	C	a	a	-
		T	a	ab	-
		C+R	b	b	-
		R	a	ab	-
	a	C	-	-	-
		T	-	-	-
		C+R	-	-	-
		R	-	-	-
2	b	C	-	-	ab
		T	-	-	bc
		C+R	-	-	a
		R	-	-	c
	a	C	a	a	a
		T	b	b	bc
		C+R	b	b	ab
		R	b	b	c
1	b	C	b	-	-
		T	b	-	-
		C+R	a	-	-
		R	a	-	-
	a	C	a	-	a
		T	a	-	C
		C+R	a	-	ab
		R	b	-	bc

Tabla 4-20
Cornparaciones, mediante análisis de la varian2a, de la densidad de especies entre distintos tratamientos, para cada comunidad y cada año. El guión indica la no existencia de diferencias significativas entre tratamientos. Letras minúsculas diferentes entre filas indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los distintos "niveles de cada factor" test PLSD de Fisher. La significación se ha obtenido mediante la transformación log xi de los datos, para obtener requisitos de normalidad (Zar, 1984). (C: cercado, T: testigo, C+R: cercado más roturado, R: roturado. a: ladera baja, b: ladera alta).

En el experimento mencionado en el Sistema Central (Montalvo *et al*., 1993 a), se encuentra que las parcelas roturadas al segundo año de la perturbación ya alcanzan los valores de densidad de especies del pasto no perturbado. Nosotros no hemos recogido esa respuesta inicial ya que el muestreo se inició a partir del segundo año.

En el tratamiento cercado estos autores normalmente no encuentran grandes diferencias a corto plazo respecto a las parcelas testigo. Sin embargo con el tiempo tiene lugar una caída de la densidad de especies, muy patente ya al tercer año tras la perturbación. Este fenómeno también lo observa en las parcelas roturadas con ausencia de pastoreo (C+R).

c.2. Comparaciones interanuales (segundo, tercero y cuarto año tras la perturbación)

Los resultados de los análisis de varianza correspondientes aparecen en la Tabla 4-21. Las conclusiones que se pueden obtener son las siguientes.

Localidad	Geomorfología	Perturbación	Año 1990	Año 1991	Año 1992	Signific. ANOVA
		C	11.8	12.6	13.2	ns
	b	T	10.8	12.0	12.6	ns
		C+R	9.2	10.2	10.4	ns
4		R	8.8	10.2	10.4	ns
		C	16.8	13.0	14.4	ns
	a	T	13.0	14.6	16.0	ns
		C+R	10.6	9.6	9.8	ns
		R	12.0	12.6	14.8	ns
		C	11.4	9.6	13.8	ns
	b	T	13.2	14.8	15.6	ns
		C+R	17.2	14.0	15.0	ns
3		R	12.4	12.4	14.8	ns
		C	15.4 b	9.4 a	16.4 b	**
	a	T	16.8	14.6	18.0	ns
		C+R	19.2 b	11.0 a	16.6 b	**
		R	21.0 b	12.0 a	18.4 b	**
		C	13.8	16.2	15.2	ns
	b	T	17.4	18.4	19.8	ns
		C+R	13.8	17.6	14.8	ns
2		R	15.8	18.4	22.0	ns
		C	14.0	13.6	17.2	ns
	a	T	21.8	19.0	22.0	ns
		C+R	21.2	20.8	19.6	ns
		R	21.4	19.4	24.2	ns
		C	15.6 b	8.2 a	12.0 b	**
	b	T	15.0 b	9.4 a	10.8 a	***
		C+R	9.4	7.4	9.4	ns
1		R	10.2	7.6	8.8	ns
		C	12.8	10.2	13.8	ns
	a	T	13.8 b	11.2 a	12.4 c	***
		C+R	14.0	12.0	15.4	ns
		R	19.0 b	14.6 a	20.4 b	*

ns: $p \geq 0.05$; *: $0.01 \leq p < 0.05$; **: $0.001 \leq p < 0.001$; ***: $p \leq 0.001$

Tabla 4-21
Comparaciones, mediante análisis de la varianza, de la densidad de especies entre distintos años, para cada localidad y cada perturbación. Letras minúsculas diferentes entre columnas indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los distintos «niveles de cada factor» test PLSI) de Fisher. Las medias están expresadas en densidad real de especies (ver texto), aunque la significación se ha obtenido mediante la transformación log x_i de los datos, para obtener requisitos de normalidad (Zar, 1984). (C: cercado, T: testigo, C+R: cercado más roturado, R: roturado. a: ladera baja, b: ladera alta).

En la mayoría de los casos no existen cambios significativos a lo largo de los tres años, ni en las parcelas testigos ni en las perturbadas. Pero cuando los hay (localidades 1 y 3) suelen estar producidos por un descenso de la densidad en el año 1991. Tal descenso se puede asociar a una bajada en la cobertura de especies anuales que detectamos en este año (ver apartado de tipos biológicos).
Tabla 4-20

En la localidad 1 la precipitación de primavera fue inusualmente baja y pudo dificultar la germinación y desarrollo de las especies anuales. Sin embargo en la 3, no solo no ocurre ésto, sino que la precipitación primaveral del 91 es más alta que en los otros dos años. Tal vez haya que buscar la explicación en la temperatura, ya que el frío también puede dificultar el desarrollo de las anuales, pero no contamos con estos datos en ninguna estación

suficientemente cercana. De todas formas, acudiendo al registro de temperaturas que menos distaba de nuestro área de muestreo (Embalse del Porma), encontramos que las temperaturas de enero a abril fueron bastante más bajas en el 91.
Tabla 4-21

La tendencia que aparece en este apartado no concuerda exactamente con aquélla de las parcelas testigo, donde la mayor densidad correspondía al año 92 y el 90 y 91 no diferían significativamente. Es posible que las perturbaciones hagan a las parcelas más sensibles a las variaciones climáticas, ya que aún no han alcanzado un estado de equilibrio. Sin embargo este efecto quedaría más amortiguado en las parcelas testigo que están bien establecidas.

c.3. Variaciones entre posiciones de ladera contrastadas

Cuando existen diferencias significativas entre las densidades de las dos partes de la ladera, siempre están los valores más altos en las partes bajas (Tabla 4-22). Esta tendencia concuerda con la de las parcelas testigo y con nuestra hipótesis. Las respuestas parecen ser independientes de la perturbación recibida.

			Geomorfología					Geomorfología	
Localidad	Pertur-bación	Año	Bajo	Alto	Locafidad	Pertur-bación	Año	Bajo	Alto
		1990	-	-			1990	b	a
	C	1991	-	-		C	1991	-	-
		1992	-	-			1992	-	-
		1990	-	-			1990	-	-
	T	1991	-	-		T	1991	b	a
2		1992	-	-	4		1992	b	a
		1990	b	a			1990	-	-
	C+R	1991	-	-		C+R	1991	-	-
		1992	-	-			1992	-	-
		1990	-	-			1990	-	-
	R	1991	-	-		R	1991	-	-
		1992	-	-			1992	-	-
		1990	-	-			1990	b	a
	C	1991	-	-		C	1991	a	a
		1992	-	-			1992	a	a
		1990	-	-			1990	-	-
	T	1991	b	a		T	1991	-	-
1		1992	b	a	3		1992	-	-
		1990	b	a			1990	-	-
	C+R	1991	b	a		C+R	1991	-	-
		1992	b	a			1992	a	a
		1990	b	a			1990	b	a
	R	1991	b	a		R	~99 I	-	-
		1992	b	a			1992	-	-

Tabla 4-22
Coparaciones, mediante análisis de la varianza, de la densidad de especies entre las dos posiciones geomorfológicas. El guión indica la no existencia de diferencias significativas entre las dos posiciones geomorfológicas. Letras minúsculas diferentes entre columnas indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los distintos «niveles de cada factor» test PLSD de Fisher. La significación se ha obtenido mediante la transformación log x_i de los datos, para obtener requisitos de normalidad (Zar, 1984). (C: cercado, T: testigo, C+R: cercado más roturado, R: roturado).

En la localidad 1 es donde más diferencias significativas existen entre la densidad de especies de las partes alta y baja de ladera. La explicación puede estar en que ésta es la que tiene un carácter mediterráneo más marcado (ver Figura 2-7 y Figura 2-8), de forma que la parte alta de ladera se ve sometida a un doble estrés, uno de origen climático, condicionado

por las bajas precipitaciones estivales, y otro de origen geomorfológico, por exportar agua y nutrientes hacia posiciones más bajas.

c.4. Variaciones entre comunidades

Tanto en las parcelas sin perturbación (T) como en las roturadas (R) y las roturadas más cercadas (C+R), existen diferencias significativas de la densidad de especies entre las 4 localidades (Tabla 4-23). Tales diferencias son inherentes a la estructura de la comunidad, apreciándose mayores densidades en las localidades 2 y 3, más asimilables a prados, y menores en la 1 y 4, que son pastizales propiamente dichos. Estas diferencias se mantienen en las distintas posiciones de ladera, a lo largo de los tres años de estudio y son semejantes a las de las parcelas testigo.

			Altitud			
Perturbación	Año	Geomorfólog.	1	2	3	4
	1990	Alto	-	-	-	-
		Bajo	-	-	-	-
C	1991	Alto	a	e	b	e
		Bajo	-	-	-	-
	1992	Alto	-	-	-	-
		Bajo	-	-	-	-
	1990	Alto	b	e	ab	a
		Bajo	a	b	a	a
T	1991	Alto	a	e	b	ab
		Bajo	a	b	a	a
	1992	Alto	a	e	b	ab
		Bajo	b	b	ab	a
	1990	Alto	a	b	e	a
		Bajo	b	e	e	a
C+R	1991	Alto	a	e	b	a
		Bajo	a	b	a	a
	1992	Alto	a	e	b	a
		Bajo	b	e	b	a
	1990	Alto	ab	e	b	a
		Bajo	b	b	b	a
R	1991	Alto	a	e	b	ab
		Bajo	a	b	a	a
	1992	Alto	a	e	b	a
		Bajo	b	e	ab	a

Tabla 4-23
Comparaciones, mediante análisis de la varianza, de la densidad de especies entre distintos distintas altitudes. El guión indica la no existencia de diferencias significativas entre localidades (altitudes). Letras minúsculas diferentes entre columnas indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los distintos «niveles del factor» test PLSD de Fisher. La significación se ha obtenido mediante la transformación log x_i de los datos, para obtener requisitos de normalidad (Zar, 1984). (C: cercado, T: testigo, C+R: cercado más roturado, R: roturado).

El tratamiento cercado muestra una respuesta diferente, ya que únicamente se aprecia una diferencia significativa entre las parcelas cercadas de las cuatro localidades (concretamente entre las parcelas situadas en la zona alta de ladera muestreadas en el año 91). Se puede interpretar que el cercado, al evitar la entrada de ungulados, provoca unos cambios en la estructura comunes a todas las localidades y que se superponen a sus diferencias estructurales iniciales -que se debían precisamente a la diferencia de manejo-.

4.4.2.3. Conclusión

Estos análisis muestran el impacto que tienen distintos factores en la estructura de la comunidad, estimada a partir de la densidad media de especies por unidad de muestreo. Hemos observado que la posición geomorfológica (posiciones alta y baja de ladera) y el manejo a que son sometidas las comunidades (tipo prado en las localidades 2 y 3, y pasto en la 1 y 4) producen efectos importantes en este parámetro y, en consecuencia, en la diversidad. Sin embargo las perturbaciones experimentales, a partir del segundo año, ya no muestran apenas diferencias significativas entre ellas ni respecto a las testigo. Tan solo se aprecia cierta tendencia a que la densidad de especies disminuya cuando se elimina el pastoreo mediante cercado.

Por último las variaciones de precipitación interanuales pueden tener gran importancia en el control de la densidad de especies de las comunidades. Posiblemente este efecto se manifiesta a través de la presencia o ausencia de especies anuales, que no germinan en condiciones desfavorables.

Tabla 4-23

BIBLIOTECA VIRTUAL MIGUEL DE CERVANTES

Capítulo 5: Cambios estructurales en la comunidad de matorral-pasto

5.1. Introducción

5.1.1. Origen e importancia de las formaciones de matorral

Desde el punto de vista ecológico, las comunidades de matorral de zonas templadas representan etapas seriales de la degradación del bosque climácico, siendo decisiva la influencia de las diversas intervenciones humanas en la estructura y evolución de dichas formaciones arbustivas. Sauvage (1961) definió los matorrales como «bosquete de plantas leñosas, nanofanerófitas o caméfitas, que pueden tener origen natural o artificial»; este último origen consiste en la degradación de bosque arbóreo a través de la quema, la tala o el sobrepastoreo.

Las tres actividades mencionadas, directamente ligadas al hombre, son las causas que la mayor parte de los autores citan como posible origen de la comunidades de matorral:

- El incendio de masas arbóreas ha sido utilizado desde la antigüedad por ser el medio más simple para destruir la vegetación de bosque, incompatible con el aprovechamiento intensivo del suelo (agricultura y ganadería). Esta causa de alteración, todavía sigue siendo un fenómeno frecuente debido, por una parte, a que los ecosistemas mediterráneos son enormemente propicios a la instalación y propagación del fuego y, por otra, a la negligencia o intencionalidad humana. Extensas áreas que inicialmente estaban cubiertas por bosques han quedado reducidas a etapas seriales de matorral (Naveh, 1975; Tomaselli, 1977; Trabaud, 1991).

- Deforestación de bosques, bien mediante corta de ramas o tala de ejemplares arbóreos completos, con doble finalidad: la de conseguir madera para uso doméstico o para la obtención de nuevas tierras de cultivo (Le Houerou, 1981 c).

- El pastoreo es la tercera actividad que ha producido una degradación de las masas arbóreas en la región mediterránea (FAO, 1968; Luis *et al.,* 1988). Los distintos tipos de ganado (bovino, ovino, caprino y porcino) explotan con mayor eficacia partes distintas de la comunidad vegetal. En cualquier caso, la sobreexplotación de la vegetación por el ganado puede llegar a impedir la regeneración del bosque. La escasez de alimento lleva, en muchos casos, a que el ganado introduzca en su dieta brotes tiernos de árboles e incluso llegue a utilizar como alimento el follaje de éstos, con el consiguiente perjuicio para las formaciones forestales.

Otro origen de las formaciones de matorral, que ya fue tratado ampliamente en el Capítulo 1, es a consecuencia del abandono de los pastos, con la consiguiente evolución hacia estados más maduros, cuya primer etapa sucesional consiste en la entrada del matorral (Celada *et al*., 1989; Lasanta, 1989; Zuazúa, 1987).

El papel del matorral en el equilibrio de los ecosistemas mediterráneos, en particular los utilizados por el hombre con fines agrícolas -agroecosistemas-, es fundamental por numerosas razones: por su adaptación ecofisiológica a las condiciones climáticas (con bajos valores de evapotranspiración en verano y crecimiento rápido en invierno y primavera); su acción protectora del suelo al disminuir la energía cinética de la lluvia y reducir la escorrentía; como indicador de diferentes condiciones ecológicas y características de los suelos y, por último, cabe destacar su utilización por parte de muchos animales silvestres, en especial herbívoros ramoneadores, como alimento y/o como refugio. Reconociendo la importancia estratégica de las formaciones arbustivas para la conservación de los recursos, se han realizando estudios sobre la influencia que la explotación del bosque y la supresión del

matorral tienen sobre la cantidad y calidad del agua de las cuencas (Sopper, 1975; Likens y Bormann, 1978; Belmonte y Romero, 1994; Gallart y Llorens, 1994), sobre la erosión y degradación de los suelos (Debano, 1977; Francis y Thornes, 1990; Ruiz-Flaño, 1993; Edeso *et al.*, 1994; González del Tánago *et al.*, 1994), y sobre la fauna.

5.1.2. El matorral como fase de recuperación del bosque

La recuperación de la vegetación tras una perturbación ha sido estudiada desde distintas perspectivas, pero quizás la más generalizada es la de la regeneración de matorrales tras el fuego (Thrower y Bradbury, 1977; di Castri *et al.,* 1981; Keeley, 1984; Dell *et al.,* 1986; Fernández, 1991; Calvo, 1993). El fuego es un elemento frecuente en la historia de los ecosistemas de clima mediterráneo. Aunque puede tener orígenes naturales (rayos, erupciones volcánicas, etc.), son más comunes las causas de tipo antrópico (Trabaud, 1981). Las formaciones de matorral, en especial en condiciones de clima mediterráneo, se ven favorecidas por las quemas periódicas, debido en gran parte a las elevadas temperaturas que se alcanzan en el período estival y por las prolongadas sequías que se producen durante este período.

La regeneración puede iniciarse por varias vías, bien por germinación de semillas disponibles en el suelo -banco de semillas-, bien por crecimiento vegetativo de los órganos no afectados o, simultáneamente, por ambas vías (Naveh, 1975; Arianoutsou, 1979; Trabaud, 1980, 1990; Casal, 1982; Tárrega y Luis, 1987; etc).

Dependiendo de la estrategia de regeneración, Naveh (1973) clasificó los matorrales en dos grupos: rebrotadores facultativos y rebrotadores obligados.

- Rebrotadores obligados. Aquellos que se regeneran vegetativamente mediante estructuras subterráneas o aéreas que no han sido afectas por la perturbación. Según Keeley (1986), este grupo de especies es muy abundante en la cuenca del mediterráneo.

- Rebrotadores facultativos. Son aquellos que pueden perpetuarse tanto por vía germinativa como vegetativa. Este grupo de especies es menos abundante que el anterior en la cuenca mediterránea (Keeley, 1986).

Keeley (1983) completó esta clasificación añadiendo los germinadores obligados:

- Germinadores obligados. Matorrales que producen semillas y solamente se pueden perpetuar mediante la germinación de éstas. Hay especies que producen semillas, resistentes al fuego. En muchos casos la germinación puede verse favorecida por el fuego e incluso, en otras, es imprescindible que este se produzca.

Por otro lado, la regeneración tras el fuego de algunas especies de matorral no mediterráneo, presenta también las dos vías: germinativa y vegetativa (Gill y Groves, 1981; Casal *et al.,* 1984). Sin embargo, según Keeley (1986), las comunidades de matorral mediterráneo son las únicas que tienen especializado su ciclo reproductivo para afrontar la posibilidad de fuego. Trabaud (1987) afirma que estos mecanismos no tienen por qué haberse desarrollado necesariamente como una forma selectiva al fuego, pues este tipo de matorrales se manifiesta de forma similar frente a otras perturbaciones (tala, pastoreo, etc.), que han sido utilizadas como prácticas habituales desde la antigüedad.

En numerosos casos se ha observado un considerable aumento de la germinación de semillas tras el fuego. Esto puede estar ocasionado por la ruptura de la capa protectora externa de las semillas a consecuencia de las altas temperaturas, de las fluctuaciones de temperaturas, o al efecto detergente de las cenizas (Trabaud, 1980; Pereiras, 1984). Otras causas pueden deberse a la inactivación de los inhibidores, sensibles a las temperaturas, presentes en el suelo (Keeley, 1977), a la activación de los sistemas fitocrómicos como

resultado de la aparición de las primeras hojas (Margaris, 1981) o, por último, verse favorecidas por la dispersión de semillas (Kruger, 1979).

La vía vegetativa es la seguida por muchas especies de matorral que presentan capacidad de rebrote tras el fuego (Gill y Groves, 1981; Margaris, 1981; Abril y Gracia 1989; Canadell y Roda, 1989). El rebrote vegetativo de las especies arbustivas puede estar asegurado mediante varios mecanismos que les permiten proteger la yemas reproductivas, como corteza gruesa, densa roseta basal o tallos enterrados en el suelo (Gill, 1977). En los dos últimos casos la recuperación se realiza a partir de órganos reproductores enterrados a escasa profundidad. Mullette y Bamber (1978) señalan que en estas estructuras se almacenan carbohidratos, nutrientes minerales o reservas de agua, lo que permite una rápida recuperación. Este es el principal mecanismo de respuesta que las especies leñosas en la comunidad de matorral adoptan al ser sometidas a incendios (Sanroque *et al*., 1985; Mansanet Terol, 1987; Perrinet, 1987; Casal *et. al.,* 1990).

La recuperación tras el fuego de una especie, tanto por vía vegetativa como germinativa, es variable y depende del tipo de fuego, intensidad, frecuencia, estación del año, topografía, densidad y edad de la población anterior (Keeley y Zedler, 1978; Gill y Groves, 1981; Trabaud 1989).

A su vez, cualquier tipo de perturbación que incide sobre la comunidad arbustiva también repercute directa o indirectamente sobre la vegetación herbácea, y ésta puede adoptar estrategias de regeneración similares a las del matorral. El poder regenerador de la vegetación herbácea se manifiesta ya en las primeros etapas, debido principalmente a que los espacios libres que quedan tras el incendio son ocupados mediante los mecanismos germinativos y vegetativos que muestra este tipo de vegetación (Naveh, 1974).

Tras un incendio se desencadenan procesos de sucesión secundaria que provocan que la vegetación herbácea alcance sus máximos porcentajes en los primeros estadios. Según estudios realizados por Ahlgren (1960), la vegetación herbácea domina durante las tres primeras estaciones de crecimiento y posteriormente es sustituida por matorral. Los principales cambios que se producen están relacionados con la composición específica, la diversidad y la estructura (Purdie y Slatyer, 1976; Gill y Groves 1981; Peco *et al.,* 1983).

Según Abugov (1982), el efecto de una determinada perturbación en una especie depende de varios factores: la abundancia relativa de la especie en la comunidad, la sensibilidad de esta especie y las posibilidades de colonización frente a los cambios producidos por la perturbación. El fuego cuando no es muy intenso, puede influir beneficiosamente en la germinación de las especies herbáceas, pues actúa sobre diversos mecanismos a través de los cuales se estimula: a) la ruptura de la cubierta vegetal, b) inactivación de los agentes inhibidores presentes en el suelo, c) activación de los sistemas fitocrómicos como resultado de las primeras hojas (Margaris, 1981).

5.2. Objetivos

Teniendo en cuenta las consideraciones antes expuestas y de acuerdo con la problemática general que establecimos en la presentación e introducción de esta memoria, en el presente Capítulo nos planteamos los siguientes objetivos:

1. Estudio de la influencia que distintas perturbaciones experimentales (poda, desbroce y quema) realizadas sobre la comunidad de matorral con dominancia de *Cytisus scoparius*, han ejercido sobre su respuesta regenerativa. Características y evolución de las matas de *Cytisus scoparius* tras la perturbación.

2. Efecto que los tratamientos realizados sobre el matorral, combinados con las

densidades de carga ganadera han ejercido sobre la comunidad herbácea, en los aspectos de

a) Producción

b) Estructura de la comunidad

3. Conocer el papel que la acción de los herbívoros (pastoreo, ramoneo, pisoteo) juega en la evolución de la estructura del matorral. Valorar hasta que punto dicho papel puede ser modificado o potenciado por acciones suplementarias sobre el matorral.

5.3. Muestreo

El diseño experimental que ha servido de base para la realización de este Capítulo ha sido descrito en el Material y métodos generales (apartados de recuperación del matorral hacia pastos, ver Figura 2-2).

Para alcanzar los objetivos planteados se han realizado dos muestreos específicos (M) por año, coincidiendo con los dos episodios de introducción del hato de cabras en las parcelas. En cada muestreo se han controlado distintos tipos de variables, unas encaminadas a detectar los cambios que se producen en la composición y estructura, tanto de la comunidad herbácea como de la arbustiva, y otras dirigidas a cuantificar el consumo de biomasa por los ungulados. Para ello fue preciso realizar en cada fase de pastoreo dos muestreos de vegetación: uno anterior y otro posterior a la estancia de las cabras en las parcelas. La colección de datos referidos a cada variable consta así de dos estimaciones para cada fase de muestreo: una inmediatamente anterior al pastoreo y otra inmediatamente posterior al mismo, con el fin de que la vegetación no experimentara ningún tipo de cambio diferente al provocado por los ungulados. El número de orden temporal asignado a cada episodio de pastoreo es el siguiente: M1, M2, M3, M4, M5, M6, M7 y M8, y cada uno consta de dos fases anterior y posterior. La introducción de las cabras en las parcelas, aunque dependía de la climatología, se intentó efectuar con un criterio fenológico, tomando como referencia la fase vegetativa del matorral dominante: la primera (muestreo de primavera) se realiza a primeros de junio y la segunda (verano) a finales de julio, épocas en las que la vegetación -y en particular *Cytisus scoparius*- muestra diferencias muy contrastadas, al no existir en el segundo periodo flor alguna en las matas y haberse producido ya la pérdida de las hojas del año. La permanencia de las cabras en las parcelas fue de dos días consecutivos, por lo tanto, estas dos fases de control están separadas por un periodo de descanso de unas siete semanas (intervalo entre aprovechamientos).

El pastoreo se realiza con dos presiones de carga una simple (4 cabras por parcela) y otra doble (8 cabras), a su vez, se controló en cada tratamiento la ausencia de pastoreo (parcelas control, ver Figura 2-2). Estas cargas se corresponden respectivamente con 4.5 y 9 cabras/ha/año, suponiendo que se realizase pastoreo libre.

El tiempo de pastoreo (permanencia de las cabras en las parcelas) varía según se produzca en primavera o en verano. En primavera el tiempo de pastoreo es de una media de 10 horas diarias -que se corresponde desde las 9 h. a las 17 horas solar-, mientras que en verano es de 12.5 horas -desde las 7 h. a las 17.30 hora solar-.

A continuación se especifican las variables que se han utilizado para detectar los cambios tanto en la estructura como en la composición de la comunidad herbácea y del matorral.

5.3.1. Composición y estructura de las comunidades

Se han realizado dos tipos de muestreo para detectar los cambios en la estructura de

las comunidades herbácea y arbustiva. El primero es muy detallado, estimando la cobertura por especies y controlando a la vez distintas variables abióticas, que se especifican más adelante. El segundo está encaminado a detectar posibles cambios en la abundancia y estructura de las especies arbustivas por efecto del pastoreo.

5.3.1.1. Muestreo de detalle

En cada tratamiento, a excepción del testigo, se distribuyeron 10 cuadrados elementales de 50 cm de lado, dispuestos en forma de transecto longitudinal adaptado a la ligera inclinación que presentan las parcelas -línea de máxima pendiente-. El transecto, paralelo a las vallas longitudinales, se colocó en la zona central de cada parcela (Figura 2-2). La separación entre los cuadrados elementales es de 3 m, coincidiendo según se aprecia en la figura, cuatro cuadrados en las parcelas que han recibido pastoreo (simple y doble) y dos cuadrados en las parcelas que han servido de control (ausencia de pastoreo). Estos puntos, una vez ubicados, se fijaron y señalaron en el suelo con clavos gruesos, para que los muestreos en años posteriores coincidiesen siempre en el mismo lugar. Los cuadrados han servido para estimar la composición florística del pasto y las variaciones que se producen (a esta escala de detalle) en las coberturas de las especies arbustivas consideradas (*Cytisus scoparius*, *Rubus idaeus*, *Rosa* spp., *Quercus pyrenaica*).

La abundancia de las especies herbáceas se estimó de acuerdo a 6 clases: 0-1, 1-10, 10-25, 25-50, 50-75, > 75%, que se corresponden respectivamente con una marca de clase para el cálculo estadístico multivariante de los datos del 0.5, 5, 17.5, 37.5, 62.5 y 87.5%. El valor de abundancia de las especies considerado en los análisis numéricos ha sido el resultado de calcular la cobertura media de cada especie en los cuatro cuadrados elementales.

El número total de taxones herbáceos diferentes encontrados en los sucesivos muestreos realizados es de 93. La lista de especies y las abreviaturas empleadas en la Figuras de este Capítulo se presentan en el Anexo III a. La nomenclatura seguida es la de «Flora Europea» (Tutin *et al.*, 1964-80).

Además de la composición florística, en los cuadrados elementales se anotaban otros tipos de variables:

1. Variables referentes a la vegetación:

- Porcentaje de suelo cubierto por vegetación herbácea: se estimó el recubrimiento de vegetación herbácea, calculado como la suma deherbáceas del año más las secas de años anteriores, siempre que estuviesen aún arraigadas y formando parte del césped disponible para los herbívoros. Se descartó, para el análisis de datos, la separación de ambas fracciones dada la dificultad de realizar ésta en los muestreos de verano, sobre todo después del pastoreo, cuando la vegetación herbácea agostada en gran medida, está muy alterada por el pisoteo.

- Porcentaje de suelo cubierto por cada una de las especies del estrato arbustivo. La comunidad arbustiva está en este muestreo, formada principalmente por cuatro especies: *Cytisus scoparius*, *Rubus idaeus*, *Rosa* spp., *Quercus pyrenaica*, de las cuales sistemáticamente se anotaba su recubrimiento, en los cuadrados elementales.

- Porcentaje de suelo cubierto por el conjunto de la vegetación arbustiva: suma total de cada una de las especies que forman este grupo (*Cytisus scoparius*, *Rubus idaeus*, *Rosa* spp., *Quercus pyrenaica*).

- Altura máxima de cada uno de los componentes de la vegetación arbustiva: se consideran las cuatro especies anteriormente citadas.

2. Variables relacionadas con características del sustrato:

- Cobertura de suelo descubierto: porcentaje del cuadrado elemental que no está ocupado por vegetación alguna, sin incluir el recubrimiento de piedras.

- Cobertura de piedras: porcentaje del cuadrado elemental ocupado por piedras. Estas dos variables son indicadoras de procesos de colonización (tratamiento quemado), sucesión y efectos erosivos (por ejemplo, efecto del pisoteo, lugares de descanso «camas» del ganado).

- Cobertura de hojarasca, excrementos y otros restos orgánicos sueltos -en particular trozos de ramas y pequeños palos-. Se estiman siguiendo los mismos criterios utilizados en el caso de cobertura de suelo descubierto.

En las tablas de las figuras del Anexo III b, se especifican los valores de abundancia que han tomado las distintas especies y variables muestreadas durante tres años consecutivos (1989, 1990 y 1991).

5.3.1.2. Muestreo de arbustos

Encaminado a valorar la evolución de la abundancia de las distintas especies arbustivas: *Cytisus scoparius*, *Rubus idaeus*, *Quercus pyrenaica* y *Rosa* spp., bajo la acción de las dos presiones de carga. Se ha realizado durante 4 años (M1 a M8) una estimación, previa al pastoreo, de los recubrimientos de estas especies arbustivas en cada parcela. Para ello se dividió la parcela en ocho partes que se muestrearon por separado.

BIBLIOTECA VIRTUAL

5.3.2. Biomasa arbustiva

Como punto de partida se elaboró un mapeado de cada parcela posicionando las matas de *Cytisus scoparius*. Antes y después de cada muestreo se actualizaban estos esquemas y se anotaban los cambios que se iban produciendo en la estructura de las matas. También se contabilizaba y se anotaba el número de ramas vivas y secas que poseía cada una de las matas de los tratamientos podado (P) y testigo (T). Estos conteos sirvieron para los cálculos de producción de *Cytisus scoparius* en estos tratamientos.

Cytisus scoparius

La estimación de los cambios en la estructura del matorral de *Cytisus scoparius*, en los tratamientos podado (P) y testigo (T), ha sido estudiada mediante las variaciones que presentan los brotes del año. Se considera como «brote» a aquella fracción de biomasa crecida en el último que se puede diferenciar de la rama y que sostiene además del tallo varias hojas trifoliadas, con el pecíolo más o menos largo, no rígido, con abundante pelusilla blanca-grisácea al comienzo del crecimiento, que posteriormente se va perdiendo. Se han diferenciado tres tipos de brote, dependiendo del tamaño de éste, que son: tipo 1 (0-2 cm), tipo 2 (2-5 cm) y tipo 3 (> 5 cm).

En cada parcela fueron seleccionadas al azar y marcadas cinco matas de *Cytisus scoparius* para su seguimiento. Las variables muestreadas en las matas han sido tres: altura máxima de la mata, distancias máxima en dirección longitudinal y transversal -según la orientación de la parcela-; estas medidas sirvieron para el cálculo del biovolumen. Además en cada una de estas matas se seleccionó al azar una rama en la que se efectuaba un conteo, previo al pastoreo, de los tipos de brotes. Esta operación se repetía inmediatamente después de llevarse a cabo el pastoreo, con lo cual se conoce el número de brotes y los tamaños que eran consumidos preferentemente por los ungulados en cada pastoreo.

Para el cálculo de la fitomasa se realizó también un muestreo, inmediatamente antes y otro inmediatamente después del pastoreo, que consta de los siguientes pasos:

1. Selección en cada parcela de tres ramas al azar

2. Medición en cada rama de tres variables: altura máxima de la rama, distancias máximas en dirección longitudinal y transversal.

3. Cortado de la rama y traslado al laboratorio

4. Conteo de brotes según su tamaño (tipos)

5. Corte a nivel de inserción de los brotes y separación en los tres tipos (tamaños) considerados.

6. Pesado en verde de los brotes del año

7. Pesado en verde del resto de la rama que contiene zonas o menos lignificadas que en su mayor parte sirven de sostén

8. Secado en estufa con aire forzado a 60º C durante 48 horas tanto de los brotes como del resto de la rama

9. Pesado en seco de las distintas fracciones consideradas (tipos de brotes y ramas). La diferencia de peso entre el peso verde y peso seco indica el contenido de humedad de las distintas fracciones

10. Cálculo del peso medio de cada uno de los tres tipos de brote.

Como en cada parcela se conoce el número medio de brotes que corresponden a cada tipo (muestro en las ramas marcadas) y su peso medio, se pudo calcular la fitomasa de brotes en cada muestreo. A su vez, como se conocía el número total de ramas que hay en cada parcela, se pudo calcular la producción en g/m^2 de los distintos tipos de brote y del resto de la rama. Este esquema ha sido realizado antes y después del pastoreo. La diferencia de ambas cantidades nos indicará el consumo de los ungulados en cada parcela.

Otras variables directamente relacionadas con la biomasa de *Cytisus scoparius* que han sido utilizadas en los cálculos de resultados han sido:

- Longitud del brote de la rama de *Cytisus scoparius*: en las ecuaciones de regresión se ha utilizado esta variable al estar muy relacionada con el peso de los brotes del año de la rama de (mirar muestreo).

$$\text{Longitud del brote} = n_1 \cdot t_1 + n_2 \cdot t_2 + n_3 \cdot t_3$$

Siendo:

n_1 = nº de brotes del tipo 1 $\quad t_1 = 1$ (marca de clase de 0 a 2 cm)

n_2 = nº de brotes del tipo 2 $\quad t_2 = 3.5$ (marca de clase de > 2 a 5 cm)

n_3 = nº de brotes del tipo 3 $\quad t_3$ = tamaño medio de los brotes mayores de 5 cm

Esta variable ha sido calculada aprovechando el conteo de los brotes en las cinco ramas marcadas en las parcelas podada y testigo que anteriormente fue comentado.

- Volumen de las matas: calculado mediante el ajuste a un paraboloide de revolución, a partir de las mediadas tomadas directamente de las plantas: altura máxima, diámetro mayor (distancia máxima en dirección longitudinal o transversal) y su perpendicular.

La superficie del suelo cubierta por la planta (cobertura) se puede calcular mediante la formula del área de la elipse.

- Area = $\pi \cdot a \cdot b$ $\quad a = 1/2 \cdot D$ y $b = 1/2 \cdot d$
- Cobertura = $1/4 \cdot \pi \cdot a \cdot b$
- Volumen = $1/4\ \pi \cdot a \cdot b \cdot H$, siendo H la altura máxima de la mata

Mediante la relación peso seco/cobertura se ha calculado la producción en g/m^2 de

MS, para una cobertura total de *Cytisus scoparius* (100%).

Rubus idaeus

En esta especie se han considerado dos fracciones: la parte principal fotosintetizadora, formada por las hojas (3 o 5 folíolos dispuestos en forma palmeada), y la de sostén, que está formada por el vástago, en forma de larga cinta armada de fuertes espinas que se curvan, en forma de gancho, en la madurez.

En la fracción de sostén se han diferenciado dos unidades de muestreo:

Tipo 1: Vástagos más lignificados, que se caracterizan por tener un notable desarrollo longitudinal (más de 150 cm) y edad superior al año -correas gruesas de zarzas con espinas endurecidas-. Este tipo es característico de las parcelas podada (P) y testigo (T), es decir, de aquellas cuyo tratamiento ha respetado como mínimo una altura de 70 cm en la vegetación inicial.

Tipo 2: son los vástagos del año, más tiernos, de tipo más folioso y generalmente de longitud inferior a los 75 cm. Se distribuye por todas las parcelas, aunque en mayor proporción en las desbrozadas (D) y quemadas (Q).

El muestreo se ha efectuado, también en este caso, siempre inmediatamente antes y después del pastoreo y ha consistido en valorar los consumos de zarza por parte de los ungulados en la parcela. Tuvo lugar durante los dos primeros años de experiencia (muestreos M1, M2, M3 y M4). El tratamiento ha determinado el tipo de zarza en cada parcela. Consta de las siguientes fases:

- Selección y marcaje en las parcelas P y T de cinco zarzas de cada tipo (1 y 2). En el resto de las parcelas D y Q se marcaron cinco zarzas del tipo 2, al no existir las del tipo 1.
- Muestrear dos clases de variables en las zarzas seleccionadas: longitud de la zarza y el número de brotes que contiene la zarza. Se considera como brote aquella fracción del año que puede estar constituida por una o varias hojas trifoliadas.

***Rosa* spp.**

En *Rosa* spp. se utilizó la misma metodología que para la especie anterior (*Rubus idaeus*), encaminada a estimar el consumo efectuado por las cabras sobre *Rosa* spp. Se han realizado tres muestreos (M2, M3 y M4) y se han seleccionado dos clases de variables, que creemos que definen bien las características de la estructura de las matas: la altura máxima y la fracción brotes del año. Se consideran como brotes los segmentos de crecimiento correspondiente al año, generalmente formadas por varias hojas. En función del tamaño del brote (inferior o superior a 8 cm), se han diferenciado dos tipos: el brote de tipo 1 y el de tipo 2, respectivamente.

Quercus pyrenaica

Siguiendo la metodología, réplicas y muestreos realizados en las dos especies anteriores (*Rubus idaeus* y *Rosa* spp.), se llevaron a cabo las siguientes medidas encaminadas a la estimación del consumo y al análisis de las variaciones en la estructura de *Quercus pyrenaica.* Se consideraron dos clases de variables:

- Medidas convencionales (altura máxima, longitud máxima en dirección longitudinal y su perpendicular).
- Fracción brotes del año: son las ramas de crecimiento del año que contienen a las hojas. Al igual que para *Rosa* spp., se han distinguido dos tipos de brotes según su tamaño: tipo 1 (inferior a 8 cm.) y el tipo 2 (superior a 8 cm.). Los muestreos considerados han sido los mismos que para *Rosa* spp.

5.3.3. Biomasa herbácea

El estudio de la biomasa herbácea disponible en las distintas parcelas (*standing crop*) se ha efectuado mediante recogida de la biomasa que contienen dos cuadrados de 30 cm de lado, distribuidos al azar en la parcela. Se ha recogido toda la parte aérea de la vegetación herbácea dentro del cuadrado y de su proyección vertical, corresponda o no a plantas enraizadas en su interior. Esta biomasa fue cortada a ras de suelo (aproximadamente a 1.5 cm), asemejándose al consumo que puedan realizar ovejas y cabras. Una vez cortado el material, se introducía en bolsas de plástico y se metía en nevera (evitando el contacto con el hielo para no provocar alteraciones en la muestra). Seguidamente, eran trasladadas al laboratorio, donde se efectuaba el pesado de estas muestras en verde. La materia seca (MS) se determinó mediante secado en estufa de aire forzado a 60º C, durante 48 horas, tiempo suficiente para que la vegetación herbácea pierda la humedad y no se produzcan cambios en su composición, precaución que se adoptó por considerar la posibilidad de realizar algún tipo de determinación encaminada a valorar la calidad del pasto.

El valor de la biomasa en cada parcela se calculó como media aritmética de los pesos de los dos cuadrados. Los datos se expresan en g/m^2 de MS.

5.4. Biomasa aérea inicial de *Cytisus scoparius*

BIBLIOTECA VIRTUAL

La comunidad vegetal arbustiva presente en la parcela al iniciar la experiencia tiene como especie dominante *Cytisus scoparius* (L.) Link, con un 80% de recubrimiento; otras especies arbustivas que le acompañan son: *Rubus idaeus* L. (60%), *Rosa* spp. (4%) y un 3% correspondiente a algunos pies dispersos de roble (*Quercus pyrenaica* Wild.).

La edad de la población de *Cytisus scoparius* oscila en torno a los 10 años. Esta datación fue contrastada con el propietario de la parcela y con otras personas del pueblo, que conocían la época del abandono de los cultivos en dicha zona y cuando fueron posteriormente invadidas por el matorral. Se ha de tener en cuenta que la especie *C. scoparius* procede de una invasión paulatina pero rápida, consecuencia del abandono; por lo tanto, la edad de las distintas matas no es homogénea y muchas de éstas no tenían aún los 10 años. También queremos destacar que aunque la comunidad de *C. scoparius* presentaba una cierta madurez y alto recubrimiento, no estaba aún en su máximo desarrollo.

En la parcela D (ver Figura 2-2) se cortó la vegetación arbustiva a ras de suelo -acción de desbroce-, lo que permitió calcular la biomasa previa existente de *Cytisus scoparius* en la comunidad y otras arbustiva. *Cytisus scoparius* aporta más del 90% de la biomasa total arbustiva. La biomasa aérea de *C. scoparius* obtenida por unidad de superficie es de 1250 g/m^2 de MS, para una cobertura arbustiva del 100%. Comparando nuestro valor con los obtenidos por otros investigadores sobre misma especie, aunque en otros ambientes, se aprecia (Tabla 5-1) que es un valor muy inferior a los citados por Tabard (1985), en formaciones de *C. scoparius* localizadas en Auvergne (Francia), donde ya a los seis años, obtiene unos rendimientos de 3370 g/m^2. Este mismo autor obtiene aún mejores resultados (5070 $g/m^{2)}$ cuando se realiza el cultivo de esta especie en condiciones óptimas. Aún así estos valores resultan muy bajos si se comparan con los 15000 g/m^2 obtenidos en cultivo y complementado con una adecuada fertilización con fósforo y potasio (Tabard, 1985).

Edad (años)	*C scoparius*		*C balansae*				*C multiflorus*		*C. striatus*
	Nuestros datos	Tabard (1985)	Basanta (1984)	Fernández (1991)	Gómez *et al.* (1978)	Debussche (1988)	Fernández (1991)		Basanta (1984)
1				46	420*	(135)	130	759*	
2					697*	(135)	240	1186*	
3					1318*		321	1515*	
4				342			741	1786*	
5					2405*	322-2102			
6		3370			2625*		1191	1402*	
7		5070		1804			1574	1702*	
8		5340			3904*		1528	1608*	
9						1230-3505	1511	1813*	
10	1250			3337			1573	2098*	
11							1594	1771*	
13						1935-3745			
15									
16								1246*	
17						1632-3727			
No deter.			2183						2070

* Para cobertura 100% Fuente: Fernández (199 1)

BIBLIOTECA VIRTUAL

Tabla 5-1
Valores de biomasa (g/m^2) registrados por diferentes autores en formaciones de *Cytisus* spp. de distinta edad tras el fuego, y en otras especies del mismo género.

Al comparar igualmente nuestros datos con otras especies del mismo género se observa que respecto a *Cytisus balansae* (Boiss.) Ball, son parecidos a los obtenidos por Debussche (1978) en el sureste de Francia al noroeste del monte Aigoual (Languedoc), con una producción de 1230 g/m^2, aunque también han encontrado en esta especie biomasas muy superiores (3505 g/m^2), ambas con una edad de nueve años (Tabla 5-1). A su vez, son inferiores a los 3337 g/m^2 registrados por Fernández (1991) en la Sierra de Béjar -sector occidental del Sistema Central-, que presenta un clima subatlántico en orientación norte y mediterráneo húmedo en orientación sur. Respecto a *Cytisus multiflorus* (L'Hér.) Sweet, Fernández (1991) también obtiene resultados superiores a los nuestros, con una producción de 2098 g/m^2 para una cobertura del 100%, formación que se encuentra en el cuadrante noroeste de la provincia de Salamanca.

La producción de 1250 g/m^2 de MS obtenida en la formación de *C. scoparius*, con una edad de diez años, representa una acumulación media anual de 125 gr/m^2/año, lo que está dentro de los márgenes comentados por Mooney (1977); este autor cita como dato 100 g/m^2/año de media de acumulación en comunidades de matorral de clima templado, medias obtenidas en lugares muy distintos distribuidos en cuatro continentes. Nuestros datos son inferiores a los 334 g/m^2/año obtenidos por Fernández (1991) en formaciones de *C. balansae* en la Sierra de Béjar, si bien las condiciones de precipitación y suelo son muy diferentes.

Según Giminghan *et al.* (1981), la mayoría de de especies de matorral europeo alcanzan los máximos valores de acumulación de biomasa a los veinte u treinta años, con unos rendimientos de 2000-3000 g/m^2. Por el contrario, las especies del género *Cytisus* consiguen las máximas producciones en un periodo de tiempo inferior, lo que implica que tienen un ciclo más rápido (Fernández, 1991), o aprovechan lugares fértiles para expandirse.

De la bibliografía revisada sobre el género *Cytisus* se encuentra que: *C. balansae* alcanza el máximo vigor a los diez años (Debussche, 1978); *C. multiflorus* consigue la cota

de máxima acumulación a los siete años (Fernández, 1991), mientras que *C. scoparius* el máximo vigor lo alcanza a los siete u ocho años según Tabard (1985). La formación de *Cytisus scoparius* que hemos estudiado, por lo comprobado posteriormente, creemos que su máximo vigor lo alcanzaría sobre la edad de 15 años.

Del mismo modo que se estimó la producción inicial de *Cytisus scoparius* en la parcela donde se efectuó la experiencia de desbroce (D), también se pesó la biomasa verde de *C. scoparius* extraída de la parcela podada (biomasa de *C. scoparius* por encima de los 70 cm de altura en las matas); esta cantidad fue de 680 g/m^2 MS, lo que representa que se eliminó el 46% de las matas originales de *Cytisus scoparius*.

5.5. Efecto de los distintos tratamientos sobre la estructura de la comunidad arbustiva

Teniendo en cuenta la influencia de la perturbación en la importancia cuantitativa del matorral en la parcela, los tratamientos pueden agruparse en dos tipos:

- Aquellos en los que se produce la eliminación total del matorral; por lo tanto, la escasez de éste recurso va a jugar un papel limitante en la dieta de los herbívoros. Es el caso de los tratamientos desbrozado y quemado.
- Aquellos en los que la representación del matorral es abundante y por lo tanto el animal puede escoger en su dieta entre matorral y pasto herbáceo. Es el caso de los tratamientos podado y testigo.

A continuación se comentan los efectos más destacados que han producido los distintos tratamientos sobre las dos especies arbustivas más abundantes: *Cytisus scoparius* y *Rubus idaeus*. Este efecto se analiza a lo largo de todos los años de muestreo. Las coberturas que muestran las otras dos especies de matorral (*Rosa* spp. y *Quercus pyrenaica*) en las parcelas han sido muy bajas durante todo el momento de observación, por lo que apenas se han apreciado cambios significativos en sus proporciones. El período de tiempo analizado, para los comentarios sobre los efectos producidos por el pastoreo, es el comprendido entre los años 1989-1992, ambos inclusive; por tanto, no se trata sólo del efecto puntual que puede provocar el tratamiento, sino de la influencia inicial de éste acompañado por la interacción de los animales en el pastoreo.

5.5.1. Evolución de las parcelas sometidas al tratamiento de quema y desbroce en ausencia de pastoreo. Eliminación de la biomasa arbustiva aérea

En este apartado se analizan los cambios en las coberturas de la vegetación arbustiva, provocados por los distintos tratamientos experimentales, y las variaciones que presentan la vegetación herbácea y el suelo descubierto con el paso del tiempo. Por este motivo, únicamente serán comentados los resultados obtenidos en las parcelas «control» (ver Figura 2-2), para no introducir el factor pastoreo, que interaccionaría con el efecto de los tratamientos. El período de tiempo analizado es el correspondiente a cuatro años.

Respuesta a la quema

El efecto más notable que se observa en estas parcelas, tras la eliminación de la biomasa arbustiva, es el dominio de la vegetación herbácea frente a la arbustiva durante las primeras etapas sucesionales. Destaca la rápida recuperación de la cobertura herbácea tras el fuego, alcanzándose el 60% de recubrimiento dos meses después de haber realizado el tratamiento (primavera de 1989); este porcentaje se mantiene relativamente constante durante los cuatro años considerados. Humphrey (1984) y Calvo (1993) han obtenido resultados parecidos, observando un predominio de las herbáceas perennes desde las primeras etapas

sucesionales tras la quema (ver tablas de las figuras del Anexo III b). El hecho de que la vegetación herbácea alcance sus máximos porcentajes de cobertura en los primeros estadios, se debe a que los espacios libres que quedan tras el incendio son ocupados por algunas especies que se ven favorecidas (Keeley, 1986), ya que el fuego es un agente inductor de la germinación de semillas (Christensen y Miller, 1975). En nuestro caso y basándonos en los muestreos realizados regularmente durante tres años de observación (ver tablas de las figuras del Anexo III b), algunos de los taxones favorecidos han sido los siguientes: entre las especies anuales, *Logfia mínima, Ornithophus perpusillus*, *Aphanes arvensis*, *Filago pyramidata*, *Sherardia arvensis*, *Scleranthus* gr. *annuus*, *Gallium parisiense*. Entre las perennes podemos destacar: *Carex* gr. *muricata* y *Daucus carota*.

En líneas generales, tras el dominio de la vegetación herbácea en las primeras etapas, después del fuego, le sigue un incremento paulatino de las especies leñosas con el paso del tiempo; este efecto ha sido constatado por otros autores en otros tipos de comunidad (Naveh, 1974; Humphrey, 1984; Calvo, 1993). Según estudios realizados por Alhgren (1960), la vegetación herbácea tras el fuego domina durante las tres primeras estaciones de crecimiento. Westman (1981 a), por el contrario, ha comprobado que las especies que rebrotan vigorosamente de raíz o cepas son dominantes en los primeros estadios y mantienen su dominancia a lo largo de las etapas sucesionales. En nuestro caso, en la parcela quemada con ausencia de pastoreo solamente, el dominio de la vegetación herbácea se produce durante el primer año; al segundo, el matorral ya supera ligeramente a la vegetación herbácea y a partir de este año la diferencia de cobertura es cada vez mayor a favor del matorral (Tabla 5-2). La causa del aumento del matorral se debe al importante papel que juega *Rubus idaeus* en la contribución a la cobertura total, debido a que por su carácter nitrófilo es capaz de aprovechar la movilidad de nutrientes producida tras la quema. Durante el primer año alcanza ya el 45% de recubrimiento, porcentaje que es mantenido, casi sin variación, durante los cuatro años considerados. Por el contrario, la cobertura de *Cytisus scoparius* durante el primer año no supera el 8%, aumentando paulatinamente año tras año (con el 21%, 38%, y 44%, para el segundo, tercer, y cuarto año, ver Tabla 5-2).

				PODADO				
	Años	Herbáceo	Arbustivo	*Cytisus*	*Rubus*	*Quercus*	*Rosa*	*S.* desc.	Piedra
1º		15.8	79.3	56.0	19.0	4.3	0.0	12.5	2.5
2º		56.3	79.0	51.3	27.8	0.0	0.0	18.8	1.3
3º		41.8	100.0	62.5	37.5	0.0	0.0	15.0	0.0
4º		32.8	116.8	77.5	39.3	0.0	0.0	20.5	0.0
				DESBROZADO				
	Años	Herbáceo	Arbustivo	*Cytisus*	*Rubus*	*Quercus*	*Rosa*	*S.* desc.	Piedra
1º		87.5	21.3	10.0	10.0	0.0	1.3	6.5	13.5
2º		76.3	18.8	8.8	8.8	1.3	0.0	7.8	2.5
3º		88.8	22.5	17.5	3.8	1.3	0.0	0.5	0.3
4º		77.5	27.0	19.5	4.0	2.8	0.8	9.5	0.0
				QUEMADO				
	Años	Herbáceo	Arbustivo	*Cytisus*	*Rubus*	*Quercus*	*Rosa*	*S.* desc.	Piedra
1º		60.0	53.0	7.5	45.0	0.0	0.5	30.0	15.0
2º		46.3	56.3	21.3	35.0	0.0	0.0	15.0	8.8
3º		59.5	92.0	37.5	44.5	0.0	10.0	17.5	7.5
4º		57.0	86.3	43.8	39.3	0.0	3.3	19.5	1.5

Tabla 5-2
Evolución de las medias de cobertura (%) -cuatro años de observación- de las distintas variables consideradas en las parcelas control.

Cytisus scoparius es rebrotador facultativo, pudiendo regenerarse tanto por vía

vegetativa como germinativa. Las observaciones realizadas tras las dos perturbaciones ponen de manifiesto que esta especie se regenera con mucha facilidad. La única vía regenerativa que ha sido capaz de hacer que la especie se recupere y perdure es la vegetativa, mediante el rebrote de cepa que se produce inmediatamente después del incendio, como ocurre en otras especies (Mooney, 1977; Gill y Groves, 1981). Aprovechando el potente sistema radicular, que no ha sido alterado por las perturbaciones, *Cytisus scoparius* es capaz de aprovisionarse rápidamente de agua y nutrientes; además se ve favorecido por el hecho de que los tratamientos han sido realizados en primavera, por lo que pudo aprovechar las lluvias de esta época para comenzar el rebrote. Según Clark (1988), si el fuego hubiese tenido lugar a finales de verano, podría haber afectado más a los órganos específicos del rebrote, por lo tanto la recuperación hubiese sido más lenta. No se han observado rebrotes a partir de ramas enterradas ya que los vástagos de *Cytisus scoparius* no presentan hábitos rastreros. Se destaca también que el porcentaje de rebrote ha sido muy alto, con una supervivencia superior al 95% de los individuos quemados.

No se ha apreciado respuesta germinativa alguna en la parcela control (sin pastoreo) durante el primer año ni en años sucesivos. Tampoco en las parcelas pastoreadas se ha observado la presencia de brinzal alguno, aunque no se puede asegurar que no se haya producido alguna germinación de semillas, pero que por efecto del pastoreo, éstos han sido consumidos y no han sido capaces de formar planta adulta. Estos resultados concuerdan con los obtenidos por Trabaud (1987) quien tampoco tampoco encontró incidencias del fuego en la germinación de semillas en comunidades de matorral mediterráneo.

Es un hecho bien documentado en la bibliografía que las características del incendio influyen directamente en el poder germinador de las semillas presentes en el suelo. Así, la temperatura se ha considerado como un factor capaz de influir en la germinación. Según Añorbe (1988), en ensayos realizados en laboratorio con semillas de *Cytisus balansae*, la germinación aumenta cuando la temperatura es de 100 ºC durante 4 a 8 minutos; la germinación disminuye con temperaturas más bajas y son letales las temperaturas superiores a la antes mencionada. Por lo tanto, sólo en condiciones muy concretas, las temperaturas afectan a la germinación de semillas presentes en el suelo (Papanastasis y Romanas, 1977). Además hay que tener presente que solamente los 2-3 cm más superficiales son los que alcanzan altas temperaturas (Christensen, 1987), por lo que no esta claro si es sólo el factor temperatura el que afecta directamente a la germinación o su combinación con la humedad en el interior del suelo. A su vez, la temperatura se ve influida por la intensidad del fuego, época del año, condiciones meteorológicas y la profundidad a la que estén enterradas las semillas (Mallik y Giminghan, 1985; Trabaud, 1989). En nuestro caso, el efecto del fuego no estimuló aparentemente la germinación de semillas de *C. scoparius,* posiblemente por la escasa duración del incendio, aunque la temperatura que se produjo fue elevada; también pudo ocurrir que no se modificaran otros factores que influyen en la germinación, como ocurre en otras especies (Keeley, 1977), o que la cantidad de semillas presentes en el suelo sea insuficiente, pues no se conoce la reserva que almacena el banco de semillas. Por lo tanto el efecto directo de las altas temperaturas no supuso un aumento apreciable de germinaciones de semillas en esta especie. El mecanismo de regeneración difiere de los descritos en la bibliografía: así Keeley (1986) considera el género *Cytisus* como funcionalmente germinador obligado pues, aunque es capaz de rebrotar tras el fuego, comenta que este género es muy sensible a quemas frecuentes. También Rousseau y Loiseau (1982) mencionan una elevadísima germinación de *Cytisus scoparius* tras el fuego.

La proporción de suelo descubierto tras el fuego fue inicialmente muy alta pero, dado el elevado poder de regeneración de la comunidad herbácea éste, a los dos meses, tan sólo

ocupaba el 30% (Tabla 5-2). Posteriormente sigue disminuyendo y, a los dos o tres años se estabiliza en porcentajes que varían entre el 15 y el 20%, coincidiendo con el máximo de vegetación herbácea. Con el paso del tiempo previsiblemente estos porcentajes irán aumentando y tratarán de igualar los valores que tenían en su situación original que eran muy elevados. Resultados parecidos han obtenido Trabaud (1980) y Calvo (1993), aunque en otros tipos de comunidades: el primero, experimentando sobre el matorral de garriga del sudeste mediterráneo francés y, la segunda, sobre matorral con predominio del género *Erica*.

Respuesta al desbroce

El efecto de aplicar un tratamiento de desbroce a ras de suelo en las especies arbustivas no se puede considerar como un fenómeno inductor de regresión con el mismo significado que el de la quema, caso en el que la sucesión parte de un suelo totalmente desnudo (Casal, 1982) y en el que la destrucción de órganos vegetativos, aunque a veces solo sea parcial se produce de forma más intensa que al desbrozar únicamente el matorral; sin embargo los resultados de supervivencia obtenidos en las matas de *Cytisus scoparius*, tanto para el tratamiento desbrozado como para el quemado, han sido similares (con porcentajes superiores en ambos casos al 95%). La eliminación de la fitomasa aérea de matorral provoca, por una parte, la regeneración de las plantas arbustivas a nivel de cepa en los primeros estadios y, por otra, la expansión de las especies herbáceas que han quedado inalteradas por el tratamiento. Estas, por lo tanto, mantienen todo su potencial reproductor y ocupan sin dificultad los espacios anteriormente cubiertos por el matorral.

La eliminación de las especies con mayor altura y densidad facilita temporalmente la regeneración de las especies herbáceas que, con el paso del tiempo, serán reemplazadas por especies leñosas. En la Tabla 5-2 se puede observar que la recuperación de la vegetación herbácea es importante pues ya durante el primer año alcanza una cobertura del 88%, manteniéndose estos recubrimientos durante los cuatro años analizados. También se aprecia que el dominio de la vegetación herbácea sobre la arbustiva se mantiene durante todo el período de estudio. La rápida regeneración de la vegetación herbácea se puede explicar por la ausencia de competencia interespecífica entre las especies leñosas y herbáceas (Casal, 1982; Fernández, 1991). En otras ocasiones se ponen de manifiesto efectos químicos; por ejemplo, Carballeira y Cuervo (1980) explican el efecto alelopático que ejerce *Erica australis* subsp. *aragonensis*, inhibiendo el crecimiento de la vegetación herbácea.

Tabla 5-2

La respuesta en términos de cobertura de la comunidad de matorral al ser desbrozada difiere de los resultados que se han obtenido por la quema (ver Tabla 5-2). Se observa una variación en la proporción de *Cytisus scoparius* que resulta ser inferior en la parcela desbrozada que en la quemada. Así, aunque durante el primer año las coberturas de *C. scoparius* fueron semejantes en ambos tratamientos (alrededor del 10%), al cuarto año el tratamiento quemado presenta una cobertura del 44%, mientras que en la parcela desbrozada solamente ocupa la mitad de esta cifra. Resultado similar obtiene Sineiro (1978) en comunidades de matorral de tojo (*Ulex europaeus*), en las cuales la reducción de la cobertura es mayor después de la corta que de la quema. También se aprecia que la proporción de *Rubus idaeus* se ve claramente perjudicada por la acción de este tratamiento ya que durante el período observado su cobertura no supera en ningún año el 10%. Por lo tanto, la cobertura total de matorral es muy inferior en la parcela desbrozada que en la quemada.

La proporción de suelo descubierto es muy baja (inferior al 10%) durante los cuatro años analizados. Este resultado se debe principalmente al hecho de no ser afectada la vegetación herbácea por el tratamiento y a la rápida regeneración que se produce, tendente a ocupar los espacios vacíos originalmente cubiertos por la vegetación arbustiva.

5.5.2. Evolución de las parcelas podada y testigo en ausencia de pastoreo. No eliminación de la biomasa arbustiva aérea

Respuesta a la poda

La extracción de la biomasa al podar la vegetación arbustiva, por encima de los 70 cm, ejerce sobre la comunidad de matorral dos efectos importantes: el primero sobre la vegetación herbácea, que se ve favorecida a consecuencia de la mayor cantidad de luz que recibe, a la vez que se consigue una protección de ésta por el matorral y, el segundo, sobre la vegetación arbustiva y, más concretamente, sobre la especie dominante *Cytisus scoparius*, consistente en forzar el rebrote en las ramas, incrementándose así la producción de brotes tiernos que son muy apetecidos por los ramoneadores.

Aunque la poda provocó una disminución del 30% de la cobertura del matorral de *C. scoparius*, la vegetación arbustiva no perdió en estas parcelas el predominio sobre la vegetación herbácea durante el período de tiempo analizado. La cobertura de *C. scoparius* durante el primer año alcanzó el 56% y fue recuperándose paulatinamente, de manera que al cuarto año ya ocupaba alrededor del 78% (Tabla 5-2), cantidad muy próxima a la de su estado original, aunque las alturas de las plantas podadas fue bastante inferior a la que mostraban antes del tratamiento. *Rubus idaeus* también se vio influida por el tratamiento pero, durante el primer año, alcanzó el 19% para posteriormente ir aumentando y ocupar, al cuarto año, un 30%. Respecto a la cobertura total de matorral, calculado como la suma de las especies arbustivas, el primer año alcanza el 79% y, al tercero, ocupa el total de la parcela (100%). Por el contrario, la cobertura herbácea parte de valores muy bajos (16% en el primer año) y logra su máximo valor durante el segundo año (un 56%) para ir disminuyendo paulatinamente y ocupar, al cuarto año, un 33%.

Es importante destacar la elevada proporción de suelo descubierto que existe cuando la vegetación arbustiva alcanza niveles de recubrimiento altos, en gran parte debido a la competencia por la luz en los niveles próximos al suelo. Durante el primer año el suelo descubierto representa una cobertura del 13%, que va aumentando a medida que el matorral también lo hace logrando, al cuarto año, el 21%.

No se aprecian germinaciones de semillas de *C. scoparius* en el tratamiento podado debido, en gran medida, a que la reducción de la cobertura de matorral no es suficiente, ya que la densidad de vegetación que se ha mantenido sigue produciendo sombras en el suelo. Por lo tanto, la estimulación indirecta no se produce puesto que no se han modificado ostensiblemente ni la radiación luminosa que llega al suelo, ni las oscilaciones de temperatura, factores que son destacados por Puentes Graña (1984) como estimuladores indirectos de germinación, aunque sean referentes a otras especies arbustivas. Por lo tanto este tratamiento no modifica considerablemente las condiciones que favorecen la germinación de semillas.

Respuesta del tratamiento «testigo»

En las parcelas sin tratamiento al no producirse ninguna perturbación exterior sobre la vegetación, los únicos cambios inducidos son los provocados por el efecto del pastoreo controlado, que modifican las proporciones de vegetación tanto herbácea como arbustiva. El pastoreo es también capaz de producir cambios en la estructura de los matorrales considerados, en especial sobre *C. scoparius*.

Lo más destacado de estas parcelas es la escasa representación original que presenta la vegetación herbácea (alrededor de un 20% de cobertura). Por el contrario, el recubrimiento de la vegetación arbustiva es máximo, cercano a un 100%; también es importante el elevado porcentaje de suelo descubierto que se llega a alcanzar, alrededor del 40%, e incluso superior.

Estos valores son los calculados para el primer año si bien, con el paso del tiempo, muestran sólo ligerísimas variaciones que tienden a disminuir la vegetación herbácea y a aumentar la vegetación arbustiva y el suelo descubierto.

5.6. Cambios en la cobertura de las especies arbustivas como consecuencia del pastoreo

Se pretende conocer los cambios provocados por efecto del pastoreo en la cobertura de los distintos componentes de la comunidad arbustiva, así como la influencia que ejercen dos densidades de carga (simple y doble) en la evolución de los mismos. Para comparar si existen diferencias significativas entre los valores medios de cobertura que presentan los distintos recursos considerados en los diferentes tratamientos, antes de introducir las cabras en las parcelas, se ha realizado análisis de varianza (ANOVA), previa transformación arcsen $\sqrt{x_i}/100$ de los datos para obtener requisitos de normalidad (Zar, 1984). Los componentes a los que se ha aplicado ANOVA son: vegetación herbácea y vegetación arbustiva, esta última calculada como suma de las especies que forman este grupo (*Cytisus scoparius*, *Rubus idaeus, Rosa* spp. y *Quercus pyrenaica*). Se han analizado también los cambios que se producen en las proporciones de cada una de estas especies arbustivas, así como otras variables -el suelo descubierto y recubrimiento de piedras- que se consideran indicadoras de procesos de colonización y de sucesión vegetal o, en su caso, de procesos erosivos provocados por el tratamiento inicial o por efecto del pastoreo.

Los factores de variación que se han considerado son cuatro, con sus respectivos niveles:

Factor 1: Tratamiento (podado, desbrozado y quemado).

Factor 2: Año de observación (primer, segundo, tercer, cuarto y quinto año).

Factor 3: Epoca del año (primavera y verano).

Factor 4: Densidad de carga ganadera: Control (ausencia de pastoreo), carga simple y carga doble.

Para cada uno de los recursos considerados se han realizado los ANOVA de dos vías, que surgen de combinar cada factor con el resto. Los resultados obtenidos indican que únicamente existe una interacción significativa, y ésta se produce entre los factores «tratamiento» y «carga» para las variables: vegetación herbácea y vegetación arbustiva; dentro de este último grupo, también para las especies individualizadas C*ytisus scoparius*, *Rubus idaeus* y *Rosa* spp. Los contrastes, por pares, ofrecen los siguientes resultados:

a) Según los tratamientos:

1) La mayor cobertura de vegetación herbácea en el tratamiento podado (Tabla 5-3) se produce significativamente con la carga doble, seguida de la simple y, por último, cuando no interviene el pastoreo (72.35, 56.78 y 36.63%, respectivamente). En el tratamiento desbrozado (Tabla 5-4) la cobertura herbácea es mayor cuando no se produce pastoreo, no encontrándose diferencias entre la carga simple y la doble (83.53, 71.58 y 63.43%). En el tratamiento quemado (Tabla 5-5) la cobertura de la vegetación herbácea es mayor cuando la carga es simple pero no se han detectado diferencias entre la carga doble y el control (80.92, 64 y 55.07%).

2) Para el tratamiento podado (Tabla 5-3) y para el quemado (Tabla 5-5) la mayor proporción de vegetación arbustiva se produce cuando no se da pastoreo, en segundo lugar cuando la carga es simple y, la menor proporción, cuando la carga es doble. Por el contrario, las mayores coberturas de vegetación arbustiva en el tratamiento desbrozado (Tabla 5-4) se consiguen con la carga simple; entre el control y la carga doble no se producen diferencias significativas (32.20, 21.24 y 14.03%, respectivamente).

2a) Las mayores proporciones medias de *C. scoparius* en el tratamiento podado (Tabla 5-3) se producen cuando no se da pastoreo (61.82%) o cuando éste es con carga simple (49.50%); por el contrario, cuando la carga es doble disminuye considerablemente (19.80%). También se consigue la máxima cobertura de *C. scoparius* en el tratamiento quemado con ausencia de pastoreo (30.35%), no habiendo diferencias significativas entre la carga doble (8.07%) y la simple (7.50%).

2b) El comportamiento de *Rubus idaeus* es semejante en los tratamientos podado y quemado, aunque la proporción es algo mayor en el primero, por ser mayor el consumo que provocan los herbívoros sobre *Rubus* en la parcela quemada simple, pues en ésta se produce una escasez de recursos arbustivos; logra sus máximas coberturas cuando no se produce pastoreo seguida, aunque a gran distancia, de las situaciones con carga simple (ver Tabla 5-3 y Tabla 5-5). Cuando la carga es doble *Rubus idaeus* resulta muy perjudicada y se obtienen valores muy bajos. En el tratamiento desbrozado (Tabla 5-4) también la cobertura de *Rubus idaeus* sigue siendo mayor cuando no se produce pastoreo (6.41%), aunque en este tratamiento no hay diferencias significativas entre la carga simple (1.85%) y la doble (0.03%).

2c) La cobertura de *Rosa* spp. es muy baja en todas las parcelas, no superando en ninguna el 4%. En el tratamiento desbrozado (Tabla 5-4) la mayor cobertura se alcanza cuando la carga es simple (3.03% mientras que en el resto de los casos no se han encontrado diferencias significativas.

BIBLIOTECA VIRTUAL
MIGUEL DE CERVANTES

			Año			Época del año			Densidad de carga		
	1º	2º	3º	4º	5º	P	V		C	S	D
Vegetación herbácea		F= 10.36	g.l.= 4		p= .0001	F= .01	g.l.= 1	p= .9584	F= 11.39	g.l.= 2	p= .0001
	44.95	65.40	52.95	53.00	89.06	59.64		60.32	36.63	56.7	72.35
	a	b	ab	ab	e				a	b	c
Vegetación arbustiva		F= .44	g.l.= 4		p= .7790	F= .03	g.l.= 1	p= .8525	F= 56.62	g.l.= 2	p= .0001
	51.3	48.75	59.65	60.15	43.94	51.72		55.26	93.75	70.17	19.83
									c	b	a
Cytisus scoparius		F= .38	gl.= 4		p= .819	F= .01	g.l.= 1	p= .9165	F= 22.21	g.l.= 2	p= .0001
	38.25	34.35	43.30	43.35	35.93	39.38		38.84	61.82	49.50	19.80
									b	b	a
Rubus idaeus		F= .48	g.l.= 4		p= .7536	F= .48	g.l.= 1	p= .4873	F= 122.29	g.l.= 2	p= .0001
	12.2	12.62	16.35	16.80	8.00	11.79		15.89	30.89	19.80	.05
									c	b	a
Rosa spp.	0	0	0	0	0	0	0		0	0	0
Quercus pyrenaica		F= 1.29	g.l.= 4		p= .2790	F= .04	g.l.= 1	p= .8436	F= 1.13	g.l.= 2	p= .3286
	.85	1.75	0	0	0	0.55		0.52	1.06	. 88	0
Suelo descubierto		F= .41	g.l.= 4		p= .8041	F= .11	g.l.= 1	p= .7360	F= 1.29	g.l.= 2	p= .2795
	14.6	12.75	10.65	13.60	10.38	13.14		11.47	16.69	9.65	13.63
Piedras		F= 2.64	g.l.= 4		p= .0389	F= 4.74	g.l.= 1	p= .0319	F= 5.41	g.l.= 2	p= .006
	6.7	4.3	3.15	4.25	1.25	3.38		5.05	.94	3.90	5.43
	b	b	ab	b	a	a		b	a	b	b

Tabla 5-3

Comparación, mediante análisis de la varianza, de la cobertura media (%) de las variables en el tratamiento podado, considerando los siguientes factores de variación: año (del primero al quinto), época del año (primavera -P- y verano -V-), densidad de carga (control -C-, simple -S- y doble -D-).Los datos analizados corresponden únicamente a las observaciones anteriores al pastoreo (n = 95). Las letras minúsculas indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los distintos «niveles» de cada factor. Las medias están expresadas en cobertura real, aunque la significación se ha obtenido mediante la transformación arcsen $\sqrt{x_i}/100$ de los datos, para obtener requisitos de normalidad (Zar, 1984).

BIBLIOTECA VIRTUAL

			Año			Época del año			Densidad de carga		
	1	2º	3º	4º	5º	P	V		C	S	D
Vegetación herbácea		F= 4.81	g.l.= 4		p= .0014	F= 1.63	g.l.= 1	p= .2046	F= 5.06	g.l.= 2	p= .0082
	75	67.9	66.6	59	86.94	72.83		67.13	83.53	71.58	64.13
	bc	ab	ab	a	c				b	a	a
Vegetación arbustiva		F= .67	g.l.= 4		p= .6134	F= .23	g.l.= 1	p= .6304	F= 7.41	g.l.=2	p= .001
	14.35	25.65	26.45	21.85	26.12	22.17		23.74	21.24	32.2	14.03
									a	b	a
Cytisus scoparius		F= .63	g.l.= 4		p= .6431	F= .21	g.l.= 1	p= .6474	F= 1.32	g.l.= 2	p= .2703
	9.5	17.1	17.85	12.55	15.53	14.10		15.05	13.12	17.98	11.55
Rubus idaeus		F=250	g.l.= 4		p= .9117	F= .07	g.l.= 1	p= .7856	F= 14.00	g.l.= 2	p= .0001
	2.55	3.20	1.05	1.5	1.06	1.86		1.95	6.41	1.85	.03
									b	a	a
Rosa spp		F=.64	g.l.= 4		p= .6333	F= .21	g.l.= 1	p= .6441	F= 10.01	g.l.= 2	p= .0001
	.55	.50	1.20	1.25	3.76	1.36		1.42	.47	3.03	.13
									a	b	a
Quercus pyrenaica		F=.91	g.l.= 4		p= .4639	F= 50	g.l.= 1	p= .48	F= 2.48	g.l.= 2	p= .0894
	1.75	4.85	6.35	6.55	5.77	4.85		5.32	1.24	9.35	2.33
Suelo descubierto		F= 2.73	g.l.= 4		p= .0335	F= .52	g.l.= 1	p= .4735	F= 7.42	g.l.= 2	p= .001
	6.80	8.3	5.7	9.65	8.71	7.53		8.23	6.17	5.80	10.5
	ab	b	a	b	ab				a	a	b
Piedras		F= 1.67	g.l.= 4		p= .1575	F= .81	g.l.= 1	p= .3707	F= 9.49	g.l.= 2	p= .0002
	10.95	10.55	7.15	11.10	5.71	8.4		10.4	3.82	7.73	12.95
									a	b	c

Tabla 5-4

Comparación, mediante análisis de la varianza, de la cobertura media (%) de las variables en el tratamiento desbrozado, considerando los siguientes factores de variación: año, época del año, densidad de carga -ver notación en Tabla 5-3-. Los datos analizados corresponden únicamente a las observaciones anteriores al pastoreo (n = 96) Las letras minúsculas indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los distintos «niveles» de cada factor. Las medias están expresadas en cobertura real, aunque la significación se ha obtenido mediante la transformación arcsen $\sqrt{x_i}/100$ de los datos, para obtener requisitos de normalidad (Zar, 1984).

			Año			Época del año			Densidad de carga		
	1	2º	3º	4º	5º	P	V		C	S	D
Vegetación herbácea	F= 2.99		g.l.= 4		p=.0234	F=1.05	g.l.=1	p=.3082	F=9.03	g.l.=2	p=.0003
	58.5	67.75	68.6	67.05	83.44	71.42		67.37	55.07	80.92	64
	a	a	a	a	b				a	b	a
Vegetación arbustiva	F=1.43		g.l.=4		p=.2312	F=.001	g.l.=1	p=.9862	F=10.35	g.l.=2	p=.0001
	22.5	21.6	30.5	23.25	9.06	22.65		20.79	74.57	15.14	8
									c	b	a
Cytisus *scoparius*	F= 2.84		g.l.=4		p=.0292	F=.001	g.l.=1	p=.9248	F=19.08	g.l.=2	P=.0001
	7.5	10	16.55	11.05	3.31	10.81		9.5	30.35	7.5	8.07
	ab	b	b	ab	a				b	a	a
Rubusi daeus	F=.49		g.l.=4		p=.7402	F=.01	g.l.=1	p=.9603	F=84.85	g.l.=2	p=.0001
	10.7	8.75	9.3	8.45	2.38	7.75		7.97	40.36	3.05	0
									c	b	a
Rosa spp.	F=.20		g.l.=4		p=.938	F=.11	g.l.=l	p=.7433	F=1.70	g.l.=2	P=.1884
	2.8	2.45	3.15	2.95	2.69	2.77		2.87	3.81	3.81	1.42
Quercus pyrenaica	F=.24		g.l.=4		p=.9168	F=.36	g.l.=1	p=.5468	F=1.54	g.l.=2	p=.221
	1.5	0.4	1.5	0.8	0.69	1.31		.45	0	.78	1.44
Suelo descubierto	F=1.77		g.l.=4		p=.1419	F=.44	g.l.=1	p=.5042	F=10.24	g.l.=2	p=.0001
	32.50	11.60	9.65	12.75	16.00	14.77		14.52	19.14	6.69	20.89
									b	a	b
Piedras	F=2.18		g.l.=4		p=.079	F=.09	g.l.=1	p=.7611	F=9.63	g.l.=2	p=.0002
	16.00	8	8.85	9.55	5.31	9.29		8.61	7.21	5.86	12.80
									a	a	b

Tabla 5-5

Comparación, mediante análisis de la varianza, de la cobertura media (%) de las variables en el tratamiento quemado, considerando los siguientes factores de variación: año, época del año, densidad de carga -ver notación en Tabla 5-3-. Los datos analizados corresponden únicamente a las observaciones anteriores al pastoreo (n = 85). Las letras minúsculas indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los distintos «niveles» de cada factor. Las medias están expresadas en cobertura real, aunque la significación se ha obtenido mediante la transformación arcsen $\sqrt{x_i}/100$ de los datos, para obtener requisitos de normalidad (Zar, 1984).

b) Según la carga:

1) La cobertura de vegetación herbácea (Tabla 5-6) cuando no se produce pastoreo, es mayor en el tratamiento desbrozado (83,5%) que en el resto, entre los que no se han encontrado diferencias significativas (55.07% en el quemado y 36.63% en el podado). Cuando la carga es simple, la cobertura de vegetación herbácea es mayor en los tratamientos quemado y desbrozado (80.91% y 71.58% respectivamente) que en el podado (56.78%). Respecto a la carga doble no se han encontrado diferencias para la vegetación herbácea entre

los distintos tratamientos.

2) La cobertura de vegetación arbustiva (Tabla 5-6) es mayor en el tratamiento podado que en el resto de los tratamientos, independientemente de la carga. Cuando no existe pastoreo, la menor proporción se da en el tratamiento desbrozado, mientras que entre los otros tratamientos no se han encontrado diferencias. Cuando la carga es simple, la cobertura de matorral se diferencia significativamente en los tres tratamientos. El mayor valor se produce en el tratamiento podado (70.18%), seguido del desbrozado (32.20%) y por último en el quemado (15.14%). Respecto a la carga doble, la cobertura arbustiva es mayor en el tratamiento podado (19.83%) que en el resto, donde no se han producido diferencias (14.03% para el desbrozado y el 8% para el quemado.).

2a) El comportamiento de *C. scoparius* es similar al de la vegetación arbustiva cuando las cargas son simples y dobles. Cuando no se produce pastoreo, la cobertura de *C. scoparius* es mayor en el tratamiento podado (61.81%), le sigue el quemado (30.36%) y por último el desbrozado (13.12%).

2b) La recuperación de la cobertura de *Rubus idaeus,* cuando no interviene el pastoreo, es mayor en el tratamiento quemado (40.36%) y podado (30.88%) que en el desbrozado (6.41%). Con carga simple la mayor proporción de *Rubus idaeus* se produce en el tratamiento podado (19.80%), diferenciándose de los otros dos tratamientos, que entre sí apenas presentan variaciones importantes: 3.06% para el quemado y 1.85% desbrozado. Las cargas dobles controlan casi totalmente la presencia de esta especie arbustiva y su recubrimiento es casi nulo, indistintamente del tratamiento (Tabla 5-6).

2c) Las mayores proporciones de *Rosa* spp. aparecen en el tratamiento quemado, indistintamente de la carga considerada. El muestreo no detectó la presencia de *Rosa* en el tratamiento podado, aunque existía en una proporción menor al 2%. En ausencia de pastoreo el tratamiento quemado se diferencia de los otros dos. Cuando la carga es simple el tratamiento quemado (3.80%) no se diferencia significativamente del desbrozado (3.03%) pero ambos si se diferencian del podado. En el tratamiento quemado, con carga doble, la proporción de *Rosa* spp. es mayor que en los otros dos, que no se diferencian entre sí.

En la Tabla 5-7 se reúnen los resultados del análisis de la varianza de una vía, como síntesis del conjunto de análisis realizados de acuerdo con los factores de variación: tratamiento (podado, desbrozado y quemado), año (primero, segundo, tercero, cuarto y quinto año), época del año (primavera y verano) y densidad de carga (control, simple y doble).

	Control			Carga simple			Carga doble		
	Podado	Desbrozado	Quemado	Podado	Desbrozado	Quemado	Podado	Desbrozado	Quemado
Vegetación herbácea	F= 14.02	g.l.= 2	p= .0001	F= 11.44	g.l.= 2	p= .0001	F= 2.40	g.l.= 2	p= .0956
	36.63	83.5	55.07	56.78	71.58	80.91	72.35	64.13	64.00
	a	b	a	a	b	b			
Vegetación arbustiva	F= 28.05	g.l.= 2	p= .0001	F= 41.28	g.l.= 2	p= .0001	F= 3.41	g.l.= 2	p= .0364
	93.75	21.36	74.57	70.18	32.20	15.14	19.83	14.03	8.00
	b	a	b	c	b	a	b	a	a
Cytisus scoparius	F= 22.65	g.l.= 2	p= .0001	F= 35.93	g.l.= 2	p= .0001	F= 9.96	g.l.= 2	p= .0001
	61.81	13.12	30.36	49.50	17.98	7.50	19.78	11.55	5.14
	c	a	b	c	b	a	b	a	a
Rubus idaeus	F= 21.85	g.l.= 2	p= .0001	F= 42.95	g.l.= 2	p= .0001	F= 0.45	g.l.= 2	p= .6390
	30.88	6.41	40.36	19.80	1.85	3.06	0.05	0.03	0
	b	a	b	b	a	a			
Rosa spp.	F= 6.40	g.l.= 2	p= .0036	F= 14.01	g.l.= 2	p= .0001	F= 14.02	g.l.= 2	p= .0001
	0	0.47	3.86	0	3.03	3.80	0	0.13	1.42
	a	a	b	a	b	b	a	a	b
Quercus pyrenaica	F= 2.41	g.l.= 2	p= .1012	F= 8.01	g.l.= 2	p= .0006	F= 4.38	g.l.= 2	p= .0147
	1.06	1.24	0	0.88	9.35	0.78	0	2.33	1.44
				a	b	a	a	b	b
Suelo descubierto	F= 1.10	g.l.= 2	p= .34	F= 0.88	g.l.= 2	p= .418	F= 2.94	g.l.= 2	p= .0568
	16.69	6.17	19.14	9.65	5.8	6.69	13.63	10.50	20.88
Piedras	F= 4.21	g.l.= 2	p= .0212	F= 5.55	g.l.= 2	p= .005	F= 12.61	g.l.= 2	p= .0001
	0.94	3.82	7.21	3.9	7.73	5.86	5.43	12.95	12.81
	a	a	b	a	b	a	a	b	b

Tabla 5-6

Comparación, mediante análisis de la varianza, de la cobertura media (%) de las variables, en función de la carga (control, simple y doble). En todos los casos los «niveles» considerados son tratamiento podado, desbrozado y quemado. Los datos analizados corresponden únicamente a las observaciones anteriores al pastoreo (control: n = 46; carga simple: n = 115; carga doble: n = 115). Las letras minúsculas indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los distintos «niveles» de cada factor. Las medias están expresadas en cobertura real, aunque la significación se ha obtenido mediante la transformación arcsen $\sqrt{x_i}/100$ de los datos, para obtener requisitos de normalidad (Zar, 1984).

	Tratamiento			Año					Época del año			Densidad		
	Podado	Desbrozado	Quemado	1º	2º	3º	4º	5º	P	V		C	S	D
Vegetación herbácea	F= 4.28	g.l.= 2	p= .0148	F= 14.12		g.l.= 4		p=.0001	F= 1.62	g.l.= 1	p= .2038	F= 1.48	g.l.= 2	p= .2288
	59.91	70.60	69.63	59.68	67.02	62.79	59.68	86.49	67.78		64.94	59.91	70.60	69.63
	a	b	b	a	a	a	a	b						
Vegetación arbustiva	F= 23.97	g.l.= 2	p= .0001	F= .85		g.l.= 4		p= .4924	F=. 16	g.l.= 1	p= .8991	F= 38.15	g.l.= 2	p= .0001
	53.13	22.78	21.83	30.76	32	38.87	35.08	26.37	32.70		33.26	61	40	14.16
	b	a	a									c	b	a
Cytisus scoparius	F= 38.64	g.l.= 2	p= .0001	F= 1.25		g.l.= 4		p= .2912	F= .001	g.l.= 1	p= .9738	F= 15.13	g.l.= 2	p= .0001
	39.17	14.47	10.23	20.6	20.48	25.90	22.32	18.20	22.03		21.13	34.82	25.59	12.40
	b	a	a									c	b	a
Rubus idaeus	F= 16.70	g.l.= 2	p= .0001	F= .87		g.l.= 4		p= .4894	F= .08	g.l.= 1	p= .7714	F= 108.37	g.l.= 2	p= .0001
	13.41	1.90	7.85	8.04	8.20	8.90	8.90	3.80	7.07		8.61	24.85	8.41	0.03
	b	a	a									c	b	a
Rosa spp.	F= 27.13	g.l.= 2	p= .0001	F=.91		g.l.= 4		p= .4581	F= .65	g.l.= 1	p= .4195	F= 5.71	g.l.= 2	p= .0037
	0	1.38	2.81	0.78	0.98	1.45	1.40	2.18	1.29		1.43	1.32	2.22	0.48
	a	b	c									ab	b	a
Quercus pyrenaica	F= 11.61	g.l.= 2	p= .0001	F= .65		g.l.= 4		p= .6254	F= .03	g.l.= 1	p= .8541	F= 1.95	g.l.= 2	p= .1443
	0.54	5.03	0.93	1.34	2.33	2.62	2.45	2.22	2.30		2.10	0.81	3.77	1.25
	a	e	b											
Suelo	F= 2.83	g.l.= 2	p= .0608	F= 1.78		g.l.= 4		p= .1340	F= 41	g.l.= 1	p= .5191	F= 13.61	g.l.= 2	p= .0001

	12.48	7.80	14.66	15.06	10.88	8.67	12	11.63	11.60		11.41	13.62	7.41	14.80
												a b	a	b
Piedras	F= 15.37	g.l.= 2	p= .0001	F= 4.53		g.l.= 4		p= .0015	F= 1.99	g.l.=1	p= .1595	F= 17.94	g.l.= 2	p= .0001
	4.04	9.19	8.90	10.26	7.61	6.38	8.3	4.12	6.91		8.01	3.85	5.83	10.31
	a	b	b	c	b	a b	b c	a				a	b	c

Tabla 5-7

Comparación, mediante análisis de la varianza, de la cobertura media (%) de las variables considerando los siguientes lactores de variación: tratamiento (podado, desbrozado y quemado), año, época del año, densidad de carga -ver notación en Tabla 5-3-. Los datos analizados corresponden únicamente a las observaciones anteriores al pastoreo (n = 278). Las letras minúsculas indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los distintos «niveles» de cada factor. las medias están expresadas en cobertura real, aunque la significación se ha obtenido mediante la transformación arcsen $\sqrt{x_i}/100$ de los datos, para obtener requisitos de normalidad (Zar, 1984).

MIGUEL DE CERVANTES

5.7. Relaciones entre la cobertura herbácea y las especies arbustivas

5.7.1. Regresiones lineales

Se analizan las relaciones entre la cobertura herbácea y las especies arbustivas que compiten por la ocupación del espacio. Estas especies son: *Cytisus scoparius*, *Rubus idaeus*, *Rosa* spp. y *Quercus pyrenaica*. Otros parámetros considerados son el suelo descubierto y el recubrimiento de piedras, indicadores de procesos de colonización y sucesión tras las perturbaciones. Las relaciones analizadas están expresadas en términos de cobertura ya que la mayor parte de las variables consideradas están expresados de esta manera. No obstante la producción herbácea ha resultado estar muy correlacionada con la cobertura.

Las relaciones entre la cobertura herbácea y cada una de las especies que forman el matorral, son indicadoras del reparto de la producción primaria y su variación temporal según los tratamientos a los que fue sometida la comunidad inicial. Las cabras, como herbívoro generalista, adecúan su conducta alimentaria al reparto de la producción primaria, modificando su comportamiento en todo un gradiente que va desde el pastador al ramoneador estricto.

Las especies de matorral, además de competir directamente en la ocupación del espacio a nivel de suelo, disminuyen la cobertura herbácea al reducir la cantidad de luz que llega a este estrato. El suelo desnudo y las piedras compiten directamente con la cobertura herbácea en la ocupación de la superficie del suelo.

El tipo de relaciones que se utilizan son regresiones lineales, en las cuales se pretende predecir la posible variación de la cobertura herbácea en función de los componentes anteriormente enumerados.

Del análisis de los datos se aprecian, desde el inicio, dos situaciones contrastadas, la de primavera y la de verano, debido a que los estados fenológicos del estrato herbáceo en ambos períodos son diferentes, y porque, al realizar el muestreo de verano, la vegetación ya había recibido un pastoreo previo.

Época del año	Variable dependiente (Y)	Cobertura (X)	Intercepción (a)	Pendiente (b)	r^2 (%)	Error Estándar
Primavera	Cobertura herbácea	**Cytisus seoparius**	1.1814	-0.3339	15.01***	0.072
	Cobertura herbácea	Suelo descubierto	1.1610	-0.4605	7.60***	0.125
	Cobertura herbácea	*Rubus idaeus*	1.0811	-0.3447	5.43**	0.113
	Cobertura herbácea	Piedras	1.0963	-0.3309	2.62*	0.158
Verano	Cobertura herbácea	**Cytisus scoparius**	1.0863	-0.4660	16.02***	0.071
	Cobertura herbácea	Suelo descubierto	1.1748	-0.9440	28.12***	0.109
	Cobertura herbácea	*Rubus idaeus*	1.0220	-0.3679	13.46***	0.088
	Cobertura herbácea	Piedras	1.0621	-0.4368	7.36**	0.146

ns: $p \geq 0.05$; *: $0.01 \leq p < 0.05$; **: $0.001 \leq p < 0.01$; ***: $p < 0.001$

Tabla 5-8

Ecuaciones de regresión lineal de la cobertura herbácea en función de distintos parámetros indicadores de estructura de la parcela. Se distinguen los casos de primavera y de verano. Todos los datos (n = 165) están transformados mediante la función arcsen $\sqrt{x_i/100}$.

Tanto en primavera como en verano, solamente las coberturas de *Cytisus scoparius*, *Rubus idaeus*, suelo descubierto y piedras, presentan rectas de regresión con coeficientes de correlación significativos, por encima del 95% (Tabla 5-8), pudiéndose hacer las siguientes observaciones:

- En primavera estas cuatro variables presentan rectas de regresión muy similares. El efecto de la cobertura de los cuatro componentes presenta semejantes valores de «a» y «b» en la recta de regresión. Sin embargo, el valor de predicción de cada una de ellas es muy baja y los valores de r^2 (%) presentan un rango de variación que va desde el máximo valor que toma con *Cytisus scoparius* (15.01) al mínimo obtenido por la variable «piedras» (2.62). Considerando que los valores de r^2 pueden interpretarse como una estimación del porcentaje de la varianza de la variable independiente (en este caso la cobertura herbácea) explicada a partir de la variable dependiente, podemos concluir que la capacidad predictiva de las variables consideradas individualmente es baja, presentando el *Cytisus* un valor del 15% y el resto de las variables valores siempre por debajo del 10%.

- En las observaciones de verano, las relaciones cambian notablemente. Mientras que los valores del coeficiente «a» -ordenada en el origen- son también bastante semejantes en los cuatro componentes (y además muy semejantes a los que presentaban en primavera), los valores del coeficiente de regresión «b» indican que en la situación de verano cada componente ejerce una influencia diferente. Esto contrasta con el comportamiento que presentan los componentes durante la primavera. En verano existe un claro gradiente de intensidad (pendiente de la recta) que va desde los mayores valores que se dan con el suelo descubierto (r^2 = 28.12) hasta las piedras con el menor valor (r^2 = 7.36). Destaca, sin embargo, que el coeficiente de regresión presenta también tendencias parecidas entre ambas estaciones, y así en primavera y verano es el suelo descubierto el que se desmarca con los mayores valores de pendiente, mientras que el resto de variables (piedras, *C. scoparius* y *Rubus idaeus*) presentan valores semejantes en ambas estaciones, comportándose como un grupo de variables bastante homogéneas.

El verano, respecto a las cuatro variables analizadas, se comporta como una situación mas predecible que la primavera, jugando el suelo desnudo una importante influencia en la cobertura herbácea observada (r = 53 %). Respecto al valor de predicción de estas cuatro variables en verano, todas ellas mejoran respecto a la primavera. De ellas *Cytisus scoparius y Rubus idaeus* presentan valores por encima del 10% y el suelo desnudo por encima del 25%.

Sólo añadir que tanto en primavera como en verano las correlaciones existentes entre la cobertura de hierba y los valores previstos por las rectas de regresión de las cuatro variables consideradas de forma independiente es siempre significativa al 95%, mostrando tanto *Cytisus scoparius* como el suelo desnudo significaciones del orden de p = 0.0001.

5.7.2. Regresiones múltiples

La influencia que tienen todos los componentes anteriormente analizados sobre la cobertura herbácea, así como la baja varianza explicada por cada uno de estos considerados independientemente, y las claras interrelaciones que presentan los componentes entre si, hacen aconsejable formular ecuaciones de predicción que consideren sólo las variables más influyentes y que tengan en cuenta las interrelaciones entre ellos.

Hemos escogido la regresión múltiple «stepwise» como procedimiento, considerando una F-to-Enter de 4, y una F-to-Remove de 3.986. En la Tabla 5-9 se presentan las características de las rectas de regresión obtenidas. En la situación de verano el análisis incorporó cuatro variables que por orden fueron, suelo descubierto, *C. scoparius*, piedras y

Rubus idaeus. El valor de r^2 de la ecuación es alto, de 0.58, explicando por tanto una parte importante de la varianza de la variable independiente.

En primavera el análisis se detuvo en el tercer paso, incorporando por orden el *C. scoparius*, las piedras y el suelo desnudo. Nosotros hemos incluido *Rubus idaeus* también en la ecuación de regresión porque presenta un valor de F sólo ligeramente inferior a los requisitos que habíamos impuesto en el análisis. La incorporación de la zarza mejoró el coeficiente de correlación (r) que pasó de 0.48 a 0.52 (equivalente a un $r^2 = 0.27$). Al igual que ocurría con el valor predictivo de las variables consideradas independientes, la ecuación de regresión que considera las cuatro variables principales es menos predictiva en primavera que en verano. El valor de r^2 en el verano es del 0.58 y de 0.27 en primavera, produciéndose una notable reducción de la varianza explicada.

En la Figura 5-1 se representan los valores de cobertura herbácea reales y los previstos por el modelo, en cada una de las estaciones. La dispersión respecto a la recta de regresión muestra gráficamente las diferencias en las capacidades predictivas en ambas estaciones. En la Figura se representa la recta de regresión entre los valores previstos para cada modelo, para los datos de primavera y verano considerados independientemente.

El ajuste entre los valores previstos en primavera y verano por cada ecuación (Figura 5-2) es evidente y los valores de r^2 son muy elevados en ambos casos (0.91 y 0.90).

Para comprender el origen de la varianza no explicada por los modelos de primavera y verano se han analizado los residuales con los tres factores experimentales controlados:

- tratamiento del matorral: podado, desbrozado y quemado
- densidad de cabras: control, carga simple y carga doble
- año de muestreo: analizando las diferencias en los cinco años de experimentación en primavera y en los cuatro años de experimentación en verano.

Ecuación de primavera:
V h (%) = 1.3981 - 0.3917 *C s* (%) 0.4674 p (%) - 0.3306 s d (%) - 0.1554 *R i* (%)
$r^2 = 0.2699$ para n = 165

Ecuación de verano:
V h (%) = 1.4335 - 0.5888 s d (%) 0.3043 C s (%) - 0.5599 p 0.2925 R i
$r^2 = 0.5788$ para n = 114

Tabla 5-9
Ecuaciones de regresión múltiple, para primavera y verano, de la cobertura de vegetación herbácea (V h) en función de las coberturas de los componentes analizados en la Tabla 5-3: *Cytisus scoparius* (*C s*), piedras (p), suelo descubierto (s d) y *Rubus idaeus* (*R i*).

La relación entre los residuales y los factores se realizó mediante análisis de la varianza. Como nuestra intención es analizar la dispersión de los puntos respecto a la recta y no su valor positivo o negativo, hemos considerado los residuales en valor absoluto (lo que obliga a su transformación logarítmica, previa al análisis de varianza).

En las Figura 5-3, Figura 5-4 y Figura 5-5 se presentan las representaciones gráficas de cada uno de los estados de las variables, independientemente así como la recta de regresión que liga la cobertura de herbáceas con los valores previstos por el modelo. Estas representaciones permiten apreciar visualmente cuales son las situaciones que menos se ajustan al modelo. Este ajuste se puede apreciar, tanto por los valores del coeficiente de correlación en cada caso como por la desviación de la recta de regresión de la diagonal principal de la gráfica (esta diagonal representaría el ajuste perfecto).

En la Tabla 5-10 se presentan los resultados del ANOVA entre los residuales y los factores experimentales. En primer lugar destaca que, para los datos de verano ningún factor

experimental ha producido diferencias significativas entre sus categorías. Esto confirma la buena capacidad predictiva del modelo de verano en todas las circunstancias experimentales y que la dispersión de los puntos en el modelo general no está relacionada de forma significativa con ningún factor experimental considerado.

El caso del modelo de primavera es distinto. El factor que más ha influído en la dispersión de los puntos ha sido el año de muestreo, y en concreto el primer y quinto año, presentando un buen ajuste los años segundo y tercero. En segundo lugar ha influido el tratamiento inicial del matorral, concentrándose los valores más altos de dispersión en el tratamiento podado y desbrozado. La carga no presenta diferencias significativas entre sus categorías.

El análisis de las interrelaciones entre los tres factores no ha mostrado ninguna interacción significativa entre ellas, ni en primavera ni en verano, por lo tanto los factores son independientes entre si.

Se ha de tener en cuenta que la suma de los distintos componentes que se analizan no es del 100%, sino que en la mayoría de los casos es superior a esta cantidad. Esto se debe a que cada componente ocupa, generalmente estratos diferentes, así a ras de suelo están las piedras y el suelo desnudo, a un nivel algo superior esta el herbáceo y generalmente el estrato arbustivo ocupa el nivel más alto. Pero aunque no ocupan el mismo estrato están muy correlacionados entre ellos, y coberturas altas de vegetación herbácea se corresponde con bajas del resto de los componentes (correlaciones negativas).

Por lo tanto, se puede concluir que ninguno de los dos modelos predictivos explican mucha varianza de la cobertura herbácea, aunque el modelo de regresión múltiple de verano es mucho mejor que el de primavera (con un $r^2 = 0.58$ y 0.27 para el de verano y primavera, respectivamente). Estos modelos están realizados cuando la estructura de *Cytisus scoparius* (matorral dominante) no ha podido manifestar totalmente sus efectos negativos sobre la vegetación herbácea, ya que la altura máxima alcanzada es inferior a 1 m y sus coberturas no son muy elevadas (< 50%). Es muy probable que el poder de predicción sea mucho mayor, cuando la estructura del matorral sea densa (> 70%) y con elevadas alturas (> 150 cm) que impidan que la luz llegue al suelo, con lo cual la vegetación herbácea se vería muy perjudicada.

a) Primavera

Tratamiento			Año					Carga		
F = 4.18			F = 10.36					F = 1.35		
g,l. = 2			g.l. = 4					g.l. = 2		
p = 0.017			p = 0.0001					p = n.s.		
P	D	Q	1º	2º	3º	4º	5º	C	S	D
0.2707	0.2683	0.1747	0.2823	0.1471	0.1569	0.2155	0.4084	0.2343	0.2707	0.2163
a	b	b	b	a	a	ab	c			

ns: $p \geq 0.05$; *: $0.01 \leq p < 0.05$; **: $0.001 \leq p < 0.01$; ***: $p < 0.001$

b) Verano

Tratamiento			Año					Carga		
F = 0.09			F = 1.49					F = 1.28		
gA. = 2			gA. = 3					g.1. = 2		
p = n.s.			p = n.s.					p = n.s.		
P	D	Q	10	20	30	40	50	C	S	D
0.1470	0.1366	0.1385	-	0.1453	0.1092	0.1406	0.1745	0.0324	0.0163	0.0152

ns: $p \geq 0.05$; *: $0.01 \leq p < 0.05$; **: $0.001 \leq p < 0.01$; ***: $p < 0.001$

Tabla 5-10
Comparación, mediante análisis de la varianza, de los valores residuales (en valor absoluto) obtenidos de las ecuaciones de regresión múltiple -ver texto- para el caso de primavera (n = 165) y de verano (n= 114), considerando tres factores de variación: tratamiento (podado, desbrozado y quemado), año (del primero al quinto) y densidad de carga (control -C-, simple -S- y doble -D-). Los datos analizados corresponden únicamente a las observaciones anteriores al pastoreo. Las letras minúsculas indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los distintos «niveles» de cada factor. Las medias están expresadas en cobertura real.

5.8. Evolución temporal de parámetros controlados en las especies arbustivas como indicadores de cambios en la comunidad de matorral por efecto del pastoreo

El principal objetivo del presente apartado es analizar las variaciones que se producen en la composición y estructura de la comunidad arbustiva por la acción combinada del pastoreo con cabras y distintas acciones mecánicas experimentales (poda, desbroce, quema, testigo).

Otros objetivos son:

- Conocer el papel que la acción de los herbívoros (pastoreo, ramoneo, pisoteo) juegan en la evolución del matorral hacia pasto.

- Valorar hasta que punto dicho papel puede ser modificado o potenciado por acciones suplementarias de manejo sobre el matorral.

El período de estudio comenzó a partir de 1989; cada parcela fue sometida, dos veces al año (primavera y verano) y durante dos días, a pastoreo con herbívoros ramoneadores (grupos de cuatro y ocho cabras según se trate de densidades simple y doble). Se analizaron las variaciones que sufren cada una de las especies arbustivas que forman la comunidad (*Cytisus scoparius*, *Rubus idaeus*, *Rosa* spp. y *Quercus pyrenaica*). No sólo se estudia la evolución de los consumos, evaluados por diferencia de biomasa y estructura de los distintos

recursos, antes y después de introducir las cabras en las parcelas, sino también la forma en que las dos densidades de carga (doble y simple) repercuten en la evolución, con el paso de los años, de la comunidad arbustiva sometida a distintos tratamientos.

Cada especie arbustiva ha recibido un tipo de muestreo diferente, dependiendo de sus características fisionómicas (ver apartado de muestreo en este Capítulo), tendente a apreciar de forma cuantitativa las modificaciones que estas especies sufren por efecto del pastoreo. El número de muestreos también ha sido variable, según el tipo de parámetro que se este controlando, pero en ningún caso ha sido inferior a tres. A continuación se comentan los resultados obtenidos para cada especie arbustiva, haciendo especial énfasis en *Cytisus scoparius*.

5.8.1. *Cytisus scoparius.* Biomasa y cobertura

Es importante resaltar la dificultad que tiene evaluar la biomasa aérea en formaciones de matorral y, por consiguiente, la complicación añadida que acarrea el tener que calcular consumos por parte de los herbívoros en estas comunidades. Además hay que tener en cuenta que no todos los tratamientos realizados inciden de igual forma en la estructura de las matas de *Cytisus scoparius*, por lo que esto añade una nueva dificultad. Así, la poda respeta en gran parte el armazón original de la mata, pues sólo reduce el tamaño de las ramas, favoreciendo en conjunto la accesibilidad de la biomasa a ser consumida por los ungulados. La tala a ras de suelo y la quema eliminan completamente su forma original, obligando a las matas a rebrotar de cepa. Por lo tanto no se pueden comparar entre sí de una forma sencilla los efectos de los distintos tratamientos.

La variación de la estructura del matorral ha sido estudiada mediante los cambios que experimentan tres tipos de variables que son: la producción del año, altura máxima y el volumen de la mata de *Cytisus scoparius*.

5.8.1.1. Producción de brotes del año en Cytisus scoparius

Los brotes del año se estimaron exclusivamente en los tratamientos podado y testigo (sin tratamiento) al ser los que presentan una forma exterior y de rebrote comparables.

A continuación se presentan los resultados más destacados en la evolución de los brotes del año, como indicador indirecto de medida de la especie dominante en la comunidad arbustiva.

Parcela podada con carga doble (PD)

Como puede apreciarse en la Figura 5-6, la producción de brotes es bastante homogénea durante los tres años de observación, con una media de 42 g/m^2 de MS. Se ha de tener en cuenta que los muestreos se han intentado hacer siempre en las mismas fechas, de forma que el de «primavera» (época de máximo crecimiento vegetativo) se efectúa a primeros de junio; este periodo coincide con el pleno crecimiento de los brotes pudiéndose dar, como ocurre en el muestreo 3 (M3), que por efectos meteorológicos la producción venga retrasada y por este motivo sea sólo de 24 g/m^2 (Figura 5-6). Al considerar el tamaño de los brotes se aprecia que la mayor proporción de estos se corresponde con los tipos 1 y 2; el tipo 3 apenas aporta un 6% (ver Figura 5-7 y Figura 5-8), siendo este tipo el que mayor biomasa aporta a la producción total.

Se considera «consumo» a la diferencia entre la producción de brotes que había antes de introducir las cabras en la parcela y la que queda después. El «porcentaje de consumo» es el consumo expresado como porcentaje de la producción de brotes inicial. Este porcentaje

indica la preferencia por el recurso y el grado de «agotamiento» o «consumo» del mismo.

El consumo medio de brotes es muy elevado (67% de media). En la Figura 5-7 y Figura 5-8 se puede apreciar cómo en verano se produce un consumo ligeramente superior que en la primavera (71% frente al 63%); este hecho está bastante justificado debido a que en la estación de verano la hierba en su mayoría está agostada y es menos apetitosa, por lo que la alimentación se basa principalmente en especies arbustivas.

Puede apreciarse (Figura 5-7 y Figura 5-8) que en la mayoría de los muestreos realizados es el brote de tipo 3 el que muestra una mayor disminución en porcentaje respecto a la biomasa preexistente. Esto es debido normalmente a que, al ser comido por las cabras, no se elimina totalmente sino que reduce su tamaño y pasa a formar parte parte de los otros tipos, formados por brotes de menor longitud.

Entre el muestreo de primavera y el muestreo de verano se produce una recuperación en el número de brotes, aunque hay que tener en cuenta que entre ambas épocas se ha producido la primera introducción de cabras en las parcelas, lo que ha provocado un consumo considerable de brotes del año, sobre todo en aquellas parcelas con carga doble.

Parcela podada con carga simple (PS)

La recuperación de la producción de brotes tras el tratamiento es similar a la de la carga doble durante los primeros muestreos (M2 y M3) pero, a partir del cuarto (verano del segundo año), se produce un aumento espectacular de la producción y como media cuadruplica las producciones anteriores. Esto es debido a que el control que efectúan las cabras sobre el *Cytisus scoparius* es insuficiente a causa, principalmente, del exceso de oferta alimenticia que existe en esta parcela y que provoca un desplazamiento en la alimentación del rumiante hacia otros recursos (hierba, *Rubus*, *Quercus*). Esto es especialmente notable al compararlo con la parcela PD.

El consumo medio de brotes del año representa el 40% de lo ofertado (ver Figura 5-7 y Figura 5-8), cantidad sensiblemente inferior al mismo tratamiento con carga doble (67%). No se producen apenas diferencias entre primavera y verano, aunque es ligeramente superior en primavera (44 y 36%). Esto se debe a la mayor diversidad y abundancia de recursos que existen en esta parcela permiten al ungulado seleccionar en su dieta lo más apetecible en cada momento. No obstante el consumo medio -expresado en términos absolutos- es de 54.30 g/m^2 MS (Figura 5-6), que resulta ser más del doble de lo consumido en la parcela con carga doble (25.42 g/m^2 MS).

En esta parcela se produce la mayor producción de brotes del año, con una media de 153 g/m^2 (Figura 5-6), cifra superior (en un 33%) a la conseguida por la parcela de *Cytisus scoparius* en el testigo con idéntica carga (TS), aunque en ésta la longitud de la ramas como mínimo duplica a la del *Cytisus* podado. Esto implica que la poda ejerce un efecto beneficioso sobre el *Cytisus scoparius* en la obtención de biomasa tierna y jugosa, muy apetecida por parte de las cabras.

Parcela testigo con carga doble (TD)

La biomasa media de brotes en los muestreos de «primavera» es de 45 g/m^2 (Figura 5-6), cantidad sensiblemente inferior a la que se produce en verano, que es de 76 g/m^2, correspondiendo para el total un valor medio de 64 g/m^2 MS.

El consumo medio es del 37%, cifra considerablemente inferior al de la misma carga en el tratamiento podado (67%), estas diferencias se deben a que en esta parcela no hay problemas de alimento y la dieta se reparte entre los distintos recursos ofertados. No existen apenas diferencias de consumo entre primavera y verano (38.52 y 35.22% respectivamente).

Aunque en esta parcela se produce un exceso de oferta alimenticia y como consecuencia el consumo de brotes es escaso, la carga doble deja notar sus efectos, al ser la

producción de brotes del año inferior en un 38% a la de la misma parcela con carga simple (64 por 104 g/m^2 MS, ver Figura 5-7 y Figura 5-8).

Parcela testigo con carga simple (TS)

La producción media de brotes del año es de 104 g/m^2 MS, dándose una diferencia muy elevada entre la biomasa que se genera en primavera y la de verano (29 por 154 g/m^2 MS).

El consumo medio de brotes es del 28% (Figura 5-7 y Figura 5-8), cantidad algo inferior a la que se consume en el mismo tratamiento con carga doble (37%). No obstante el consumo medio absoluto es mayor en la carga simple que en la doble (30 por 23 g/m^2 MS), al igual que ocurría en el tratamiento podado, aunque en los muestreos dos y tres (M2 y M3) no se detectaron consumos por parte de las cabras (Figura 5-6).

5.8.1.2. Evolución de la relación producción brotes del año | biomasa total en Cytisus scoparius

En los tratamientos podado (P) y testigo (T) se ha estudiado la evolución que presenta la proporción de brotes del año en una determinada rama de *Cytisus scoparius*, respecto a la biomasa total de la rama. Los cambios provocados por el pastoreo en esta proporción son analizados para las dos épocas del año muestreadas (primavera y verano) y durante un período de dos años consecutivos (90-91). Estas épocas fueron escogidas porque los ungulados domésticos presentan comportamientos alimentarios diferentes (Celada *et al.*, 1989), debidos en gran parte a la dependencia que muestran en la selección de su alimento respecto al estado fenológico de los distintos recursos que constituyen su dieta y a las condiciones climáticas -en especial la temperatura-, que determinan las pautas de actividad en su comportamiento alimentario. La proporción de biomasa de brotes del año es mayor en verano (8.40%) que en primavera (4.17%) -Tabla 5-11 - y hay que tener en cuenta que ésta sería aún mayor si no se hubiese efectuado el consumo de primavera.

Evolución de la proporción de biomasa de brotes del año/biomasa total, antes y después de efectuarse el pastoreo con cabras en las parcelas

Para conocer los cambios que presenta la proporción analizada por efecto del pastoreo, así como si se producen o no diferencias significativas entre los valores medios que toma dicha proporción, se ha utilizado como test estadístico el análisis de la varianza. Los factores de variación que se han considerado son cinco con sus respectivos niveles:

Factor 1: Tratamiento (podado y testigo).

Factor 2: Año de observación (segundo y tercer año).

Factor 3: Época del año (primavera y verano).

Factor 4: Densidad de carga (simple y doble).

Factor 5: Momento de observación (antes y después del pastoreo con cabras).

En una primera aproximación se realizaron análisis de la varianza, factor a factor, tras efectuar la transformación (arcsen $\sqrt{x_i}/100$) para eliminar la dependencia de los valores (al tratarse de porcentajes), y la comprobación de normalidad de datos. En dicho análisis (Tabla 5-11) se detectaron diferencias altamente significativas entre los valores que toma la proporción antes de llevarse a cabo el pastoreo y después de éste (con un valor promedio de 7.64 y de 4.12% para antes y después, respectivamente). Por lo tanto, el consumo de brotes por parte de los ungulados es alto y reduce la proporción en un 54%.

Tratamiento		Año		Época año		Carga		M. de observación	
F = 1.29		F = 0.08		F = 17.66		F = 2.35		F = 14.74	
g.l. = 1		g.l. = 1		g.l. = 1		g.l. = 1		g.l. = 1	
p = n.s.		p = n.s.		p = 0.0001		p = n.s.		p = 0.0002	
Podado	Testigo	20	30	Primavera	Verano	Simple	Doble	Antes	Después
6.70	5.22	6.19	5.54	4.17	8.40	6.93	4.96	7.64	4.12
				a	b			b	a

Tabla 5-11
Comparación, mediante análisis de la varianza, de la variable «proporción brotes del año/biomasa total» (%) según cinco factores de variación: tratamiento, año, época del año, densidad de carga, y momento de observación (antes y después del pastoreo). Las letras minúsculas indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los distintos «niveles» de cada factor. Los datos analizados proceden de las parcelas sometidas a los tratamientos podado y testigo, las únicas en las que fue posible medir esta variable. Las medias están expresadas en «proporción» real, aunque la significación se ha obtenido mediante la transformación arcsen $\sqrt{x_i}/100$ de los datos, para obtener requisitos de normalidad (Zar, 1984).

Observaciones anteriores al episodio de pastoreo

El primer episodio de pastoreo de cada año se realiza en pleno crecimiento de brotes de *Cytisus scoparius*. Una vez concluido el pastoreo los brotes que han quedado intactos y los nuevos continúan su crecimiento. Entre dos años consecutivos se produce también un crecimiento que se corresponde con la primavera del segundo año, coincidiendo con el primer de control que realizan las cabras durante este año. Para conocer si la recuperación que experimentan los brotes tras el pastoreo es similar en los dos tratamientos considerados, o si las densidades de carga influyen en la proporción analizada, se efectuó el contraste entre los valores medios que toma este porcentaje al ser eliminado el nivel después del pastoreo con cabras. El análisis realizado fue ANOVA de dos vías, considerando todos los casos que resultan de comparar cada factor con el resto. Los resultados obtenidos en la Tabla 5-12 muestran que solamente se producen dos interacciones significativas una con los factores año y época del año y, la otra, con los factores época del año y carga. Posteriormente al realizar los contrastes por pares se obtiene que:

1) Interacción año con época del año:

- En el segundo año la proporción de brotes respecto al total de la rama es mucho mayor en verano que en primavera (13.94 y 4.8%, la diferencia entre estos valores es significativa, test de Fisher PSLD).

- También, se aprecia que en el muestreo de verano las proporciones son muy diferentes, así en el segundo año representan el 13.94%, mientras que en el tercer año sólo representan el 6.83%.

Tratamiento (T) Año (A)			Tratamiento (T) Época (E)			Tratamiento (T) Carga (C)			Año (A) Época (E)			Año (A) Carga (C)			Época (E) Carga (C)		
F. var.	g.l.	p		g.l.	p	F. var.	g.l.	p	F. var.	g.l.	p	F. var.	g.l.	p	F. var.	g.l.	p
T	1	*	T	1	ns	T	1	*	A	1	ns	A	1	ns	E	1	***
A	1	ns	E	1	***	C	1	ns	E	1	**	C	1	ns	C	1	ns
TxA	1	ns	TxE	1	ns	TxC	1	ns	AxE	1	**	AxC	1	ns	ExC	1	*
Error	38		Error	38		Error	38		Error	38		Error	38		Error	38	

ns: $p \geq 0.05$; *: $0.01 \leq p < 0.05$; **: $0.001 \leq p < 0.01$; ***: $p < 0.001$

Tabla 5-12
Comparación, mediante análisis de la varianza, de la variable «proporción brotes del año/biomasa total» (%) en todas las combinaciones posibles de los factores de variación, tomados de dos en dos (ANOVA bifactorial). Se consideran: tratamiento, año, época del año y carga ganadera. Los datos analizados proceden del momento anterior al pastoreo en las parcelas podada y testigo (n = 42). La significación se ha obtenido mediante la transformación transformación arcsen $\sqrt{x_i}/100$ de los datos, para obtener requisitos de normalidad (Zar, 1984).

2) Interacción época del año con densidad de carga

En el verano existen diferencias significativas entre las parcelas con carga simple y doble, siendo mayor la proporción en las parcelas con carga simple (14.30%) que en las de carga doble (7.26%).

En las parcelas con carga simple la proporción es menor en primavera que en verano (4.89 y 14.30%). Por el contrario en las parcelas con carga doble no se producen diferencias significativas entre primavera y verano, aunque es algo mayor en este último (5.67 y 7.26%, respectivamente).

Posteriormente se efectuó el ANOVA de una vía (Tabla 5-13) y se observó que existen diferencias significativas entre las proporciones de los dos tratamientos analizados, resultando ser mayor la proporción en el podado que en el testigo (9.34 y 6.10%, respectivamente). Este resultado es muy interesante pues da una idea del poder de rebrote que presenta *Cytisus scoparius* cuando se efectúa el tratamiento de poda y, a su vez, como método sencillo de obtención de forraje tierno, muy apetecido por las cabras. Por lo tanto, la poda consistente en eliminar la mitad de la biomasa incrementa la relación brotes tiernos del año respecto al total de la planta.

Al ser los dos tratamientos independientes se individualizaron y se analizaron separadamente.

BIBLIOTECA VIRTUAL

Tratamiento		Año		Época año		Carga	
F = 4.88		F = 0.82		F = 13.28		F = 1.24	
g.l. = 1		g.l. = 1		g.l. = 1		g.l. = 1	
p 0.0329		p = n.s.		p = 0.0008		p = n.s.	
Podado	Testigo	2º	3º	Primavera	Verano	Simple	Doble
9.34	6.10	8.32	6.54	5.28	10.78	8.93	6.36
b	a			b	a		

ns: $p \geq 0.05$; *: $0.01 \leq p < 0.05$; **: $0.001 \leq p < 0.01$; ***: $p < 0.001$

Tabla 5-13

Comparación, mediante análisis de la varianza, de la variable «proporción brotes del año/biomasa total» (%) según cuatro factores de variación: tratamiento, año, época del año, densidad de carga. Los datos analizados proceden de las parcelas P y T y únicamente de las observaciones anteriores al pastoreo (n = 42). Las letras minúsculas indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los distintos «niveles» de cada factor. Las medias están expresadas en «proporción» real, aunque la significación se ha obtenido mediante la transformación arcsen $\sqrt{x_i}/100$ de los datos, para obtener requisitos de normalidad (Zar, 1984).

Evolución de la proporción en el tratamiento podado

Para conocer si los cambios que experimenta la proporción en el tratamiento podado presentan significación estadística para los factores: año, época del año y densidad de carga, se ha planteado el análisis de la varianza de dos vías que resultan de combinar cada factor con el resto. Los resultados de dicho análisis (Tabla 5-14) muestran que la única interacción significativa se obtuvo entre los factores época del año y densidad de carga, y del posterior contraste por pares se obtuvo que:

Año Época	(A) (E)		Año Carga	(A) (C)		Época Carga	(E) (C)	
Factor de variación	g.l.	p	Factor de variación	g.l.	p	Factor de variación	g.l.	p
A	1	ns	A	1	ns	E	1	**
E	1	ns	C	1	ns	C	1	**
AxE	1	ns	AxC	1	ns	ExC	1	**
Error	16		Error	16		Error	16	

ns: $p \geq 0.05$; *: $0.01 \leq p < 0.05$; **: $0.001 \leq p < 0.01$; ***: $p < 0.001$

Tabla 5-14
Comparación, mediante análisis de la varianza, de la variable «proporción brotes del año/biomasa total» (%) en todas las combinaciones posibles de los factores de variación, tomados de dos en dos (ANOVA bifactorial). Se consideran: año, época del año y carga ganadera. Los datos analizados proceden del momento anterior al pastoreo en las parcelas podadas (n = 20). La significación se ha obtenido mediante la transformación arcsen $\sqrt{x_i/100}$ de los datos, para obtener requisitos de normalidad (Zar, 1984).

a) Según la época del año:

En primavera apenas hay diferencias en la proporción de biomasa del año respecto al total de la planta entre la carga simple y la doble (7.21 y 6.66%). En el verano, en cambio, la proporción es mucho mayor en la parcela con carga simple (19.60%) que con carga doble (6.27%). Por lo tanto, el control que ejerce la doble carga durante el primer pastoreo de cada año es muy fuerte, y la recuperación que presentan los brotes entre dos períodos consecutivos del mismo año es muy pequeña.

b) Según la densidad de carga:

Con carga simple la proporción en primavera es significativamente inferior a la del verano (7.21 y 19.60%, respectivamente). Con la carga doble no se dan apenas diferencias entre las proporciones en primavera y en verano (6.67 y 6.27%).

Evolución de la proporción en el tratamiento testigo:

Al realizar en el tratamiento testigo un análisis similar al llevado a cabo en el tratamiento podado, se observa (Tabla 5-15) que la única interacción significativa se produce en la combinación de los factores año y época del año. De los contrastes por pares posteriores se puede señalar que:

Año (A) Época (E)			Año (A) Carga (C)			Época (E) Carga (C)		
Factor de variación	g.l.	p	Factor de variación	g.l.	p	Factor de variación	g.l.	p
A	1	**	A	1	ns	E	1	**
E	1	**	C	1	ns	C	1	ns
AxE	1	*	AxC	1	ns	ExC	1	ns
Error	17		Error	17		Error	16	

ns: $p \geq 0.05$; *: $0.01 \leq p < 0.05$; **: $0.001 \leq p < 0.01$; ***: $p < 0.001$

Tabla 5-15
Comparación, mediante análisis de la varianza, de la variable «proporción brotes del año/biomasa total» (%) en todas las combinaciones posibles de los factores de variación, tomados de dos en dos (ANOVA bifactorial). Se consideran: año, época del año y carga ganadera. Los datos analizados proceden del momento anterior al pastoreo en las parcelas testigos (n = 22). La significación se ha obtenido mediante la transformación arcsen $\sqrt{x_i}/100$ de los datos, para obtener requisitos de normalidad (Zar, 1984).

a) Según el año:

En el segundo año la proporción de biomasa del año es mayor en verano que en primavera (12.22 y 3.64%). Esta notable diferencia es debida, en gran parte, a que la producción de brotes durante este año vino retrasada por efectos climáticos; por lo tanto, el consumo que se produjo en primavera fue muy escaso y la posterior recuperación de los brotes ha sido considerable. En cambio, durante el tercer año no se produjeron diferencias significativas entre las dos épocas del año, aunque la proporción de verano (4.33%) es ligeramente superior a la de primavera (3.64%).

b) Según la época del año:

En el verano se producen las mayores diferencias en las proporciones entre el segundo y el tercer año, siendo mucho mayor la proporción del segundo año (12.22 y 4.33%). En la primavera de los dos años considerados se ha obtenido la misma proporción de brotes (3.64%).

5.8.1.3. Disminución en la altura máxima y en el volumen de Cytisus scoparius por la acción de las cabras

Otros parámetros que resultaron ser de gran utilidad para apreciar la evolución de la estructura del matorral por la acción de los herbívoros han sido: La altura máxima y el volumen ocupado por la fitomasa aérea -biovolumen-, ajustándolo a la figura geométrica de un «paraboloide de revolución» antes y después de la introducción de las cabras en las parcelas. La ecuación utilizada para el cálculo del volumen de la mata ha sido descrita en el apartado de muestreo de este Capítulo. A continuación, se comentan los resultados más destacados para cada uno de estos parámetros.

Disminución en altura máxima

La altura es considerada como una manifestación de la actividad fisiológica de desarrollo que presenta la planta y da idea del poder de competencia por la luz frente a otras especies.

En primer lugar conviene destacar el gran poder de recuperación que muestra la altura máxima de la mata de *Cytisus scoparius* con el paso del tiempo. Así, al cuarto año, tras la

perturbación, las parcelas control (con ausencia de pastoreo) de los tratamientos desbrozado (DC) y quemado (QC) han recuperado respectivamente el 47% y el 57% de su altura original, mientras que al tratamiento podado (PC) únicamente le faltó un 15% para igualar su altura previa.

Para conocer las pautas de cambio que presenta la altura máxima y para detectar posibles patrones de cambio entre los distintos tratamientos, es preciso agruparlos según se elimine o no la biomasa aérea en el tratamiento inicial. Así, únicamente se podrán comparar el tratamiento desbrozado y el quemado, por partir ambos de una situación inicial muy parecida (eliminación total de la biomasa aérea). El testigo (sin tratamiento) presenta una altura muy superior al resto, al no haber sido alterada la altura original de la mata de *Cytisus scoparius* (superior a los 150 cm). Por último, el tratamiento podado parte de una altura intermedia, al reducirse a 70 cm la altura original de las matas, por lo que resulta totalmente accesible a los rumiantes. Estos dos tratamientos no admiten agrupación alguna con el resto y serán analizados por separado. El test estadístico escogido para comprobar si existen diferencias entre las alturas de matas de *Cytisus scoparius* es también el análisis de la varianza, tras la transformación raíz cuadrada de los datos y posterior comprobación de normalidad.

Tratamientos desbrozado (D) y quemado (Q)

El análisis pretende responder dos cuestiones básicas: la primera si existen diferencias entre los tratamientos con el paso del tiempo y, la segunda, si el consumo que efectúan los ungulados produce diferencias significativas entre las alturas antes y después de producirse su actuación. Los factores de variación que se han considerado son cinco:

Factor 1: Tratamiento (desbrozado y quemado).

Factor 2: Año de observación (primer, segundo, tercer y cuarto año).

Factor 3: Época del año (primavera y verano).

Factor 4: Densidad de carga (control, simple y doble).

Factor 5: Momento de observación (antes y después del episodio de pastoreo).

Se han realizado varios ANOVA de dos vías, resultantes de combinar cada factor con el resto. El resultado es que no se ha observado interacción alguna ni con el factor tratamiento ni con el factor momento de observación. Por lo tanto, para responder a las cuestiones anteriormente planteadas, se ha tenido que recurrir a análisis de la varianza de una vía (Tabla 5-16). De este análisis se aprecia que no existen diferencias entre las alturas de la mata de *Cytisus scoparius* entre los tratamientos desbrozado y quemado, mientras que sí se producen diferencias significativas entre las alturas antes y después del pastoreo.

Tratamiento		Año				Época año		Carga			M. de observación	
F = 0.38		F = 44.08				F = 4.62		F = 17.88			F = 8.53	
g.1. = 1		g.l. = 3				g.1. = 1		g.l. = 2			g.l. = 1	
p = n.s.		p = 0.0001				p = 0.0327		p = 0.0001			P = 0.0039	
Desbro.	Quemad.	1º	2º	3º	4º	Primavera	Verano	C	S	D	Antes	Después
29.9	28.48	14.42	30.52	34.47	39.46	27.80	29.86	50.88	28.51	21.37	28.22	21.74
		a	b	b	c	a	b	c	b	a	b	c

ns: $p \geq 0.05$; *: $0.01 \leq p < 0.05$; **: $0.001 \leq p < 0.01$; ***: $p < 0.001$

Tabla 5-16
Comparación, mediante análisis de la varianza, de la variable «altura máxima de *Cytisus scoparius*» (cm) según cinco factores de variación: tratamiento, año, época del año, densidad de carga, y momento de observación (antes y después del pastoreo) -ver notación en Tabla 5.3-. Los datos analizados proceden de las parcelas sometidas a los tratamientos desbrozado y quemado y de las observaciones anteriores y posteriores al pastoreo (n = 218). Las letras minúsculas indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los distintos «niveles» de cada factor. Las medias están expresadas en altura máxima, aunque la significación se ha obtenido mediante la transformación $\sqrt{x_i}$ de los datos, para obtener requisitos de normalidad (Zar, 1984).

Teniendo en cuenta la ausencia de diferencias entre ambos tratamientos, para apreciar el efecto del pastoreo analizamos las mediciones de los muestreos previos a la introducción de las cabras en las parcelas; éstas indican el grado de recuperación tras la perturbación -el cual se manifiesta en la altura máxima con el paso del tiempo- y del efecto que el pastoreo provoca en este parámetro. Para comprobar si existen diferencias entre los valores medios de las alturas en los dos tratamientos se han realizado nuevamente análisis de la varianza de dos vías. En dichos análisis se han detectado dos interacciones significativas, una que se corresponde con los factores año y época del año y, la otra, con los factores año y densidad de carga (Tabla 5-17). De los contrastes por pares (test de Fisher PLSD) se obtiene que:

Tratamiento (T) Año (A)			Tratamiento (T) Época (E)			Tratamiento (T) Carga (C)			Año (A) Época (E)			Año (A) Carga (C)			Época (E) Carga (C)		
F. var.	g.l.	p		g.l.	p	F. var.	g.l.	p	F. var.	g.l.	p	F. var.	g.l.	p	F. var.	g.l.	p
T	1	ns	T	1	ns	T	1	ns	A	3	***	A	3	***	E	1	ns
A	1	***	E	1	ns	C	2	***	E	1	*	C	2	***	C	2	***
TxA	1	ns	TxE	1	ns	TxC	2	ns	AxE	3	***	AxC	6	***	ExC	2	*
Error	119		Error	123		Error	121		Error	119		Error	115		Error	121	ns

ns: $p \geq 0.05$; *: $0.01 \leq p < 0.05$; **: $0.001 \leq p < 0.01$; ***: $p < 0.001$

Tabla 5-17
Comparación, mediante análisis de la varianza, de la variable «altura máxima de *Cytisus scoparius*» (cm) en todas las combinaciones posibles de los factores de variación, tomados de dos en dos (ANOVA bifactorial). Se consideran: tratamiento, año, época del año y carga ganadera. Los datos analizados proceden del momento anterior al pastoreo en las parcelas desbrozada y quemada (n = 127). La significación se ha obtenido mediante la transformación $\sqrt{x_i}$ de los datos, para obtener requisitos de normalidad (Zar, 1984).

BIBLIOTECA VIRTUAL MIGUEL DE CERVANTES

1) Interacción del año con la época del año

a) Según el año:

Durante el primer y segundo año la altura de las matas de *Cytisus scoparius* en verano es mayor que en primavera (diferencia altamente significativa, test de Fisher PLSD). Por el contrario, en el tercer y cuarto año la altura de primavera es algo mayor que la de verano (no existiendo diferencias significativas).

b) Según la época del año:

Tanto en primavera como en verano las alturas aumentan con el paso de los años. La diferencia de altura, entre las primaveras de los cuatro años considerados, son significativas (correspondiendo una media de 5.71, 31.58, 42.83 y 52.93 cm, para el primer, segundo, tercer y cuarto año, respectivamente). En verano solamente la altura del primer año se diferencia significativamente del resto, mientras que entre estas no se han encontrado diferencias (21.87, 46.67, 36.50 y 43.78 cm, para el primer, segundo, tercer y cuarto año, respectivamente).

2) Interacción del año con la densidad de carga

a) Según el año:

Durante el primer año las medias de las alturas presentan un valor similar, independientemente de la carga considerada (15.38 cm para el control, 16.64 cm para la carga simple y, 15.14 cm para la doble). Esto refleja la poca actividad de ramoneo que mostraron las cabras en estas parcelas durante el primer año, hecho que ya había sido apreciado en el campo. Posiblemente esta falta de actividad alimentaria sobre *Cytisus scoparius* esté relacionada con niveles altos de metabolitos secundarios que presenta esta planta en estados iniciales de crecimiento. A partir del segundo año y en años sucesivos es cuando se detectan diferencias significativas entre las tres cargas, aumentando la altura del *Cytisus* conforme disminuye la carga.

b) Según la carga:

En las parcelas en las que no se produjo pastoreo (T) la altura aumenta continuamente según aumenta la edad, y se observa que el primer año se diferencia del segundo y del tercero, y que estos dos se diferencian del cuarto (con 15.37, 51.50, 66.17 y 69.60 cm, para el primer, segundo, tercer y cuarto año).

Como era de esperar con la carga simple, las diferencias de altura entre años consecutivos es inferior a las obtenidas cuando no se produce pastoreo y en ningún año la altura supera los 41 cm de media. El primer año se diferencia significativamente del resto de los años, mientras que entre estos no se producen diferencias (con 16.64, 36.00, 35.00, 40.66 cm, para el primer, segundo, tercer y cuarto año).

Con la carga doble se produce un resultado similar al que se obtuvo en la simple, pero las alturas son aún inferiores que las obtenidas en éste, efecto de la mayor carga que soporta la parcela. El primer año (15.14 cm) se diferencia del resto y entre éstos no existen diferencias (28.71, 25.25 y 34.50 cm, para el segundo, tercer y cuarto año).

Del posterior análisis de una vía (Tabla 5-18) se comprueba que siguen sin existir diferencias de altura entre los tratamientos desbrozado y quemado (33.88 y 33.98 cm), lo que demuestra el comportamiento similar que presenta el parámetro altura máxima en estos dos tratamientos.

Tratamiento podado (P)

En este tratamiento se ha seguido un esquema similar al que se ha realizado con los tratamientos desbrozado y quemado. Pero, en este caso, las cuestiones que interesaban contestar se referían a: a) la influencia que ejercen los dos tipos de carga en la altura máxima de *Cytisus scoparius*, b) si se producen diferencias entre las alturas en las dos épocas del año y c) conocer el poder de recuperación que muestra la parcela sometida a este tratamiento, con

el paso de los años. Para ello, los datos analizados han sido los previos a la introducción de las cabras en las parcelas, considerando los siguientes factores:

Factor 1: Año de observación (primer, segundo, tercer y cuarto año).

Factor 2: Época del año (primavera y verano).

Factor 3: Densidad de carga (control, simple y doble).

De la realización del análisis de la varianza de dos vías, resultado de combinar cada factor con el resto (Tabla 5-19) solamente se apreció una interacción significativa que es la que relaciona a los factores año y densidad de carga, por lo que se han realizado los contrastes por pares, obteniéndose que:

a) Según el año:

Solamente durante el tercer y cuarto año se producen diferencias significativas entre las alturas de *Cytisus scoparius* al considerar las tres cargas. Así, en el tercer año la altura de *Cytisus* en la parcela con doble carga (PD) es menor que la de la parcela control (PC) y la de la parcela con carga simple -PS- (diferencia significativa, test de Fisher PLSD), mientras que entre estos dos últimos (PC y PS) no se han encontrado diferencias (110.75, 109.75 y 66.50 cm, para la parcela control, parcela con carga simple y parcela con carga doble, respectivamente). En el cuarto año se produce un efecto similar al comentado en el tercer año, pero en este año la media de la altura en la parcela con carga simple supera ampliamente a la de la parcela control (105.75, 120.20 y 79.50 cm para parcela control, carga simple y carga doble, respectivamente).

Tratamiento		Año				Época año		Carga		
F = 0.01		F = 33.93				F = 1.26		F = 15.48		
g.l. = 1		g.l. = 3				g.1. = 1		g.l = 2		
p = n.s.		p = 0.0001				p = n.s.		p = 0.0001		
Desbro.	Quemad.	1º	2º	3º	4º	Primavera	Verano	C	S	D
33.88	33.98	15.76	36.61	39.95	47.78	32.70	35.17	50.87	31.35	25.02
		a	b	b	c			b	a	a

ns: $p \geq 0.05$; *: $0.01 \leq p < 0.05$; **: $0.001 \leq p < 0.01$; ***: $p < 0.001$

Tabla 5-18

Comparación, mediante análisis de la varianza, de la variable «altura máxima de *Cytisus scoparius*» (cm) según cuatro factores de variación: tratamiento, año, época del año, densidad de carga -ver notación en Tabla 5-3-. Los datos analizados proceden de las parcelas con los tratamientos desbrozado y quemado y únicamente de las observaciones previas al pastoreo (n = 127). Las letras minúsculas indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los distintos «niveles» de cada factor. Las medias están expresadas en altura máxima, aunque la significación se ha obtenido mediante la transformación $\sqrt{x_i}$ de los datos, para obtener requisitos de normalidad (Zar, 1984).

Año (A) Época (E)			Año (A) Carga (C)			Época (E) Carga (C)		
Factor de variación	g.1.	p	Factor de variación	g.l.	p	Factor de variación	g.1.	p
A	3	ns	A	3	*	E	2	ns
E	1	ns	C	2	***	C	1	***
AxE	3	ns	AxC	6	*	ExC	2	ns
Error	64		Error	60		Error	66	

ns: $p \geq 0.05$; *: $0.01 \leq p < 0.05$; **: $0.001 \leq p < 0.01$; ***: $p < 0.001$

Tabla 5-19
Comparación, mediante análisis de la varianza, de la variable «altura máxima de *Cytisus scoparius*» (cm) en todas las combinaciones posibles de los factores de variación, tomados de dos en dos (ANOVA bifactorial). Se consideran: año, época del año y carga ganadera. Los datos analizados proceden del momento anterior al pastoreo en las parcelas podadas (n = 72). La significación se ha obtenido mediante la transformación $\sqrt{x_i}$ de los datos, para obtener requisitos de normalidad (Zar, 1984).

b) Según la densidad de carga:

La altura máxima de *Cytisus* aumenta con el paso del tiempo tanto en la parcela control como en la parcela con carga simple. Por el contrario, la carga doble mantiene la altura del matorral dominante en un valor próximo a los 80 cm.

En la parcela control, por ausencia de pastoreo, la altura aumenta con la edad de la planta. La altura media en el primer año no se diferencia significativamente del segundo año, el segundo año no se diferencia del cuarto año y éste a su vez no se diferencia del tercer año (79.50, 86.75, 110.75 y 105.75 cm para el primer, segundo, tercer y cuarto año, respectivamente).

En la parcela con carga simple, el aumento de la altura es mayor aún que en la parcela control y no se han encontrado diferencias significativas de altura entre los años considerados (90.29, 102.57, 109.75 y 120.20 cm para el primer, segundo, tercer y cuarto año), aunque si se aprecia una progresión sostenida, de 30 cm en cuatro años, a pesar de la presión de pastoreo.

Al realizar el análisis de la varianza de una vía -considerando el conjunto de las cargas- (Tabla 5-20) se comprueba que no existen diferencias significativas entre alturas de primavera (91.80 cm) y verano (96.83 cm), aunque son ligeramente superiores estas últimas.

Años				Época año		Carga		
F = 1.77				F = 62.88		F = 12.86		
g.l. = 3				g.l. = 3		g.l. =2		
p = n.s.				p = n.s.		p = 0.0001		
1º	2º	3º	4º	Primavera	Verano	C	S	D
83.89	95.17	95.67	100.83	91.80	96.83	95.69	106.82	81.04
						b	b	a

ns: $p \geq 0.05$; *: $0.01 \leq p < 0.05$; **: $0.001 \leq p < 0.01$; ***: $p < 0.001$

Tabla 5-20
Comparación, mediante análisis de la varianza, de la variable «altura máxima de *Cytisus scoparius*» (cm) según cinco factores de variación: tratamiento, año, época del año, densidad de carga y momento de observación (antes y después del pastoreo) -ver notación en Tabla 5-3-. Los datos analizados proceden de las parcelas con tratamiento podado y únicamente de las observaciones anteriores al pastoreo (n = 72). Las letras rninúsculas indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los distintos «niveles» de cada factor. Las medias están expresadas en altura máxima, aunque la significación se ha obtenido mediante la transformación $\sqrt{x_i}$ de los datos, para obtener requisitos de normalidad (Zar, 1984).

BIBLIOTECA VIRTUAL

Tratamiento testigo (T)

Hay que tener en cuenta que en este tratamiento la disminución de la altura de la mata de *Cytisus scoparius* (algunos ejemplares superan ampliamente 180 cm) no se debe a su consumo directo por parte de los ungulados, como ocurre en el resto de tratamientos sino que, en este caso, se debe a la flexibilidad que presentan sus ramas y que ésta flexibilidad es mayor cuanto más alta sea la mata. La altura de la mata de *Cytisus scoparius* es modificada por la acción que los animales provocan al ramonear en las zonas periféricas del volumen de la mata, o por el contacto directo que realizan sobre la planta al desplazarse o al frotarse. Esta modificación provoca una alteración en la estructura de la mata, que se traduce en una mayor expansión horizontal, inclinación de sus ramas y consiguiente disminución en su altura.

Se han realizado los mismos tipos de análisis que en el tratamiento podado y se han considerado los mismos factores. En este tratamiento se sigue observando que la altura máxima de las matas de *Cytisus scoparius* es mayor en las parcelas con carga simple que en la parcela con carga doble.

Del ANOVA de dos vías se ha vuelto a comprobar que existe interacción entre los factores año y densidad de carga (Tabla 5-21). De los posteriores contrastes, por pares, resulta que:

a) Según el año:

A partir del segundo año se manifiestan las diferencias significativas entre las alturas de la parcela simple y la doble, siendo mayores las alturas en la parcela simple que en la doble.

b) Según la carga:

En la parcela con carga simple la altura apenas varía con la edad de *Cytisus scoparius* y solamente al tercer año (119.25 cm) se aprecia una disminución considerable con respecto a los demás años (166.67 en el primer año, 178.17 en el segundo año, y 163.75 cm en el cuarto año). Esta disminución de altura puede estar motivada por el efecto de aplastamiento ejercido por la nieve acumulada invierno anterior, provocando que durante todo el tercer año, la estructura del matorral no haya recuperado la altura de años anteriores, pues al cuarto ya vuelve a tomar los niveles de los años precedentes.

Año (A) Época (E)			Año (A) Carga (C)			Época (E) Carga (C)		
Factor de variación	g.l.	p	Factor de variación	g, 1.	p	Factor de variación	g.l.	p
A	3	ns	A	3	ns	E	1	ns
E	1	ns	C	1	*	C	1	*
AxE	3	ns	AxC	3	*	ExC	1	ns
Error	44		Error	44		Error	48	

ns: $p \geq 0.05$; *: $0.01 \leq p < 0.05$; **: $0.001 \leq p < 0.01$; ***: $p < 0.001$

Tabla 5-21
Comparación, mediante análisis de la varianza, de la variable «altura máxima de *Cytisus scoparius*» (cm) en todas las combinaciones posibles de los factores de variación, tomados de dos en dos (ANOVA bifactorial). Se consideran: año, época del año y carga ganadera. Los datos analizados proceden del momento anterior al pastoreo en las parcelas desbrozada y quemada (n = 52). La significación se ha obtenido mediante la transformación $\sqrt{x_i}$ de los datos, para obtener requisitos de normalidad (Zar, 1984).

Disminuciones medias de altura de altura provocadas por el pastoreo

También se han calculado, para cada uno de los tratamientos, las disminuciones medias provocadas por el pastoreo que presenta la altura máxima de las matas de *Cytisus scoparius* durante los cuatro años analizados. Estas disminuciones se han obtenido como diferencias entre las alturas antes y después de introducir las cabras en las parcelas. En la Tabla 5-22 se puede observar que las mayores disminuciones, tras el impacto de las cabras, se producen en aquellas parcelas donde el tratamiento experimental redujo su cobertura, haciendo que la biomasa del año fuese más accesible a la acción del herbívoro. La mayor disminución se produce en el tratamiento desbrozado (21% de media), seguido del quemado (19%) y por último en el podado (8%).

El mayor efecto de la doble carga se observa en las parcelas desbrozada y quemada (parcelas en las que existe limitación de recursos alimenticios), con una disminución media en altura del 34% y del 27%, seguida de la podada, con una disminución del 11% (ver Tabla 5-22). La reducción de la altura con la carga simple, es muy inferior a la que se produce con la carga doble, y en ningún caso supera el 10%.

Carga	Podado		Testigo		Desbrozado		Quemado	
Simple	6.25	(5.85%)	2.25	(1.40%)	2.00	(6.64%)	2.51	(9.980%)
$\bar{x}$	106.8		160.4		30.2		25.3	
Doble	8.72	(10.76%)	6.29	(4.54%)	8.27	(34.40%)	7.19	(27.40%)
$\bar{x}$	81.0		138.6		24.2		26.2	

Tabla 5-22
Disminución media de la altura máxima de *Cytisus scoparius* (cm) tras el episodio de pastoreo; entre paréntesis figura el porcentaje medio que dicha disminución representa respecto a la altura inicial. Se indica también el valor medio de la altura máxima estimada antes del pastoreo (x). Los datos se refieren a cuatro años de observación.

Como resumen de lo comentado en este apartado se puede decir que:

- La altura de *Cytisus scoparius* presenta gran poder de recuperación de en cualquiera de las perturbaciones analizadas.

- La tendencia general es el aumento de la altura de los individuos con el paso del tiempo. Como era de esperar, este crecimiento es mayor en ausencia de pastoreo (parcelas control), a excepción del tratamiento podado cuya recuperación es mayor en la parcela con carga simple. Es decir, las matas podadas cuando se ven afectadas por extracciones moderadas y selectivas de biomasa por parte de los herbívoros, desarrollan mayor altura máxima que en ausencia de de ramoneo.

- La doble carga en los tratamientos podado, desbrozado y quemado, mantiene controlada la altura de la la mata de *Cytisus scoparius* en unos niveles determinados, dependiendo del tipo de tratamiento que se este considerando. Esta doble carga, produce una disminución en la altura máxima de la mata y provoca que las diferencias de altura sean significativas con respecto a la carga simple y, más aún, con respecto al control.

- En todos los tratamientos se observa una interacción entre los factores año y densidad de carga.

- No existen diferencias significativas entre las medias de alturas máximas de *Cytisus scoparius* entre los tratamientos desbrozado y quemado.

Disminución en el biovolumen de *Cytisus scoparius*

El volumen se ha considerado, al igual que la altura, como una estima de la actividad fisiológica en el desarrollo que presenta esta especie en las distintas parcelas, y da idea del grado de competencia que presenta por el espacio y por la luz. A su vez, es también indicador de cambios en la estructura del matorral por acción de los herbívoros.

Cytisus scoparius presenta unas características morfológicas que hacen que su volumen se asemeje a la figura geométrica de un paraboloide de revolución, motivo por el cual se ha realizado el ajuste a esta figura (Calvo, 1989). Para determinar el grado de recuperación que muestra la mata de *Cytisus scoparius* frente a la acción combinada de los tratamientos y al ramoneo de los ungulados, así como para conocer el efecto que distintas densidades de carga provocan, se han llevado a cabo un análisis de la varianza, tras la transformación logarítmica de los datos para conseguir requisitos de normalidad. El esquema seguido es similar al realizado para analizar la altura y se parte de la misma agrupación de tratamientos realizados anteriormente. Se ha de tener en cuenta que los cambios de estructura producidos en el matorral no son debidos sólo a los consumos que ejercen los ungulados sino que, otras veces, son provocados por las presiones e impactos que los animales ejercen al desplazarse o al frotarse contra las ramas, modificando las dimensiones de las matas. Estos cambios son más acentuados cuanto mayor es la altura que presenta el matorral, a consecuencia de la flexibilidad de las ramas.

El ajuste del volumen que se realiza a partir de las dimensiones máximas externas de la planta, hay que contemplarlo con cierta cautela, sobre todo las medidas efectuadas inmediatamente después de introducir las cabras en las parcelas. Muchas plantas, o partes de las mismas, quedan inclinadas o aplastadas contra el suelo, por lo que modifican de forma exagerada y poco comparable sus dimensiones máximas. Por este motivo, únicamente se analizan los volúmenes previos al pastoreo. En la Tabla 5-23 se presentan detallados los volúmenes medios (durante cuatro años) que poseen las matas de *Cytisus scoparius* en primavera y en verano, según el tipo tratamiento (podado, desbrozado y quemado) y la carga (simple y doble); asimismo se presenta el consumo medio experimentado por las matas a consecuencia del pastoreo.

	Podado (P)		Desbrozado (D)		Quemado (Q)		(D + Q)	
	Volumen m^3	Consumo %	Volumen m^3	Consumo %	Volumen m^3	Consumo %	Volumen m^3	Consumo %
Simple								
Cytisus Pri.	0.4914 ns	26.5 ***	0.0343 ns	32.2 ns	0.0197 ns	59.95 ns	0.0277 ns	44.8
Cytisus Ver.	0.5544	0.1	0.0327	21.1	0.0105	31.83	0.0225	26.0
Doble								
Cytisus Pri.	0. 1962 ns	34.0 ns	0.0164 ns	70.3 **	0.0108 ns	67.7 **	0.0137	69.1
Cytisus Ver.	0.1993	26.80	0.0084	32.3	0.0081	22.3	0.0083	26.7

ns: $p \geq 0.05$; *: $0.01 \leq p < 0.05$; **: $0.001 \leq p < 0.01$; ***: $p < 0.001$

Tabla 5-23
Comparación, mediante análisis de varianza, de las variables volumen de (m^3) y consumo (%) de *Cytisus scoparius* considerando los «niveles» de variación primavera y verano, en diferentes situaciones. Los datos proceden de cuatro años de observación y antes del pastoreo. Las medias están expresadas en volumen y consumo real, aunque la significación se ha obtenido mediante la transformación log x_i (producción) y arcsen $\sqrt{x_i}/100$ (consumo) de los datos, para obtener requisitos de normalidad (Zar, 1984).

Por otra parte, si se comparan los volúmenes de las matas de *Cytisus* antes y después del pastoreo se comprueba que se mantiene la tendencia hacia la reducción del volumen. La mayor disminución media (42%) se produce en la asociación de tratamientos desbrozado más quemado (con una media para los cuatro años de 0.0184 y 0.0127 m^3, para antes y después del pastoreo), parcelas en las que los recursos arbustivos son escasos. Le sigue el tratamiento podado, con una disminución media del 22% (0.3603 y 0.3058 m^3, para antes y después). Por el contrario, en el testigo (sin tratamiento) el volumen ha aumentado con el pastoreo (0.7795 y 0.8142 m^3).

Tratamientos desbrozado y quemado

Del análisis de la varianza de una vía (Tabla 5-24) se aprecia que, al igual que ha sucedido al analizar la altura máxima, en el volumen tampoco existen diferencias significativas entre estos dos tratamientos, aunque el volumen medio es mayor en el tratamiento desbrozado que en el quemado (0.0236 por 0.0122 m^3, respectivamente). El volumen de la mata de *Cytisus scoparius* es el resultado de la acción de modelado que ejerce el pastoreo continuado -conjunto de las muestras en los distintos años- pudiéndose decir que el volumen es inversamente proporcional a la carga; así, cuando la carga es simple, el volumen es algo superior al doble que cuando la carga es doble (0.0249 y 0.0108 m^3, para la carga simple y doble, respectivamente).

Tratamiento		Año				Época año		Carga	
F = 2.36		F = 6.96				F = 4.42		F = 16.14	
g.l. = 1		g.l. = 3				g.l. = 1		g.l. = 1	
p = n.s.		p = 0.0003				p = 0.0385		p = 0.0001	
Desbroz.	Quemado	1º	2º	3º	4º	Primavera	Verano	S	D
0.0236	0.0122	0.0054	0.0168	0.0173	0.0302	0.0212	0.0159	0.0249	0.0108
		a	b	b	b	b	a	b	a

ns: $p \geq 0.05$; *: $0.01 \leq p < 0.05$; **: $0.001 \leq p < 0.01$; ***: $p < 0.001$

Tabla 5-24
Comparación, mediante análisis de la varianza, de la variable «volumen de *Cytisus scoparius*» (m^3), según cuatro factores de variación: tratamiento, año, época del año, densidad de carga -ver notación en Tabla 5-3-. Los datos analizados proceden de las parcelas sometidas a los tratamientos D y Q y únicamente de las observaciones anteriores al pastoreo (n = 89). Las letras minúsculas indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los distintos «niveles» de cada factor. Las medias están expresadas en volumen, aunque la significación se ha obtenido mediante la transformación log x_i de los datos, para obtener requisitos de normalidad (Zar, 1984).

Se han realizado también análisis de la varianza de dos vías, resultado de combinar cada factor con el resto. Los factores considerados son cuatro, con sus respectivos niveles: factor 1: tratamiento (desbrozado y quemado), factor 2: año (primer, segundo, tercer y cuarto año), factor 3: época del año (primavera y verano) y factor 4: densidad de carga (simple y doble). En la Tabla 5-25 se observa una sola interacción significativa, que se corresponde con los factores año y época del año, y de los posteriores contrastes por pares se puede decir que:

Tratamiento (T) Año (A)			Tratarniento (T) Época (E)			Tratamiento (T) Carga (C)			Año (A) Época (E)			Año (A) Carga (C)			Época (E) Carga (C)		
F. var.	g.l.	p	F. var.	g.l.	p	F. var.	g.l.	p	F. var.	g.l.	p	F. var.	g.l.	p	F. var	g.l.	p
T	3	ns	T	1	ns	T	1	ns	A	3	ns	A	3	***	E	1	*
A	3	**	E	1	*	C	1	**	E	1	**	C	1	***	C	1	***
TxA	1	ns	TxE	1	ns	TxC	1	ns	AxE	3	ns	AxC	3	ns	ExC	1	ns
Error	81		Error	85		Error	85		Error	82		Error	81		Error	85	

ns: $p \geq 0.05$; *: $0.01 \leq p < 0.05$; **: $0.001 \leq p < 0.01$; ***: $p < 0.001$

Tabla 5-25

Comparación, mediante análisis de la varianza, de la variable «volumen de *Cytisus scoparius*» (m^3) en todas las combinaciones posibles de los factores de variación, tomados de dos en dos (ANOVA bifactorial). Se consideran: tratamiento, año, época del año y carga ganadera. Los datos analizados proceden del momento anterior al pastoreo en las parcelas desbrozada y quemada (n = 89). La significación se ha obtenido mediante la transformación log x_i de los datos, para obtener requisitos de normalidad (Zar, 1984).

a) Según el año:

Solamente durante el segundo año, el volumen en el muestreo de verano (0.0254 m^3) es significativamente mayor que el volumen en primavera (0.0134 m^3). En el resto de los años el volumen en primavera es mayor que el de verano (no existen diferencias significativas entre ellos), a excepción del primer año que no se pudo calcular el volumen de primavera por no disponer de datos. El consumo realizado por las cabras en primavera (primer control que realiza el ungulado cada año sobre el matorral) provoca que el volumen en este período sea mayor que el de verano. Aunque entre estos dos períodos (primavera y verano) se produce un crecimiento de *Cytisus scoparius* éste, en la mayoría de los casos, es menor que el consumo que realizaron los ungulados en primavera.

b) Según la época del año:

Conforme aumenta la edad de la población, el volumen en primavera también aumenta y no se producen diferencias significativas entre el segundo y el tercer año, pero si entre estos dos con el cuarto año (0.0134, 0.0211, 0.0333 m^3, para el segundo, tercer y cuarto año). También en verano se producen diferencias entre los distintos años, pero no se dan aumentos sucesivos: así, el primer año no se diferencia del tercer y éste no se diferencia del segundo año ni del cuarto (0.0055, 0.0254, 0.0135 y 0.2704 m^3, para el primer, segundo, tercer y cuarto año).

Tratamiento podado

Del análisis de dos vías (Tabla 5-26) se puede observar que en este tratamiento no se produce interacción alguna entre factores. Del análisis de una vía (Tabla 5-27), únicamente la carga presenta diferencias significativas y, al igual que ocurre en los tratamientos desbrozado y quemado, la acción de la doble carga reduce en más de la mitad el volumen medio de la mata, que cuando el pastoreo se realiza con carga simple (0.5229 y 0.1978 m^3 para la carga simple y doble, respectivamente). Entre años no se producen diferencias significativas, aunque se aprecia un aumento progresivo durante los tres primeros años. Esto es debido a que el consumo que realizaron los ungulado en la parcela simple es insuficiente para frenar el crecimiento de *Cytisus scoparius*, y que la disminución que provoca la doble carga no compensa lo aportado por la carga simple.

Año (A) Época (E)			Año (A) Carga (C)			Época (E) Carga (C)		
Factor de variación	g.l.	p	Factor de variación	g.l.	p	Factor de variación	g.l.	p
A	3	ns	A	3	ns	E	1	ns
E	1	ns	C	1	***	C	1	***
AxE	3	ns	AxC	3	ns	ExC	1	ns
Error	48		Error	48		Error	52	

ns: $p \geq 0.05$; *: $0.01 \leq p < 0.05$; **: $0.001 \leq p < 0.01$; ***: $p < 0.001$

Tabla 5-26

Comparación, mediante análisis de la varianza, de la variable «volumen de *Cytisus scoparius*» (m^3) en todas las combinaciones posibles de los factores de variación, tomados de dos en dos (ANOVA bifactorial). Se consideran: año, época del año y carga ganadera. Los datos analizados proceden del momento anterior al pastoreo en las parcelas podadas (n = 56). La significación se ha obtenido mediante la transformación log x_i de los datos, para obtener requisitos de normalidad (Zar, 1984).

Año				Época año		Carga	
F = 0.58				F = 0. 17		F = 20.22	
g.l. = 3				g.l. = 1		g.l. = 1	
p = n.s.				p = n.s.		p = 0.0001	
1º	2º	3º	4º	Primavera	Verano	S	D
0.2678	0.3389	0.4180	0.4170	0.3438	0.3768	0.5229	0.1978
						b	a

ns: $p \geq 0.05$; *: $0.01 \leq p < 0.05$; **: $0.001 \leq p < 0.01$; ***: $p < 0.001$

Tabla 5-27
Comparación, mediante análisis de la varianza, de la variable «volumen de *Cytisus scoparius*» (m^3) según tres factores de variación: año, época del año, densidad de carga -ver notación en Tabla 5-3-. Los datos analizados proceden de las parcelas con tratamiento podado y únicamente de las observaciones anteriores al pastoreo (n = 56). Las letras minúsculas indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los distintos «niveles» de cada factor. Las medias están expresadas en volumen real, aunque la significación se ha obtenido mediante la transformación log x_i de los datos, para obtener requisitos de normalidad (Zar, 1984).

Tratamiento testigo

En esta parcela, al no haber limitación de recursos alimenticios, el consumo de *Cytisus scoparius* es menor que en el resto de tratamientos. Del ANOVA monofactorial (Tabla 5-28) se puede apreciar que únicamente al considerar el factor época del año se producen diferencias significativas y que resulta ser mayor el volumen de primavera que el de verano (0.6336 y 0.9371 m^3, respectivamente). Este aumento tan fuerte es consecuencia de que en el período transcurrido entre los dos episodios sucesivos de pastoreo con cabras en el mismo año, es insuficiente para que las ramas recuperen totalmente su posición vertical, previamente perdida por los impactos recibidos en el pastoreo de primavera.

Año				Época año		Carga	
F = 0.4494				F = 5.07		F = 0.2707	
g.l. = 3				g.l. = 1		g.l. = 1	
p = n.s.				p = 0.0288		p = n.s.	
1º	2º	3º	4º	Primavera	Verano	S	D
0.7929	0.7338	0.6333	0.8678	0.6336	0.9371	0.8575	0.7127
				a	b		

ns: $p \geq 0.05$; *: $0.01 \leq p < 0.05$; **: $0.001 \leq p < 0.01$; ***: $p < 0.001$

Tabla 5-28
Comparación, mediante análisis de la varianza, de la variable «volumen de *Cytisus scoparius*» (m^3), según cuatro factores de variación: año, época del año, densidad de carga -ver notación en Tabla 5-3-. Los datos analizados proceden de las parcelas testigo y únicamente de las observaciones anteriores al pastoreo. (n = 52). Las letras minúsculas indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los distintos «niveles» de cada factor. Las medias están expresadas en volumen real, aunque la significación se ha obtenido niediante la transformación log x_i de los datos, para obtener requisitos de normalidad (Zar, 1984).

En el análisis de la varianza de dos vías (Tabla 5-29) se observa también la

interacción entre los factores año y época del año y, de los posteriores contrastes por pares se puede deducir que, en el primer, segundo y cuarto año los volúmenes de verano son muy superiores a los de primavera, y que únicamente en el tercer año se invierte este orden (posiblemente por efecto de la nieve, al igual que sucedió con la altura).

Año (A) Época (E)			Año (A) Carga (C)			Época (E) Carga (C)		
Factor de variación	g.l.	p	Factor de variación	g.l.	p	Factor de variación	g.l.	p
A	3	ns	A	3	ns	E	1	*
E	1	*	C	1	ns	C	1	ns
AxE	3	**	AxC	3	ns	ExC	1	ns
Error	44		Error	44		Error	48	

ns: $p \geq 0.05$; *: $0.01 \leq p < 0.05$; **: $0.001 \leq p < 0.01$; ***: $p < 0.001$

Tabla 5-29
Comparación, mediante análisis de la varianza, de la variable «volumen de *Cytisus scoparius*» (m^3) en todas las combinaciones posibles de los factores de variación, tomados de dos en dos (ANOVA bifactorial). Se consideran: año, época del año y carga ganadera. Los datos analizados proceden del momento anterior al pastoreo en las parcelas testigo (n = 52). La significación se ha obtenido mediante la transformación log x_i, de los datos, para obtener requisitos de normalidad (Zar, 1984).

Disminución del volumen por efecto del pastoreo:

En la Tabla 5-30 puede observarse que la disminución del volumen sigue los mismos patrones establecidos para la altura pero con tendencias más marcadas; así, en las parcelas desbrozadas el volumen del matorral muestra una disminución media del 50%, en las quemadas del 32% y en las podadas del 24%. En las parcelas sometidas a desbroce y a quema se ha observado que la reducción en el volumen de matorral de *Cytisus scoparius* es proporcional a la carga ganadera introducida.

Carga	Podado		Testigo		Desbrozado		Quemado	
Simple	0.094	(19.4%)	0.020	(2.7%)	0.009	(33.8%)	0.003	(21.4%)
$\bar{x}$	0.5228		0.8575		0.0335		0.0147	
Doble	0.054	(29.3%)	0.131	(18.8%)	0.011	(66.6%)	0.006	(43.5%)
$\bar{x}$	0.1975		0.7127		0.0120		0.0094	

Tabla 5-30
Disminución media del volumen de *Cytisus scoparius* (m^3) tras el episodio de pastoreo; entre paréntesis figura el porcentaje medio que dicha disminución representa respecto a la altura inicial. Se indica también el valor medio de la altura máxima estimada antes del pastoreo (x). Los datos se refieren a cuatro años de observación.

5.8.2. *Rubus idaeus*

En esta especie se han considerado dos fracciones: la parte fotosintetizadora, que son las hojas (formadas por 3 ó 5 hojuelas dispuestas en forma palmeada), y la de sostén que está formada por el vástago:

Se han diferenciado dos tipos de unidades de muestreo: las primera son los vástagos de tipo cinta -correas gruesas con espinas endurecidas- lignificadas (tipo 1), que se caracterizan por tener un notable desarrollo longitudinal -mayor a 150 cm- y con edad superior al año. El segundo tipo de referencia (tipo 2) son vástagos tiernos del año, de tipo más folioso y generalmente de longitud inferior a los 75 cm (para mayor detalle,ver apartado de muestreo de este Capítulo).

El primer tipo es característico de las parcelas podada y testigo, es decir, de aquellas cuyo tratamiento ha respetado como mínimo una altura de 70 cm en la vegetación inicial. El tipo 2 se distribuye por todas las parcelas, aunque en mayor proporción en las desbrozadas y quemadas.

Consumos	PS	PD	TS	TD	DS	DD	QS	QD
Número de Brotes	73	70	62	82	66	83	77	-
Longitud del tallo	28	66	20	28	31	53	16	-

Tabla 5-31
Porcentaje de disminución media de las variables «número de brotes» y «longitud del tallo» de *Rubus idaeus* como consecuencia del pastoreo (diferencias entre las medias estimadas antes y después de la permanencia de las cabras en las parcelas). Datos de cuatro muestreos (primer y segundo año); únicamente se especifican los consumos de *Rubus* de tipo 2 -ver texto-.

Se han establecido dos tipos de muestreo: uno realizado durante los dos primeros años de experiencia (M1, M2, M3, M4), encaminado a valorar los consumos producidos por el ungulado en la parcela, y el otro realizado durante cuatro años (muestreos M1 a M8), que servirá para conocer la evolución de esta especie bajo la acción de las dos presiones de carga y los distintos tratamientos con el transcurso del tiempo. Se obtienen los siguientes resultados:

1. La distribución de la zarza no es homogénea en el conjunto de las parcelas, no apreciándose esta especie en la parcela quemada con carga doble (QD) en ninguno de los cuatro años estudiados (ver Tabla 5-31).

2. El consumo de hojas de *Rubus*, independientemente del tipo de zarza, es muy elevado: se puede apreciar que en las parcelas con carga doble, cuando existe este recurso, alcanza el 81.7% de media, y en las de carga simple es del 69.5% (ver Tabla 5-31).

3. Por el contrario, la apetecibilidad por los vástagos es muy inferior a la de las hojas y varía según la parte de la planta considerada. Para las unidades de tipo 1 -vástagos maduros, gruesos, más lignificados-, el consumo de vástagos es inferior al 7%, no apreciándose diferencias entre las cargas. Cuando la zarza es del tipo 2, el grado de agotamiento en las parcelas con carga doble, tiene una media del 49.5%, mientras que para la carga simple es del 23.8%.

4. Al cuarto año el pastoreo ha reducido, como mínimo a la mitad, el recubrimiento de *Rubus* en aquellas parcelas cuyo recubrimiento fue superior al 40% al comienzo de la experiencia (PD, TD y TS, ver Tabla 5-32). En el resto no se aprecia variación alguna en las proporciones con el transcurso del tiempo. Otro efecto del pastoreo es la muerte de las zarzas de tipo 1, que se manifiesta a partir del tercer año. En el tercer año quedan exclusivamente los tallos gruesos con sus espinas pero limpios de hojas, estructuras que desaparecieron en el cuarto año de la experiencia pasando a formar parte de la hojarasca.

5.8.3. *Rosa* spp.

Para estimar el porcentaje de consumo efectuado por las cabras en *Rosa* spp. se han diferenciado dos clases de variables: la altura máxima y la fracción brotes del año, variables que en nuestra opinión definen bien las características de estructura generales de las matas de rosa. Se consideran como brotes los segmentos de crecimiento correspondientes al año, generalmente formados por varias hojas. Según sea el tamaño del brote, inferior o superior a 8 cm, se han diferenciado dos tipos: el brote de tipo 1 y el de tipo 2, respectivamente (para mayor detalle ver apartado muestreo de este Capítulo). Los resultados de los consumos que se comentan a continuación se refieren a tres muestreos (M2, M3 y M4).

BIBLIOTECA VIRTUAL
MIGUEL DE CERVANTES

Podada simple (PS)								
	M 1	M 2	M 3	M 4	M 5	M 6	M 7	M 8
Cytisus scoparius	55	55	50	60	65	60	70	75
Rubus idaeus	35	45	35	40	25	10	25	17
Rosa spp.	2	2	1	2	2	2	2	2
Quercus pyrenaica	2	2	2	4	3	3	3	3
Podada doble (PD)								
	M 1	M 2	M 3	M 4	M 5	M 6	M 7	M 8
Cytisus scoparius	48	43	40	45	47	37	35	30
Rubus idaeus	4	2	5	6	6	3	2	3
Rosa spp.	2	3	3	3	3	2	2	2
Quercus pyrenaica	4	8	4	5	6	3	3	3
Testigo simple (TS)								
	M 1	M 2	M 3	M 4	M 5	M 6	M 7	M 8
Cytisus scoparius	85	80	92	85	85	70	9	10
Rubus idaeus	90	82	60	90	40	17	30	40
Rosa spp.	2	2	2	2	4	4	4	4
Quercus pyrenaica	1	1	1	1	1	1	1	1
Testigo doble (TD)								
	M 1	M 2	M 3	M 4	M 5	M 6	M 7	M 8
Cytisus scoparius	80	70	90	80	80	75	72	60
Rubus idaeus	70	60	45	60	35	10	45	20
Rosa spp.	3	4	5	6	6	5	7	5
Quercus pyrenaica	3	3	2	3	3	3	2	2
Desbrozado simple (DS)								
	M 1	M 2	M 3	M 4	M 5	M 6	M 7	M 8
Cytisus scoparius	8	26	15	23	15	5	20	22
Rubus idaeus	15	17	10	25	10	5	9	13
Rosa spp.	2	4	10	10	10	5	10	9
Quercus pyrenaica	3	7	4	8	9	7	12	10
Desbrozado doble (DD)								
	M 1	M 2	M 3	M 4	M 5	M 6	M 7	M 8
Cytisus scoparius	8	27	30	30	15	5	8	6
Rubus idaeus	5	5	5	7	5	4	4	5
Rosa spp.	3	4	8	6	8	4	5	7
Quercus pyrenaica	4	5	8	8	8	5	6	7
Quemado simple (QS)								
	M 1	M 2	M 3	M 4	M 5	M 6	M 7	M 8
Cytisus scoparius	5	14	20	10	10	4	10	13
Rubus idaeus	4	5	8	5	5	4	5	7
Rosa spp.	3	5	10	7	6	4	6	9
Quercus pyrenaica	2	9	10	9	10	5	12	14
Quemado doble (QD)								
	M 1	M 2	M 3	M 4	M 5	M 6	M 7	M 8
Cytisus scoparius	5	4	15	7	7	3	3	4
Rubus idaeus	0	0	0	0	0	0	0	0
Rosa spp.	2	4	6	8	8	4	5	6
Quercus pyrenaica	5	10	8	12	10	9	12	16

Tabla 5-32
Evolución del recubrimiento medio de las especies arbustivas en los distintos muestreos (cuatro años de observación).

Con la carga doble el consumo medio de brotes es del 78.8% y en ningún caso el agotamiento de este recurso fue inferior al 65% (Tabla 5-33). Con la carga simple se distinguen dos comportamientos: por un lado, en aquellas parcelas que no hay escasez aparente de recursos (PS y TS) el consumo medio de brotes es del 26%, y en el resto de

parcelas en las que hay insuficiencias de recursos (DS y QS), el consumo medio de brotes es del 75%, cantidad que es parecida a la mostrada en la carga doble.

	PS	PD	TS	TI)	DS	DD	QS	QD
Brotes tipo 1	38	91	20	61	77	64	73	50
Brotes tipo 2	33	75	25	75	0	100	28	50
Total de brotes	29	86	23	67	71	87	79	75
Altura máxima	14	11	3	8	32	56	30	43

Tabla 5-33
Porcentaje de disminución media de distintas variables indicativas de la estructura de *Rosa* spp. como consecuencia del pastoreo (diferencias entre las medias estimadas antes y después de la permanencia de las cabras en las parcelas) en las distintas parcelas. Datos de tres muestreos (primer y segundo año).

La disminución en la altura máxima (Tabla 5-33) sigue un patrón parecido al consumo de brotes. Esta disminución se acentúa si el tratamiento realizado aumenta la accesibilidad de la planta por los ungulados. En las parcelas con carga doble de los tratamientos desbrozados y quemados (DD y QD), la disminución media de la altura máxima es del 49.5% mientras que, para la misma carga en los tratamientos podado y testigo, la disminución sólo es del 9.5% de media. La carga simple muestra en esta variable una reducción, como mínimo a la mitad de los valores anteriormente comentados.

No se aprecia que esta especie haya cambiado su recubrimiento en ninguna parcela por efecto del pastoreo (Tabla 5-32).

5.8.4. *Quercus pyrenaica*

Las variaciones en la estructura de esta especie se han evaluado considerando tres medidas convencionales que son: altura máxima, longitud máxima en sentido longitudinal según la orientación de la parcela y su perpendicular. Además se ha considerado la fracción brotes del año, que son las ramas de crecimiento que contienen hojas del año. Al igual que para *Rosa* spp., se han distinguido dos tipos de brotes según su tamaño: tipo 1 (inferior a 8 cm.) y el tipo 2 (superior a 8 cm) -para mayor detalle ver apartado de muestreo de este Capítulo-. Han sido tres los muestreos considerados (M2, M3 y M4) pudiendo destacarse los siguientes resultados:

La disminución de la altura máxima y de las dos distancias consideradas (longitudinal y transversal) es muy superior en las parcelas desbrozadas y quemadas en las que, a consecuencia de los tratamientos realizados, existe escasez de alimento y además la altura del roble es menor que en el resto de tratamientos, lo que aumenta su accesibilidad. No se aprecia el efecto de proporcionalidad entre la carga y el consumo.

	PS	PD	TS	TD	DS	DD	QS	QD
Brotes tipo 1	61	73	42	81	-	-	16	61
Brotes tipo 2	77	97	75	77	100	100	90	78
Total de brotes	77	85	62	86	87	87	43	88
Anchura longitudinal	36	41	19	30	60	73	23	49
Anchura transversal	49	48	31	41	62	82	40	48
Altura máxima	20	7	13	6	30	50	22	25

Tabla 5-34
Porcentaje de disminución media de distintas variables indicativas de la estructura de *Rosa* spp. como consecuencia del pastoreo (diferencias entre las medias estimadas antes y después de la permanencia de las cabras en las parcelas) en las distintas parcelas. Datos de tres muestreos (primer y segundo año).

El consumo medio de brotes con la carga doble es casi total (> 85%) mientras que con la carga simple es del 67.3%. Solo se aprecia el efecto de proporcionalidad entre el porcentaje de consumo de brotes totales y la carga en la parcela quemada (Tabla 5-34), debido al escaso consumo de brotes del tipo 1 (16%) producido en la parcela con carga simple.

Se aprecia una ligera recuperación en el recubrimiento de esta especie a partir del tercer año en ambas parcelas quemadas y en la parcela desbrozada con carga simple. No se aprecia variación alguna en las parcela con tratamiento podado y testigo (Tabla 5-32).

En definitiva se puede señalar que la apetencia que muestran las cabras por las distintas fracciones del año (brotes) y por los tejidos de sostén de las tres especies arbustivas que acompañan a *Cytisus scoparius* (*Rubus*, *Quercus* y *Rosa*) varía, siendo mucho más elevada para los brotes: en las parcelas con carga doble se consigue un grado de agotamiento de estos brotes casi total (> 80% de media) y en la carga simple es del 60%.

5.9. Análisis de la relación de la biomasa de *Cytisus scoparius* con distintos parámetros cuantitativos indicadores de estructura

La estimación de la biomasa aérea de matorrales mediante ecuaciones de regresión lineal, en las que se relaciona su biomasa con parámetros externos de la planta ha sido un método escasamente estudiado en España, aunque recientemente Robledo *et al.,* (1991) han estimado la biomasa presente en formaciones de albaida (*Anthyllis cytisoides* L.), del sureste de la Península Ibérica. Sin embargo, este tipo de evaluaciones son relativamente frecuentes para matorrales mediterráneos (Le Houerou y Hoste, 1977; Baudin, 1985). En Estados Unidos existe abundante bibliografía sobre el tema (Cook, 1960; Lyon, 1968; Rittenhouse y Sneva, 1977; Uresk *et al.,* 1977; Bryant y Dothman, 1979; Vora, 1988, etc.) y, en menor medida, también en Sudamérica (Azocar, *et al.,* 1981; Passera, 1983) y Australia (Andrew *et al.,* 1979, 1981); en todas estas áreas la ganadería extensiva es un importante recurso económico, cuya actividad ocupa extensas superficies.

La biomasa en formaciones arbustivas es un parámetro difícil de medir, comparado con las formaciones herbáceas. El considerable volumen, la resistencia de la materia leñosa, con formas de soporte y crecimiento más lento y la gran variabilidad intraespecífica, han llevado a los investigadores a plantearse el diseño de técnicas de estimación indirectas, que establecen relaciones matemáticas entre parámetros externos de la planta y la biomasa que contiene; esta relación se determina mediante curvas de regresión -cuando se utiliza más de un parámetro-, que hay que establecer para cada especie. Con esto se puede conocer la biomasa aérea media por planta en una determinada localidad; si se quiere estimar la biomasa de una formación vegetal es necesario conocer, además, la cobertura y la densidad de individuos.

Se han relacionado distintos parámetros externos para la estimación de la biomasa de *Cytisus scoparius*. La elección de los parámetros externos ha dependido de las características morfológicas de la mata estando condicionadas, en nuestro caso, por el modelado que produce el pastoreo y por el tipo de tratamiento recibido. Por este motivo, hemos considerado agrupar los tratamientos según el efecto inicial -eliminación o no de la totalidad de la biomasa aérea-: el podado con el testigo y, el desbrozado con el quemado.

Los datos analizados son los relativos a las parcelas con pastoreo, tanto con carga doble como simple y han sido excluidos los obtenidos en las parcelas control por tener valores muy superiores. El control del crecimiento de la planta se ha realizado durante tres años consecutivos, tras la perturbación. También se han realizado muestreos tanto en primavera como en verano. El número de plantas muestreadas por tratamiento, para los

posteriores ajustes de regresión no fue en ningún caso inferior a 75 individuos. Las matas de *Cytisus scoparius* escogidas para estos análisis son aquellas que contienen a las ramas que sirven de control de los consumos de los brotes del año.

Tratamiento podado y testigo

La mata de *C. Scoparius* está formada por un número muy variable, dependiendo del individuo, de unidades elementales, que son las ramas y que nacen próximas entre sí. El número de ramas por pie, normalmente va disminuyendo con la edad hasta un límite. En nuestro caso, como las parcelas se instalaron sobre una población en pleno desarrollo, la individualización de ramas ya había tenido lugar y su separación pudo ser clara y de fácil conteo. Por lo tanto, se ha considerado la rama como unidad elemental de medida, preferible a la mata en su conjunto, al ser un elemento más cómodo de manejar y que permitía un rápido transporte para mediciones en laboratorio. A partir de las ramas se analizaban las características de la mata, multiplicando por su número medio. De todas las variables independientes utilizadas, el peso de la rama y el peso de los brotes del año dieron las mejores correlaciones, la primera con la longitud máxima de la rama y, la segunda, también con la longitud máxima de la rama y con la longitud del brote.

Ahora bien, para cada tratamiento las correlaciones son algo distintas; así, se produce una mejor correlación en el tratamiento testigo que en el podado, entre el peso del brote y la longitud del brote (con un valor r = 0.86 y r = 0.70 para el tratamiento testigo y podado, respectivamente). Por el contrario, las correlaciones son mejores en el tratamiento podado que en el testigo, al comparar el peso del brote con la altura máxima de la rama (con un r = 0.70 en el tratamiento podado y un r = 0.51 en el testigo) y al comparar el peso de la rama con su altura (con un r = 0.74 y un r = 0.62) para el tratamiento podado y testigo). En la Tabla 5-35 se presentan las ecuaciones lineales que se han obtenido y que servirán para estimar las fracciones en las que ha sido dividida la mata de *Cytisus scoparius*. Por requisitos de normalidad la variable dependiente se ha transformado, mediante la función logaritmo (Steel y Torrie, 1986) y; en algunos casos también se ha transformado la variable independiente ya que ello mejora los resultados (en la Tabla 5-35 se especifican en que casos concretos se han efectuado las transformaciones).

Tratamiento	Variable dependiente (Y)	Parámetros externos (X)	Intercepción (a)	Pendiente (b)	r^2 (%)	Error Estándar
	Peso rama	Altura máxima rama	0.6945	0.0090	54.76**	0.165
Podado	Peso brote	Altura máxima rama	- 0.8712	0.0140	49.63**	0.291
	Peso brote	Longitud brote	- 1.2619	0.6597	48.74**	0.302
	Peso rama	Altura máxima rama	1.1032	0.0052	38.56**	0.333
Testigo	Peso brote	Altura máxima rama	- 0.4793	0.0089	25.51**	0.366
	Peso brote	Longitud brote	- 1.7090	0.8538	73.96**	0.216
Desbrozado	Peso *Cytisus*	Volumen *Cytisus*	- 2.5074	0.9724	88.36***	0.146
Quemado	Peso *Cytisus*	Volumen *Cytisus*	- 1.6976	0.6976	68.89***	0.209

ns: $p \geq 0.05$; *: $0.01 \leq p < 0.05$; **: $0.001 \leq p < 0.01$; ***: $p < 0.001$

Tabla 5-35
Resultados del análisis de regresión entre distintas variables de producción y estructura en *Cytisus scoparius* (Y, en gramos; X, en cm). Las medidas de peso, longitud y volumen están expresadas en logaritmo.

Tratamiento desbrozado y quemado

Tras la realización de estos tratamientos sobre *Cytisus scoparius* se produce un rebrote de cepa en todos los individuos. El rebrote inicial se caracteriza por la proliferación de numerosas ramitas con capacidad fotosintética, que facilitan el crecimiento en los

primeros momentos si bien, cuando la planta comienza a acumular tejidos de sostén en estas ramas, reduce su número y mantiene únicamente las necesarias para su estructura y desarrollo posteriores. Al igual que sucede en comunidades de *Cytisus balansae* (Fernández, 1991) la reducción del número de ramas basales parece tener lugar, sobre todo, en los tres primeros años, después su número queda más definido. Los ramoneos periódicos que estas comunidades reciben provocan retrocesos en la formación de tejidos de sostén. El retroceso es mucho mayor en las parcelas con carga doble, en las cuales *Cytisus scoparius* tiene que dedicar mucha de su biomasa en la formación de brotes. Debido al gran número de vástagos iniciales que posee la planta y a la dificultad que se presenta a la hora de intentar separar estos, nos hemos visto obligados a utilizar la planta en su totalidad. Hay que tener en cuenta que el tamaño que alcanza durante los tres años considerados no es, todavía, demasiado grande, y permite su traslado con relativa comodidad para posteriores controles en laboratorio. A su vez, las mediciones en campo (altura, distancia máxima en dirección norte-sur y su perpendicular) para el cálculo del volumen del paraboloide son sencillos de realizar.

De todas las variables independientes utilizadas fue el volumen la que dio mejores correlaciones con el peso de la mata. El modelo de regresión que mejor se ajustó fue el lineal, ampliamente utilizado por otros investigadores y que ha dado sus mejores resultados en arbustos cultivados o poblaciones naturales sobre las que se realiza una selección por tamaños o edades (Lyon, 1968; Uresk *et al*., 1977; Andrew *et al*., 1979; Azocar *et al*., 1981; Vora, 1988). Otros autores han utilizado el modelo geométrico ($y = ax^b$) por ser el que mejor resultados dio con poblaciones naturales con fuerte heterogeneidad intrínseca o provocada por determinadas causas (Rittenhouse et Sneva, 1977; Bryant y Dothman, 1979; Passera, 1983; Baudin, 1985).

El volumen de la mata de *C. Scoparius* se correlaciona mejor con el peso de la mata en el tratamiento desbrozado que en el quemado ($r = 0.94$ y $r = 0.83$, respectivamente). En la Tabla 5-35 se presentan las ecuaciones de regresión lineal que relacionan estos parámetros.

5.10. Evolución de las matas de *Cytisus scoparius* por efecto del pastoreo

El pastoreo reduce drásticamente el número total de matas rebrotadas de *Cytisus scoparius* tras los tratamientos desbrozado y quemado. Este efecto se observa especialmente con la carga doble y es algo más acentuado en el tratamiento quemado, ya que tras ocho pastoreos, únicamente sobrevive el 9% de las matas originales y en el desbrozado el 18.4% (Tabla 5-36). La carga simple también reduce el número de matas originales siendo mucho mayor este efecto en el tratamiento quemado que en el desbrozado (quedando el 43.4% y el 79%, respectivamente tras los ocho pastoreos). En estos dos tratamientos cuando no se produce pastoreo (controles) no se ha observado variación alguna en el número de matas.

Las mayores reducciones en el número de matas se produce durante los primeros años (Tabla 5-36), época esta en la que las estructuras de los rebrotes son todavía de escaso tamaño, y el efecto del ramoneo deja muy debilitadas a las plantas al ser eliminada gran parte del aparato fotosintético, y la recuperación de las plantas se hace cada vez más difícil aumentando las posibilidades de muerte de los ejemplares.

En los tratamientos podado y testigo la reducción del número de matas es muy inferior al de las parcelas desbrozadas y quemadas. Se ha de tener en cuenta que la estructura de las matas no tienen nada que ver con los rebrotes de los tratamientos desbrozado y quemado, siendo mucho mas difícil conseguir la muerte de los ejemplares con porte elevado (> 80 cm) por efecto del pastoreo.

Tratamiento	Carga	Año							
		1º		3º		4º		5º	
Desbrozado	Simple	100	(100%)	71	(71.0%)	86	(86.0%)	79	(79.00%)
	Doble	234	(100%)	97	(41.5%)	51	(21.8%)	43	(18.4%)
Quemado	Simple	129	(100%)	71	(33.7%)	78	(60.5%)	56	(43.4%)
	Doble	89	(100%)	30	(55.0%)	112	(13.5%)	8	(9.0%)

Tabla 5-36
Evolución del número de matas por efecto del pastoreo. Entre paréntesis, el porcentaje de matas vivas respecto al número inicial. Los datos están referidos al primer muestreo de cada año, y son los previos a la introducción de las cabras en las parcelas.

Tras ocho pastoreos la carga doble en el tratamiento podado ha conseguido reducir un 20% el número de inicial de matas (Tabla 5-37). Por el contrario, con la carga simple un año antes (ya que se quemó al quinto año se había quemado parcialmente la parcela) no se apreciaba ningún efecto.

En el testigo, también, la carga doble reduce un 7.7% el número total de pies (tras haber recibido ocho pastoreos) siendo esta cantidad sensiblemente inferior a la obtenida en el tratamiento podado y sobre todo si se compara con la de los tratamientos quemado y desbrozado, donde en estos últimos se une el doble efecto del pastoreo y la perturbación experimental -tratamiento- (que reduce el poder competitivo de la planta).

Tratamiento	Carga	% de matas	Año		
			3º	4º	5º
Podado	Simple	Verdes	100	100	*
		Verdes con > 15% secas	0	0	
		Secas	0	0	*
	Doble	Verdes	93.3	71	74
		Verdes con > 15% secas	0	14	6
		Secas	6.7	15	20
Testigo	Simple	Verdes			*
		Verdes con > 15% secas			*
		Secas			*
	Doble	Verdes			61.6
		Verdes con > 15% secas			30.7
		Secas			7.7

Tabla 5-37
Evolución del porcentaje de matas respecto al total (de matas verdes, matas verdes con cobertura > 15% de partes secas y matas secas) en los tratamientos podado y testigo, según la carga. (*) parcela parcialmente quemada por lo que no fue posible hacer el cálculo. Celdas vacías significa que no hay datos disponibles. Los datos están referidos al primer muestreo de cada año, y son los previos a la introducción de las cabras en las parcelas.

5.11. Evolución de la producción herbácea. Consumo herbáceo

El crecimiento y la producción en plantas pratenses viene determinado muy directamente por la acumulación de productos de fotosíntesis. En el caso de las plantas herbáceas la mayor parte de la producción primaria neta se emplea en la formación de nuevos tejidos foliares. Puesto que el primer paso de este proceso es la intercepción de la luz por las hojas, la forma y disposición de las mismas, así como la densidad de masa foliar, condicionan la productividad del pastizal (Gardner *et al*., 1985; Vadell y Medrano, 1990). Otros factores importantes que intervienen en el rendimiento fotosintético de las plantas son la temperatura y la humedad relativa de la atmósfera (Cardús y Lasala, 1988).

En la experiencia realizada, la producción herbácea está condicionada por el tipo de tratamiento que se ha aplicado sobre el matorral. Así, la poda a media altura repercute en la producción herbácea, por favorecer la cantidad de luz que incide en el suelo, y también por crear un micro-hábitat que favorece el desarrollo de la vegetación herbácea, debido a la sombra que proporciona, evitando la excesiva evapotranspiración en verano y alargando su periodo óptimo de consumo (Wills *et al.*, 1990). Un efecto similar, más acentuado, se consigue con el tratamiento desbrozado que permite que toda la luz incida sobre el suelo, reduciendo la competencia por la luz entre las especies arbustivas y las herbáceas. Una prueba fehaciente de ello es la regeneración intensa que manifiestan las herbáceas en los primeros estadios tras la perturbación. Con la quema se produce una eliminación total tanto de especies arbustivas como herbáceas y la sucesión secundaria parte del suelo totalmente desnudo; la recuperación de la vegetación puede iniciarse de varias formas: bien por germinación de las semillas disponibles en el banco del semillas, bien por vía vegetativa, procedente de los órganos no afectados.

	PS		PD		DS		DD		QS		QD		$\bar{x}$	
P	132.59	(14.43)	160.01	(15.50)	310.22	(9.19)	239.83	(7.32)	275.91	(54.38)	260.39	(55.40)	229.82	(46.91)
V	94.41	(17.93)	88.52	(16.02)	194.02	(31.62)	125.31	(27.19)	199.46	(33.38)	139.06	(36.65)	140.13	(28.60)

Tabla 5-38
Producción media de hierba (g/m^2 MS) en primavera y verano según el tipo de tratamiento y carga; entre paréntesis error estandar. x, media de los distintos tratamientos. Los datos proceden de ocho muestreos (M1 a M8).

En la Figura 5-9 se observa la evolución de las producciones herbáceas antes y después de llevarse a cabo el pastoreo por cabras en las parcelas, según el tipo de tratamiento y la carga que soportan. Las mayores producciones en el muestreo de primavera se alcanzan en la parcela quemada con carga simple (QS) y corresponden al cuarto y segundo año después de haber realizado el tratamiento (348 y 339 g/m^2 de M S, respectivamente). En el verano la máxima producción, también, se obtiene al cuarto año en la parcela quemada con carga simple (QS) (266 g/m^2) y le sigue la producción del segundo año en la parcela desbrozada con carga simple (DS) (252 g/m^2). La producción media en primavera para el conjunto de las parcelas es de 230 g/m^2, mientras que en verano es de 140 g/m^2 (ver Tabla 5.38); debe tenerse en cuenta que la biomasa de verano es inferior, también a consecuencia de que cuando se realiza este control ya se ha producido un episodio de pastoreo.

Tanto la intensidad como la periodicidad del pastoreo tienen importantes consecuencias en la composición específica y en el contenido de biomasa aérea de las comunidades vegetales (Gibson *et al.*, 1987). El pastoreo modifica la distribución vertical y horizontal de la biomasa aérea y subterránea (ver Capítulo 3). En las comunidades intensamente pastadas la biomasa se distribuye de forma más uniforme que en las que

soportan escaso pastoreo (Milchunas y Lauenroth, 1989). En las parcelas con carga simple de los tratamientos desbrozado y quemado (DS y QS) la producción herbácea, tanto en primavera como en verano, es sensiblemente superior a la de las parcelas con carga doble (Tabla 5-38). Este efecto negativo del exceso de carga ganadera sobre la producción herbácea es doble: por una parte el pisoteo produce una destrucción directa de biomasa y puede desencadenar procesos de erosión, y por otra el mayor consumo de hierba dificulta la recuperación de la biomasa perdida.

También se observa que la producción en las parcelas podadas (PD y PS) es notablemente inferior a la del resto de los tratamientos. En la parcela podada con carga simple todos los valores son inferiores a los 150 g/m^2 y en la de carga doble sólo hay uno que sobrepasa esta cantidad (ver Figura 5-9). Es de destacar que en este tratamiento y, más concretamente, en la parcela simple se produce una disminución paulatina de la biomasa herbácea, mientras que en la parcela doble (PD) y sobre todo en los muestreos de primavera se observa un aumento en dicha producción herbácea. Esto es consecuencia del efecto inverso que producen las dos densidades de carga en las parcelas: mientras la simple es incapaz de detener el aumento de matorral, la carga doble lo reduce notablemente e, incluso, en el cuarto año de muestreo (año 1992), se observaron algunas matas de matorral muertas, con el consiguiente aumento de la superficie herbácea. hecho que no ocurre en los dos años siguientes.

En la misma Figura 5-9 puede apreciarse cómo durante los dos primeros años (1989 y 1990) después de introducir las cabras en junio en las parcelas, se produce una recuperación de la vegetación herbácea. Este efecto se debe a que cuando se efectúa el control de primavera, las plantas perennes que forman la vegetación herbácea están en pleno crecimiento y, después de recibir el impacto de las cabras, son capaces de recuperarse y seguir creciendo. Este crecimiento únicamente se produce cuando las condiciones climáticas son favorables.

Hay que tener en cuenta que las producciones obtenidas no son las máximas potenciales para este tipo de pastizal. La fitomasa correspondiente al primer muestreo de cada año se ha estimado a principios de junio, época de máximo crecimiento de las herbáceas perennes y que a su vez coincide en las zonas de estudio con su mayor valor nutritivo (Rodríguez Pascual, 1994; Alonso, 1994). Las mayores cantidades de materia seca (M S) se alcanzarían a mediados de julio. Así, en 1993 (datos no incluidos en las gráficas), por razones meteorológicas, hubo que posponer la entrada de los ungulados en las parcelas hasta finales de junio, consiguiéndose producciones muy superiores a las precedentes. Aunque fue un año excepcional, con abundantes precipitaciones en primavera y temperaturas benignas, se obtuvieron 633 y 581 g/m^2 de M S para la parcela desbrozada y quemada con carga simple (DS y QS) y, 429 g/m^2 de M S en la podada doble. Por lo tanto la producción de biomasa aérea de estos pastos presenta una gran variabilidad interanual. La sequía afecta a las plantas tanto directamente, impidiendo su desarrollo, como indirectamente, limitando su capacidad para recuperación la biomasa consumida por los herbívoros (Brouwer, 1983; Belsky 1986). En años húmedos l este tipo de comunidades incrementan su biomasa respecto al año seco, del mismo modo las diferencias florísticas también lo hacen (ver tablas de las figuras del Anexo III b).

La producción media de la biomasa de pastizal, una vez eliminado el estrato arbustivo (parcelas desbrozadas y quemadas) y bajo las dos presiones de carga, es igual a las ya encontradas por nosotros en un anterior trabajo: 290 g/m^2 de media (Álvarez *et al.*, 1990). Los pastizales analizados en este caso se distribuían en un gradiente altitudinal comprendido entre los 1200-1600 m en la cuenca del río Porma (León). A su vez, y en un ambiente

climático claramente atlántico dentro de la cornisa Cantábrica, en Marco da Curra (La Coruña), Sineiro (1982), obtiene producciones de 360 y 160 g/m^2 según el pastizal fuese sembrado (praderas artificiales) o formado por vegetación espontánea con matorral de tojo (*Ulex europaeus*). Alfageme *et al.* (1994) en las comarcas de Campoo y Besaya (Cantabria), en altitudes entre 700 y 1400 m cita producciones de 450 g/m^2, claramente superiores a las obtenidas por nosotros.

En el Pirineo, en el valle de Benasque (Huesca), Ascaso *et al.* (1991 a,b) describen una gran variabilidad en producciones de pastos de puerto separando aquellos con alto valor pastoral, con unos rendimientos comprendidos entre 20 y 450 g/m^{2,} de los de bajo valor pastoral (entre 30 y 450 g/m$^{2)}$. Remón y Alvera (1989) obtienen producciones similares a las nuestras en un puerto pirenaico, en Aisa (Huesca). Por el contrario, Maestro *et al.* (1990) y Chocarro *et al.* (1988) comentan producciones de 530 g/m^2 en prados de secano de fondo de valle en el Pirineo aragonés.

Dentro ya de los pastos de carácter claramente mediterráneo, como son los de las dehesas del Oeste de España, se observa también una gran variabilidad; así, Olea *et al*., (1989) en el suroeste de la Península Ibérica comentan rendimientos de 144 g/m^2; Jofree (1987), en Sevilla, obtiene rendimientos entre 200 y 700 g/m^2 y Montalvo *et al.*, (1982) presentan producciones de 330 g/m^2 en majadales de dehesa en la zona central de Salamanca.

A su vez Jofree y Casanova (1987) especifican rendimientos de 300 g/m^2 de MS en pastizales de *Brachypodium retusum* mejorados en Córcega.

Para comprobar si existen diferencias de producción herbácea entre los tratamientos con el paso del tiempo, o la influencia que ejerce la doble carga, hemos contrastado las producciones de las distintas parcelas mediante análisis de la varianza. Con el fin de obtener requisitos de normalidad se ha efectuado la transformación logarítmica de los datos, teniendo en cuenta cinco factores de variación:

Factor 1: Tratamiento (podado, desbrozado y quemado).

Factor 2: Año de observación (primer, segundo, tercer y cuarto año).

Factor 3: Época del año (primavera y verano).

Factor 4: Densidad de carga (simple y doble).

Factor 5: Momento de observación (antes y después del pastoreo con cabras).

En una primera prospección se realizaron ANOVAs trifactoriales, resultado de combinar cada factor con el resto, no encontrándose interacción significativa alguna. Seguidamente se efectuaron análisis de la varianza bifactoriales, de los cuales solamente la interacción entre los factores año y tratamiento fue significativa. Del análisis de una vía, como puede apreciarse en la Tabla 5-39 lo más destacado es la diferencia altamente significativa que se establece en el factor momento de observación, entre los dos niveles antes y después de introducir las cabras en las parcelas, lo que demuestra que el consumo de hierba por los ungulados es elevado, y que conviene separar los datos para resolver los objetivos planteados y conocer realmente lo que está sucediendo en las parcelas.

Tratarniento			Año				Época año		Carga		M. Observación	
F = 16.53			F = 1.45				F = 15.52		F = 5.11		F = 17.64	
g.1. = 2			g.1 = 3				g.1. = 1		g.1. = 1		g.l. = 1	
p = 0.0001			p = n.s.				p = 0.0002		p = 0.026		p = 0.0001	
P	D	Q	1º	2º	3º	4º	Primav.	Verano	S	D	Antes	Después
94.34	182.46	178.50	129.86	173.74	144.72	158.73	183.01	120.52	170.47	132.50	184.98	118.56
a	b	b					b	a	b	a	b	a

ns: $p \geq 0.05$; *: $0.01 \leq p < 0.05$; **: $0.001 \leq p < 0.01$; ***: $p < 0.001$

Tabla 5-39
Comparación, mediante análisis de la varianza, de la variable «producción herbácea» g/m^2) según cinco factores de variación: tratamiento, año, época del año, densidad de carga y momento de observación -ver notación en Tabla 5-3-. Los datos analizados proceden de las observaciones anteriores y posteriores al pastoreo (n = 96). Las letras minúsculas indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los distintos «niveles» de cada factor. Las medias están expresadas en producción herbácea real, aunque la significación se ha obtenido mediante la transformación log x_i de los datos, para obtener requisitos de normalidad (Zar, 1984).

BIBLIOTECA VIRTUAL
MIGUEL DE CERVANTES

Posteriormente, siguiendo un esquema similar al anterior, pero únicamente con los datos previos a la introducción de las cabras en las parcela (es decir se eliminó el factor cinco), se realizaron los mismos cálculos no produciéndose ninguna interacción trifactorial ni bifactorial. Del ANOVA monofactorial se obtienen diferencias altamente significativa en los factores: época del año y tratamiento (ver Tabla 5-40).

- Respecto al factor época del año: la producción de primavera es significativamente mayor que la de verano (229.82 y 140.13 g/m^2). Hay que tener en cuenta, que la producción de verano se ve perjudicada por el pastoreo previo que se realizó en primavera.

- Respecto a los tratamientos: existen diferencias entre los tratamientos, siendo el podado el tratamiento que menor biomasa herbácea produce, mientras que entre el desbrozado y el quemado apenas existen diferencias entre ellos, aunque es algo superior en este último (118.88, 217.34 y 218.70 g/m^2, respectivamente).

Es de destacar que en la producción herbácea tampoco se producen diferencias significativas entre los tratamientos desbrozado y quemado. Los dos tratamientos obtienen su máxima producción (media de las producciones de primavera y verano) al segundo año, e incluso ya en este año es superior en el tratamiento quemado que en el desbrozado (281.90 por 247.31 g/m^2, ver Figura 5-9). La recuperación de la biomasa en las parcelas quemadas es muy rápida, siendo la producción del segundo año 2.6 veces la del primer año (108.21 y 281.90 g/m^2, respectivamente).

Tratamiento			Año				Época año		Carga	
F = 8.54			F =1.45				F 15.93		F 1.41	
g.l. =2			g.l. =3				g.l. = 1		g.l. = 1	
p = 0.0007			p = n.s.				p 0. 0002		p n.s.	
P	D	Q	1º	2º	3º	4º	Primavera	Verano	S	D
118.88	217.34	218.70	155.32	224.49	175.02	187.07	229.82	140.13	201.10	168.85
a	b	b					b	a	b	a

ns: p ≥ 0.05; *: 0.01 ≤ p < 0.05; **: 0.001 ≤ p < 0.01; ***: p < 0.001

Tabla 5-40
Comparación, mediante análisis de la varianza, de la variable «producción herbácea» (g/m^2) según cuatro factores de variación: tratamiento, año, época del año, densidad de carga -ver notación en Tabla 5-3-. Los datos analizados proceden únicamente de las observaciones anteriores al pastoreo (n = 48). Las letras minúsculas indican diferencias significativas (p < 0.05) entre los distintos «niveles» de cada factor. Las medias están expresadas en producción herbácea real, aunque la significación se ha obtenido mediante la transformación log x_i de los datos, para obtener requisitos de normalidad (Zar, 1984).

Porcentaje de consumo herbáceo

Se considera «consumo» a la diferencia entre biomasa herbácea anterior a introducir las cabras en la parcela y la que queda después. El «porcentaje de consumo» es el consumo expresado como porcentaje de la biomasa herbácea inicial. Este porcentaje indica la preferencia por el recurso y el grado de «agotamiento» del mismo. Siguiendo un esquema similar al efectuado en la producción herbácea, y con el fin de responder al mismo tipo de preguntas relacionadas con la evolución que experimenta el consumo de hierba por parte de las cabras, se han contrastado los datos de consumos mediante análisis de varianza -

previamente se ha efectuado la transformación arcsen $\sqrt{x_i}/100$ de los datos, al tratarse de

porcentajes para cumplir requisitos de normalidad (Zar, 1984; Steel y Torrie, 1986)-, siendo los factores de variación considerados:

Factor 1: Tratamiento (podado, desbrozado y quemado).

Factor 2: Año de observación (primer, segundo, tercer y cuarto año).

Factor 3: Época del año (primavera y verano).

Factor 4: Densidad de carga (simple y doble).

Es de destacar que no se ha detectado interacción alguna en los ANOVAs trifactoriales ni bifactoriales que se han efectuado. Del posterior análisis de la varianza monofactorial (Tabla 5-41) se observa que únicamente existen diferencias significativas en dos factores: época del año y densidad de carga. En el primer factor se observa que la preferencia por la hierba en primavera, para el conjunto de tratamientos, es mayor que en el verano (40.46 y 28.54%, respectivamente), y en el factor carga, se aprecia que el grado de agotamiento de hierba en las parcelas con la carga doble es mayor significativamente que el que se produce con carga simple (39.92 y 29.08%). Es de destacar que apenas existen diferencias en los preferencias de vegetación herbácea entre los tres tratamientos (38.31, 30.31 y 34.88%, para el tratamiento podado, desbrozado y quemado).

Tratamiento			Año				Época año		Carga	
F = 0.97			F = 2.25				F = 6.77		F = 4.77	
g.l. =2			g.l. = 3				g.l. = 1		g.l. = 1	
p = n.s.			p = n.s.				p = 0.0124		p = 0.0341	
P	D	Q	1º	2º	3º	4º	Primavera	Verano	S	D
38.31	30.31	34.88	33.83	44.17	33.17	26.83	40.46	28.54	29.08	39.92
							b	a	a	b

ns: $p \geq 0.05$; *: $0.01 \leq p < 0.05$; **: $0.001 \leq p < 0.01$; ***: $p < 0.001$

Tabla 5-41
Comparación, mediante análisis de la varianza, de la variable «consumo herbáceo» (%) según cuatro factores de variación: tratamiento, año, época del año, densidad de carga (n = 48) -ver notación en Tabla 5-3-. Las letras minúsculas indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los distintos «niveles» de cada factor. Las medias están expresadas en porcentaje de consumo herbáceo real, aunque la significación se ha obtenido mediante la transformación arcsen $\sqrt{x_i}/100$ de los datos, para obtener requisitos de normalidad (Zar, 1984).

En la Tabla 5-42 se cuantifica los consumos medios de hierba (en g/m^2 MS) en los distintos tratamientos. Se comprueba que de la relación: consumo de primavera/consumo de verano, la ingestión de hierba en primavera es superior al doble que en el verano (2.62 de media), a excepción de la parcela quemada simple (QS) donde este valor es sensiblemente inferior (1.52). También se observa que apenas hay diferencias de consumos medios de hierba en primavera entre los tratamientos, y que todos los valores están cercanos a 100 g/m^2, a excepción de la parcela podada simple (PS), que es aproximadamente la mitad de esta cantidad (48.42 g/m^2). Este bajo consumo herbáceo se debe a una doble causa: a la escasa biomasa herbácea que producen estas parcelas (Figura 5-9) como consecuencia de la gran abundancia de matorral (*Cytisus, Rosa*, *Rubus*), y a la importancia que la vegetación arbustiva tiene en la alimentación de las cabras, lo que provoca que seleccione más en su dieta el componente arbustivo y que apenas consuma hierba -existe una correlación negativa entre la abundancia del matorral y la abundancia de hierba ($r = -0.3096$ $p < 0.001$), como puede

apreciarse en la Tabla 5-43 -. En verano se produce un efecto similar al de primavera, pero el consumo se reduce y los valores están próximos a 40 g/m^2, aunque estos valores muestran una oscilación mayor que los observados en primavera.

Para comprobar en cada tratamiento y época (primavera o verano) si el consumo de hierba es proporcional a la carga, se establece la relación: consumo producido por la carga doble/consumo producido por la carga simple, apreciándose que esta relación depende de la cobertura del matorral existente en la parcela. Así, con coberturas bajas de hierba (< 60%) que es el caso de la parcela podada, el consumo que produce la carga doble es casi el doble (1.8 veces de media) que la producida por la carga simple, tanto en primavera como en verano. Por el contrario, apenas hay diferencias de consumo con cargas simple y doble cuando la cobertura de hierba es > 70%, caso de los tratamientos desbrozado y quemado, a excepción de la parcela quemada en verano cuyo consumo fue menor en el caso de la carga doble que con la simple.

Carga		Podado		Desbrozado		Quemado	
SIMPLE	P	48.42	(2.29)	106.42	(3.27)	96.06	(1.52)
	V	21.17		32.53			62.94
DOBLE	P	90.28	(2.48)	108.26	(2.81)	112.27	(2.23)
	V		36.47	38.59		50.34	

Tabla 5-42
Consum medio de hierba en los distintos tratamientos (g/m^2 MS). Entre paréntesis se expresa el cociente entre consumos de primavera y de verano.

% Cobertura	Vegetación arbustiva	*Cytisus scoparius*	*Rubus idaeus*	*Rosa* spp.	*Quercus pyrenaica*	Suelo descubierto	Piedras
Vegetación herbácea	- 0.3096***	- 0.3868***	- 0.2803***	0.0245 ns	- 0.0099 ns	- 0.3597***	- 0.2048***
Vegetación arbustiva		0.8792***	0.5604***	0. 1929**	0.2378***	- 0.0888 ns	- 0.1619**
Cytisus scoparius			0.4174***	0.0012 ns	0.0221 ns	0.0069 ns	- 0.2493***
Rubus idaeus				0.0271 ns	- 0. 1576**	0.0627 ns	- 0.2434***
Rosa spp.					0.2167***	- 0.0542 ns	0.0240 ns
Quercus pyrenaica						- 0.0242 ns	0.0697 ns
Suelo descubierto							0.2602***

ns: $p \geq 0.05$; *: $0.01 \leq p < 0.05$; **: $0.001 \leq p < 0.01$; ***: $p < 0.001$

Tabla 5-43
Correlación (r de Pearson) entre las variables consideradas al analizar la evolución de la estructura de la vegetación en las parcelas. Se han considerado únicamente los datos previos al pastoreo (n = 279).

El consumo medio total que han realizado las cabras, calculado como la suma de las medias de las extracciones producidas por las cabras en primavera y en verano, para el conjunto de los tratamientos, es de 139.98 g/m^2/año, lo que estaría dentro de los márgenes dados por McNaughton *et al.* (1989) que establece los consumos en pastizales de la región templada entre 70 y 700 g/m^2/año.

En la Tabla 5-44 se adjuntan los valores medios, en cuatro años de observación, de la biomasa aérea y su consumo (%) en las parcelas (podada, desbrozada y quemada) tanto en primavera como en verano y según la carga (simple y doble). También se incluye la producción media de brotes del año de *Cytisus scoparius* -dos años de observación- en la parcela podada.

	Podado (P)		Desbrozado (D)		Quemado (Q)		(D + Q)	
	Producción g/m^2	Consumo %	Producción g/m^2	Consumo %	Producción g/m^2	Consumo %	Producción g/m^2	Consumo %
Simple								
Hierba Prim.	132.6 ns	34.5	310.2 *	34.3 ns	275.9 ns	31.3 ns	293.1 *	32.8 ns
Hierba Vera.	94.4	25.0	194.0	15.5	199.5	34.0	196.7	24.8
Cytisus Prim.	86.8 ns	43.8 ns						
Cytisus Vera.	196.3	36.2						
Doble								
Hierba Prim.	160.0 *	55.8 ns	239.8 *	44.8 ns	260.4 ns	42.3 ns	250.1 **	43.5 *
Hierba Vera.	88.5	38.0	125.3	26.8	139.1	32.0	132.2	29.4
Cytisus Prim.	36.3 ns	63.0 ns						
Cytisus Vera.	45.4	70.8						

ns: $p \geq 0.05$; *: $0.01 \leq p < 0.05$; **: $0.001 \leq p < 0.01$; ***: $p < 0.001$

Tabla 5-44
Comparación, mediante análisis de varianza, de las variables producción (g/m^2) y consumo (%) considerando los «niveles» primavera y verano, en diferentes situaciones. Los datos proceden de tres años de observación y antes del pastoreo. Las medias están expresadas en producción y consumo real, aunque la significación se ha obtenido mediante la transformación log x_i (producción) y arcsen $\sqrt{x_i}/100$ (consumo) de los datos, para obtener requisitos de normalidad (Zar, 1984).

5.12. Discusión

Es un hecho admitido que comunidades de matorral de zonas templadas representan, normalmente, etapas seriales de degradación del bosque climácico. La parcela de estudio se sitúa sobre una zona ganada artificialmente al bosque -al estar completamente rodeada de un robledal maduro de *Quercus pyrenaica* Wild.-, utilizada inicialmente como terreno de cultivo, para después pasar a pastizal (década de los 50) y ser finalmente abandonada hace unos 20 años. Este abandono parcial o total, que se traduce por unos niveles insuficientes de pastoreo, ha provocado la activación de los mecanismos de sucesión secundaria con la consiguiente invasión paulatina, pero rápida, del matorral, siendo *Cytisus scoparius* (L.) Link la especie que toma mayor protagonismo al igual que sucede en otras áreas próximas (Llorente y Luengo, 1986; Celada *et al*., 1989; Lasanta, 1989; Zuazúa, 1987). Al tratarse de una colonización, no todos los ejemplares que ocupaban la parcela original mostraban igual tamaño, pero las diferencias no eran muy acusadas, de donde se podía inferir que la invasión de *Cytisus scoparius* se había producido a gran velocidad. La población de *C. Scoparius* presentaba cierta madurez -aunque no síntomas de senescencia-, siendo su edad de unos 10 años como media aunque, como se ha indicado, no todos las matas presentaban homogeneidad en esta edad.

5.12.1. Biomasa inicial

La biomasa aérea de *C. scoparius,* al poner en marcha la experiencia, fue de 1250 g/m^2 de MS para una población con el 100% de cobertura; es una cantidad baja si se compara con los 3340 g/m^2 de MS que obtiene Basanta (1984) en formaciones de *C. Scoparius* y *C. Striatus* con coberturas superiores al 95% (Tabla 5-1), y aún más baja que los resultados que obtiene Tabard (1985) para esta misma especie en Auvergne (Francia). A los 6 años, cita una producción de 3370 g/m^2 de MS y, a los 7 años cuando se realiza el cultivo de *C. Scoparius* en condiciones óptimas, obtiene 5070 g/m^2 de MS. Pero aún consigue 15000 g/m^2 de MS, a los 8 años cuando realiza el cultivo y lo complementa con una adecuada fertilización fósforo-potásica (Tabard, 1985). Nuestros datos presentan valores, también, bajos si se comparan con otras especies del mismo género, por ejemplo con *Cytisus balansae*: Debussche (1978), en el sureste de Francia, obtiene producciones a los nueve años que varían desde los 1230 a 3505 g/m^2 de MS; Fernández (1991), en la Sierra de Béjar (Salamanca), obtiene resultados de 3337 g/m^2 de MS con poblaciones de diez años. Este mismo autor en comunidades de *C. multiflorus*, también de diez años, obtiene 2098 g/m^2 de MS. Los 1250 g/m^2 de MS, si se comparan con los valores observados en otras formaciones de matorral (aunque estos valores son muy variados), están en la línea de los resultados conseguidos por Chapman *et al*. (1975) y Miller (1979) para brezales; el primer autor obtiene producciones de 1.6-23.6 T/Ha de MS para una edad de 1-20 años y, el segundo 1.1-20.9 T/Ha de MS para edades comprendidas entre 2 a 40 años. Núñez (1989) para jaral cita 0.9-16.4 T/Ha (1-15 años, respectivamente) y Mooney y Rundel (1979), para chaparral, 21.3 T/Ha y 17-18 años de edad. La acumulación media representa 125 g/m^2/año de MS, cantidad muy próxima a la que obtiene Mooney (1977) en distintas comunidades de matorral (100 g/m^2/año MS de media), en diferentes lugares del mundo de clima templado. Las especies del genero *Cytisus* alcanzarían los 2000-3000 g/m^2 de MS antes que la mayoría de especies de matorral europeo que, según Giminghan *et al.* (1981), necesitarían entre 20-30 años.

Nuestra información nos permite pensar que la formación de *C. Scoparius* que hemos estudiado alcanzaría su máximo vigor a los 15 años, el doble de tiempo necesitado por esta misma especie según Tabard (1985), en ambientes similares, pero con distintas características climáticas y de condiciones edáficas. La comunidad estudiada por nosotros se asienta sobre un suelo arenoso, pobre, posiblemente esquilmado por un cultivo reiterado. La vegetación herbácea presente (con predominio de *Agrostis capillaris*) y los datos de los análisis de suelo especialmente deficitarios en fósforo, apoyan esta afirmación (ver tablas de las figuras del Anexo III b).

5.12.2. Tratamientos experimentales

Regeneración del matorral

Tres son las prácticas que se utilizan tradicionalmente para la recuperación de estas zonas invadidas por el matorral: corta, quema y pastoreo (García Novo, 1977; Belhanssen *et al*., 1987; Malanson y Trabaud, 1987; Tabard, 1985; May, 1990; Stuart-hill, 1991). Estas tres prácticas imponen un sentido regresivo en el sistema, pero el que tiene efectos más drásticos y negativos es la quema, al dejar la superficie del suelo totalmente desprotegida de vegetación, expuesta a la acción de los agentes externos -principalmente el agua y sometida a graves problemas de erosión (Ruiz-Flaño, 1993; Lasanta *et al*., 1994).

Para analizar el tipo e intensidad de respuesta de la comunidad de matorral de *C. Scoparius* a distintas perturbaciones externas, hacemos especial hincapié en este tratamiento -

la quema-. No obstante, aunque está generalizada la teoría de considerar a los matorrales mediterráneos como especies pirófilas, es decir, con respuestas regenerativas adaptadas al fuego (Naveh, 1974; Trabaud, 1981), hay que tener en cuenta que *C. Scoparius* no es una especie típicamente mediterránea, si bien podría resultar beneficiada por el fuego ya que, desde antiguo, es típico en la zona la quema de matorrales cada cinco u ocho años, dependiendo de las características de la formación (abundancia, altura, etc.). También ha sido elegido este tratamiento porque están ampliamente estudiados sus efectos por otros autores (Naveh, 1974; Trabaud, 1981).

Keeley (1986) considera que el género *Cytisus* funciona como germinador obligado; de acuerdo con esta línea, Rousseau y Loiseau (1982) mencionan una elevadísima germinación de *C. Scoparius* tras el fuego. Por el contrario, nuestros resultados ponen de manifiesto que tras la quema se ha producido una masiva regeneración de tipo vegetativo a nivel de cepa (con más del 95% de supervivencia), no habiéndose apreciado germinación de semilla alguna -vía germinativa-. Por lo tanto, *C. Scoparius* es un rebrotador facultativo, pudiéndose regenerar tanto por vía vegetativa como germinativa.

De los múltiples factores que pueden influir en el tipo de regeneración por vía vegetativa creemos que, en nuestro caso, han sido tres los más determinantes:

a) La época de quema. Se realizó a principios de primavera (mediados de abril), época en la cual el grado de destrucción de la vegetación es menor que en el verano o el otoño, época en la que la acumulación de biomasa seca es mayor. En primavera por la menor intensidad del fuego sólo se ve afectada la capa superficial del suelo (Mallik y Giminghan, 1985; Allen y Partridge, 1988). La recuperación de los matorrales quemados en primavera es más rápida que cuando ocurre en verano (Clark, 1988; Forgeard, 1990), lo que explica que, a los dos meses, ya se hubiese producido el rebrote de cepa, aprovechando el potente sistema radicular de las plantas originales y las lluvias de primavera.

b) El desarrollo de la comunidad arbustiva que recibe la quema. El fuego se aplicó sobre comunidades bien implantadas y la respuesta de los matorrales ha sido mayoritariamente vegetativa. Estos resultados están de acuerdo con los constatados por Watt (1955) y Giminghan (1972).

La escasa duración e intensidad de la quema no estimuló la germinación de semillas de *C. scoparius*, al contrario de lo obtenido por Añorbe (1988), aunque la temperatura que se produjo fue elevada. Otros factores dependientes del régimen del fuego -tipo, frecuencia, etc.- tampoco parecen haber ejercido influencia en la regeneración por vía germinativa. En cualquier caso, no conocemos la composición del banco de semillas, ni la dinámica del mismo, ni cantidad de semillas viables, o si hay o no semillas resistentes al fuego.

En las parcelas desbrozadas, el matorral de *C. Scoparius* ha seguido idéntica evolución que la presentada en las parcelas quemadas. Resultados similares ha obtenido Calvo (1993) en formaciones de ericáceas (brezal) en ambientes parecidos. En nuestro caso, además, se producen las siguientes tendencias: 1) rebrote inmediato de cepa tras la perturbación -al no verse alterada por el tratamiento-, 2) grado de supervivencia muy elevado (> 95%) y, 3) no se ha observado germinación alguna de semillas.

La poda no ha producido la muerte de ninguna mata de *Cytisus scoparius* y no se ha apreciado la aparición de ningún brinzal en la parcela.

Recuperación de coberturas tras los tratamientos experimentales con ausencia de pastoreo

Tras la ejecución de los tratamientos experimentales -eliminación del matorral- el efecto más destacable observado es el dominio de la vegetación herbácea durante las etapas iniciales, seguido de un aumento paulatino de las especies leñosas, resultados similares a los

obtenidos por Naveh (1974) y Calvo (1993). Este efecto se muestra claramente en los tratamientos consistentes en la eliminación total de la biomasa arbustiva aérea -quemado y desbrozado-, aunque la duración del dominio de la vegetación herbácea sobre la arbustiva -suma de la cuatro especies presentes en la comunidad- es diferente en ambos tratamientos.

Tratamiento quemado

En este tratamiento el dominio de la vegetación herbácea sólo dura el primer año (Tabla 5-2), al segundo ya el matorral (56%) supera a la vegetación herbácea (46%) gracias a la contribución que aporta *Rubus idaeus* (35%); por el contrario, en el tratamiento desbrozado, el dominio de la vegetación herbácea al cuarto año sigue siendo muy superior al de la vegetación arbustiva, en gran parte debido a la escasa contribución de *Rubus* a la suma total del matorral (Tabla 5-2). Es de destacar el carácter nitrófilo e invasor que presenta *Rubus idaeus* tras la quema, debido a que es capaz de aprovechar rápidamente la movilización de nutrientes que se incorporan al suelo a través de las cenizas, en especial cuando se trata de quemas ligeras -los mayores incrementos se dan en nitrógeno (Christensen, 1987; Mangas *et al.*, 1991; Serrasolsas, 1991)-. *Cytisus scoparius* se ve igualmente favorecido por la quema pues, al cuarto año, el recubrimiento de éste es del 44% (Tabla 5-2) en el tratamiento quemado, mientras que en el desbrozado es algo menor de la mitad de esa cantidad (20%). Resultados parecidos, pero expresados en biomasa, obtiene Fernández (1991) puesto que, al tercer año, la producción de *Cytisus multiflorus* en las parcelas quemadas es superior a la de las cortadas.

BIBLIOTECA VIRTUAL

Tratamiento desbrozado

El desbroce (corta) del matorral a ras de suelo no es un fenómeno inductor de regresión en el mismo sentido que la quema, pues el desbroce sólo se aplica sobre las especies arbustivas, respetando la vegetación herbácea (Casal, 1982). El efecto principal que se observa es el fuerte incremento de la vegetación herbácea en los primeros estadios, -al primer año alcanza un 80% de recubrimiento (Tabla 5-2)-, ya que ésta mantiene intacto su potencial reproductor y ocupa sin dificultad las áreas de influencia de sombra bajo el matorral original. El aumento se debe principalmente a dos causas:

a) la reducción de los niveles de competencia con la vegetación arbustiva (Casal, 1982; Fernández, 1991)

b) la mayor cantidad de luz que incide en el suelo (Perevolotsky, 1989; Gutman *et al.*, 1991).

La respuesta de la comunidad de matorral, en términos de cobertura, al ser desbrozada difiere de los resultados que se han obtenido por la quema (ver Tabla 5-2). Se observa una variación en la proporción de *Cytisus scoparius* que resulta ser inferior en las parcelas desbrozadas que en las quemadas. Así, aunque durante el primer año las coberturas de *C. Scoparius* fueron semejantes en ambos tratamientos (alrededor del 10%), al cuarto año el tratamiento quemado presenta una cobertura del 44%, mientras que en la parcela desbrozada solamente ocupa la mitad de esta cifra. Resultado similar obtiene Sineiro (1978) en comunidades de matorral de tojo (*Ulex europaeus*), en las que la reducción de la cobertura es mayor después de la corta que de la quema. También se aprecia que la proporción de *Rubus idaeus* se ve claramente perjudicada por la acción de este tratamiento porque durante el período observado su cobertura no supera en ningún año el 10%; razón por la que, la cobertura total de matorral es muy inferior en la parcela desbrozada que en la quemada.

La proporción de suelo descubierto durante los cuatro años analizados es muy baja (inferior al 10%). Este resultado se debe principalmente al hecho de que la vegetación herbácea no se ve afectada por el tratamiento y a la rápida regeneración, que ocupa los espacios vacíos, cubiertos originalmente por la vegetación arbustiva.

Tratamiento podado

En este tratamiento la extracción de biomasa -altura superior a los 70 cm- provocó una disminución del 30% de la cobertura de *C. scoparius*, lo que se tradujo en un aumento de la vegetación herbácea que pasó del 16% de coberturas el primer año a un valor máximo del 56% durante el segundo año, para ir después disminuyendo paulatinamente (Tabla 5-2); por el contrario, la cobertura del matorral fue sucesivamente en aumento y al tercer año era ya del 100% en la parcela control (PC). El aumento de la vegetación herbácea tras la poda se debe al aumento de luz que incide en el suelo; ésta junto con el nitrógeno, son los factores, según Tilman (1985), que más influyen en los patrones espacio-temporales en hábitats mesofíticos.

La luz interviene directamente en los procesos fotosintéticos a nivel de cloroplastos que son los que determinan el crecimiento y producción de las plantas pratenses (Gardner *et al.*, 1985). Coberturas altas de este tipo de matorral (> 80%) implican la escasa representación de vegetación herbácea (< 20%), con una elevada proporción de suelo descubierto acompañado de numerosos restos de *C. Scoparius* y hojarasca de *Quercus pyrenaica* -de los alrededores de la parcela-. Este estrato herbáceo esta compuesto por especies adaptadas a la sombra y forman un pasto poco diverso. Estudios sobre diversidad en dehesas de Q*uercus pyrenaica* ponen de manifiesto que ésta es mayor fuera de la influencia de la sombra de la copa del árbol, aunque este efecto se solapa con el pastoreo (Diez *et al.*, 1992).

Para el conjunto de datos (tratamientos y cinco años considerados) la cobertura herbácea se correlaciona negativamente con el resto de variables de cobertura de vegetación controladas, correspondiendo el mayor valor a *Cytisus scoparius* ($r = -0.3868$; $p < 0.001$), seguido del matorral ($r = -0.3096$; $p < 0.001$) y de *Rubus idaeus* ($r = -0.2803$; $p < 0.001$) -ver Tabla 5-43-.

5.12.3. Efecto modelador y de control que ejercen los ungulados sobre el matorral

En la alimentación de las cabras la vegetación arbustiva juega un papel fundamental (Rodríguez, 1987; Provenza y Malechek, 1991) y se puede afirmar que, en pastoreo libre y sin limitación de ésta, jamás consumen menos de un 50% de matorral, aunque dispongan de otros tipos de vegetación (Mac Mahan, 1964; Bourbouze y Guessous, 1977; Wilson, 1975). El efecto que ejerce el pastoreo al alimentarse de la vegetación arbustiva es doble:

a) acción directa mediante la ingestión de partes de los vegetales -consumos-,

b) La limitación de la función clorofílica, al basarse su alimentación esencialmente en brotes verdes, lo cual impide el crecimiento y provoca una debilitación de la planta (Celada *et al.*, 1989). Además, al realizarse el pastoreo se producen roturas de ramas que pueden deberse a los desplazamientos o por el propio ramoneo.

Una de las características más importantes que adopta la comunidad de piornal con *Cytisus scoparius* como especie dominante, es el alto recubrimiento que alcanzan cuando se trata de formaciones maduras, uniéndose unas matas con otras y dando una sensación de cobertura densa que tapiza la parcela. Otra característica es su elevado porte -en nuestro caso un 80% de recubrimiento y con alturas medias de las matas superiores a los 170 cm-, lo cual da lugar a la formación de varios estratos, en los que el resto de componentes (*Quercus pyrenaica*, *Rubus idaeus* y *Rosa* spp.) se asentaría debajo de *Cytisus*.

Cuando las cabras encuentran formaciones cerradas, como sucede en los tratamientos testigo y podado, el resultado es la partición de la comunidad inicialmente continua, en manchas aisladas. Con ello se obtiene un incremento del número de matas independientes y se reduce el tamaño de las mismas, lo que implica un aumento considerable de la superficie

de ataque para el ramoneo por los herbívoros -ver más adelante Figura 5-10 y Figura 5-11 - (Gómez Sal *et al.*, 1991).

El efecto de control que ejercen las cabras sobre la estructura arbustiva es determinante, (Tabla 5-3, Tabla 5-4 y Tabla 5-5) consiguiéndose en general las menores coberturas de vegetación arbustiva con las cargas doble, seguido de la simple; la mayor abundancia se produce en ausencia de pastoreo. En ningún tratamiento con carga doble la cobertura media de matorral es superior al 20%: en tratamiento podado 19.83% (Tabla 5-3), en el desbrozado 14.03% (Tabla 5-4 y en el quemado es del 8% (Tabla 5-5). El control que ejerce el aumento de la carga en la estructura arbustiva también se observa cuando se analizan cada uno de los componentes que forman ésta de tal modo que, las coberturas de *Cytisus scoparius*, *Rubus idaeus*, *Quercus pyrenaica* y *Rosa* spp. son, en general, muy inferiores cuando se analizan parcelas con carga doble que cuando se trata de cargas simples y éstas a su vez inferiores con ausencia de pastoreo (parcela control).

Las mayores proporciones de vegetación herbácea (Tabla 5-3, Tabla 5-4 y Tabla 5-5) se consiguen cuando aumenta la presión de carga, con lo que queda demostrado el efecto beneficioso que ejercen las cabras en la creación y formación de pastizal y en la mejora de la comunidad para facilitar la acción de otras especies de herbívoros (Montserrat, 1964, 1972; Celada *et al.*, 1989).

Los resultados obtenidos del análisis de otros tipos de variables confirman los cambios que los ungulados provocan en la comunidad arbustiva en general, y para de cada uno de los componentes que forman ésta. Estas variables van especificamente dirigidas a conocer, en tres líneas interdependientes, como influyen los distintos factores que intervienen en el diseño factorial del experimento (tratamientos, carga, época del año):

a) grado de apetecibilidad (consumos) que presenta cada una de las especies arbustivas en dos épocas diferentes del año (primavera y verano).

b) niveles de proporcionalidad entre la densidad de carga y los consumos.

c) grado de recuperación de cada especie arbustiva tras el ramoneo.

Cytisus scoparius

En *Cytisus scoparius* la variación estructural se ha analizado mediante tres tipos de variables: producción del año, altura máxima y el volumen de la mata.

Producción

Los distintos tratamientos experimentales realizados sobre *C. Scoparius* han ejercido un efecto generador de brotes nuevos y tiernos, muy apetecidos por las cabras. Los brotes inducidos por los tratamientos desbrozado y quemado se producen a nivel de cepa, mientras que los brotes del tratamiento podado se originan a nivel de rama. Es preciso destacar esta característica ya que mientras en el tratamiento podado hay varias fracciones: parte fotosintetizadora (tallos verdes y hojas) y la de sostén (leñosa, estructural), en el quemado y desbrozado no existe la fracción de sostén, que tendrá que ir constituyéndose con el paso del tiempo. Con la sucesión se produce una preponderancia, cada vez más acentuada, de los tejidos no productores (sostén y fracción seca que se mantiene en la planta) lo cual origina un progresivo descenso de la disponibilidad de carbono para el crecimiento, con lo que éste se hace más lento (Margalef, 1980; Specht, 1981). El efecto que la poda ha ejercido queda reflejado en la relación brotes del año/biomasa total en los tratamientos que no han eliminado totalmente la biomasa aérea, relación que es mayor en el tratamiento podado que en el testigo -9.34% y 6.10%- (Tabla 5-13). Estos datos dan idea del poder de rebrote que tiene este matorral para obtener forraje tierno. Se ha de destacar que el muestreo de primavera se realiza en el momento de máximo desarrollo de brotes, por lo que la producción obtenida es menor que la del verano, época en la que el desarrollo del brote ya ha finalizado; al hacer este

muestreo se ha de tener en cuenta no obstante, que ya se ha producido un consumo de brotes en primavera. El consumo de brotes guarda una estrecha relación con la carga en la parcela, aunque éste no haya sido directamente proporcional a la carga.

En el tratamiento podado, el consumo medio de brotes con la carga doble es del 67% de lo ofertado, mientras que en el mismo tratamiento, con la carga simple, es del 40%. No obstante, el consumo medio expresado en términos absolutos, con la carga simple, es de 54.30 g/m^2 MS, que resulta ser más del doble de lo consumido en la parcela con carga doble (25.42 g/m^2 MS, Figura 5-6). Resultados parecidos se han obtenido tanto en producción como en consumo en la parcela testigo, aunque éstos últimos son ligeramente inferiores ya que en las parcelas hay suficiente oferta alimenticia, con lo que la dieta se reparte entre los distintos recursos.

Es importante reseñar el aumento espectacular de producción de brotes que tiene lugar en la parcela podada con carga simple (PS) (Figura 5-6) que, desde el cuarto muestreo (M4) cuadruplica la media de las producciones anteriores. Esto se debe a que el control ejercido por las cabras sobre *C. Scoparius* es insuficiente a causa, principalmente, del exceso de oferta alimenticia que existe en esta parcela y que provoca un desplazamiento en la alimentación de los rumiantes hacia otros recursos (hierba, *Rubus* y *Quercus*).

Altura

La altura ha resultado ser un parámetro bastante útil para describir la estructura de la vegetación y para detectar los cambios que provocan los ungulados sobre el matorral. Los resultados reflejan que al cuarto año de perturbación, en ausencia de pastoreo, al tratamiento podado únicamente le falta un 15% para igualar su altura previa, mientras que en el tratamiento quemado se ha recuperado el 57% y en el desbrozado el 47%. Los resultados más destacados obtenidos a partir de esta variable son:

- El gran poder de recuperación de la altura que presenta *Cytisus scoparius* a cualquiera de las perturbaciones analizadas.

- La tendencia general a aumentar la altura de los individuos con el paso del tiempo. Como era de esperar, este crecimiento es mayor con ausencia de pastoreo (parcelas control), a excepción del tratamiento podado, cuya recuperación es mayor en la parcela con carga simple. Es decir cuando las matas podadas se ven afectadas por extracciones moderadas y selectivas de biomasa por parte de los herbívoros, éstos desarrollan mayor altura máxima que en ausencia de ramoneo.

- La doble carga en los tratamientos podado, desbrozado y quemado, mantiene controlada la altura de la mata de *Cytisus scoparius* en unos niveles determinados, dependiendo del tipo de tratamiento que se esté considerando. Esta doble carga, produce una disminución en la altura máxima de la mata y provoca que las diferencias de altura sean significativas con respecto a la carga simple y, más aún, con respecto al control.

- En todos los tratamientos se observa una única interacción entre los factores año y densidad de carga.

- No existen diferencias significativas entre las medias de alturas máximas de las matas de C*ytisus scoparius*, antes de producirse el pastoreo, en los tratamientos desbrozado y quemado.

Volumen

En el volumen tampoco existen diferencias significativas entre los tratamientos desbrozado y quemado, siendo algo mayor en el primero (23.6 y 12.2 dm^3, medias de cuatro años, ver Tabla 5-24). La disminución media de volumen que produce el pastoreo, con las dos cargas consideradas, en las asociación de tratamientos quemado y desbrozado es de un 42% (parcelas con menores recursos arbustivos) seguida de un 22% en el podado; por el

contrario en las parcelas testigo el ramoneo produce un aumento del volumen, debido a las alteraciones que provocan los ungulados en las mediciones que sirven de cálculo de este parámetro. Aunque no existen diferencias significativas entre los volúmenes de *C. Scoparius* de las parcelas desbrozadas y quemadas, el consumo en la quemada es algo mayor (45.45% de diminución media del volumen en cuatro años considerados) que en la desbrozada (38.98%). La diminución de volumen que provoca la carga doble en la asociación de tratamientos desbrozado y quemado es del 47.90% de media (con un 51.30% en el desbrozado y un 45.00% de media en el quemado) frente a un 35.40% (26.65% y 45.89% de media en el desbrozado y quemado respectivamente) en la carga simple. Para el conjunto de tratamientos (P, D y Q) esta variable marca más las diferencias entre los consumos de primavera y verano (48.44 y 22.41%, respectivamente), debidas principalmente a los tiempos empleados en su alimentación.

El volumen medio de las matas de C. *Scoparius* en los tratamientos desbrozado y quemado es mayor en primavera que en verano (21.2 y 15.9 dm^3, respectivamente, Tabla 5-24). El efecto carga se hace notar en el volumen de las matas, al ser el doble su volumen medio con la carga simple (24.9 dm^3) que con la carga doble (10.8 dm^3). En estos tratamientos (desbrozado y quemado) se ha observado una recuperación de *C. Scoparius* durante el periodo de descanso (intervalo entre aprovechamientos de siete semanas); éste incremento no es suficiente para igualar los volúmenes iniciales de primavera de cada año.

En el tratamiento podado por el contrario la recuperación durante el periodo de reposo es mucho mayor que en los tratamientos anteriores, consiguiendo que los volúmenes en el verano sean mayores que en primavera (0.3768 y 0.3438 m^3, ver Tabla 5-27).

Se ha de destacar que durante el primer año de observación, la apetencia que mostraron las cabras sobre los rebrotes de *Cytisus scoparius* en los tratamientos desbrozado y quemado fue más baja que en el resto de los años, sobre todo en el tratamiento desbrozado (en verano sólo consumieron el 12% de lo ofertado), por lo que se puede intuir que en los rebrotes iniciales de esta planta se produjo un aumento de metabolitos secundarios que aumentó su rehuso. En este sentido, los brotes nuevos de la especie *Coleogyne ramosissima*, arbusto del S.O. de EEUU, poseen un contenido mayor de defensas químicas para reducir la presión de pastoreo de los herbívoros, que los brotes viejos; el resultado de estas diferencias se refleja en un mayor ramoneo de brotes viejos, y en que los nuevos tienen un tiempo de crecimiento libre de la presión de pastoreo (Provenza y Malechek, 1991). También se detectó una gran avidez de la cabra, durante primer año de muestreo, por seleccionar las puntas de las ramas de matas quemadas de *C. Scoparius* en las parcelas quemadas.

Otras especies arbustivas

La apetencia que presentan las cabras, por las distintas fracciones del año (brotes) que se han diferenciado en cada una de las especies arbustivas: *Rubus*, *Quercus* y *Rosa* es muy elevada. Apenas existen diferencias de consumos entre las fracciones de las especies consideradas por lo que se comentan conjuntamente. La carga doble consigue agotar la totalidad de brotes del año (consumos medios > 80%), mientras que cuando la carga es simple el grado de agotamiento es del 60%. La apetecibilidad que presentan las cabras por los tejidos de sostén es muchísimo menor que la mostrada por sus brotes (Tabla 5-31, Tabla 5-33 y Tabla 5-34).

El pastoreo no ha provocado cambios significativos en las proporciones de *Quercus pyrenaica* y *Rosa* spp. durante los años de muestreo. Por el contrario, al quinto año, el pastoreo ha reducido, como mínimo a la mitad, la proporción de *Rubus idaeus* cuando su recubrimiento es elevado (> 40%); con coberturas inferiores a la indicada no se han detectado variaciones importantes en las proporciones. Todas las especies, además, han mostrado un

buen nivel de recuperación en las épocas de descanso entre pastoreos a lo largo del periodo analizado (cinco años).

5.12.4. Eliminación-explotación del matorral de *Cytisus scoparius*

En ausencia de pastoreo, ninguno de los tratamientos efectuados sobre la población experimental de *Cytisus scoparius* (parcelas PC, DC y QC), consigue eliminarlo, ya que se regenera con mucha facilidad por vía vegetativa.

No se han observado diferencias regenerativas entre los dos tratamientos, que han conseguido la eliminación total de la biomasa aérea (desbrozado y quemado), con grados de supervivencia en ambos casos muy elevados (> 95%). Teniendo en cuenta el rápido crecimiento de esta especie, es posible pensar en su explotación como fuente de energía renovable o como generadora de forraje tierno y verde, cumpliendo una función importante como abastecedora de alimento en la época de verano, cuando la hierba pasa ocupar un segundo lugar en la alimentación de las cabras. No obstante cabe pensar que una explotación continuada de *Cytisus* en ausencia de pastoreo, puede producir un empobrecimiento del suelo, que sería mayor en el caso del tratamiento desbrozado que en el quemado (en este habría un aporte de cenizas que consigue una movilización de nutrientes). No se conoce si los efectos del desbroce con maquinaria pesada serían los mismos que los obtenidos con desbrozadora de mano, donde el grado de precisión es mayor. Tampoco se ha analizado la viabilidad del banco de semillas, proveniente de la población, en el suelo por lo cual, no se puede inferir nada a este respecto.

En las parcelas podado y testigo (sin tratamiento) el pastoreo favorece la fragmentación (partición) de las matas (Figura 5-10 y Figura 5-11), con lo que se consigue un mayor número de matas independientes, que proporciona un aumento considerable de la superficie de ataque por los herbívoros. No obstante, este efecto es muy lento cuando la estructura de la vegetación ha alcanzado un porte elevado (testigo), que es la situación analizada por nosotros. Los efectos positivos son mucho mayores en el caso de la parcela podada. Para ella la carga simple resulta ser insuficiente siendo necesaria la doble para mantener un control eficaz que permite el retroceso del matorral (Figura 5-10 y Figura 5-11).

Por lo tanto, se aconseja el tratamiento podado, cuando las coberturas de *Cytisus scoparius*, no son totales (< 80%), con lo que se consigue una serie de efectos beneficiosos que se pueden resumir en:

a) mayor proporción de brotes/biomasa total que con la planta normal (sin tratar)

b) mayor accesibilidad por parte de los ungulados a todos los lugares de la mata

c) aumento considerable de la vegetación herbácea

d) retraso en el estado fenológico de la hierba. Se proporciona un microclima que tiene una mayor humedad a nivel del suelo, lo que permite que la vegetación herbácea siga creciendo durante un periodo de tiempo mayor que si estuviera totalmente expuesta a la radiación solar -esto es especialmente apropiado en los extremos más xéricos del área de distribución del *Cytisus*-. Las recuperación entre dos episodios de pastoreo en el mismo año es mayor en el tratamiento podado, que en el desbrozado y quemado.

5.12.5. Efecto de la carga en el control del matorral

Según la carga ganadera el efecto del pastoreo varía, siendo muy efectiva la doble carga en el control del crecimiento de las matas que han sobrevivido y consigue la casi total eliminación de plantas al cabo de cinco años, siendo superior el efecto en en el tratamiento

quemado que en el desbrozado (Tabla 5-36). La doble carga en el tratamiento quemado se ha eliminado el 91% de las matas, por el 81.6% en el desbrozado. El resultado que se consigue con la carga simple no están espectacular y las reducciones al quinto año son del 56.6% de las matas en el tratamiento quemado por el 21.0% en el desbrozado.

La carga recomendada sería intermedia entre estas dos ya que aunque la doble carga consigue efectos drásticos en la eliminación del matorral, se pueden dar problemas de sobrepastoreo -con grandes porcentajes de de suelo descubierto y posibles problemas erosivos que se pueden provocar en la comunidad herbácea-.

5.12.6. Interacción vegetación herbácea | arbustiva

El valor nutritivo se puede definir como «la capacidad de un alimento para cubrir las necesidades alimenticias de los animales» (De Blas *et al.*, 1987). El valor nutritivo de un forraje depende fundamentalmente de tres factores que son: contenido proteico, digestibilidad de la materia orgánica (MO) y la ingestibilidad. Esta última entendida como «cantidad máxima de materia seca que puede ingerir un rumiante». Otros factores que intervienen en el valor nutritivo son macrominerales, oligoelementos, carotenos, etc.

El máximo valor nutritivo en la mayoría de las plantas herbáceas se produce durante su crecimiento vegetativo, en primavera. A medida que avanza el ciclo biológico, el contenido proteico, la digestibilidad y la ingestibilidad disminuye, siendo este efecto más acusado en las gramíneas. Esto se debe a la elevada proporción de carbohidratos estructurales y materiales indigestibles (aumento de la pared celular y ligninas) que provocan una mayor resistencia a la degradación ruminal y una mayor dureza a la masticación. Esto hace más lento el vaciado del rumen y la consecuencia es una menor ingestión. Por lo tanto, el grado de madurez o estado fenológico del pasto es uno de los factores más importantes que van a determinar la apetecibilidad de los alimentos por los ungulados. La máxima apetecibilidad e ingestión se produce cuando su valor nutritivo es máximo y se corresponde con la primavera. Además, ciertas características del pasto de ambientes templados son las que determinan los niveles de ingestión de la hierba por parte de los rumiantes: la altura, la proporción tallos/hojas y la proporción de materia verde/seca.

El comportamiento inquieto de las cabras se corresponde normalmente con una búsqueda incesante de alimento, dado el gran poder de selección de plantas que presenta esta especie; éstas se benefician de su adecuada forma bucal, que las permite llegar a la mayoría de las situaciones (Celada *et al.*, 1989). En la alimentación de las cabras juega un papel fundamental la época estacional, debido a la repercusión que ésta tiene en el estado fenológico de las plantas, correspondiéndose el consumo de hierba con períodos húmedos, mientras que el consumo de matorral y arbustos aumenta en estaciones secas (Malechek y Provenza, 1983; Correal *et al.*, 1986; Gómez Castro *et al.*, 1988/89; Revesado *et al.*, 1993). La menor apetencia de hierba en verano se debe a que, conforme aumenta la madurez de la planta (encontrándose en verano la hierba agostada), su contenido en fibra es más elevado, con el consiguiente descenso de digestibilidad y valor energético; por el contrario, en primavera y otoño la calidad nutritiva del pasto es mejor como consecuencia de los mayores contenidos proteicos y de digestibilidad (Osoro *et al.*, 1994; Rodríguez-Pascual, 1994). La relación hoja/tallos influye de manera especial en el valor nutritivo de la hierba, siendo éste mayor cuanto más elevado sea el cociente, lo que va a determinar un menor tiempo de permanencia en el rumen (conforme aumenta la relación) y una mayor ingesta voluntaria (Chesson y Ørskov, 1984) -la relación es mayor en primavera que en verano y, a su vez, en las leguminosas mayor que en las gramíneas-. Además, la composición química de la hierba

varía según su madurez (macroelementos: N, P, K, C, H, O, Ca, Mg, S; microelementos: Cu, Zn, Mn, Fe, Mo, Bo, Cl) siendo aquella importantísima para el correcto crecimiento de los animales y que éstos no presenten ningún tipo de carencias minerales (Pérez Pinto, 1986; Alonso, 1994). La composición de la dieta seleccionada por los animales en pastoreo determinará en parte su degradación en el rumen y ésta, a su vez, puede condicionar la ingestión de la hierba.

En los matorrales, al igual que en el pastizal, también se producen cambios en su composición química y en su digestibilidad, pero éstos no son tan acusados y generalmente no coinciden en las mismas épocas que en el pasto; por este motivo se produce la complementariedad en su consumo (Alonso, 1994), de manera que los mayores consumos de matorral por los ungulados se dan a medida que avanza el periodo estival, coincidiendo con los peores niveles de calidad de la hierba, por lo que ésta es rehusada.

La teoría general de mayores consumos herbáceos en primavera y de arbustos en verano, se confirma en la parcela podada, aquella en la que las cabras no tienen limitación, aparente, de oferta arbustiva (recubrimientos medios de *Cytisus scoparius*, > 50%). En estas parcelas el consumo medio de brotes de *C. Scoparius* es ligeramente superior en verano (45.29 g/m^2) que en primavera (40.16 g/m^2), y el consumo de hierba en primavera casi triplica al de verano (69.35 por 28.82 g/m^2). Mantecón *et al.*, (1993) y Revesado *et al*., (1993) tampoco han encontrado diferencias de consumo arbustivo con ovejas en comunidades de *Genista florida* conforme avanza el verano, pero si han encontrado diferencias estacionales importantes en el consumo de partes leñosas en otras comunidades de matorral de *Erica arborea* y *Genista occidentalis* (donde existe una mayor selección de rebrotes cuando la disponibilidad del pasto disminuye). Por el contrario, cuando la oferta arbustiva es insuficiente, caso de los tratamientos desbrozado y quemado (recubrimiento de *C. Scoparius* < 20%), el consumo de *C. Scoparius* es mucho mayor en primavera (disminución media del volumen 56.08%), también el promedio de consumo de hierba es más del doble en primavera que en verano (105.76 por 46.97 g/m^2). En estos tratamientos se produce un consumo mayor del matorral en primavera que en verano, resultado que iría en contra de lo esperado; éste se debe a que los tiempos empleados en su alimentación fueron muy diferentes. Así, mientras en primavera han empleado un 45% del tiempo en su alimentación (media de tiempos en los cuatro tratamientos), en verano solamente han empleado el 15% -Tabla 5-45 - (Rebollo, 1995). Al aumentar la temperatura ambiente, los animales concentran su actividad alimentaria en las primeras horas de la mañana así como en las últimas de la tarde y durante la noche, descansando durante el mediodía (Dulphy *et al*., 1980). Para el conjunto de tratamientos el promedio de consumos en primavera es de 93.62 g/m^2 y en verano de 40.36 g/m^2 , lo que implica que la ingestión de hierba en primavera es más del doble que en verano. Por lo tanto, el consumo medio total es de 139.98 g/m^2/año, que estaría dentro de los amplios márgenes dados por McNaughton *et al.* (1989), quienes establecen unos consumos en pastizales de la región templada entre 70 y 700 g/m^2/año.

	Hierba		*Cytisus scoparius*	
	Primavera	Verano	Primavera	Verano
Podado	8.68	1.93	37.41	16.82
Testigo	11.11	2.20	35.57	13.15
Desbrozado	22.01	2.98	14.87	4.14
Quemado	26.08	4.25	10.20	2.98

Tabla 5-45
Porcentaje medio (n = 16) de tiempo dedicado durante el día a la actividad de « comer hierba» o «ramonear matorral de *Cytisus scoparius*» por parte de los ungulados, en primavera y verano, en las distintas parcelas. El tiempo empleado para el resto de recursos alimenticios (*Rubus idaeus, Rosa* spp. y *Quercus pyrenaica*) fue en total inferior al 5%, el resto del tiempo de permanencia de las cabras en las parcelas estuvo dedicado a otras actividades no alimenticias (Rebollo, 1995).

El grado de recuperación de la vegetación herbácea durante el periodo de descanso entre dos pastoreos es diferente, dependiendo en gran medida de los niveles de cobertura arbustiva que presentan las parcelas. Así, en los tratamientos desbrozado y quemado apenas se produce recuperación (incremento medio para los cuatro años de 5.27 g/m^2) y ésta sólo se da cuando las condiciones climáticas son muy favorables (Figura 5-9). En el tratamiento podado se obtiene un incremento medio casi triple al anterior (14.51 g/m^2); además, las oscilaciones durante los distintos años son mucho más suaves (ver Figura 5-9) y, si no se produce incremento, las disminuciones son muy inferiores a las que ocurren en la asociación de los tratamientos anteriores (desbrozado más quemado). Se comprueba el efecto beneficioso que produce el matorral de *Cytisus scoparius* sobre la vegetación herbácea, creando un ambiente óptimo (microclima y humedad) que la permiten seguir creciendo durante más tiempo que si está directamente expuesta a la luz solar durante la época estival, cuando la radiación solar es especialmente intensa, sobre todo en ambientes de clima mediterráneo (Celada *et al*., 1989; Zorita, 1991).

5.13. Conclusiones

Cytisus scoparius

Respuesta de ***Cytisus scoparius*** a la acción combinada de los tratamientos y del pastoreo

Los resultados muestran una supervivencia muy alta de *Cytisus scoparius* tras ser sometida a las perturbaciones experimentales y un buen desarrollo posterior de sus matas, siendo lo que es posible su utilización como planta forrajera.

La poda sobre *Cytisus scoparius* ejerce un efecto de rebrote de rama que mejora significativamente la relación biomasa del año/biomasa total, siendo un método apropiado para la obtención de mayores cantidades de forraje tierno, muy apetecido en determinadas épocas por los ungulados.

La recuperación del volumen de las matas de *Cytisus scoparius* tras los tratamientos desbrozado y quemado es similar en ambos tratamientos, no existiendo diferencias significativas entre ellos.

Control de *Cytisus scoparius*

La reducción del volumen de las matas tras los tratamientos (podado, desbrozado y quemado), facilita al ganado el acceso a la biomasa del conjunto de la planta, con lo que se produce un mayor consumo en las parcelas tratadas que en la testigo.

En ausencia de pastoreo ninguno de los tratamientos efectuados sobre la comunidad de *Cytisus scoparius* (poda, desbroce y quema), resulta suficiente para hacer retroceder la biomasa del matorral. Desde el primer año tiene lugar una potente regeneración vegetativa.

La acción del ganado representa un importante factor de control tanto en el número de matas como en la cobertura de las mismas. El efecto conseguido por dicha acción (ramoneo, pastoreo, alteraciones mecánicas, etc.) depende de la carga ganadera (presión de pastoreo). Los resultados más efectivos se obtienen con la carga doble, ya que al cabo de cinco años el número de matas de *Cytisus scoparius* queda reducido de forma drástica (hasta un 9% en la parcela quemada y un 18% en la desbrozada). La cobertura se ve también muy afectada debido a que las matas que persisten, experimentan una notable merma en su capacidad de ocupación del espacio e incremento de biomasa.

El ramoneo mantenido de forma continua produce una drástica transformación de la cobertura arbustiva, de forma que de una cobertura continua e indiferenciada se pasa a matas individualizadas con un notable aumento de la superficie de ataque por los herbívoros. La magnitud de los cambios en la estructura del matorral (abertura de pasillos, destrucción del matorral) provocados por los herbívoros, van a condicionar la implantación y extensión de la comunidad herbácea. Los efectos positivos conseguidos son mucho mayores en el caso de la parcela podada. Para ella la carga simple resulta ser insuficiente siendo necesaria la doble para mantener un control eficaz que permite el retroceso del matorral (Figura 5-10 y Figura 5.11).

Cuando se utiliza la carga simple de pastoreo (4.5 cabras/Ha) sobre matas podadas de *Cytisus scoparius* (tratamiento podado con carga simple -PS-) la producción de brotes del año que se obtiene casi duplica a la conseguida por las matas que no han recibido tratamiento alguno (testigo con carga simple). Esto no ocurre si se duplica la carga ganadera, ya que el efecto aditivo de la poda más pastoreo supone una perturbación demasiado fuerte para que el matorral se recupere. Si lo que se pretende es mantener un equilibrio en el sistema hay que utilizar una carga intermedia entre las dos experimentadas.

El volumen de la mata de *Cytisus scoparius* es el resultado de la acción de modelado que ejerce el pastoreo continuado -conjunto de las muestras en los distintos años pudiéndose decir que el volumen es inversamente proporcional a la carga; así, cuando la carga es simple, el volumen es algo superior al doble que cuando la carga es doble (24.9 y 10.8 dm^3, para la carga simple y doble, respectivamente).

Preferencias sobre vegetación herbácea o arbustiva

A juzgar por los efectos sobre la biomasa, las preferencias que muestran los ungulados en su alimentación, dependen principalmente de las proporciones entre la vegetación herbácea y arbustiva, así como de la época del año:

- Cuando en las parcelas no existe limitación aparente de oferta arbustiva (recubrimientos medios de *Cytisus scoparius* superiores al 50%) la hierba ha sido el recurso más consumido por las cabras en primavera, mientras que en el verano lo fue la vegetación arbustiva, debido a que en esta estación baja la calidad de la hierba. En estas parcelas el consumo de brotes del año de *Cytisus scoparius* ha sido mayor en verano que en primavera. En el tratamiento podado, el consumo medio de brotes con la carga doble ha sido muy elevada (67%), mientras que con la carga simple se reduce casi a la mitad. No obstante, el consumo medio expresado en términos absolutos que consigue la carga simple resulta ser más del doble que el obtenido con la carga doble (54.30 por 25.43 g/m^2). Resultados algo inferiores de consumo se han obtenido en las parcelas testigo, al existir en ésta suficiente oferta alimenticia, con lo que la dieta se reparte entre los distintos recursos. Por el contrario el consumo de hierba en primavera triplica al de verano.

- Cuando la oferta arbustiva es escasa, caso de los tratamientos desbrozado y quemado (recubrimientos de *Cytisus scoparius* < 20%) la hierba ha sido el recurso más consumido en primavera. En estas parcelas, tanto el consumo de hierba como el de *Cytisus scoparius* ha sido muy superior en primavera que en verano, este ultimo caso las disminuciones que produce el pastoreo en primavera duplican a las conseguidas en verano.

Rubus idaeus, Rosa* spp. y *Quercus pyrenaica

La apetencia que muestran las cabras por las distintas fracciones del año (brotes) en comparación con los tejidos de sostén para las tres especies arbustivas que acompañan, en menor proporción, a *Cytisus scoparius (Rubus, Quercus y Rosa)* es muy superior en el caso de los brotes: en las parcelas con carga doble los agotan casi completamente (consumo medio superior al 80%) y en la carga simple los consumen intensamente (más del 60%.).

Aunque las hojas y brotes de los forrajes arbustivos más escasos (*Rubus, Quercus* y *Rosa)* son prácticamente consumidos en su totalidad, su fácil rebrote les permite mantener en años sucesivos casi todas las matas iniciales.

El efecto de control que ejercen las cabras sobre la estructura arbustiva es determinante, consiguiéndose una mayor reducción de la cobertura de este estrato con las cargas dobles que con las simples; sin embargo en ausencia de pastoreo los arbustos continúan expandiéndose. El control que ejerce el aumento de la carga en la estructura arbustiva también se observa cuando se analizan cada especie por separado, de tal modo que, las coberturas de *Cytisus scoparius, Rubus idaeus, Quercus pyrenaica y Rosa* spp. son, en general, muy inferiores en las parcelas con carga doble que en las de carga simple y éstas a su vez inferiores que el control (ausencia de pastoreo).

Vegetación herbácea

En las parcelas con carga simple de los tratamientos desbrozado y quemado (DS y QS) la producción herbácea, tanto en primavera como en verano, es sensiblemente superior a la de las parcelas con carga doble (Tabla 5-38). Este efecto negativo del exceso de carga ganadera sobre la producción herbácea es doble: por una parte el pisoteo produce una destrucción directa de biomasa y puede desencadenar procesos de erosión, y por otra el mayor consumo de hierba dificulta la recuperación de la biomasa perdida. Por el contrario en el tratamiento podado, el efecto de la carga es bien distinto. La expansión del pasto está limitada por las condiciones de sombra que generan los arbustos; así, cualquier tratamiento que reduzca la cobertura arbustiva facilitará la iluminación del estrato herbáceo y favorecerá su desarrollo. Dado que la carga doble reduce más que la simple la cobertura de arbustos encontramos que al contrario de lo que ocurría en los tratamientos anteriores, produce un efecto beneficioso en el pasto.

Cuando las condiciones climáticas son favorables (especialmente cuando hay abundante precipitación) tiene lugar una recuperación de la biomasa herbácea entre los dos episodios de pastoreo efectuados en el mismo año (principios de junio y finales de julio). Dicho proceso se ve alterado por los tratamientos, siendo más importante en la parcelas podadas y prácticamente ausente en las desbrozadas y quemadas. Podemos afirmar, por tanto, que el matorral de *Cytisus scoparius* produce un efecto positivo de amortiguación de las condiciones climáticas sobre la vegetación herbácea, creando un ambiente favorable, que le permite mantener la producción herbácea durante más tiempo que si estuviese directamente expuesta a la luz solar durante la época estival, en ambientes de insolación intensa, como es el caso del clima de tipo mediterráneo en la zona de estudiada.

Por lo tanto, se aconseja el tratamiento podado, cuando las coberturas de *Cytisus scoparius,* no son totales (< 80%), con lo que se consigue una serie de efectos beneficiosos que se pueden resumir en:

a) mayor proporción de brotes/biomasa total que con la planta normal (sin tratar)

b) mayor accesibilidad por parte de los ungulados a todos los lugares de la mata

c) aumento considerable de la vegetación herbácea

d) retraso en el estado fenológico de la hierba. Se proporciona un microclima que tiene una mayor humedad a nivel del suelo, lo que permite que la vegetación herbácea siga creciendo durante un periodo de tiempo mayor que si estuviera totalmente expuesta a la radiación solar -esto es especialmente apropiado en los extremos más xéricos del área de distribución del *Cytisus*-. Las recuperación entre dos episodios de pastoreo en el mismo año es mayor en el tratamiento podado, que en el desbrozado y quemado.

En los tratamientos desbrozado y quemado, las extracciones periódicas de biomasa que efectúan las cabras en las matas rebrotadas retrasan la diferenciación y formación del tejido de sostén, con lo que estas matas presentan un predominio de biomasa verde aún a los cinco años de haber realizado el tratamiento. Si no se hubiera producido la acción de control por parte de los herbívoros, la diferenciación de ramas alargadas y la reducción de su número tendría lugar al cuarto o quinto año, como ha sucedido en las matas que no han sufrido pastoreo de las parcelas «control» en dichos tratamientos.

A juzgar por los efectos sobre la biomasa, las preferencias que muestran los ungulados en su alimentación, dependen principalmente de las proporciones entre la vegetación herbácea y arbustiva, así como de la época del año:

- Cuando en las parcelas no existe limitación aparente de oferta arbustiva (recubrimientos medios de *Cytisus scoparius* superiores al 50%) la hierba ha sido el recurso más consumido por las cabras en primavera, mientras que en el verano lo fue la vegetación arbustiva. En estas parcelas el consumo de *Cytisus scoparius* en verano es ligeramente superior al de primavera, por el contrario el consumo de hierba en primavera triplica al de verano.

- Cuando la oferta arbustiva es escasa, caso de los tratamientos desbrozado y quemado (recubrimientos de *Cytisus scoparius* < 20%) la hierba ha sido el recurso más consumido en primavera. En estas parcelas, tanto el consumo de *Cytisus scoparius* como el hierba ha sido muy superior en primavera que en verano.

El pastoreo, con carga simple, da lugar a mayor cantidad de biomasa herbácea acumulada en los tratamientos desbrozado y quemado, mientras que en el podado es la carga doble la que favorece a este tipo de vegetación. O Así: En las parcelas con carga simple de los tratamientos desbrozado y quemado (DS y QS) la producción herbácea, tanto en primavera como en verano, es sensiblemente superior a la de las parcelas con carga doble (Tabla 5-38). Este efecto negativo del exceso de carga ganadera sobre la producción herbácea es doble: por una parte el pisoteo produce una destrucción directa de biomasa y puede desencadenar procesos de erosión, y por otra el mayor consumo de hierba dificulta la recuperación de la biomasa perdida.

El grado de recuperación de la vegetación herbácea durante el periodo de comprendido entre dos episodios de pastoreo en el mismo año (unas siete semanas) es diferente según los niveles de cobertura arbustiva que presentan las parcelas. Así, en los tratamientos desbrozado y quemado apenas se produce recuperación y únicamente tiene lugar cuando las condiciones climáticas, sobre todo las pluviométricas, son muy favorables. En el tratamiento podado, cuando existe incremento de biomasa herbácea, favorecida por la precipitación, éste triplica a los conseguidos por los tratamientos desbrozado y quemado. Cuando no existe incremento la disminución que se produce, en el tratamiento podado, es muy inferior a las observadas en los tratamientos antes mencionados. Podemos afirmar, por tanto, que el matorral de *Cytisus scoparius* produce un efecto positivo de amortiguación de

las condiciones climáticas sobre la vegetación herbácea, creando un ambiente favorable, que le permite mantener la producción herbácea durante más tiempo que si estuviese directamente expuesta a la luz solar durante la época estival, en ambientes de insolación intensa, como es el caso del clima de tipo mediterráneo en la zona de estudiada.

El ramoneo mantenido de forma continua produce una drástica transformación de la cobertura arbustiva, de forma que de una cobertura continua e indiferenciada se pasa a matas individualizadas con un notable aumento de la superficie disponible. La magnitud de los cambios en la estructura del matorral (abertura de pasillos, destrucción del matorral) provocados por los herbívoros, van a condicionar la implantación y extensión de la comunidad herbácea.

La poda sobre *Cytisus scoparius* ejerce un efecto de rebrote de rama que mejora significativamente la relación biomasa del año/biomasa total, siendo un método apropiado para la obtención de mayores cantidades de forraje tierno, muy apetecido en determinadas épocas por los ungulados.

Cuando se realiza un pastoreo insuficiente sobre matas podadas de *Cytisus scoparius* (tratamiento podado con carga simple -PS-) la producción de brotes del año que se obtiene casi duplica a la conseguida por las matas que no han recibido tratamiento alguno (testigo con carga simple).

La apetencia que muestran las cabras por las distintas fracciones del año (brotes) en comparación con los tejidos de sostén para las tres especies arbustivas que acompañan, en menor proporción, a *Cytisus scoparius* (*Rubus*, *Quercus* y *Rosa*) es muy superior en el caso de los brotes: en las parcelas con carga doble los agotan casi completamente (consumo medio superior al 80%) y en la carga simple los consumen intensamente (más del 60%.).

Aunque las hojas y brotes de los forrajes arbustivos más escasos (*Rubus*, *Quercus* y *Rosa*) son prácticamente consumidos en su totalidad, su fácil rebrote les permite mantener en años sucesivos casi todas las matas iniciales.

El efecto de control que ejercen las cabras sobre la estructura arbustiva es determinante, consiguiéndose, en general, las menores coberturas de vegetación arbustiva con las cargas dobles, seguido de las simples; por el contrario su abundancia es mayor en ausencia de pastoreo. El control que ejerce el aumento de la carga en la estructura arbustiva también se observa cuando se analizan cada cada especie por separado, de tal modo que, las coberturas de *Cytisus scoparius*, *Rubus idaeus*, *Quercus pyrenaica* y *Rosa* spp. son, en general, muy inferiores en las parcelas con carga doble que en las de carga simple y éstas a su vez inferiores que el control (ausencia de pastoreo).

En ausencia de pastoreo ninguno de los tratamientos efectuados sobre la comunidad de *Cytisus scoparius* (poda, desbroce y quema), resulta suficiente para la eliminación o disminución de la biomasa del matorral. Desde el primer año tiene lugar una potente regeneración vegetativa.

La acción del ganado representa un importante factor de control tanto en el número de matas como en la cobertura de las mismas. El efecto conseguido por dicha acción (ramoneo, pastoreo, alteraciones mecánicas, etc.) depende de la carga ganadera (presión de pastoreo). Los resultados más efectivos se obtienen con la carga doble, ya que al cabo de cinco años el número de matas de *Cytisus scoparius* queda reducido de forma drástica (hasta un 9% en la parcela quemada y un 18% en la desbrozada). La cobertura se ve también muy afectada debido a que las matas que persisten, experimentan una notable merma en su capacidad de ocupación del espacio e incremento de biomasa.

Cuando la acción de los herbívoros ramoneadores se produce sobre parcelas en las que el matorral se mantiene con porte y cobertura elevados -podado y testigo-, los efectos

conseguidos sobre el matorral son muy superiores en el caso de las parcelas podadas en comparación con la testigo. La carga simple, en el tratamiento podado resulta insuficiente para el control del matorral siendo necesaria la doble para provocar su retroceso. Consideramos por tanto que con una carga intermedia, con la ayuda de una poda inicial sobre la biomasa de *Cytisus scoparius,* sería la idónea para mantener, un sistema abierto y productivo de matorral-pasto, situación que consideramos como la alternativa más recomendable desde el punto de vista de la conservación y el uso sostenible de los recursos, en el sistema silvo-pastoral estudiado.

El consumo de brotes del año de *Cytisus scoparius* en los tratamientos que han respetado la biomasa aérea (podado y testigo) ha sido mayor en verano que en primavera. En el tratamiento podado, el consumo medio de brotes con la carga doble ha sido muy elevada (67%), mientras que con la carga simple se reduce casi a la mitad. No obstante, el consumo medio expresado en términos absolutos que consigue la carga simple resulta ser más del doble que el obtenido con la carga doble (54.30 por 25.43 g/m^2). Resultados algo inferiores de consumo se han obtenido en las parcelas testigo, al existir en esta suficiente oferta alimenticia con lo que la dieta se reparte entre los distintos recursos.

La recuperación del volumen de las matas de *Cytisus scoparius* tras los tratamientos desbrozado y quemado es similar en ambos tratamientos, no existiendo diferencias significativos entre ellos. Las mayores disminuciones de volumen que consigue el pastoreo se producen en primavera, duplicando estas a las conseguidas en verano.

El volumen de la mata de *Cytisus scoparius* es el resultado de la acción de modelado que ejerce el pastoreo continuado -conjunto de las muestras en los distintos años- pudiéndose decir que el volumen es inversamente proporcional a la carga; así, cuando la carga es simple, el volumen es algo superior al doble que cuando la carga es doble (24.9 y 10.8 dm^3, para la carga simple y doble, respectivamente).

BIBLIOTECA VIRTUAL MIGUEL DE CERVANTES

Capítulo 6: Respuesta de la comunidad de matorral-pasto a la acción de los herbívoros

6.1. Introducción

El estudio de la evolución de la comunidad de matorral cuando es sometida a la acción de los herbívoros, se llevó a cabo en parcelas cercadas que permitían controlar la carga de animales, la duración del periodo de pastoreo y las épocas del año en que se produce su interacción con la vegetación. La experiencia se planteó de manera que la actuación de los animales -en este caso un hato de cabras-, fuese intensa y concentrada en periodos cortos de tiempo. Las parcelas fueron pastadas/ramoneadas por las cabras durante dos períodos de dos días al año, de esta forma la estructura de la vegetación podría ser estudiada antes y después del «impacto» y valorar así las diferencias entre parcelas, sus posibilidades de recuperación y las distintas vías por las que ésta tiene lugar. Esta forma de plantear el estudio de la interacción vegetación-ganado, no tendría sentido si la experiencia fuese única y aislada, es decir representase la única fuente de información sobre el sistema analizado. Su validez y representatividad debe ser juzgada teniendo en cuenta el resto de las aproximaciones complementarias que se efectuaron sobre el sistema ganadero de la montaña de León, dos de las cuales forman también parte de los objetivos de esta tesis doctoral: la influencia del abandono del pastoreo sobre una comunidad herbácea bien establecida y la evolución de la vegetación y de los usos del suelo, a escala de paisaje, en la comarca donde se localiza la experiencia de evolución del matorral sometido a la acción de los herbívoros. Otros estudios complementarios realizados en el mismo territorio analizan la interacción vegetación-herbívoros mediante el seguimiento de rebaños, valorando sus conductas elementales en función de las características del hábitat (Rebollo, 1995).

El planteamiento de la experiencia que ahora se analiza, en parcelas cercadas en las que el matorral era sometido a distintos tratamientos previos, respondía a un doble condicionante:

- Por una parte concentrar el esfuerzo de muestreo en periodos cortos -antes y después de la acción de las cabras-, que permitieran apreciar dos situaciones (antes y después) de la comunidad vegetal, cuando es sometida a un impacto puntual -concentrado en el tiempo-. Esto no podría haberse realizado con un planteamiento de pastoreo libre en parcelas más extensas y con la acción permanente del ganado.
- Por otra, disponer de un dispositivo experimental de cierta complejidad, que nos permitiese valorar la acción conjunta sobre la evolución de la comunidad vegetal, del tratamiento previo del matorral y de la carga de herbívoros -densidades simple y doble-.

La experiencia se asemeja y está inspirada en la práctica del redileo, tradicional en la zona de estudio, aunque no se realice en la actualidad (Galindo, 1949; Millán, 1966) y que consistía en cercados móviles que se iban desplazando a distintas zonas del monte para concentrar en ellas el efecto fertilizante y de control sobre el matorral por parte del rebaño de ovejas y cabras que eran recogidos por la noche en el cercado.

En nuestro caso dicho efecto se complementó con las actuaciones previas de desbroce a ras de suelo del matorral, poda del matorral a media altura y quema controlada. Otra parcela permanecía inalterada como testigo siendo sometida al pastoreo sin ningún tipo de intervención previa, únicamente el cercado para evitar otras interacciones no controladas.

Por la complejidad del planteamiento experimental -en particular las dificultades que supone el poder disponer de un rebaño de cabras situado en zona de montaña, alejada del centro de investigación, y unas parcelas de experimentación permanentes- no fue posible

hacer duplicaciones. Ello hubiera rebasado los límites de lo razonable para una tesis doctoral, por lo tanto somos conscientes de que los resultados que se exponen en este capítulo tienen un carácter exploratorio. Este carácter -que por otra parte es común a muchos trabajos en Ecología, precisamente por la dificultad de realizar y aún menos duplicar determinados experimentos a gran escala-, no disminuye el interés de los resultados, pues suministra numerosos «indicios» sobre procesos ecológicos que pueden después ser comprobados con experimentos planteados al efecto, una vez elaborados los modelos e hipótesis sobre el funcionamiento del sistema estudiado.

6.1.1. Secuencia analítica

Para estudiar los cambios producidos en la comunidad herbácea, el procedimiento analítico fue el siguiente:

- Caracterización de los cambios en la composición florística de las parcelas. Para ello se realizó una clasificación de la muestras medias de cada parcela, en los distintos muestreos (media de cuatro cuadrados elementales, dos para las no pastadas), en función de la abundancia de las especies. Los tipos de composición específica obtenidos tienen carácter de «facies evolutivas de la comunidad vegetal», pues son el resultado de cambios temporales en la composición de la comunidad inicial inducidos por los factores de control (herbívoros, cercado, perturbaciones iniciales).
- Ordenación en un plano factorial de las muestras medias de las parcelas. Análisis de las tendencias de evolución temporal de la comunidad herbácea.
- Análisis del significado de los tipos de facies evolutivas mediante su relación con los factores que intervienen en el planteamiento experimental -factores de variación-. La relación se analiza mediante índices de frecuencia corregida y a través de la ordenación en un plano factorial, obtenido mediante AFC (análisis factorial de correspondencias, ver Capítulo 2), de las especies y los factores considerados como fuentes de variación.
- Comportamiento ecológico de las especies como respuesta a las variables ambientales.
- Análisis de la diversidad de especies como indicador de estructura y complejidad de las facies evolutivas de la comunidad.

6.2. Evolución de la comunidad herbácea. Cambios en la composición específica como respuesta al pastoreo

En cada parcela experimental se tomaron muestras de la comunidad herbácea, en cuadrados elementales de 50 x 50 cm, equidistantes y alineados según la longitud mayor de la parcela. La abundancia de las especies se estimó mediante clases de cobertura de la biomasa aérea. En los cuadrados elementales, se estimaban las abundancias de las especies y las distintas variables indicativas de característica físicas (biotopo).

Clasificación de las parcelas según la abundancia de las especies

La clasificación de las parcelas según las medias de abundancia de las especies, se realiza mediante análisis TWINSPAN, este análisis presenta la ventaja de aportar una tabla ordenada de datos de cobertura media que facilita la interpretación de los resultados. La caracterización de las muestras de las parcelas según su composición florística se realiza con un criterio de «fidelidad» es decir distinguiendo aquellos grupos de especies que son mas representativas o «exclusivas» de los tipos de composición diferenciados y que en consecuencia pueden servir para caracterizarlos.

A efectos de este trabajo, en el que se analizan cambios que ocurren en un periodo de tres años, los tipos de comunidad que pueden diferenciarse, y cuya relación con la intensidad de pastoreo y con el tratamiento inicial que se analiza, reciben el nombre de facies evolutivas de la comunidad. Esta denominación reconoce que se trata de una misma comunidad que al ser sometida a un distinto tipo de gestión (pastoreo/tratamiento) experimenta cambios en la abundancia de algunas especies capaces de responder de forma rápida a las modificaciones del ambiente, mientras que otras, que representan la mayor proporción en términos de biomasa, permanecen más o menos constantes en el conjunto de las parcelas (por ejemplo el caso de *Agrostis capillaris* y *Dactylis glomerata).* Determinados componentes de la comunidad se transforman o evolucionan bajo presión de pastoreo y presentan aspectos -facies- diferentes.

La caracterización de comunidades en el presente trabajo se hace asumiendo la idea básica de que la vegetación puede ser clasificada teniendo en cuenta grupos de especies diferenciales, con un elevado grado de preferencia o «fidelidad» (ver Barkman 1989) por aparecer en un conjunto de muestras determinado. La designación de una especie como diferencial de un tipo de facies evolutiva sólo tiene valor dentro de los límites y condiciones particulares del estudio, ya que su diseño no se ajusta a una finalidad sintaxonómica, en el sentido de la escuela de Braun-Blanquet. Los grados de diferenciación considerados para las especies están inspirados en las tipologías establecidas por Braun y Furrer (1913) y Szafer y Paulowski (1927) -ambos trabajos citados por Barkmnan (1989)- y Whittaker (1962). Según estos trabajos, las especies características se ordenan dentro de unas categorías establecidas con fines operativos, en función de la repartición de sus presencias en el muestreo: especies diferenciales están presentes en uno o en pocos grupos y en ellos su presencia tiene lugar entre el 80-100% de los inventarios que los componen. Especies preferenciales están presentes en el 58-80% de los inventarios del grupo. Especies generalistas cuando estando presentes en casi todos los inventarios se concentran con mayor abundancia en los inventarios del grupo.

En este trabajo se ha utilizado la clasificación TWINSPAN, y como criterio de afinidad el índice de frecuencia corregida (FC) (ver Capítulo 2) y la significación estadística propuesta por Gauthier *et al.* (1978) para el mismo. Las especies más relacionadas con los grupos serían aquellas que presentan valores altos positivos y significativos de FC, las relacionadas a un segundo nivel serían las que presentan valores altos de FC (superiores a 2,5) aunque no necesariamente significativos, ambas serían especies cuya relación puede interpretarse de forma similar a las diferenciales.

6.2.1. Caracterización de las facies evolutivas de la comunidad herbácea

Con el fin de ganar claridad en la interpretación de los análisis multivariantes, sólo se han considerado las especies que están presentes en al menos 4 inventarios -parcelas-, resultando 63 especies de un total de 93 aparecidas en el muestreo.

Composición específica

Los inventarios de cobertura media procedentes de las parcelas fueron clasificadas mediante análisis TWINSPAN. En la tabla de la Figura 6-1 se presentan los resultados de este análisis, diferenciándose cinco grupos de inventarios. Para denominarlos se adopta una notación numérica de izquierda a derecha de la tabla. A su vez la tabla de la Figura 10-54 del Anexo IV recoge la relación de las especies con los distintos grupos o conjuntos de la tabla de clasificación. El resultado de este análisis aparece simplificado en forma de dendrograma de clasificación con algunas características sintéticas de los grupos (Figura 6-2 -). Para los

distintos grupos obtenidos se han calculado los valores medios de riqueza, diversidad y producción. La relación entre estos dos últimos aparece también representados gráficamente en la Figura 6-2 (a, b y c).

Como puede apreciarse, algunas especies son muy frecuentes en la comunidad estudiada, representando el mayor volumen en términos de biomasa y cobertura herbácea, y constituyendo el fondo florístico común del conjunto de las parcelas inicialmente homogéneas. Entre ellas destaca *Agrostis capillaris*, que en términos de presencia en las parcelas no presenta preferencia ninguna de ellas o grupos de las mismas, estando presente casi en la totalidad de las muestras. De forma similar se comportan *Dactylis glomerata* y *Vulpia* spp. El resto de las especies sí presentan diferencias más o menos marcadas o significativas en su distribución. Sirven, por tanto, para caracterizar las facies evolutivas de la comunidad como respuesta a los factores de control -fuentes de variación- del experimento.

La primera división se establece entre los racimos o conjuntos formados por los tipos 1-2-3 por una parte y los 4-5 por otra. El primero se caracteriza por la presencia exclusiva y significación estadística de las especies *Trifolium glomeratum*, *Trifolium* gr. *campestre*, *Ornithopus compressus*, *Hypochoeris radicata*, entre otras; frente al segundo caracterizado por *Thapsia villosa*, *Conopodium bourguaei*, *Plantago lanceolata*. Las primeras son principalmente leguminosas de pastizales anuales sobre suelos pobres en bases, las segundas son especies más relacionadas con ambiente de matorral con abundante materia orgánica en el suelo, en particular las umbelíferas de elevado porte (*Thapsia villosa*) muy sensibles a la acción del ganado, que reduciría su presencia.

Dentro del primer conjunto la diferenciación puede sintetizarse con los siguientes rasgos:

En el grupo 1 caracterizado por *Tuberaria guttata*, *Logfia minima*, *Ornithopus perpusillus*, *Galium parisiense*, *Cynosurus echinatus*, destaca la ausencia entre las características de leguminosas y plantas de algún interés pascícola. Todas las especies mencionadas son anuales de pequeño porte, propias de etapas muy degradadas, erosionadas, con textura arenosa, empobrecida por explotación, dentro del grupo de pastizales anuales oligotrofos. Sería por tanto una facies pobre y degradada, quizás debido a la alteración del suelo por sobrepastoreo.

En la facies 2, la presencia entre las especies características de *Poa bulbosa*, *Trifolium* gr. *campestre*, (también *Trifolium subterraneum* aunque no se destaca en la Figura 6-2 por no ser significativa), indica ya una mejora en cuanto a composición. Estas plantas, al igual que las especies con roseta basal *Hieracium pilosella* e *Hypochoeris radicata* indicarían una cierta adaptación al pastoreo. Se trata por tanto de una composición que refleja cierto interés pascícola, aunque en situación pobre, con carencia de nutrientes y con predomino de anuales. La presencia de las nitrófilas como *Geranium molle*, *Rumex acetosa*, nos indica también la influencia directa de la fertilización por el ganado sobre esta facies. Al ser comparadas con las facies 3, las facies 2 y 1, que forman por su parte un racimo (cluster) diferenciado, se caracterizan por el predominio de especies anuales.

La facies 3 representa una evolución -aún poco marcada por la escasa duración del experimento- hacia un pastizal de herbáceas perennes, el que correspondería al ambiente bioclimático donde se localizan las parcelas. Destacamos la presencia de *Lotus corniculatus* -planta de frecuencia media en el conjunto de las parcelas y por tanto con gran capacidad informativa-, *Petrorhagia nanteuillii*, *Herniaria glabra*, *Jasione montana*. Indicarían la situación más próxima a un pastizal bien establecido, con predominio de herbáceas perennes.

Las diferencias entre 4 y 5, ambas relacionadas con la presencia de matorral, se deben a su distinto significado en cuanto a su relación con el pastoreo. En el tipo 4 aparecenalgunas

especies de «prados» como *Trisetum flavescens*, *Campanula rapunculus*, *Taraxacum* gr. *Officinale* y en menor medida *Arrhenatherum elatius*, son especies que suelen aparecer en la orla de sombra del matorral, protegidas de la acción directa del ganado pero favorecidas por su efecto fertilizante. El grupo 5 indica por el contrario características más claras de ambiente de matorral, hojarasca en el suelo, pastoreo no intenso.

Significado de facies evolutivas en relación con los factores considerados como fuentes de variación en la experiencia

En la Tabla 6-1 se presenta la relación, estimada mediante frecuencia corregidas (FC), de los tipos de facies evolutivas con los distintos estados o situaciones con que se presentan los factores de referencia -fuentes de variación-.

FUENTES DE VARIACIÓN		GRUPOS				
		1	2	3	4	5
TRATAMENTOS	Podado	.00(o)	.12(---)	1.14( )	2.45(+)	2.29(++)
	Desbrozado	.00(o)	1.37( )	1.52( )	.00(o)	.57( )
	Quemado	3.33(o)	1.59(+)	.22(-)	.48( )	.00(o)
CARGA	Control	.00(o)	1.49( )	.00(o)	.61( )	2.14( )
	Simple	.00(o)	1.59(++)	.17(--)	2.24(+)	.52( )
	Doble	2.61(o)	.11(---)	2.43(+++)	.00(o)	.78( )
EPOCA	Primavera	.80( )	.96( )	.80( )	.57( )	1.80(+)
	Verano	1.20( )	1.04( )	1.20( )	1.43( )	.20(-)
MOMENTO	Control	.00(o)	1.49( )	.00(o)	.61( )	2.14( )
	Antes	1.57( )	.79( )	1.22( )	1.12( )	.78( )
	Después	1.04( )	.91( )	1.39( )	1.12( )	.52( )
AÑO	Año 1	.00(o)	.87( )	.53( )	.00(o)	3.20(+++)
	Año 2	1.60( )	1.22( )	1.07( )	.57( )	.40( )
	Año 3	1.20( )	.96( )	1.20( )	1.71( )	.20(-)

Tabla 6-1
Relación -mediante Frecuencias Corregidas e indíce de significación- entre los tipos de facies evolutivas de la comunidad vegetal y los estados en que se presentan las fuentes de variación consideradas.

Al considerar el factor «tratamiento», vemos cómo el podado tiene relación positiva con los tipos 3, 4 y 5, pero especialmente elevada y significativa con los 4 y 5. Muestra también rechazo significativo por el tipo 2. El desbrozado concentra su relación, aunque no alcanza valores significativos, con los tipos 2 y 3, mientras que el quemado se relaciona especialmente con los 1 y 2 (significativamente con este último) y rechaza el resto.

Respecto al factor carga, se aprecia una relación positiva significativa de la carga doble con la facies 3 y rechazo también significativo respecto a la facies 2. De forma no significativa, se relaciona positivamente con la 1 y rechaza el resto (4 y 5). La carga simple mantiene relación positiva significativa con los tipos de facies 2 y 4, rechazando el resto. La ausencia de pastoreo no aporta valores significativos y únicamente relaciones positivas con los 2 y 5.

Para el factor año de muestreo se consideran tres situaciones para las que valores crecientes o decrecientes de la FC indicarían que la sucesión, en este caso bajo efecto de los herbívoros, favorece o perjudica la implantación de un determinado tipo de facies, que en última instancia terminarían por provocar cambios definitivos en la composición y daría lugar a un nuevo tipo de comunidad.

Dos tipos de facies, la 3 y la 4, se ven favorecidas por la sucesión. Otra, la 5, se ve clara y significativamente perjudicada, mientras que las 1 y 2 -por otra parte bastante próximas en cuanto a su significado- no expresan una tendencia marcada, lo que podría interpretarse como estabilidad o indiferencia frente al cambio.

Los dos restantes factores de variación, época del año y momento del muestreo respecto a la intervención de las cabras, no parecen presentar una influencia marcada respecto a la composición. Hay que tener en cuenta que las especies están interviniendo en este análisis sólo por su presencia en las parcelas, no por su abundancia, parámetro éste que sí se vería afectado por los factores época del año y momento de pastoreo. La única relación significativa que se aprecia es la de la época de primavera con la facies 5, así como el rechazo de ésta por el muestreo de verano. De este conjunto de resultados se deduce lo siguiente:

Las facies 3, 2 y 4, se ven favorecidas por la acción de los herbívoros, la primera por cargas dobles, las 2 y 4 por cargas simples. Las facies 3 aparece tanto en los tratamientos desbrozado como podado, rechazando claramente el quemado. Frente a éstas, la comunidad 2 aparece con preferencia en el quemado y rechaza el podado, y la 4 aparece en el podado.

Las facies 3 y 4 representan situaciones alternativas de evolución de los pastos: la 3 en las parcelas podadas y desbrozadas con carga doble y la 4 en la podada con carga simple. Esta comunidad indicaría que el pastoreo simple en el podado es insuficiente para modificar la expansión de matorral en la parcela y la vegetación herbácea a él asociada, -que se mantiene protegida por las especies arbustivas-.

El tratamiento quemado favorece pastos pobres constituidos por especies anuales, facies 1 y 2, con peligro de sobreexplotación y erosión por pisoteo -facies 1- cuando la carga es intensa. La facies 2, que también aparece en menor medida en el desbrozado, representa el pasto de calidad para el tratamiento quemado, sin embargo, por manifestar una respuesta negativa en la carga doble e indiferente al año de observación, puede deducirse que su evolución y persistencia estarán muy condicionadas por la gestión ganadera posterior. Es una facies frágil, sensible al tratamiento, pero que puede llegar a tener considerable interés productivo.

El hecho de que la comunidad 1 (del tratamiento quemado y carga doble) responda positivamente al año de experimentación, aunque no de forma significativa (valores altos de FC), indica una tendencia al incremento de las situaciones degradadas, como consecuencia de una excesiva presencia de pastoreo. La facies 5 está relacionada con situaciones tempranas, con escasa alteración (primavera, año 1, no pastoreo) siendo muy sensible a la carga y al tiempo de experimentación. Su desaparición nos indicaría el retroceso de la comunidad arbustiva, como consecuencia del pastoreo.

6.2.2. Ordenación de inventarios de las parcelas según su composición específica

En la Figura 6-3 se presenta el plano de ordenación, obtenido mediante Análisis Factorial de Correspondencias, de las matrices de especies x parcelas. Las especies consideradas son las mismas que han intervenido en el análisis de clasificación (TWINSPAN) según su cobertura media. Las especies que más contribuyen a la formación de los ejes se presenta en la Tabla 6-2.

Eje I			
(+)		(-)	
Trifolium glomeratum	8.94	*Carex* gr. *muricata*	9.15
Vicia hirsuta	4.01	*Fumaria officinalis*	8.69
Achillea millefolium	3.57	*Vulpia* spp.	6.20
Hieracium pilosella	2.81	*Conopodium bourgaei*	4.30
Rumex acetosa	2.80	*Plantago lanceolata*	3.40
Cynosurus echinatus	2.77	*Hypericum linarifolium*	3.19
Trifolium campestre	2.59		
Eje II			
(+)		(-)	
Vulpia spp.	8.81	*Hieracium pilosella*	8.97
Herniaria glabra	4.54	*Lens nigricans*	5.71
Jasione montana	4.08	*Conopodium bourgaei*	4.99
Hypericum linarifolium	3.75	*Filago pyramidata*	4.48
Teucrium scorodonia	2.77	*Plantago lanceolata*	4.16
Lotus corniculatus	2.67	*Trisetum flavescens*	3.75
Rumex acetosella	2.40		

Tabla 6-2
Especies con mayor contribución absoluta a los ejes I y II del AFC. (Figuras 6-3 y 6-4).

Las áreas sombreadas en la Figura 6-3 a, reúnen las parcelas pertenecientes a un mismo tratamiento. El primer eje separa los inventarios de acuerdo al tratamiento. La mayor oposición se produce entre las parcelas del tratamiento quemado frente al podado. Las parcelas del tratamiento desbrozado ocupan una posición intermedia entre las anteriores. En la Figura Figura 6-3 b se refleja el resultado de la ordenación anterior pero cada inventario está representado por el número correspondiente al tipo de facies a la que pertenece, según el análisis de clasificación. A su vez los inventarios de cada tipo de facies están agrupados por superficies sombreadas. La superposición de los recintos representados en las Figura 6-3 a y Figura 6-3 b -ver Figura 6-3 c-, nos indica de forma clara la relación entre grupos y tratamientos, lo que viene a ilustrar los comentarios realizados a partir de la Tabla de coincidencias valorada mediante la FC (Tabla 6-2).

Cambios temporales en la composición específica (facies evolutivas) en las parcelas analizadas

Las Figura 6-4 **a),** Figura 6-4 **b)** y Figura 6-4 **c),** representan los cambios observados en cada tipo de parcela. En todas ellas el segundo eje recoge las diferencias entre las parcelas sometidas a distinta densidad de cabras -factor carga-. Las cargas simple y doble -ésta hacia el extremo positivo- ocupan posiciones separadas y el control ocupa una posición menos definida.

La Figura Figura 6-4 a, corresponde al tratamiento podado. Puede apreciarse la posición separada de las parcelas con carga doble respecto a la carga simple y al control. Los cambios en la comunidad herbácea con carga doble tiene márgenes de variación más estrechos y la comunidad se mantiene con pocos cambios aparentes. Es como si el intenso pastoreo mantuviera a la comunidad con características bastante fijas, evolucionando de la facies 5 hacia la 3, ya al segundo año. El comportamiento del «control» y la «carga simple» son más parecidos entre sí y presentan amplios márgenes de variación, mostrando que la comunidad herbácea no está todavía estabilizada y avanza hacia condiciones de mayor cobertura de matorral (de la 5 a la 4). La presión de la carga simple no parece suficiente para contener el desarrollo del matorral, y la parcela mantiene características relacionadas con la vegetación arbustiva. Por el contrario la carga doble sí es capaz de controlar el avance del matorral e incluso produce la desaparición de algunas matas, manteniendo así a la comunidad

herbácea con escasas variaciones en la composición y cobertura de las especies como puede apreciarse por su proximidad en el plano factorial (ver Figura 6-4 a).

En la Figura 6-4 b se representan los cambios en las parcelas desbrozadas. El matorral experimenta una lenta recuperación en las parcelas control y las cabras aprovechan su rebrote incluso en las parcelas con cargas simples. Esto explicaría las relativas pocas diferencias observadas entre las parcelas control, la simple y la carga doble, así como las pequeñas oscilaciones que experimenta la comunidad herbácea durante estos tres primeros años tras el tratamiento del matorral.

En esta parcela la evolución se concentra en la facies 3, en el caso de la carga doble, y evoluciona hacia la 2, en el caso de la simple. Ambas secuencias son acompasadas, sin mostrar cambios y manteniéndose dentro de un margen de variación bastante bien definido -principalmente en el cuadrante positivo de los ejes I y II-. Por otra parte la composición específica de ambas cargas no es muy divergente a juzgar por su situación en el plano. Las situaciones de madurez están representadas por la facies 3 para la carga doble y la 2 para la simple. Parece tratarse de un tipo de tratamiento adecuado que conduce a situaciones de interés ganadero, por aparecer las dos facies que, a juzgar por las especies, poseen mayor interés pascícola.

Al contrario de lo que sucede en los tratamientos anteriores, los inventarios correspondientes al tratamiento quemado se separan según intensidad de carga (Figura 6-4 c). La carga doble evoluciona hacia la facies 1, por lo que puede deducirse que resulta un impacto excesivo y provocaría degradación de la comunidad y erosión al suceder dicha carga después del fuego, mientras por el contrario que la carga simple se dirige hacia la comunidad 2, de forma errática, con características peor definidas que las muestras de esta comunidad que pertenecen a la parcela desbrozada. Una de las muestras –la del último año- incluso pertenece ya al tipo 4, lo que indicaría un control insuficiente acompañado de aumento del matorral. Puede deducirse que la carga simple tampoco produce tras el quemado una comunidad estable. La situación de transición, exceso de nutrientes, que se origina tras el incendio, conduce a cambios poco previsibles en la comunidad estudiada. Se trataría pues, de un tipo de actuación que requeriría una gestión posterior muy cuidadosa para alcanzar resultados sostenibles productivos.

6.3. Influencia de los factores de control considerados en la experiencia sobre la presencia de las especies que componen la comunidad de pasto

El presente apartado tiene como fin valorar el grado de influencia de los factores que han intervenido en el diseño de la experiencia, sobre la composición específica de las comunidades o facies resultantes, así como conocer de forma exacta el significado de la presencia de las distintas especies en relación con los distintos «estados» o situaciones en que se presentan dichos factores.

Para ello el procedimiento seguido consiste en lo siguiente:

- Ordenación mediante AFC (ver Capítulo 2) de la matriz formada por la coincidencia -expresada en frecuencias absolutas- de los estados de los factores (fuentes de variación) y las especies aparecidas en el conjunto del muestreo. Este análisis permite representar en un mismo plano los estados de las variables y las especies, situándose éstas en el espacio factorial según su mayor o menor relación con los estados de las variables. Presenta la ventaja de poder realizar de forma objetiva -en función de la situación de las especies indicadoras o más relacionadas con los estados de la variable-, una partición del plano o espacio ecológico que sea indicativa de las distintas situaciones ambientales consideradas (ver Gómez Sal,

1982; Gómez Sal *et al.*, 1983).

- Cálculo del índice de FC y su significación, para valorar la relación de las especies con los estados de los factores considerados. En función de ello, la situación de las especies más ligadas a dichos estados -aquéllas con FC positiva significativa o superior a 1.5-, servirá para definir los sectores del plano que se caracterizan por uno u otro valor cualitativo del ambiente.

El número de valores significativos de FC, obtenidos por las distintas variables, nos permite también realizar una ponderación objetiva de su influencia sobre la presencia del conjunto de las especies en las parcelas, y en consecuencia sobre la composición de las «facies evolutivas» resultantes.

En la tabla de la Figura 10-55 del Anexo IV, pueden verse los valores de FC obtenidos por las especies para los distintos estados de las variables, considerándolas como fuente de variación. Según el índice el factor más activo es el «tratamiento», seguido a distancia por la carga, el año de muestreo, el momento de muestreo y, ya más alejado de éstos, la época de muestreo.

Los resultados del Análisis Factorial (Figura 6-5) muestran, precisamente las situaciones opuestas que ocupan los tratamientos podado y quemado, ocupando el desbrozado una situación intermedia.

Respecto al factor año, el primero se opone en conjunto al segundo y tercero. La carga realiza una variación gradual: doble-simple-control. La época del año se sitúa en lugares centrales del plano y por tanto no da lugar a una segregación de las especies y lo mismo sucede con el «momento», coincidiendo ampliamente sus dos estados: antes y después.

La escasa capacidad discriminante de estos dos factores -época y momento-, sin duda se debe a que las especies intervienen en este análisis en términos de presencia en las parcelas, no de abundancia. Ambos factores habrían visto incrementada su influencia de haber tenido en cuenta la abundancia.

En la Figura 6-6 puede apreciarse la distribución de las especies en el plano y en la Figura 6-7 (**a** y **b**)y Figura 6-8 (**c** y **d**), la partición del mismo según la situación de las especies más activas -con valor positivo significativo de la FC, ver tabla de la Figura 10-55 del Anexo IV- y la sectorización del mismo respecto a los estados de los factores que en mayor medida condicionan la presencia de las especies.

El resultado ofrece una delimitación muy clara de los espacios que definen los tratamientos: en posiciones enfrentadas, los podado y quemado, mientras el desbrozado llega a coincidir con ambos (Figura 6-7 a), aunque en mayor medida con el quemado, tratamiento con el que presenta mayor número de especies comunes. La diferencia es también nítida para las especies relacionadas con cargas dobles (Figura 6-7 b), que se separan claramente de las características de las parcelas control. El sector representativo de la carga simple que se presenta como rodeando al de carga doble y englobándolo, llega a superponerse con el control, con el que presenta algunas especies comunes.

Respecto al año (Figura 6-8 c) de muestreo vemos cómo el sector correspondiente al primer año se sitúa en uno de los márgenes del plano opuesto a la carga doble y coincidiendo en parte con el sector del control y la carga simple.

Si consideramos en conjunto los distintos factores (Figura 6-8 d) vemos que las direcciones en que se organizan los dos que más influyen sobre las especies (tratamiento y carga), son ortogonales, por lo que podemos considerar que actúan de forma independiente. Definen así una serie de espacios, compartimentos que permiten descubrir de forma exacta el comportamiento respecto a ellos de las especies con mayor capacidad de respuesta respecto a los tratamientos en términos de presencia. En el plano no se representan aquellas especies que

se han mostrado indiferentes a estos factores de variación. La situación de las especies, aporta datos importantes sobre su participación en los facies evolutivos que van modificando la comunidad sometida a los factores de control. Para la definición de estas facies, las especies intervienen en términos de abundancia -cobertura media en las parcelas-, los resultados que presentamos en este apartado tienen un significado distinto y permiten conocer el carácter más o menos indicador de las especies para las distintas situaciones -combinación de factores de variación- analizadas en la experiencia. En las Figura 6-7 a, Figura 6-7 b, Figura 6-8 c y Figura 6-8 d sólo se han representado las especies que tienen mayor valor indicador para las situaciones diferenciadas.

6.4. Comportamiento ecológico de las especies respecto a variables descriptoras de la estructura del pastizal a escala detallada

En los cuadrados elementales utilizados como referencia para el muestreo de la evolución de la estructura de vegetación herbácea en las parcelas, se estimaron algunas variables descriptoras de características del biotopo -ver tablas de las figuras del Anexo III-. En este apartado pretendemos analizar su relación con las especies herbáceas más representativas de los cambios detectados en las parcelas.

Un procedimiento utilizado habitualmente para detectar las variables que más informan sobre la distribución de un conjunto de especies, es el cálculo de la información mutua entre especies y variables. Este método propuesto por Godron (1968) ha sido empleado desde entonces con varias modificaciones por autores que en general calculan la media de las informaciones mutuas de la variable con cada una de las especies (Marlange, 1972; Hubert, 1978; Gómez Sal, 1982; Pastor *et al*., 1992), seleccionando así las variables con más posibilidades de influir o condicionar el comportamiento de las especies.

El cálculo de la información se efectúa a partir de la tabla de contingencia (c x r), mediante el cálculo de las distribuciones de probabilidad de una variable con respecto a la otra. El estudio de dichas distribuciones permite estimar el solapamiento e influencia entre los «c» y «r» estados de ambas variables. De forma inversa a lo antes mencionado también pueden seleccionarse las especies más sensibles o con capacidad de respuesta respecto a las variables ambientales. Para seleccionar las especies más sensibles al conjunto de las variables del biotopo, se calculó la media de las informaciones mutuas de cada especie (considerada en clases e presencia-ausencia) con cada una de las variables. De esta forma se seleccionaron siete especies que son más sensibles a las variables del biotopo consideradas y, en consecuencia, presentan mayor interés potencial como indicadoras de cambios por su presencia. Las especies elegidas a continuación se enumeran en orden decreciente según su información mutua media (IMM) obtenida respecto a las variables: *Trifolium glomeratum* (0.047), *Hieracium pilosella* (0.043), *Aira caryophyllea* (0.042), *Trifolium campestre* (0.036), *Lotus corniculatus* (0.030), *Hypochoeris radicata* (0.028), *Dactylis glomerata* (0.019). La mayoría de las especies seleccionadas (con la excepción de *Aira caryophyllea* e *Hypochoeris radicata*) son plantas de interés pascícola, y cuya presencia en el conjunto de inventarios es intermedia. Podemos decir por tanto que son plantas relacionadas con el pastoreo y buenas indicadoras de los cambios que se producen en las parcelas. No puede extrañar, por tanto, el comportamiento tan definido que presentan respecto a algunas variables, como por ejemplo «recubrimiento de *Rubus idaeus*», seleccionando entre las distintas clases de cobertura los niveles bajos de la misma. Precisamente la zarza ocupa su mayor representación en las parcelas no pastadas o con carga escasa. En la Tabla 6-3 puede verse la distribución en clases de cobertura de las especies seleccionadas junto con otras de elevada frecuencia en el

muestreo (*Agrostis capillaris* y *Vulpia* spp.). Para definir el biotopo se han elegido 11 variables que se pueden dividir en dos grupos. El primero agrupa a siete tipos de recubrimiento caracterizados por encontrarse sobre la superficie del suelo, localizándose los cuatro restantes en un estrato superior. Cada una de estas variables se encuentra dividida en clases de cobertura que se recogen en la Tabla 6-4.

	Clases de cobertura (%)						
Especie	Ausencia	Presencia	1-10	10-25	25-50	50-75	> 75
Agrostis capillaris	4	0	45	77	57	27	2
Vulpia spp.	92	34	55	21	7	3	0
Dactylis glomerata	104	29	59	18	2	0	0
Hypochoeris radicata	115	16	70	8	3	0	0
Aira caryophyllea	117	38	52	5	0	0	0
Veronica spp.	124	55	33	0	0	0	0
Cerastium spp.	130	44	37	1	0	0	0
Trifolium glomeratum	146	18	38	6	4	0	0
Trifolium gr. *campestre*	149	28	32	3	0	0	0
Ornithopus compressus	154	27	27	4	0	0	0
Andryala integrifolia	163	23	24	2	0	0	0
Arrhenatherum elatius	169	18	23	2	0	0	0
Lotus corniculatus	169	15	26	2	0	0	0
Hieracium pilosella	181	2	14	10	5	0	0

Tabla 6-3
Distribución en clases de cobertura de las especies más frecuentes en el conjunto del muestreo (tres años de observación). La cobertura se estimó en los cuadrados de 50 x 50 cm de las parcelas (número de inventarios = 212).

El comportamiento ecológico de las especies y la detección de las preferencias de éstas por determinados estados de las variables se ha realizado mediante el índice de la frecuencia corregida (FC) y su índice de significación estadística (Gauthier *et al.*, 1978).

En la Tabla 6-5, Tabla 6-6 y Tabla 6-7, aparecen representados los perfiles ecológicos de las siete especies seleccionadas respecto a las variables estimadas como recubrimiento en el cuadrado elemental de muestreo.

Las variables que provocan un mayor número de respuestas significativas de las presencias de las especies analizadas son: «recubrimiento de las hojas secas de roble en el suelo» y «cobertura de las matas de *Cytisus scoparius*»; en segundo lugar las variables «Recubrimiento en la superficie del suelo de piedras», «suelo descubierto» y «cobertura de *Rubus idaeus*».

	Biotopos	Ausencia	Presencia	1 - 4	4 - 9	9 - 16	16 - 25	> 25
1	Restos secos de gramíneas	14		---------- 4 ----------		77	36	41
2	Hojas de roble	20	12	48	47	46	------- 39 -------	
3	Restos de *Cytisus scoparius*	70	21	49	35	19	------- 18 -------	
4	Restos leñosos	161	-------- 15 ------		14		---------- 22 ----------	
5	Recubrimientos de piedras	45	-------- 47 ------		38	37	------- 45 -------	
6	Suelo descubierto	32	16	21	56	30	26	31
7	Excrementos	148	23	28		---------- 13 ----------		

		Ausencia	Presencia	1 - 10	10 - 25	25 - 50	50 - 75	> 75
8	Recubrimiento de *Cytisus scoparius*	42	-------- 64 ------		44	33	------- 29 -------	
9	Recubrimiento de *Quercus pyrenaica*	176	-------- 23 ------		9	---------- 4 ----------		
10	Recubrimientos de *Rosa* spp.	173	---------- 39 ----------					
11	Recubrimiento de *Rubus idaeus*	143	-------- 35 ------		16	---------- 18 ----------		

Tabla 6-4

Distribución en clases de cobertura de las variables del biotopo en el conjunto del muestreo (tres años de observación). Las líneas discontinuas marcan clases de cobertura que han sido agrupadas antes de realizar los tratamientos. La cobertura se estimó en los cuadrados de 50 x 50 cm de las parcelas -ver Figura 2-2- (número de inventarios = 212).

En función de los perfiles que presentan las distintas especies para estas variables, se han seleccionado aquellos emparejamientos de especies x variable que manifiestan un comportamiento mejor definido, con tendencia a aumentar o disminuir el valor de FC, de forma progresiva con los niveles de la variable. De estas especies se realiza un análisis más pormenorizado, para encontrar posibles diferencias de comportamiento entre parcelas.

La variable «hojas de roble» tiene una buena representación en las clases de cobertura bajas y medias (de 1 a 16%) que predominan claramente sobre la simple presencia, la ausencia o la abundancia altas. Ello se debe a la situación de las parcelas en un ambiente de robledal, rodeadas de árboles altos, que aportan cada año hoja que se distribuye de forma regular, con la densidad que reflejan los picos de la variable. Como puede verse, seis especies están relacionadas con estos recubrimientos intermedios, quizá indicativos de microhábitats poco alterados por sobrepastoreo. Sólo *Lotus corniculatus* parece preferir coberturas altas de hoja, relacionadas a su vez con la presencia de coberturas bajas de roble en las parcelas. Esto indicaría el efecto beneficioso que sobre *Lotus corniculatus* -la única especie de leguminosa herbácea perenne aparecida con cierta frecuencia (> 2%) en el muestreo- ejerce la cobertura de hoja de roble y su orla de protección.

			Excrementos					
	I.M.	Nº presencias	0	+	1 a 4	4 a 9	> 9	
Perfiles de conjunto			119	23	28	29	13	
ESPECIE								
Hieracium pilosella	0.06	31	1.39 (++)	0.00 (*)	0.24	1.37	0.00 (*)	
Aira caryophyllea	0.05	95	0.79 (--)	1.07	1.59 (++)	1.04	1.37	
Trifolium campestre	0.04	63	1.28 (++)	0.59	0.48	1.01	0.26	
Dactylis glomerata	0.03	108	1.15 (+)	1.11	0.77	0.79	0.45	
Trifolium glomeratum	0.02	66	1.14	1.12	0.92	0.54	0.74	
Lotus corniculatus	0.01	43	0.84	0.86	1.41	0.99	1.90	
Hypochoeris radicata	0.01	97	1.00	0.86	1.01	0.95	1.34	
			Hojas de roble					
	I.M.	Nº presencias	0	+	1 a 4	4 a 9	9 a 16	> 16
Perfiles de conjunto			20	12	48	47	46	39
ESPECIE								
Hieracium pilosella	0.06	31	1.03	0.57	1.42	1.89 (++)	0.45	0.18 (-)
Trifolium campestre	0.06	63	0.67	0.56	1.47 (+)	1.43 (+)	0.80	0.43 (--)
Dactylis glomerata	0.05	108	1.08	0.49	1.19	1.29 (+)	0.77	0.81
Hypochoeris radicata	0.05	97	1.20	0.55	0.96	1.40 (++)	1.00	0.62 (-)
Trifolium glomeratum	0.04	66	0.64	1.07	1.47 (+)	1.09	0.98	0.49 (-)
Aira caryophyllea	0.04	95	0.56	1.12	1.44 (++)	0.85	1.02	0.80
Lotus corniculatus	0.03	43	0.49	0.82	0.72	0.84	1.07	1.77 (+)
			Restos leñosos					
	I.M.	Nº presencias	0	0 a 4	4 a 9	> 9		
Perfiles de conjunto			161	15	14	22		
ESPECIE								
Hieracium pilosella	0.05	66	1.06	1.71	0.92	0.15 (--)		
Trifolium campestre	0.03	63	0.98	2.02 (+)	0.72	0.61		
Dactylis glomerata	0.03	97	0.95	0.58	1.25	1.49 (+)		
Hypochoeris radicata	0.01	31	1.15	0.46	0.49	0.62		
Trifolium glomeratum	0.01	43	1.07	0.66	0.35	1.12		
Aira caryophyllea	0.01	95	1.05	1.19	0.64	0.71		
Lotus corniculatus	0.00	108	0.99	1.05	0.98	1.07		
			Restos secos de gramíneas					
	I.M.	Nº presencias	0	0 a 9	9 a 16	16 a 25	> 25	
Perfiles de conjunto			14	44	77	36	41	
ESPECIE								
Trifolium glomeratum	0.08	66	0.46	1.68 (++)	1.21	0.71	0.31 (--)	
Trifolium campestre	0.03	63	0.72	1.30	1.05	1.22	0.49 (-)	
Aira caryophyllea	0.03	95	0.64	1.17	1.13	1.05	0.65 (-)	
Hieracium pilosella	0.01	31	0.49	1.40	0.80	1.33	0.83	
Lotus corniculatus	0.01	43	0.35	1.01	1.15	0.96	0.96	
Dactylis glomerata	0.01	108	0.98	0.98	0.97	1.20	0.91	
Hypochoeris radicata	0.01	97	0.94	0.75	1.08	1.09	1.07	

Tabla 6-5 (Continua en la Tabla 6-6)

Perfiles ecológicos de frecuencia corregida (FC) de las presencias seleccionados según su información mutua media (IMM) respecto a las variables estimadas como cobertura en los cuadrados elementales de muestreo. Se especifica la IM de la especie con la variable y el número de presencias de la especie en el conjunto del muestreo (n = 212).

			Restos de *Cytisus scoparius.*						
	I.M.	Nº presencias	0	+	1 a 4	4 a 9	9 a 16	> 16	
Perfiles de conjunto			70	21	49	35	19	18	
ESPECIE									
Trifolium glomeratum	0.09	66	1.12	1.22	1.36 (+)	1.01	0.17 (-)	0.00 (*)	
Trifolium campestre	0.05	63	1.40 (+)	1.28	1.03	0.87	0.35	0.19 (-)	
Aira caryophyllea	0.04	95	0.86	1.38	1.25 (+)	0.89	0.94	0.50	
Hieracium pilosella	0.03	31	1.48	1.63	0.81	0.78	0.72	0.00 (*)	
Lotus corniculatus	0.02	43	0.90	2.11 (+)	0.75	0.85	1.04	1.10	
Dactylis glomerata	0.02	108	1.11	1.03	1.03	1.07	0.62	0.76	
Hypochoeris radicata	0.00	97	1.02	0.94	1.00	0.94	1.04	1.09	
			Piedras						
	I.M.	Nº presencias	0	0 a 4	4 a 9	9 a 16	> 16		
Perfiles de conjunto			45	47	38	37	45		
ESPECIE									
Hieracium pilosella	0.06	31	1.95 (++)	1.75 (+)	0.90	0.37	0.00 (*)		
Lotus corniculatus	0.06	43	0.82	0.94	0.26 (--)	0.93	1.85 (++)		
Aira caryophyllea	0.05	95	0.80	0.95	1.41 (+)	0.84	1.02		
Dactylis glomerata	0.05	108	1.03	1.21	0.72 (-)	0.90	1.06		
Hypochoeris radicata	0.04	97	1.09	0.79	1.32 (+)	0.95	0.91		
Trifolium glomeratum	0.04	66	0.69	1.09	0.93	0.95	1.27		
Trifolium campestre	0.03	63	1.12	1.15	1.24	0.82	0.70		
			Suelo descubierto						
	I.M.	Nº presencias	0	+	1 a 4	4 a 9	9 a 16	16 a 25	> 25
Perfiles de conjunto			32	16	21	56	30	26	31
ESPECIE									
Aira caryophyllea	0.09	95	0.48 (--)	0.84	1.38	1.16	1.56 (++)	1.12	0.65
Trifolium campestre	0.08	63	0.80	0.63	1.60	1.46 (+)	1.46	0.13 (--)	0.65
Dactylis glomerata	0.05	108	1.07	1.10	1.68 (++)	0.85	0.85	0.75	0.95
Trifolium glomeratum	0.04	66	0.61 (-)	0.80	1.38	1.26	1.50 (+)	0.86	0.62
Lotus corniculatus	0.03	43	0.47	0.62	0.70	1.18	1.48	1.71	0.80
Hieracium pilosella	0.02	31	1.47	1.71	0.33	1.19	0.91	0.79	0.44
Hypochoeris radicata	0.01	97	1.14	0.82	0.94	1.19	0.80	0.92	0.92
			Recubrimiento de *Cytisus scoparius*						
	I.M.	Nº presencias	0	0 10	10 a 25	25 a 50	> 50		
Perfiles de conjunto			42	64	44	33	29		
ESPECIE									
Hieracium pilosella	0.10	31	2.10 (+++)	1.39	0.16 (--)	0.00 (*)	0.71		
Trifolium glomeratum	0.09	66	1.48 (++)	1.07	1.10	0.88	0.00 (*)		
Hypochoeris radicata	0.08	97	0.84	0.77 (-)	1.24	1.66 (+++)	0.60 (-)		
Trifolium campestre	0.05	63	1.42 (+)	0.93	0.99	1.12	0.23 (--)		
Aira caryophyllea	0.05	95	1.07	1.28 (+)	1.07	0.88	0.38 (--)		
Dactylis glomerata	0.05	108	1.25 (+)	0.80	0.67 (-)	1.13	1.29		
Lotus corniculatus	0.04	43	1.23	1.28	1.23	0.60	0.17 (-)		

Tabla 6-6 (Continuación de la Tabla 6-5 y continua en la Tabla 6-7)
Perfiles ecológicos de frecuencia corregida (FC) de las presencias seleccionados según su información mutua media (IMM) respecto a las variables estimadas como cobertura en los cuadrados elementales de muestreo. Se especifica la IM de la especie con la variable y el número de presencias de la especie en el conjunto del muestreo (n = 212).

		Recubrimiento de *Quercus pyrenaica*				
	I.M.	Nº presencias	0	0 a 10	10 a 25	> 25
Perfiles de conjunto			176	23	9	4
ESPECIE						
Hieracium pilosella	0.03	31	1.09	0.30	0.00 (* (	3.42
Lotus corniculatus	0.03	43	0.90	2.14 (++)	0.55	0.00 (*)
Hypochoeris radicata	0.03	97	0.92 (-)	1.52 (+)	0.97	1.64
Trifolium glomeratum	0.02	66	0.89(-)	1.68 (+)	1.43	0.80
Dactylis glomerata	0.02	108	0.99	0.85	1.09	1.96 (*)
Agrostis capillaris	0.01	208	1.00 (*)	1.01 (*)	1.01 (*)	1.01 (*)
Trifolium campestre	0.01	63	0.92	1.32	1.50	1.68
Aira caryophyllea	0.01	95	1.03	0.97	0.50	1.12

		Recubrimiento de *Rosa* spp.		
	I.M.	Nº presencias	0	> 0
Perfiles de conjunto			173	39
ESPECIE				
Hieracium pilosella	0.00	31	0.91	1.40
Trifolium glomeratum	0.00	66	0.95	1.24
Trifolium campestre	0.00	63	0.95	1.21
Lotus corniculatus	0.03	43	1.17 (++)	0.25 (--)
Aira caryophyllea	0.01	95	1.06	0.74
Dactylis glomerata	0.04	108	0.90 (--)	1.46 (++)
Hypochoeris radicata	0.01	97	0.93	1.29

		Recubrimiento de *Rubus idaeus*				
	I.M.	Nº presencias	0	O a 10	10 a 25	> 25
Perfiles de conjunto			143	35	16	18
ESPECIE						
Hieracium pilosella	0.02	31	1.05	1.17	1.28	0.00 (*)
Trifolium glomeratum	0.03	66	1.17 (+)	0.83	0.80	0.18 (-)
Trifolium campestre	0.01	63	1.06	1.06	1.05	0.37
Lotus corniculatus	0.04	43	1.31 (+++)	0.42	0.31	0.27
Aira caryophyllea	0.06	95	1.20 (+++)	0.64 (-)	0.70	0.37 (-)
Dactylis glomerata	0.01	108	0.92	1.23	1.10	1.09
Hypochoeris radicata	0.03	97	1.15 (++)	0.81	0.41(-)	0.73

Tabla 6-7 (Continuación de la Tabla 6-6)
Perfiles ecológicos de frecuencia corregida (FC) de las presencias seleccionados según su información mutua media (IM) respecto a las variables estimadas como cobertura en los cuadrados elementales de muestreo. Se especifica la IM de la especie con la variable y el número de presencias de la especie en el conjunto del muestreo (n = 212).

Aira caryophyllea se relaciona con recubrimientos altos de suelo descubierto y rechaza la ausencia de esta variable, mientras que *Dactylis glomerata* aparece relacionado con coberturas bajas. La cobertura de matas de *Cytisus* se presenta también como variable muy activa, discriminando las especies según preferencia por niveles bajos de este factor (*Hieracium pilosella, Trifolium glomeratum, Aira caryophyllea)*, o tolerancia del mismo (*Hypochoeris radicata*).

Visión detallada del comportamiento de algunas especies más activas

En la Tabla 6-8, Tabla 6-9, Tabla 6-10 y Tabla 6-11 pueden verse los perfiles que reflejan el comportamiento de las siete especies seleccionadas, pero considerando en este caso las distintas situaciones de carga y tratamiento. El número de relaciones significativas se reduce bastante respecto a la consideración conjunta de los inventarios, lo que se debe al menor número de muestras que corresponden a cada parcela. En general los perfiles de las

especies para los distintos tratamientos o cargas no son muy diferentes en cuanto a la tendencia o disposición general que describen.

		Excrementos							
Aira caryophyllea		I.M.	0	+	1 a 4	4 a 9	> 9		
Carga	Doble	0.06	0.88	0.85	1.28	0.80	1.49		
	Simple	0.03	0.88	1.31	1.64	1.21	0.53		
	Podado	0.20	0.51 (---)	0.69	2.13 (+)	2.13 (+)	1.64		
Tratamiento	Desbrozado	0.05	0.79	1.25	1.17	1.00	1.67		
	Quemado	0.13	1.06	1.18	1.77	0.38 (-)	0.00		
		Restos de *Cytisus scoparius*							
Aira caryophyllea		I.M.	0	+	1 a 4	4 a 9	9 a 16	> 16	
Carga	Doble	0.07	0.90	1.28	1.22	0.96	0.85	0.38 (-)	
	Simple	0.04	1.31	1.17	1.10	0.62	0.66	0.53	
	Podado	0.12	0.48	2.35 (+)	1.22	1.14	0.91	0.50	
Tratamiento	Desbrozado	0.05	0.78	1.60	1.13	1.00	1.33	0.57	
	Quemado	0.07	1.14	0.69	1.34	0.64	0.52	0.00	
		Suelo descubierto							
Aira caryophyllea		I.M.	0	+	1 a 4	4 a 9	9 a 16	16 a 25	> 25
Carga	Doble	0.13	0.64	0.85	1.70	0.92	1.36 (+)	1.02	0.60 (-)
	Simple	0.07	0.31 (-)	0.94	1.31	1.31	1.17	1.31	0.66
	Podado	0.11	0.20 (-)	0.78	1.37	1.57 (+)	1.37	0.91	0.84
Tratamiento	Desbrozado	0.06	0.57 (-)	1.00	1.20	1.20	1.00	1.33	1.20
	Quemado	0.26	0.59	0.69	1.47	0.69	1.92 (+++)	1.03	0.32 (-)
		Recubrimiento de *Cytisus scoparius*							
Aira caryophyllea		I.M.	0	0 a 10	10 a 25	25 a 50	> 50		
Carga	Doble	0.09	0.98	1.29 (+)	0.98	0.77	0.00		
	Simple	0.02	1.19	1.16	0.70	1.10	0.73		
	Podado	0.07	0.91	1.44	1.47	0.79	0.55 (-)		
Tratamiento	Desbrozado	0.07	1.21	1.17	0.95	0.67	0.00		
	Quemado	0.07	0.69	1.26	0.86	1.47	0.00		
		Recubrimiento de *Rubus idaeus*							
Aira caryophyllea		I.M.	0	0 a 10	10 a 25	> 25			
Carga	Doble	0.04	1.03						
	Simple	0.05	1.18	0.91	0.96	0.00			
	Podado	0.09	1.46 (+)	0.91	0.69	0.23 (-)			
Tratamiento	Desbrozado	0.03	1.05	0.60	1.00	2.00			
	Quemado	0.07	1.16 (+)	0.29	1.03	0.41			
		Hojas de roble							
Trifolium campestre		I.M.	0	+	1 a 4	4 a 9	9 a 16	> 16	
Carga	Doble	0.02	1.00	0.80	1.20	1.23	1.22	0.52	
	Simple	0.09	0.48	0.58	1.49 (+)	1.32	0.51	0.44	
	Podado	0.04	0.00	0.00	1.73	2.31	0.84	0.93	
Tratamiento	Desbrozado	0.18	1.90	0.00	1.90 (+)	1.31	0.53	0.19 (+)	
	Quemado	0.13	0.34 (+)	2.21	1.10	0.91	1.66	1.10	

Tabla 6-8 (Continua en la Tabla 6-9)
Perfiles ecológicos que reflejan el comportamiento comparado de algunas especies considerando distintas situaciones de tratamientos y carga. Se especifica la IM de la especie con la variable.

		Restos de *Cytisus*						
Trifolium campestre		I.M.	0	+	1 a 4	4 a 9	9 a 16	> 16
Carga	Doble	0.06	1.41	1.00	1.29	1.00	0.40	0.00
	Simple	0.15	1.70 (+)	1.60	0.83	0.85	0.00	0.00
	Podado	0.30	1.63	1.32	1.03	0.77	1.03	0.00
Tratamiento	Desbrozado	0.12	1.73 (---)	1.14	0.49 (-)	1.14	0.47	0.41
	Quemado	0.11	0.88	1.23	1.47 (+)	0.68	0.00	-
		Suelo descubierto						
Trifolium campestre		I.M.	0	+	1 a 4	4 a 9	9 a 16	> 16
Carga	Doble	0.13	0.00	0.00	2.67	1.17	1.60	0.27
	Simple	0.13	0.85	0.62	1.23	1.70 (+)	1.28	0.00
	Podado	0.13	0.00	0.00	0.00	1.95	3.47	0.00
Tratamiento	Desbrozado	0.11	0.95	1.42	1.71	1.14	1.07	0.00
	Quemado	0.19	0.95	0.00	1.26	1.84 (++)	1.10	0.28
		Cobertura de *Cytisus*						
Trifolium campestre		I.M.	0	0 a 10	10 a 25	25 a 50	> 50	
Carga	Doble	0.04	1.23	0.64	1.08	1.45	0.00	
	Simple	0.07	1.57 (+)	1.04	0.96	0.96	0.32 (-)	
	Podado	0.04	0.00	0.97	2.13	1.32	0.37	
Tratamiento	Desbrozado	0.01	1.12	0.71	1.05	0.95	0.95	
	Quemado	0.06	1.16	0.96	0.55	1.58	0.00	
		Restos secos de Gramíneas						
Trifolium glomeratum		I.M.	0	0 a 9	9 a 16	16 a 25	> 25	
Carga	Doble	0.15	0.00	1.88 (++)	1.13	0.21 (-)	0.23 (-)	
	Simple	0.05	0.00	1.18	1.22	1.15	0.41 (-)	
	Podado	0.07	0.00	0.00	2.96	0.00	0.00	
Tratamiento	Desbrozado	0.18	0.00	1.71(+)	1.42 (-)	0.33 (-)	0.58	
	Quemado	0.12	0.69	1.43 (-)	0.82	1.06	0.00	
		Restos de *Cytisus*						
Trifolium glomeratum		I.M.	0	+	1 a 4	4 a 9	9 a 16	> 16
Carga	Doble	0.15	1.57	0.99	1.27	1.11	0.00	0.00
	Simple	0.06	1.18	1.28	1.21	0.85	0.36	0.00
	Podado	0.05	1.45	0.00	2.74	0.00	0.00	0.00
Tratamiento	Desbrozado	0.16	1.07	1.48	1.39	0.99	0.00	0.00
	Quemado	0.12	0.97	1.08	1.08	1.04	0.48	0.00
		Recubrimiento de *Cytisus*						
Trifolium glomeratum		I.M.	0	0 a 10	10 a 25	25 a 50	> 50	
Carga	Doble	0.06	1.48 (+)	0.83	1.03	0.54	0.00	
	Simple	0.14	1.44	1.15	1.15	1.20	0.00	
	Podado	0.06	0.00	1.30	3.79	0.00	0.00	
Tratamiento	Desbrozado	0.04	1.15	1.03	1.04	0.82	0.00	
	Quemado	0.03	1.02	1.01	0.81	1.39	0.00	

Tabla 6-9 (Continuación de la Tabla 6-8 y continua en la Tabla 6-10)
Perfiles ecológicos que reílejan el comportamiento comparado de algunas especies considerando distintas situaciones de tratamientos y carga. Se especifica la IM de la especie con la variable.

		Recubrimiento de *Quercus pyrenaica*							
Trifolium glomeratum		I.M.	0	0 a 10	10 a 25	> 25			
Carga	Doble	0.05	0.86	1.73	1.98	0.00			
	Simple	0.03	0.90	2.05	1.15	0.96			
	Podado	0.04	0.69	0.00	12.33	-			
Tratamiento	Desbrozado	0.01	0.98	1.16	0.99	0.62			
	Quemado	0.02	0.95	1.55	0.97	-			
		Piedras							
Hieracium pilosella		I.M.	0	0 a 4	4 a 9	9 a 16	> 16		
Carga	Doble	-	-	-	-	-	-		
	Simple	0.09	1.58	1.37	0.91	0.48	0.00		
	Podado	0.04	2.14	0.00	0.00	1.90	0.00		
Tratamiento	Desbrozado	0.11	3.52	1.41	1.41	0.00	0.00		
	Quemado	0.44	2.13 (+)	2.54 (+++)	0.91	0.25	0.00		
		Recubrimiento de *Cytisus scoparius*							
Hieracium pilosella		I.M.	0	0 a 10	10 a 25	25 a 50	> 50		
Carga	Doble	-	-	-	-	-	-		
	Simple	0.17	1.92 (++)	1.53	0.26	0.00	0.43		
	Podado	0.07	0.00	0.00	0.00	0.00	2.96		
Tratamiento	Desbrozado	0.05	1.89	0.88	0.56	0.00	0.00		
	Quemado	0.23	1.60 (+)	1.33	0.00	0.00	0.00		
		Suelo descubierto							
Dactylis glomerata		I.M.	0	+	1 a 4	4 a 9	9 a 16	16 a 25	> 25
Carga	Doble	0.04	1.44	1.92	1.92	0.80	0.77	0.51	1.35
	Simple	0.10	1.08	0.75	1.31	0.90	1.17	0.99	0.82
	Podado	0.08	0.78	1.57	2.06	0.58	0.69	0.91	1.48
Tratamiento	Desbrozado	0.10	1.31	0.57	1.38	0.80	1.08	0.57	0.69
	Quemado	0.17	0.72	1.68	1.68	1.26	0.72	0.84	0.78
		Recubrimiento de *Cytisus scoparius*							
Dactylis glomerata		I.M.	0	0 a 10	10 a 25	25 a 50	> 50		
Carga	Doble	0.12	1.47	0.31 (-)	0.59	1.74	2.88		
	Simple	0.04	1.19	0.95	0.79	0.99	1.02		
	Podado	0.11	0.00	0.58	0.84	0.78	1.64 (++)		
Tratamiento	Desbrozado	0.13	0.92	1.00	0.63 (-)	1.58 (+)	1.72		
	Quemado	0.14	1.44 (++)	0.81	0.56	0.96	1.68		
		Recubrimiento de *Cytisus scoparius*							
Hypochoeris radicata		I.M.	0	0 a 10	10 a 25	25 a 50	> 50		
Carga	Doble	0.21	0.64	0.38 (--)	1.36	1.93 (+)	2.36		
	Simple	0.08	1.17	1.11	1.00	1.43	0.36 (--)		
	Podado	0.13	1.07	0.51	1.48	2.07 (++)	0.51		
Tratamiento	Desbrozado	0.20	0.57 (--)	0.73	1.30	1.62 (+)	1.76		
	Quemado	0.04	0.95	0.96	0.83	1.43	2.00		

Tabla 6-10 (Continuación de la Tabla 6-9 y continua en la Tabla 6-11)
Perfiles ecológicos que reflejan el comportamiento comparado de algunas especies considerando distintas situaciones de tratamientos y carga. Se especifica la IM de la especie con la variable.

		Recubrimiento de *Quercus pyrenaica*				
Hypochoeris radicata		I.M.	0	0 a 10	10 a 25	> 25
Carga	Doble	0.03	0.93	1.38	0.79	2.36
	Simple	0.04	0.92	1.83	0.86	1.43
Tratamiento	Podado	0.01	1.00	0.00	1.61	-
	Desbrozado	0.08	0.81 (-)	1.45 (+)	1.06	1.32
	Quemado	0.04	1.05	0.80	0.00	-
		Recubrimiento de *Rubus idaeus*				
Hypochoeris radicata		I.M.	0	0 a 10	10 a 25	> 25
Carga	Doble	0.01	0.98	1.57	-	-
	Simple	0.32	1.62 (+++)	0.41 (--)	0.19 (-)	0.00
Tratamiento	Podado	0.17	1.71 (+++)	0.54	0.00	0.80
	Desbrozado	0.01	0.98	1.06	0.88	1.76
	Quemado	0.04	0.96	1.14	2.00	0.80
		Recubrimiento de *Quercus pyrenaica*				
Lotus corniculatus		I.M.	0	0 a 10	10 a 25	> 25
Carga	Doble	0.03	0.93	1.53	0.88	0.00
	Simple	0.01	1.19	0.00	0.00	0.00
Tratamiento	Podado	0.01	1.04	0.00	0.00	-
	Desbrozado	0.07	1.14	1.14	0.00	0.00
	Quemado	0.19	0.42 (--)	6.40 (++)	4.00	-
		Recubrimiento de *Rosa spp.*				
Lotus corniculatus		I.M.	0	> 0		
Carga	Doble	0.01	1.05	0.58		
	Simple	0.01	1.39	0.00		
Tratamiento	Podado	-	-	-		
	Desbrozado	0.12	1.25	0.00		
	Quemado	0.01	1.20	0.67		
		Recubrimiento de *Rubus idaeus*				
Lotus corniculatus		I.M.	0	0 a 10	10 a 25	> 25
Carga	Doble	0.02	1.03	0.00	-	-
	Simple	0.01	1.94	1.77	0.00	0.00
Tratamiento	Podado	0.16	2.12 (+++)	0.34	0.00	0.00
	Desbrozado	0.03	1.00	0.64	1.61	3.22
	Quemado	0.05	1.28	0.00	0.00	0.00

Tabla 6-11 (Continuación de la Tabla 6-10)
Perfiles ecológicos que reflejan el comportamiento comparado de algunas especies considerando distintas situaciones de tratamientos y carga. Se especifica la IM de la especie con la variable.

Podemos destacar los siguientes casos: *Aira caryophyllea* presenta marcada preferencia por coberturas altas de «excrementos» sólo en la parcela «podada», no así en las «quemada» y «desbrozada». El comportamiento de *Dactylis glomerata* en relación con la cobertura de *Cytisus* es también distinto según el tratamiento. Aparece relacionado con recubrimientos bajos de *Cytisus* en las parcelas «quemada» y con coberturas altas en las «podada» y «desbrozada». *Hypochoeris radicata* también alcanza valores significativos con cobertura alta de *Cytisus* en esos dos tratamientos. *Lotus corniculatus* aparece muy relacionado con el roble en la parcela «quemada», mientras que en la «podada» su presencia se relaciona positivamente con la ausencia de *Rubus idaeus*.

Otras coincidencias significativas que pueden verse en la las Tabla 6-8, Tabla 6-9, Tabla 6-10 y Tabla 6-11 no merecen mención especial, aunque serán utilizados en los

comentarios sobre la dinámica general del pasto en facies evolutivas.

6.5. Diversidad y riqueza

Una vez estudiada la variación en la composición florística de las comunidades por efecto de los tratamientos y las distintas densidades de carga, el presente apartado tiene por objeto estudiar la relación que existe entre la diversidad, la riqueza de especies y la producción.

En el dendrograma de clasificación presentado en la Figura 6-2, se aprecian los valores medios de diversidad, riqueza y producción en las comunidades observadas. En los diagramas que relacionan los valores obtenidos por dichos parámetros (Figura 6-2) pueden distinguirse dos grupos muy claros, el primero es el que agrupa a los tres primeros tipos de facies (1, 2 y 3), caracterizado por tener valores sensiblemente superiores en los tres parámetros considerados. El segundo, formado por las dos facies restantes (4 y 5), presenta valores de producción muy bajos (114.5 Kg/m^2). Ello se debe principalmente a la comunidad 4, en la que el avance del matorral va en perjuicio de la producción herbácea. El valor de diversidad en esta parcela es también muy bajo (2.35).

Se puede destacar que la riqueza de especies disminuye paulatinamente desde la facies 1 (con una media de 20.8) hasta la 5 (con 12.9). A su vez la comunidad 1 es la que presenta una mayor producción con 209.6 Kg/m^2. Esta respondería a una situación de riqueza transitoria en nutrientes como efecto de las cenizas y del sobrepastoreo -excremento-, que mantiene una situación de relativa entropía, de producción elevada, pero en, nuestra opinión, poco estable a corto plazo.

En la Tabla 6-12a se puede observar el cociente entre las diversidades obtenidas antes y después de introducir las cabras en las parcelas, para cada uno de los tratamientos, así como para las dos cargas consideradas. Se aprecia que el efecto inmediato al pastoreo es la reducción del valor de la diversidad reflejado por ser el cociente mayor que la unidad. También se observa que la media de los cocientes para cada tratamiento es ligeramente superior en las situaciones de carga doble, ello es debido a que el impacto del pastoreo sobre la vegetación es superior en esta parcela aunque no directamente proporcional al número de animales que pastan. Es en el tratamiento desbrozado con carga doble donde se produce una mayor correlación entre la disminución de la diversidad y el número de individuos. El tratamiento que muestra una mayor disminución de la diversidad por efecto del pastoreo es el quemado, lo que indicaría que los valores altos de diversidad propios de esta parcela en sus primeros años se verían muy afectados por la entrada de los animales, confirmando la hipótesis antes mencionada de elevada producción transitoria. El tratamiento que va a continuación, en cuanto a disminución de la diversidad, es el desbrozado y por último el podado.

En la Tabla 6-12b se aprecia el mismo cociente que el anterior pero realizado esta vez para la riqueza de especies. En este cociente no se observa ninguna regularidad aparente entre la disminución en la riqueza de especies con el aumento de la carga en las parcelas, pues cada tratamiento se comporta de forma diferente. Así, mientras que en las parcelas con tratamiento quemado no hay variación en la disminución de la riqueza entre las dos cargas, en aquéllas sometidas a podado se produce la disminución con la carga simple. Sólamente es en las parcelas desbrozadas donde se aprecia con claridad la disminución de la riqueza de especies con el aumento de la carga.

	P	D	Q			P	D	Q	
	1.13	0.86	-	t_1		0.75	0.75	-	t_1
	1.39	1.86	1.42	t_4		1.13	1.63	1.53	t_4
SIMPLE	1.49	1.33	1.56	t_5	SIMPLE	1.28	1.25	1.88	t_5
	1.12	1.12	1.43	t_6		1.86	1.20	2.11	t_6
$\bar{x}$	1.28	1.29	1.47		$\bar{x}$	1.26	1.21	1.84	
	0.89	1.03	-	t_1		0.76	0.94	-	t_1
	1.80	1.76	1.38	t_4		1.07	1.86	1.47	t_4
DOBLE	1.32	1.48	1.58	t_5	DOBLE	1.09	1.55	1.09	t_5
	1.17	1.78	1.68	t_6		1.36	1.91	3.00	t_6
$\bar{x}$	1.30	1.51	1.55		$\bar{x}$	1.07	1.57	1.85	

a) Cociente de diversidades: antes/después b) Cociente de riquezas: antes/después

Tabla 6-12
Cocientes de los valores de a) diversidad y b) riqueza obtenidos antes y después de los episodios de pastoreo en las parcelas según los distintos tratamientos y cargas.

En la Figura 6-9, puede verse gráficamente la evolución de los valores de diversidad comentadas anteriormente.

Tipos biológicos

Siguiendo la tipología utilizada en el Capítulo 4, aunque con pequeñas variaciones, se estudian los cambios que presentan los espectros fisionómicos como indicadores de procesos en las distintas parcelas. En esta ocasión, el tipo biológico de las gramíneas no se ha subdividido al no existir representación importante de «gramíneas cespitosas». Del mismo modo, tampoco se ha diferenciado el grupo «anuales» por la dificultad de su identificación tras el primer episodio de pastoreo de cada año. En este caso las especies «anuales» se han incorporado a los otros tipos.

En la Figura 6-10 se observa la gran variabilidad interanual que presenta el espectro fisionómico en cada parcela, obtenido a partir de las coberturas que tienen las especies. Esta variabilidad es consecuencia de múltiples factores, entre los que destacan: fluctuaciones meteorológicas, efecto de los tratamientos (podado, desbrozado y quemado) y la carga (control, simple y doble). A continuación se comentan aquellos resultados generales más destacados.

En todas las parcelas el biotipo más abundante es el de las gramíneas, a excepción de la parcela quemada doble (QD), donde la suma de leguminosas y otras supera al de las gramíneas.

Al comparar tratamientos equivalentes respecto a la ausencia del dosel arbustivo (D y Q), se observa que inicialmente las parcelas quemadas presentan proporciones menores de gramíneas que la equivalente en el tratamiento desbrozado. Las menores coberturas en el tratamiento quemado se dan en las parcelas con carga doble y en el control (QD y QC) y a medida que avanza la sucesión van recuperándose. González Rabanal *et al.* (1991), tras las quemas de una comunidad de matorral dominada por *Ulex* spp., obtienen que el fuego provocó un descenso generalizado en el número de plántulas emergidas, siendo mayor esta reducción en el caso de las gramíneas.

En comunidades habitualmente pastadas, la disminución de la presión de pastoreo o la prolongación de los periodos entre las épocas de consumo provoca que el equilibrio se desplace hacia especies altas y a formas de crecimiento más expansivas, aunque las formas más pequeñas subsisten (Crawley, 1986); la posterior ausencia de pastoreo determina una mayor frecuencia de las especies herbáceas perennes y las de porte erecto, mientras que las postradas o rosetas tienden a desaparecer (Noy-Meir *et al.*, 1989). En nuestras parcelas, la

respuesta de las rosetas tras los distintos tratamientos realizados es, en general, buena aunque dispar según la parcela considerada. Este biotipo, dada su forma de crecimiento rastrero, se ve favorecido por el incremento de luz que incide en el suelo tras la eliminación parcial (P) o total (D y Q) del matorral. La mayor proporción inicial de rosetas se da en las parcelas con ausencia de pastoreo (parcelas C) y alcanzan su mayor cobertura en la primavera del segundo año para ir después disminuyendo paulatinamente como consecuencia del aumento del matorral. Los pastoreos con carga simple (S) mantienen los niveles iniciales en la parcela podada (PS) o los reduce ligeramente en la desbrozada y quemada (DS y QS). Las cargas dobles son excesivas y se aprecia un patrón de reducción suave y constante de la cobertura de este biotipo. No se aprecia que esta forma de crecimiento rastrero se establezca mejor en las zonas muy pastadas, tal como afirman Fily (1986) y Bakker (1987).

Las leguminosas se ven favorecidas por la acción combinada de los tratamientos experimentales y el pastoreo. Inicialmente este biotipo está escasamente representado en todas las parcelas y va ganando protagonismo con el paso del tiempo, aunque en grado diferente según la carga. En ausencia de pastoreo (C) es en el verano del segundo año cuando mayor cobertura toman (DC y QC) para ir disminuyendo y llegar casi a desaparecer otra vez. Esta evolución también la observó Vickery (1981) con un pastoreo poco intenso, y también destacó el beneficio que obtienen las gramíneas, incrementándose su porcentaje. Por el contrario, el pastoreo, tanto con carga simple como doble en los tratamientos podado y desbrozado, produce una recuperación de este biotipo alcanzando sus máximos valores en la primavera del tercer año; en el tratamiento quemado sus máximos los consigue en el verano del segundo año. La actividad del caprino de rechazo al trébol ha sido constatada entre otros autores por: Nicol *et al.* (1993), Del Pozo *et al.* (1994) y Osoro *et al.* (1994); este comportamiento de rechazo y el efecto positivo que el pastoreo provoca en este tipo biológico (ya que aumenta la disponibilidad de luz) son los que han podido contribuir al aumento de las leguminosas en nuestro caso, ya que éstas están formadas en su mayor parte por distintas especies de trébol (ver tablas de las figuras del Anexo III b)). Las características pluviométricas del año 1991, con una sequía en junio (Figura 6-10), provocan que tras la realización del quinto pastoreo no se produzca una recuperación.

Este aumento de leguminosas con el pastoreo de cabras tiene una gran importancia, ya que éstas marcan la calidad del pasto, al poseer un mayor valor nutritivo, mientras que las gramíneas son las responsables de la producción (Díez *et al*., 1994; Gómez Gutiérrez y Luis Calabuig, 1992). Puesto que las cabras rechazan las leguminosas en su dieta y, por el contrario, las ovejas tienden a seleccionarlo en la suya (Clark y Harris, 1985) una posibilidad con el fin de incrementar la eficacia de utilización del pasto será llevar a cabo un pastoreo secuencial que permita aprovechar estas posibles ventajas derivadas de la conducta del pastoreo caprino (Osoro *et al.*, 1994).

Finalmente cabe destacar que el biotipo de «otras herbáceas perennes» en general no está muy representado y toma algo más de protagonismo en la parcela con carga doble.

Capítulo 7: Estimación a escala de paisaje de los patrones de cambio en la utilización de las comunidades de pasto

7.1. Introducción

En la última mitad de siglo las zonas de montaña en nuestro país han sufrido un proceso de pérdida de población (Chocarro *et al*., 1990; García-Ruíz y Lasanta, 1990). Asimismo la economía ha pasado de un modelo autosuficiente, sostenido por una compleja organización social con reglas estrictas sobre el manejo de los recursos, a otro cada vez más especializado. Estos cambios socioeconómicos han repercutido en el paisaje, provocando fuertes alteraciones.

En las primeras décadas del siglo, cuando la población de la montaña alcanzó su máximo, la necesidad de recursos hizo que se cultivara toda la tierra disponible, incluso en los lugares más inaccesibles (Puigdefábregas, 1987). Por otra parte, la economía era de autoabastecimiento (Galindo, 1987; Gómez Sal, 1988) y generó un paisaje heterogéneo y multiagrícola (Montserrat, 1977; González Bernáldez, 1981, 1983). La manutención de la ganadería a menudo seguía un sistema de trashumancia, que implicaba dos áreas de producción complementarias: en verano en los pastos de las montañas del norte y en invierno en las dehesas del sur (Gómez Sal y Rodríguez Pascual, 1992).

Con el desarrollo de la industria la población de la montaña emigra y queda reducida a áreas con oportunidades de empleo en el sector terciario (p.ej. Pirineos y Picos de Europa) o con explotación minera (Cordillera Cantábrica). Esta despoblación unida a la transformación de la economía hacia un sistema de intercambio con producción especializada, hizo que la agricultura de montaña sufriera una intensa reducción. La ganadería se especializa, sustituyendo el ganado variado (cabras, ovejas y caballos) por rebaños de vacas semiextensivos, que requieren menos mano de obra (Gómez Sal, 1988). Muchas tierras cultivadas pasan a pastos y muchos pastos se abandonan, siendo invadidos por matorral. El resultado es un cambio de paisaje de una intensidad y rapidez sin precedentes en la historia.

Dada la importancia que tienen en España las áreas de montaña (un 70% del territorio se considera montañoso) es de crucial interés conocer y entender los procesos de cambio de paisaje que están teniendo lugar, con el fin de intentar recuperar el paisaje tradicional de la montaña.

En este Capítulo se analizan los cambios de uso que ha sufrido un valle de la montaña de León, entre 1957 y 1985, comparando fotografía aérea de la zona en tres periodos (1957, 1974 y 1985). Este método permite evaluar la extensión de las áreas dedicadas a cada uso, en cada periodo de tiempo, y de este modo conocer con precisión los cambios de dominancia y diversidad que han experimentado los usos, así como deducir los patrones de cambio que ha seguido la transformación. Se pretende analizar la repercusión que ha tenido el abandono de los usos agrarios en las comunidades vegetales de las zonas afectadas por el mismo. De tal análisis se intentaran obtener patrones de cambio extrapolables a otras áreas de montaña.

7.2. Área de estudio

El estudio se realizó en un valle de la vertiente sur de la Cordillera Cantábrica (Figura 7-1), de unos 35 km^2 de extensión, en cuyo eje central se encuentra la población de Coladilla, localidad en la que está instalado el dispositivo experimental de sucesión y el de dinámica del matorral, que corresponden a dos de los usos de suelo (pastizal y matorral) seleccionados para el estudio de sus patrones de cambio. Esta zona está comprendida entre las cotas

altitudinales de 1050 y 1700 m. La estructura geológica es muy compleja, dominando los materiales paleozoicos. La vegetación arbórea que más abunda es el bosque de melojo (*Quercus pyrenaica*), cuya etapa de degradación es un matorral con *Genista florida, Cytisus scoparius, C. Purgans* y *Rosa* spp.

En el periodo que se analiza tuvo lugar el paso de un sistema agrario de autoabastecimiento, con producción agrícola y ganadera diversificada, a un monocultivo ganadero. El incremento de ganado vacuno de leche va acompañado de una disminución considerable de la ganadería en número de especies y en carga total. La población se ha reducido en un 70% desde principios de siglo, correspondiendo un 58% al periodo comprendido entre 1950 y 1991 (ver Tabla 2-1).

7.3. Método de muestreo

A partir de tres series de fotografía aérea, correspondientes a los años 1957, 1974 y 1985 (t_1, t_2 y t_3, respectivamente) se realizó un muestreo regular en rejilla, seleccionando 485 puntos equidistantes entre sí 250 m. Se definen 17 tipos de usos basados en la fisionomía de la vegetación (Tabla de la Figura 7-2). El área en conjunto fue dividida en tres partes según el uso predominante en 1957 (agrícola, ganadero y forestal), agrupando cada uno de ellos varios tipos de uso.

7.4. Procesos analíticos

La importancia global del cambio de usos del suelo en el conjunto del territorio considerado se estimó por una parte comparando la diversidad de usos (índice de Shannon-Weaver) en los tres periodos, y por otra, calculando la probabilidad de cambio de los usos entre uno y otro período. El índice de diversidad ha sido aplicado a la matriz de usos en los períodos considerados (t_1, t_2 y t_3); la utilización de este método en cartografía se puede ver en De Pablo *et al*. (1987, 1989). También se hizo el cálculo de la diversidad para cada una de las zonas en que hemos dividido el territorio según su vocación productiva -zonas de utilización predominante-. Su definición se hizo de acuerdo con la superficie ocupada por los usos en el período inicial t_1: agrícola (usos 12, 13, 14, 16 y 17), ganadero (usos 3, 5, 8, 9, 10 y 11) y forestal (usos 1, 2, 4, 6, 7 y 15).

Para detectar los patrones de cambio, se hicieron cálculos de transición de probabilidades (Gibson *et al*., 1983; Sltayer, 1977) (matrices de probabilidad condicionada entre usos de distintos años) en cuatro casos posibles: pares t_1-t_2, t_2-t_3, t_1.t_3 y tripletes t_1-t_2-t_3. La significación estadística de las probabilidades condicionadas fue analizada mediante el test de permutaciones de Monte Carlo (Edington, 1969).
Figura 7-3

7.5. Resultados y discusión

7.5.1. Cambios en conjunto

El análisis del cambio en el período considerado pone de manifiesto que en el intervalo t_1-t_2 el cambio afectó al 36% del territorio -apreciado según el porcentaje de unidades de muestreo que presentaron cambio de uso en el intervalo considerado- destacando el descenso de cultivos (8% del territorio) (Figura 7-4) que pasaron a pasto (prados), o a distintas formas de matorral. En el intervalo t_2-t_3 se da un 38% de cambio; destaca el paso

desde situaciones de matorral-pasto a etapas más complejas de matorral con árboles (19%). En el período total t_1-t_3 el cambio alcanza el 44%. En la Figura 7-3 se observa la distribución espacial y la evolución de las zonas de uso predominante a lo largo de los tres periodos.

7.5.2. Cambios en dominancia

En la Figura 7-4 se puede ver cómo ha cambiado el porcentaje de extensión de cada uno de los 17 usos definidos. Los principales cambios se deben a la disminución de cultivos (uso 13) y pastos (usos 8, 11 y en menor medida 3 y 10). Por el contrario aumenta la superficie destinada a prados (uso 12) y la ocupada por matorral y arbolado (2, 5, 6 y en menor medida 4 y 7). Durante t_1 los usos más extendidos son los pascícolas y los cultivos, mientras en t_3 lo son las superficies de matorral arbolado y los prados, perdiendo representación los antiguos pastaderos (usos 10, 11 y 3).

La Figura 7-5 representa los 17 usos en los tres periodos, ordenados según la extensión que ocupan. En el periodo t_1-t_2 aumenta la superficie dedicada a usos de tipo forestal (2, 4, 6, 7 y 15, y del 5, mixto entre ganadero y forestal). También aumentan los prados (uso 12). Los usos que reducen su extensión son los de tipo agrícola (13) y ganadero (3, 9, 10 y 11).

En el periodo t_2-t_3 hay menos cambios de posición de lo usos que en el anterior. Ascienden de rango los usos de tipo forestal (2, 4, 6 y 7, y el uso 5 mixto entre forestal y ganadero). Los usos ganaderos más propiamente dichos siguen descendiendo. Los prados (uso 12), que habían aumentado en el periodo anterior, descienden de nuevo. Se mantienen los usos 9 y 10, de tipo ganadero. Los cultivos (uso 13), que ya sufrieron una reducción drástica en el periodo anterior, ya no descienden más. También se mantiene el orden de importancia de las repoblaciones forestales (uso 15).

7.5.3. Cambios de diversidad

La diversidad medida en los 17 usos aumenta con el tiempo en el territorio estudiado (Tabla 7-1). La causa principal es la pérdida de dominancia de los pastos y cultivos en favor de distintos tipos de matorral, que hacen más diverso el paisaje. El análisis por separado de las tres grandes zonas de utilización predominante revela que el mayor valor de diversidad se alcanza en la zona ganadera en t_3. Ello se debe a la dinámica interna desencadenada por la invasión de matorral y bosque tras el abandono de las antiguas tierras de pasto. La zona agrícola sufre una simplificación por la sustitución de los cultivos variados por prados.

Como puede observarse (Figura 7-6) la superficie ocupada por los usos considerados como agrícolas (I) disminuyen su importancia debido al abandono de algunas parcelas de cultivo. La zona ganadera (II) también se reduce por el abandono de los pastaderos de peor calidad, independientemente de su distancia a los núcleos de población. Por último la superficie de uso forestal (III) aumentó en una banda más homogénea al ser colonizadas por matorral y arbolado las zonas abandonadas.

	1957(t_1)	1974(t_2)	1985(t_3)
Agrícola	1.69	1.31	1.27
Ganadera	1.99	2.19	2.24
Forestal	1.61	1.93	2.13
Área total	3.20	3.38	3.47

Tabla 7-1
Valores de diversidad para cada una de las zonas de utilización predominante y para el conjunto del territorio.

7.5.4. Patrones de cambio

La Figura 7-7 **(a** y **b)** y Figura 7-8**, (c** y **d)** representa las relaciones de cambio significativas ($p < 0.01$) según el método de Monte Carlo, entre los usos y los diferentes intervalos de tiempo estudiados. Muchos cambios se dan en la dirección de la sucesión. Los bosques y los prados se comportan como situaciones finales, más estables, de la secuencia de cambios. La Figura 78 d enfatiza algunas transiciones t_2-t_3 que dependen de la situación t_1 inicial.

- Transición $t_1 n \rightarrow t_2$

Los cultivos (13) son reemplazados por prados (12) y permanecen como tales. Los pastos (8, 9, 10, 11) tienden a permanecer igual o a evolucionar en tipos diferentes dentro del grupo (9 → 8; 8 → 10). Los matorrales y bosques (2, 3, 5 y 7) se desarrollan hacia etapas más maduras y más leñosas que culminan en bosques.

En el periodo t_1 este proceso tiene lugar por medio de cambios lineales y por transiciones entre situaciones similares. Finalmente hay una serie de usos que no cambian.

- Transición $t_2 \rightarrow t_3$

Los pastos (8, 9, 10 y 11) tienden hacia matorral (de 8 → 9 y 8 → 6) y el matorral hacia formas boscosas más maduras. La evolución sigue complejos saltos en lugar de los cambios lineales que se observaban en el periodo anterior. La gama de relaciones significativas es más variada.

- Transición $t_1 \rightarrow t_3$

Los pastos pedregosos (9 y 10) permanecen igual o se desarrollan lentamente hacia usos muy cercanos, con un poco más de matorral y pasto. Sin embargo, los pastos de suelos profundos con matorral, (6 y 8) tienen un mayor potencial de desarrollo, y al ser abandonados pasan a estadios más maduros de tipo boscoso. Los prados presentes en t_1 permanecen como tales hasta t_3 y a ellos se suman las tierras antes dedicadas a cultivos. Los usos dedicados a infraestructura -14 (edificios) y 16 (carreteras)- permanecen constantes a lo largo de 30 años lo que indica la baja inversión en desarrollo de la zona.

- Transición $t_1 \rightarrow t_2 \rightarrow t_3$

Las relaciones de tripletes significativas se ven Figura 7-8 d, mostrando una excelente visión de los cambios globales. Los cultivos fueron principalmente desplazados por prados, aunque a veces se abandonaron totalmente y se desarrollaron en matorrales y bosques. Algunos pastos (9 y 10) permanecieron sin cambios o se desarrollaron en distintas direcciones. Los matorrales con pasto (usos 8 y 11) sufrieron importantes cambios hacia matorral y, posteriormente hacia bosques. Algunas áreas también fueron usadas para reforestación (uso 15).

7.6. Conclusión

El periodo estudiado se caracteriza por un acusado dinamismo en el uso del territorio, con tendencias bien definidas en la evolución de los usos del suelo y la fisionomía de las formaciones vegetales. En el primer periodo disminuyen drásticamente las tierras cultivadas hasta casi desaparecer, dedicándose buena parte de estas tierras a prados. La especialización ganadera que genera este cambio no es capaz de mantener una diversificación en el paisaje agrario.

El incremento de la diversidad, estimada mediante el índice de Shannon-Wiener (Shannon y Weawer, 1949), se debe a la mayor representación de tipos de comunidades leñosas, que inicialmente ocupaban una superficie reducida.

El patrón de cambio revela una secuencia de cambio ordenada en el sentido de la sucesión. En el primer periodo (1957-1974) las transiciones tuvieron lugar entre usos cercanos en la sucesión. Esto puede interpretarse como un estado inicial de búsqueda y ensayo e indecisión en los cambios de usos. La frecuencia de cambios entre estadios cercanos o la ausencia de los mismos revela que aún no ha tenido lugar el abandono definitivo. Sin embargo en el segundo periodo (1974-1985) la situación es más compleja. Predominan saltos entre usos lejanos en la sucesión. Estos cambios parecen tener cierto grado de irreversibilidad. No hay una disminución significativa de los usos con predominio de prados y pastos indicando que el número total de ganado se ha mantenido en las áreas con estos usos; sin embargo en aquéllas dominadas por bosque o matorral el ganado desaparece. También ha habido una concentración de las empresas ganaderas (principalmente de vacas lecheras) en las zonas más productivas.

La situación actual se caracteriza por una deriva sucesional generalizada hacia formaciones de matorral y bosque. Las zonas de prado quedan restringidas a los terrenos más productivos.

Capítulo 8: Conclusiones

El perfil de biomasa subterránea como indicador de intensidad de pastoreo

Todos los factores de variación ambiental que se consideraron en el estudio de la sucesión (diseño experimental consistente en parcelas cercadas), tuvieron efectos importantes sobre la estructura del pasto. La composición específica, la biomasa aérea y la subterránea, y la distribución de la biomasa aérea entre los principales tipos biológicos, fueron características afectadas por la posición geomorfológica, la altitud y las diferencias de uso, así como por las interacciones entre esos factores.

El tipo de gestión (pastoreo por vacas, pastoreo por ovejas y siega) y la geomorfología resultaron ser más importantes que la altitud en la diferenciación de comunidades, tanto en lo referente a la composición específica como en la organización del perfil de la biomasa subterránea. La biomasa aérea total y la subterránea comprendida entre 4 y 7 cm de profundidad, alcanzaron los máximos valores en las partes bajas de las laderas, lo que indicaría una distribución más en profundidad de la biomasa subterránea en las zonas bajas de ladera. En las zonas altas de las laderas se detecta una mayor proporción de biomasa aérea correspondiente a especies anuales. El factor altitud únicamente se relaciona positiva y significativamente con variaciones de la biomasa de las estructuras subsuperficiales en las partes altas de las laderas, lo que parece estar asociado al descenso de las temperaturas.

A pesar de las diferencias de composición y estructura entre las ocho comunidades estudiadas, siete de ellas mostraron una tendencia notable a concentrar la biomasa subterránea hacia la superficie. Esta característica está asociada a pastos mesofíticos intensamente pastados, incrementándose la tendencia al desplazarse desde situaciones más xerofíticas a otras más mesofíticas. De hecho, las zonas bajas de laderas (potencialmente más fértiles) son las que de forma general mejor se ajustan al tipo de perfil caracterizado por la concentración de la biomasa en su superficie.

Los resultados de este apartado previo indicarían que los pastizales analizados son bastante homogéneos respecto a la intensidad del pastoreo, requisito que consideramos fundamental para analizar los cambios sucesionales subsiguientes al abandono.

Cambios sucesionales en comunidades de pastizal

El estudio de la estructura de los pastizales (sometidos o no a perturbaciones iniciales) a lo largo de los años de observación, ha mostrado una serie de cambios en biomasa, composición, diversidad y espectro biológico. En todos los casos la evolución observada ha estado condicionada por las perturbaciones iniciales.

Biomasa y producción

Parcela testigo

En las parcelas no perturbadas se ha constatado lo siguiente:

- La biomasa acumulada aumenta con la altitud, posiblemente a causa del aumento del agua disponible asociado a ésta.
- Las zonas bajas de ladera producen mayor cantidad de biomasa que las altas.
- Existe una alta variabilidad interanual en la producción herbácea en cada una de las comunidades estudiadas, debida principalmente a las condiciones meteorológicas y al tipo de gestión.

Conjunto de parcelas

Cuando las parcelas se consideran en conjunto, encontramos que, a medida que se asciende en el gradiente altitudinal, las diferencias de biomasa entre las zonas altas y bajas de ladera se amortiguan. Por lo tanto, el papel diferenciador que juega la posición geomorfológica en cuanto a producción pasa a un segundo plano conforme se asciende en

altitud.

Cada localidad -tanto en la zona baja como en la alta- tiene un tipo de curva de producción -variación de la biomasa con el tiempo- característico, de forma que las curvas de las zonas baja y alta de ladera en cada localidad, se parecen más entre sí que a las de otras localidades. Esto indica que, en cada caso, existe un condicionamiento climático y de gestión que regula los patrones generales de la curva de producción de cada localidad.

La evolución de la biomasa a lo largo del año, sigue los patrones siguientes:

- En las tres localidades de menor altitud, la máxima cantidad de biomasa herbácea en el rebrote de primavera se consigue a finales de junio, por el contrario en la localidad de puerto se alcanza, como mínimo, un mes más tarde. En el rebrote de otoño, la máxima biomasa se consigue en todos los casos a finales de octubre.

- Tras alcanzarse el máximo de biomasa se produce una acusada disminución de la misma, que no es atribuible sólo al consumo por los herbívoros sino a los procesos de descomposición -abiótica o biológica- que provocan una importante pérdida de materia vegetal. El efecto es la renovación continua de la biomasa aérea y una alta tasa de renovación en los pastos.

Las perturbaciones experimentales afectan a la producción de biomasa de la forma siguiente:

- La ausencia de pastoreo produce una acumulación de biomasa cuyos efectos se aprecian desde el primer año de observación.

- La roturación provoca una fuerte alteración en la composición y estructura de la comunidad de pastizal, que tarda una media de un año en recuperar los niveles de producción anteriores a la perturbación. La roturación en ausencia de pastoreo (parcela C+R) provoca un fuerte incremento de biomasa al segundo año en las tres localidades más bajas (1, 2 y 3) como consecuencia de la liberación de nutrientes que se produce tras la perturbación, sin embargo, en la situada a mayor altitud esta respuesta se manifiesta de forma más gradual, probablemente debido al efecto de las temperaturas bajas que disminuyen la velocidad y duración del periodo favorable para el proceso de descomposición.

Estructura y composición de los pastos

La ordenación de la matriz de coincidencias (presencia de especies en cada estado de las variables) indica un fondo florístico diferente entre las cuatro localidades estudiadas, variabilidad que oculta la causada por las perturbaciones y la posición de ladera. También se observa que la siega eventual (gestión tipo «prado en secano») conduce a una cierta confluencia entre comunidades en su composición específica.

Parcelas testigo

Las diferencias entre localidades también se aprecian cuando se considera la abundancia de las especies. En este caso la variabilidad debida al tipo de gestión se manifiesta con mayor claridad. El tipo de gestión afecta al grado de diferenciación entre las dos comunidades de una misma localidad en lo referente a composición y cobertura de especies. En los pastos la diferenciación entre zonas altas y bajas de ladera es menor que en las localidades gestionadas como prado de secano (siega eventual). El abandono de la gestión como prado (caso de la zona baja de la localidad 2) da lugar a que las diferencias entre zona alta y baja se aminoren con el paso del tiempo.

La roturación, con o sin pastoreo, es el tipo de perturbación que produce un efecto más notable el primer año, incrementando las diferencias entre las localidades y, en particular, entre las zonas altas de ladera de distintas localidades, debido a que los factores ambientales ejercen presiones de selección diferente sobre las especies pioneras. Con el tiempo las divergencias iniciales entre parcelas se amortiguan, de forma que al cuarto año la

diferenciación relativa entre parcelas roturadas sometidas al tratamiento con pastoreo (R), es similar a la que existía al inicio de la experiencia. Este hecho puede interpretarse como que el pastoreo realiza un efecto de convergencia entre comunidades, dirige o reconduce las características de la comunidad hacia la situación de partida.

El efecto del cercado en las parcelas sin o con roturación (C y C+R) determina una separación clara entre las dos localidades que son gestionadas como pastos (1 y 4). En éstas la ausencia de pastoreo provoca una disminución de la abundancia de aquellas especies en las que se basaba el «parecido» inicial entre ambas localidades. Al analizar, por separado y con un criterio multivariante, las parcelas sometidas a cada tipo de tratamiento, se observa que en ninguno de los casos C y C+R se trastoca al cuarto año la disposición inicial dispersa de las parcelas según localidades, lo que se interpreta como que el peso de las diferencias florísticas prevalece con la sucesión y es superior al inducido por las perturbaciones experimentales.

Tipos Biológicos

Los efectos que las perturbaciones provocan en el espectro de tipos biológicos son distintos para cada localidad. Se pueden destacar las siguientes tendencias generales:

- Tras las perturbaciones se manifiesta una recuperación progresiva del espectro biológico, que al cuarto año resulta ser muy semejante al de la situación inicial. Existen algunos tipos biológicos cuyas proporciones no manifiestan una tendencia lineal en el sentido de la sucesión y, probablemente su cobertura esté más influenciada por las fluctuaciones climáticas interanuales.

- La exclusión del pastoreo mediante cercado (C) beneficia a las gramíneas perennes de porte elevado, con marcado carácter competidor, y perjudica a las plantas con roseta basal, morfológicamente adaptadas a tolerar el pisoteo y que soportan mal las condiciones de sombra que genera el grupo anterior.

- La roturación favorece a las plantas anuales pero perjudica a las gramíneas cespitosas con carácter tolerante al estrés.

Diversidad

- El tipo de manejo a que han estado anteriormente sometidas las comunidades estudiadas, influye en su diversidad inicial, siendo mayor en los «prados» que en los pastos.

- La geomorfología también influye en la diversidad, siendo ésta mayor en las partes bajas de las laderas.

- Las perturbaciones experimentales, aunque alteran inicialmente la diversidad, lo hacen de forma distinta en las diversas comunidades estudiadas. Como aspecto común cabe destacar la tendencia a que la diversidad disminuya cuando se elimina el pastoreo mediante cercado.

- El efecto de las variaciones de precipitación interanuales se manifiesta a través de la presencia o ausencia de especies anuales, que no germinan o lo hacen en menor medida en las condiciones desfavorables.

Cambios estructurales en la comunidad de matorral-pasto.

Cytisus scoparius

Respuesta a la acción combinada del tratamiento y pastoreo

Los resultados muestran una supervivencia muy alta de *Cytisus scoparius* tras las perturbaciones experimentales y antes de llevarse a cabo el pastoreo. Con posterioridad al pastoreo, se detecta un buen desarrollo de las matas, por lo que resulta posible la utilización de *Cytisus scoparius* como planta forrajera.

La recuperación del volumen de las matas de *Cytisus scoparius* tras los tratamientos desbrozado y quemado es similar en ambos, no existiendo diferencias significativas.

La poda ejerce un efecto de rebrote de rama que mejora significativamente la relación

biomasa del año/biomasa total *Cytisus scoparius*, siendo un método apropiado para la obtención de mayores cantidades de forraje tierno, muy apetecido en determinadas épocas del año por los ungulados domésticos empleados en la experimentación.

Control de *Cytisus scoparius*

La reducción del volumen de las matas con un tratamientos inicial drástico (podado, desbrozado o quemado), facilita al ganado el acceso a la biomasa del conjunto de la planta, con lo que el consumo de matorral es mayor en las parcelas tratadas que en la testigo.

En ausencia de pastoreo ninguno de los tratamientos efectuados, resulta suficiente para hacer retroceder la biomasa del matorral, ya que inmediatamente después de realizar los tratamientos (en la primera estación de crecimiento) tiene lugar una potente regeneración vegetativa.

La acción del ganado representa un importante factor de control, tanto respecto al número de matas como a la cobertura de las mismas. El efecto conseguido por dicha acción (ramoneo, pastoreo, alteraciones mecánicas) depende de la carga ganadera. Los métodos más efectivos para hacer retroceder el matorral se obtienen con la carga doble, ya que al cabo de cinco años el número de matas de *Cytisus scoparius* queda reducido de forma clara (hasta un 9% de las iniciales en la parcela quemada y un 18% en la desbrozada). La cobertura se ve también muy afectada debido a que las matas que persisten, experimentan una notable merma en su capacidad de ocupación del espacio y de incrementar de biomasa.

El ramoneo reiterado produce una acusada transformación en la distribución de los arbustos, de forma que de una cobertura continua e indiferenciada se pasa a matas individualizadas. Ello ocasiona un notable aumento de la superficie de ataque por los herbívoros. La magnitud de los cambios en la estructura del matorral (abertura de pasillos, inclinación, aplastamiento y destrucción de las matas) va a condicionar la implantación y la extensión de la comunidad herbácea. Los efectos positivos conseguidos son mucho mayores en el caso de la parcela podada que en la testigo. En este caso, la carga simple resulta ser insuficiente siendo necesaria la doble para mantener el control eficaz que conduce a un retroceso del matorral.

Cuando se utiliza la carga simple de pastoreo (equivalente a 4.5 cabras/Ha) sobre matas podadas de *Cytisus scoparius* la producción de brotes del año que se obtiene casi duplica a la conseguida por las matas que no han recibido tratamiento alguno (testigo con carga simple). Esto no ocurre si se duplica la carga ganadera, ya que el efecto aditivo de la poda y el pastoreo intenso supone una perturbación demasiado fuerte para que el matorral se recupere. Si lo que se pretende es mantener un equilibrio que conduzca a una formación abierta del matorral, habría que utilizar una carga intermedia entre las dos experimentadas.

El volumen final de las matas individuales de *Cytisus scoparius* es el resultado de la acción de modelado que ejerce el pastoreo continuado -conjunto de las muestras en los distintos años- por lo que se puede afirmar que el volumen es inversamente proporcional a la carga; así, cuando la carga es simple, el volumen es bastante superior al que se alcanza cuando la carga es doble (24.9 y 10.8 dm^3, para una y otra).

Preferencias de los herbívoros sobre vegetación herbácea o arbustiva

A juzgar por los efectos sobre la biomasa, las preferencias que muestran los ungulados en su alimentación, dependen principalmente de la proporción inicial entre biomasa herbácea y arbustiva disponibles, así como de la época del año:

- Cuando en las parcelas no existe limitación aparente de oferta arbustiva (recubrimientos medios de *Cytisus scoparius* superiores al 50%) la hierba ha sido el recurso más consumido por las cabras en primavera, mientras que en el verano lo fue la vegetación arbustiva, debido a que en esta estación baja la calidad de la hierba. El consumo de brotes del

año de *Cytisus scoparius* ha sido mayor en verano que en primavera.

En las parcelas sometidas a tratamiento «podado», el consumo medio de brotes con carga doble ha sido muy elevado (67%), mientras que con la carga simple se reduce casi a la mitad. No obstante, el consumo medio de *Cytisus scoparius* en el conjunto de los años con la carga simple resulta ser muy superior al obtenido con la carga doble (54.30 por 25.43 g/m^2). Ello es debido a la disminución de la biomasa y la destrucción de ramas con la carga doble. La simple hace posible una explotación más sostenida, mientras que la doble provoca el retroceso y desaparición del matorral.

En las parcelas testigo, al existir suficiente oferta alimenticia, los resultados obtenidos respecto al consumo de matorral son algo inferiores a los de las parcelas podadas, con lo que la dieta se reparte entre los distintos recursos. El consumo de hierba en primavera triplica al de verano.

- Cuando la oferta arbustiva es escasa, caso de los tratamientos desbrozado y quemado (recubrimientos de *Cytisus scoparius* < 20%), la hierba ha sido el recurso más consumido en primavera. En estas parcelas, tanto el consumo de hierba como el de *Cytisus scoparius* ha sido muy superior en primavera que en verano. En este último caso las disminuciones de volumen que produce el pastoreo en primavera duplican a las conseguidas en verano.

Consumo de *Rubus idaeus, Rosa* spp. y *Quercus pyrenaica*

La apetencia que muestran las cabras al considerar por separado los brotes y los tejidos de sostén para las tres especies arbustivas mencionadas es muy superior en el caso de los brotes: en las parcelas con carga doble los eliminan casi completamente (consumo medio superior al 80%) y en la carga simple se consumen intensamente (más del 60%.).

No obstante aunque las hojas y brotes de estos forrajes arbustivos más escasos son prácticamente consumidos en su totalidad, su fácil rebrote les permite mantener en años sucesivos casi todas las matas iniciales.

El efecto de control que ejercen las cabras sobre la estructura arbustiva es determinante, consiguiéndose una mayor reducción de la cobertura de este estrato con la carga doble que con la simple. En ausencia de pastoreo los arbustos continúan expandiéndose. El control que ejerce la carga sobre la estructura arbustiva también se observa cuando se analiza cada especie por separado, de tal modo que, las coberturas de *Cytisus scoparius*, *Rubus idaeus*, *Quercus pyrenaica* y *Rosa* spp. son, en general, muy inferiores en las parcelas con carga doble respecto a las de carga simple y éstas a su vez inferiores a las del control (ausencia de pastoreo).

Vegetación herbácea

En las parcelas con carga simple con tratamientos desbrozado y quemado la producción herbácea, tanto en primavera como en verano, es sensiblemente superior a la de las parcelas con carga doble. Este efecto negativo del exceso de carga ganadera sobre la producción herbácea se manifiesta, por una parte en que el pisoteo produce una destrucción directa de biomasa y puede desencadenar procesos de erosión, y por otra, en que el mayor consumo de hierba dificulta la recuperación de la biomasa perdida. Por el contrario en el tratamiento podado, el efecto de la carga es distinto. Como la expansión del pasto está limitada por las condiciones de sombra que generan los arbustos, cualquier tratamiento que reduzca la cobertura arbustiva facilitará la iluminación del estrato herbáceo y favorecerá su desarrollo. Dado que la carga doble reduce más que la simple la cobertura de arbustos, encontramos que, al contrario de lo que ocurría en los tratamientos anteriores, produce un efecto beneficioso sobre el pasto herbáceo.

Cuando las condiciones climáticas son favorables (especialmente cuando hay abundante precipitación) tiene lugar una recuperación de la biomasa herbácea entre los dos

episodios de pastoreo efectuados en el mismo año (principios de junio y finales de julio). Dicho proceso se ve alterado por los tratamientos, siendo más importante en las parcelas podadas y poco apreciable en las desbrozadas y quemadas. Podemos afirmar, por tanto, que el matorral de *Cytisus scoparius* produce un efecto positivo de amortiguación del efecto de las condiciones climáticas sobre la vegetación herbácea, creando un ambiente favorable que, en condiciones de insolación intensa, permite mantener la producción durante más tiempo que si estuviese directamente expuesta a la luz solar.

Tomando en cuenta lo anterior, en comunidades con una cobertura inicial en torno al 80%, el tratamiento podado sería recomendable, consiguiéndose los siguientes efectos beneficiosos:

- mayor proporción de brotes/biomasa total
- mayor accesibilidad de los ungulados a las distintas partes de la planta, mayor iluminación y, en consecuencia, mayor producción posible de las porciones centrales de las matas
- incremento considerable de la vegetación herbácea
- retraso en el desarrollo fenológico de la hierba por el efecto de la sombra en relación con la ETP y reserva hídrica del suelo. La recuperación de la producción entre los dos episodios de pastoreo del mismo año es mayor en el tratamiento podado que en los desbrozado y quemado.

Respuesta de la comunidad de matorral-pasto a la acción de los herbívoros

La caracterización de las comunidades de pasto según su composición y estructura muestra que los distintos tipos de gestión experimental (carga con tratamiento inicial) producen cambios en la abundancia de algunas especies que son capaces de responder de forma rápida a las modificaciones del ambiente; otras, que representan la mayor proporción en términos de biomasa, permanecen más o menos constantes en el conjunto de las parcelas.

Cambios en la composición específica. Facies evolutivas

A partir de la abundancia de las especies se definieron, mediante técnicas de clasificación multivariantes, cinco tipos de comunidad que hemos denominado «facies evolutivas», por resultar indicativas de los cambios que se producen por el tipo de gestión.

Relación de las facies evolutivas con los factores considerados como fuente de variación experimental

Dos tipos de facies aparecen asociadas al tratamiento quemado. Ambas se caracterizan por la importancia de las especies anuales; la primera representa un estado más degradado, con presencia de especies propias de suelos arenosos pobres y con escaso interés pascícola. La segunda indica ya cierta respuesta al pastoreo por la presencia de especies con roseta basal y algunas nitrófilas. Por el contrario, el tipo de facies caracterizado por el predominio de herbáceas perennes y que indicaría por tanto un mayor grado de madurez y estabilidad frente al pastoreo, es fuertemente perjudicado por la quema superficial, y sólo se logra en los tratamientos desbrozado y podado.

Las distintas cargas ganaderas influyen en la comunidad de forma diferente: en general la carga doble favorece la implantación de un pastizal de mejor calidad. La carga simple no es suficiente para provocar el retroceso del matorral y la implantación de herbáceas de interés pascícola.

Evolución de las comunidades sometidas a distintos tratamientos

Al analizar con un planteamiento multivariante la evolución de la composición específica de las distintas parcelas, se observa que el primer eje del análisis factorial separa los inventarios de acuerdo al tratamiento. La mayor oposición se produce entre las parcelas del tratamiento quemado frente a las de podado. Las parcelas del tratamiento desbrozado

ocupan una posición intermedia entre las anteriores.

En el tratamiento podado puede apreciarse la separación de las parcelas con carga doble respecto a las de carga simple y al control. La comunidad herbácea con carga doble tiene márgenes de variación más estrechos y se mantiene con pocos cambios aparentes. El intenso pastoreo mantiene a la comunidad con características bastante fijas, evolucionando ya al segundo año de experimentación hacia una composición casi definitiva. Las parcelas control y con carga simple muestran mayor parecido entre sí y presentan amplios márgenes de variación. En ambas, la comunidad herbácea no está estabilizada y evoluciona hacia situaciones con mayor presencia de matorral por vías diferentes según el tratamiento.

El tratamiento «quemado» es el que produce efectos más drásticos en el sistema estudiado, originando un tipo de vegetación herbácea que en los primeros años presenta una producción elevada por efecto de fertilidad transitoria. No obstante, su composición específica, a juzgar por la estructura y tipos biológicos, es menos adecuada para ser utilizada en pastoreo que la de los otros tratamientos. En la parcela quemada la carga doble resulta excesiva y degrada la comunidad hacia formas pobres y con rasgos de erosión. Con carga simple y en ausencia de pastoreo, se produce una lenta evolución, ya apreciable en los años que ha durado este experimento, hacia pastos de mayor calidad.

El factor que mostró mayor actividad o influencia sobre la composición específica ha sido el «tipo de tratamiento», seguido a distancia por la carga, el año de muestreo, el momento de muestreo y, ya más alejado de éstos, la época de muestreo. La influencia del tratamiento y de la carga sobre la composición específica de las comunidades se produce de forma independiente -ortogonal-, como demuestra la disposición en el plano factorial de las especies más condicionadas por dichos factores.

Cambios en la estructura de las comunidades de matorral-pasto. Apreciación a escala de paisaje

- Durante los últimos 30 años el territorio dedicado a usos agrícolas y ganaderos en la montaña de León, ha experimentado un notable dinamismo en los usos del suelo consecuencia de las transformaciones económicas y demográficas, mostrando tendencias bien definidas en la evolución de la fisionomía de las formaciones vegetales.

- En el primer periodo analizado (1957-1974) disminuyen drásticamente las tierras de labor hasta casi desaparecer, dedicándose buena parte de ellas a prados. La especulación ganadera que genera este cambio no permite mantener el mosaico inicial de usos agrarios en el paisaje.

- El incremento del patrón de diversidad detectado por nosotros con el paso del tiempo, se debe a la mayor extensión que ocupan distintos tipos de formaciones leñosas -de matorral/pasto-, que inicialmente estaban restringidas a una superficie menor.

- El patrón de cambio revela una secuencia ordenada en el sentido de la sucesión. En el primer periodo (1957-1974) las transiciones tuvieron lugar entre usos «cercanos» desde el punto de vista sucesional. Este hecho puede interpretarse como una fase inicial de ensayo e indecisión en los cambios de usos. La frecuencia de cambios entre estadíos cercanos o la ausencia de cambio, revela que aún no ha tenido lugar el abandono generalizado. Sin embargo en el segundo periodo (1974-1987) la situación es más compleja. Predominan saltos entre usos lejanos desde el punto de vista sucesional. Estos cambios parecen tener cierto grado de irreversibilidad. No se detecta una disminución significativa de las parcelas dedicadas a prados y pastos herbáceos, lo que indicaría que se mantiene sólo el ganado que aprovecha las mejores zonas. La mayor transformación tiene lugar en las laderas y zonas alejadas de núcleos urbanos, de difícil acceso.

- La situación actual se caracteriza por una deriva sucesional generalizada hacia

formaciones de matorral y bosque. La dedicación de parcelas a prado queda restringida a los terrenos más productivos.

BIBLIOTECA VIRTUAL
MIGUEL DE CERVANTES

Referencias bibliográficas

Abella, A., (1984): «Valoración ecológica de áreas pastables en montaña». *Pastos*, 14 (2): 233-241.

Abrams, M.D., Knapp, AK. y Hulbert, L.C., (1986): «A ten-year record of aboveground biomass in a Kansas tallgrass prairie: effects of fire and topographic position». *Am. J. Bot.*, 73 (10): 1509-1515.

Abramson, N., (1966): *Teoría de la Información y codificación*. Editorial Paraninfo. Madrid. 218 pp.

Abramson, N., (1983): *Information Theory and coding*. McGraw Hill, New York, 218 pp.

Abreu y Pidal, J.M., (1988): «Fundamentos de la ordenación de un pastizal». *Homenaje a Pedro Montserrat*. Instituto de Estudios Altoaragoneses e Instituto Pirenaico de Ecología (CSIC). pp: 771-774.

Abril, M. y Gracia, C.A., (1989): «Crecimiento de los rebrotes de *Pistacia lentiscus* y *Quercus coccifera* después de un incendio». *Options Méditerranéennes - Série Séminaires*, 3: 101-106.

Abugov, R., (1982): «Species diversity and phasing of disturbance». *Ecology*, 63 (2): 289-293.

Aguado-Jolis, I., (1973): *Mapas provinciales de suelos. León*. Ministerio de Agricultura. I.N.I.A. Madrid.

Ahlgren, C.E., (1960): «Some effects of fire on reproduction and growth of vegetation in northeastern Minnesota». *Ecology*, 41 (3): 431-444.

Alfageme, L.A., Busqué, J. y Fernández Arango, B., (1994): «Evaluación de pastos de montaña en función de la topografía y el suelo». *XXXIV Reunión Científica de la Sociedad Española para el Estudio de Pastos* (*SEEP*). Santander, 30 de mayo-3 de junio de 1994. pp: 215-221.

Allen, T.F.H., Sadowsky, D.A., y Woodhead, N., (1984): «Data transformation and scaling operation in ordination of plakton». *Vegetatio*, 56: 147-160.

Allúe Andrade, J.L., (1966): *Subregiones Fitoclimáticas de España*. Ministerio de Agricultura e Instituto Forestal de Investigaciones y Experiencias. Madrid. 57 pp.

Alvarez, M.A., (1980): *Estudio ecológico de las especies de leguminosas pratenses en la Cuenca del río Narcea (Asturias)*. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias. Universidad de Oviedo.

Alvarez, J., Rodríguez Pascual, M. y Carpintero, C., (1990): «Estudio de los suelos y vegetación de prados de la cuenca del río Porma». *XXX Reunión Científica de la Sociedad Española para el Estudio de Pastos* (*SEEP*). Donostia-San Sebastián, 4-8 de junio de 1990. pp: 23-30.

Alvarez, J., Muñoz Yanguas, M.A., Rodríguez, M.A. y Gómez Sal, A., (1990): «Cambios en los usos agrarios y el paisaje en un área de la Cordillera Cantábrica». *III Jornadas sobre el paisaje. Desarrollo y Paisaje.* 26 noviembre-2 diciembre. Segovia. pp: 149-163.

Alonso, M.I., (1994): *Estudio ecológico y valoración de un sistema pastoral de la montaña de León.* Tesis Doctoral. Universidad de León. 371 pp.

Allen, R.B. y Partridge, T.R., (1988): «Effects of spring and autumn fires on the composition of *Chionochloa rigida* Tussock Grassland, New Zealand». *Vegetatio*, 76: 37-44.

Andrew, M.H., Noble, I.R. y Lange, R.T., (1979): «A non-destructive method for estimating the weight of forage on shurbs». *Aust. Range.J.*, 1 (3): 225-231.

Andrew, M.H., Noble, I.R., Lange, R.T. y Johnson, A.W., (1981): «The measurement of shrub forage weight: three methods compared». *Aust. Range J.*, 1 (3): 225-231.

Antuña, M., (1979): *Estudio del comportamiento ecológico de las gramíneas pratenses de la Cuenca del Pigüeña-Narcea*. Memoria de Licenciatura. Universidad de Oviedo.

Añorbe, M., (1988): *Efectos de la temperatura, suelos e insectos consumidores sobre la germinación de Cytisus oromediterraneus y Cytisus multiflorus*. Memoria de Licenciatura. Universidad de Salamanca.

Arianoutsou, M., (1979): *Biological activity after fire in a Phryganic (East Mediterranean) ecosystem*. Ph. D. Thesis.

Ascaso, J., Ferrer, C., Maestro, M., Broca, A. y Amella, A. (1991 a): «Producción y calidad de pastos de montaña (Pirineo Central) de alto valor pastoral». *Actas de la XXXI Reunión Científica de la Sociedad Española para el Estudio de Pastos* (*SEEP*)

Ascaso, J., Ferrer, C., Maestro, M., Broca, A. y Amella, A. (1991 b): «Producción y calidad de pastos de montaña (Pirineo Central) de bajo valor pastoral». *Actas de la XXXI Reunión Científica de la Sociedad Española para el Estudio de Pastos* (*SEEP*). pp: 249-255.

Austin, M.P., (1989): «An exploratory analysis of grassland dinamics: an example of a lawn succession». *Vegetatio*, 43: 11-22.

Azocar, P., Mansilla, A. y Silva, H., (1981): «Método de estimación de la fitomasa útil de *Atriplex repanda* Phil.». *Avances en Producción Animal*, 5 (1): 21-28.

Bakker, J.P., (1987): «Restoration of species-rich grassland after a period of fertilizer application». *En*: *Disturbance in Grasslands*. J. van Andel et al., (Eds.) Dr.W. Junk Publishers, Dordrecht.

Balcells, E., (1981): «El concepto ecológico de territorio montañoso. Revisión general. Supervivencia de la Montaña». *Actas del Coloquio Hispano-Francés sobre Areas de la Montaña*, Madrid 24-27 de marzo de 1980. Servicio de Publicaciones Agrarias, Madrid. pp: 51-67.

Banyikwa, F.F., (1988): «The growth response of two East African perennial grasses to defoliation, nitrogen fertilizer and competition». *Oikos*, 51: 25-30.

Barkman, J.J., (1979): «The investigation of vegetation texture and structure». *En*: M.J.A. (Ed.), *The study of vegetation*. W. Junk. Den Haag.

Barkman, J.J., (1988): «New systems of plant growth forms and phenological plant types». *En*: M.J.A., Werger, P.J.M. Bakker, H.J. van der During y J.T.A. Verhoeven (Eds.), *Plant form and vegetation structure: adaptation, plasticity and relation to herbivory.* Academic Pub., La Haya. pp: 9-44.

Barkman, J.J., (1989): «A critical evaluation of minimun area concepts». *Vegetatio*, 85: 89-104.

Barnes, P.W. y Harrison, A.T., (1982): «Species distribution and community organization in a Nebraska sandhills mixed prairie as influenced by plants/ soil-water relationships». *Oecologia,* 52: 192-201.

Basanta, M., (1984): *Estructura de los matorrales de la cuenca del Tambre*. Tesis Doctoral. Universidad de Santiago.

Basanta, M., Gallardo, A. y Sancho, F., (1986): «Demografía de algunas especies de matorral mediterráneo tras perturbación intensa». *Bases ecologiques per la gestió ambiental*. Diputación de Barcelona, 44-45.

Baudin, F., (1985): *Phytovolumes, phytomases et strategies d' occupation spatiale de six espèces arbustives sûr des parefeux de l'Esterel*. Mémoire de D.E.A. Univ. Aix-Marseille III.

Belhassen, E., Pomente, D., Trabaud, L. y Gouyon, P.H., (1987): «Recolonisation après incendie chez *Thymus vulgaris* (L.): résistance des graines aux températures élevées». *Acta Oecologica. Oecologica Plantarum*, 8 (2): 135-141.

Bellot, G., (1978): *El tapiz vegetal de la Península Ibérica*. Editorial Blume. Madrid.

Belmonte, F. y Romero, M.A., (1994): «Distribución de flujos de agua en el proceso de interceptación en cuatro especies vegetales mediterráneas y su relación con la cantidad de agua disponible en el suelo». *En*: J. ArnáezVadillo, J.M. García-Ruiz y A. Gómez-Villar (Eds.), *Geomorfología en España.* III Reunión de Geomorfología, Tomo II. 14-16 de septiembre de 1994, Logroño. pp: 201-210.

Belsky, A.J., (1986): «Does herbyvory benefit plants?. A review of the evidence». *The American Naturalist*, 127: 870-892.

Benzecri, J.P., (1970): *L'analysse des donneés. II L'analysse des correspondances*. Dunot. París.

Ben-Shahar, B. y Skinner, J.D., (1988): «Habitat preferences of african ungulates derives by uni-and multivariate analyses». *Ecology*, 69 (5): 1479-1485.

Bernáldez, F.G., (1981): *Ecología y paisaje*. Ed. Blume. Madrid.

Bernáldez, F.G. y Pineda, F.D., (1980): «Bases para la tipificación integrada de los pastizales de dehesa». *Pastos*: 10 (1): 20-43.

Bloom, A.J., Chapin, F.S. III y Mooney, H.A., (1985): «Resource limitation in plants - an economic analogy». *Ann. Rev. Ecol. Syst*., 16: 363-392.

Bourbouze, A. y Guessous, F., (1977): «La chèvre et l'utilisation des ressources dans les milieux difficiles». *Symposium sobre la cabra en los paises mediterráneos*. Málaga-Granada-Murcia, España. pp: 207-230.

Box, E.O., (1981): «Macroclimate and plant forms: An introduction to predictive modeling in phytogeography». *Task for vegetation science*, Vol 1. Junk, La Haya.

Brouwer, R., (1983): «Functional equilibrium: sense or non sense?. *Neth J. Agr. Sci*., 31: 335-348.

Bryant, F.C. y Dothmann, M.M., (1979): «Variability in predicting edible browse from crown volume». *J. Range Manage*, 32 (2): 187-189.

BullocK, D.J., (1985): «Annual diets of Hill sheep and feral goats in southern Scotland». *Journal of Applied Ecology*, 22: 423-433.

Cabero, V., (1981): «La despoblación de las áreas de montaña en España y la transformación del hábitat. El ejemplo de las montañas Galaico-Leonesas». *Actas del Coloquio Hispano-Francés sobre áreas de montaña. M.A.P.A*. Madrid. pp: 171-187.

Calabuig, E.L., Navascues, I. y Gómez, J.M., (1981): «Modelo de simulación de pastizales en la montaña leonesa, en función de la potencialidad ganadera». *Pastos*, 11 (3): 175-187.

Calvo, L., (1989): *Regeneración de la vegetación en comunidades de matorral y en robledales de Quercus pyrenaica*. Memoria de Licenciatura. Universidad de León. 64 pp.

Calvo, L., (1993): *Regeneración vegetal en comunidades de Quercus pyrenaica Willd. después de incendios forestales. Análisis espacial de comunidades de matorral*. Tesis Doctoral. Universidad de León. 245 pp.

Canadell, J. y Roda, F., (1989): «Biomasa y mineralomasa subterránea del encinar de la Castanya, Montseny». *Options Méditerranéennes - Série Séminaires,* 3: 13-18.

Canaway, P.M., (1975): «Turf wear: A literature review». *The Journal of Sports and The Turf Research Institute*, 51: 92-103.

Caputa, J., (1966): «Contribution à l'étude de la croissance du gazon des pâturages naturels à differentes altitudes». *Recherche Agronomique en Suisse*, 5: 393-426.

Carballeira, A. y Cuervo, A., (1980): «Seasonal variation in allelopathic potential of soils from *Erica australis* L. heathland». *Oecol. Plant.*, 1: 335-344.

Carbo, R., (1975): *Aportaciones al estudio botánico de la provincia de León*. Tesis Doctoral. Facultad de Biología. Universidad de Oviedo.

Carbo, R., Mayor, M., Andrés, J. y Losa, J.M., (1972): «Aportaciones al catálogo florístico de la provincia de León». *Anales de la Facultad de Veterinaria de León*, 18: 225-352.

Cardús, J. y Lasala, M., (1988): «Fotosíntesis neta y factores climáticos: aplicaciones al estudio de especies vegetales». *Homenaje a Pedro Montserrat*. Instituto de Estudios Altoaragoneses e Instituto Pirenaico de Ecología (CSIC), pp: 903-909.

Carpintero, M.C., (1965): «Estudio químico de los pastos leoneses (Fertilidad del suelo y composición mineral de la hierba)». *Trabajos de la E.A.E. de León* (Vol. II): 215-302.

Carrera, C., (1971): «Tipos de plantas que consume el ganado caprino». *ITESM*, Monterrey, México. pp: 168-169.

Carrillo, E., (1984): *La Flora y la Vegetació de l'Alta Muntanya de les valls d'Espot i de Boí (Pirineus Catalans)*. Tesis Doctoral.

Casado, M.A., (1987): *Organización espacial y temporal de pastos mediterráneos en respuesta a perturbaciones mecánicas e incendios*. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Madrid. 287 pp.

Casado, M.A., Peco, B. y Pineda, F.D., (1984): «Structural changes in pasture ecosystems due to mechanical disturbances». *Proceedings 4 th International Conference on Mediterranean Ecosystems (MEDECOS)*. Bentley (Australia). pp: 22-23.

Casal, M., (1982): *Sucesión secundaria en vegetación de matorral de Galicia tras dos tipos de perturbaciones: incendio y rozas*. Tesis Doctoral, Universidad de Sevilla.

Casal, M., Basanta, M. y García-Novo, F., (1984): *La regeneración de los montes incendiados en Galicia*. Monografías de la Universidad de Santiago. 99 pp.

Casal, M., Basanta, M., González, F., Montero, R., Pereiras, J. y Puentes, A., (1990): «Post-fire dynamics in experimental plots of shrublands ecosystems in Galicia (NW Spain)». *En*: J.G. Goldammer y M.J. Jenkins (Eds.), *Fire in Ecosystems Dynamics*. SPB Academic Publishing The Hague. pp: 33-42.

Celada, J.D., Zorita, E. y Gaudioso, V.R., (1989): «La degradación de los pastos naturales españoles y su relación con la crisis de la ganadería extensiva. Papel de la cabra en el mantenimiento y recuperación de los ecosistemas pastorales». *Avances en alimentación y mejora animal*, 29 (2): 64-71.

Clark, S.S., (1988): «Effects of hazard-reduction burning on population of understory plant species on Hawkesbury sandstone». *Australian Journal of Ecology*, 13: 473-484.

Clark, D.A. y Harris, P.S., (1985): «Composition of the diet of the sheep grazing swards of differing white clover content and spatial distribution». *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 28: 233-240.

Clark, D.A., Lambert, M.G., Rolston, M.P. y Dymock, N., (1982): «Diet selection by goats and sheep on hill country». *Proceedings of the New Zealand Society of Animal Production*, 42: 155-157.

Cole, D.N., (1988): *Disturbance and recovery of trampled montane grassland and forest in Montana. Research Paper*. INT-389. US Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Research Station.

Coleman, D.C., Sasson, A., Breymeyer, A.L., Dash, M.C., Dommergues, Y., Hunt, H.W., Paul, E.A., Schaefer, R., Ulehlová, B. y Zlotin, R.I., (1980): «Decomposer subsystem». *En*: A.I. Breymeyer, y G.M. Van Dyne (Eds.). *Grasslands, systems analysis and*

man. Cambridge University Press. pp: 610-655.

Cook, C.W., (1960): «The use of multiple regression and correlation in biological investigations». *Ecol*., 41: 556-560.

Correal, E., Silva, J., Boza, J. y Passera, C., (1986): «Valor nutritivo de cuatro arbustos forrajeros del género *Atriplex* (*A. nummularia*, *A. cynerea*, *A. Undulata* y *A. lampa*)». *Pastos*, 16 (1-2): 177-189.

Correal, E., Robledo, A. y Ríos, S., (1992): «Recursos forrajeros herbáceos y leñosos de zonas áridas y semiáridas». *43 Reunión Anual de la Federación Europea de Zootecnia*, 23 pp.

Coughenour, M.B., (1985): «Graminoid responses to grazing by large herbivores: adaptations, exaptations and interacting process». *Ann. Mo. Bot. Gard.*, 72: 852-863.

Coughenour, M.B., McNaughton, S.J. y Wallace, L.L., (1985): «Responses of an African tall-grass (*Hyparrhenia filipendula* stapf.) to defoliation and limitations of water and nitrogen». *Oecologia*, 68: 80-86.

Crawley, M.J., (1983): *Herbivory: The dynamics of animal- plant interactions.* University of California. Press Blackwell, Berkeley y Los Angeles.

Crawley, M.J., (1986): «The structure of plant communities». *En*: *Plant Ecology*. Blackwell Scientific Publications. Londres.

Crick, J.C. y Grime, J.P., (1987): «Morphological pasticity and mineral nutrient capture in two herbaceous species of contrasted ecology». *New Phytol.*, 107: 403-414.

Curtis, L.F., (1965): «The description of relief in field studies of soil». *Journal Soil Science*, 16, 1.

Chapman, S.B., Hibble, J., y Rafarel, C.R., (1975): «Net aerial production by *Calluna vulgaris* on lowland heath in Britain». *Journal of Ecology*, 63 (1): 233-258.

Chesson, A. y Ørskov, E.R., (1984): «Microbial degradation in the digestive tract». *En*: F. Sundstøl y E. Owen (Eds), *Straw and other fibrous by products as feed*. Elsevier, Amsterdam. pp: 305-339.

Chocarro, C., Fanlo, R., Fillat, F., García, A. y García, B., (1988): «Comparaciones entre 1º y 2º cortes en prados pirenaicos». *Actas de la XXVIII Reunión Científica de la Sociedad Española para el Estudio de Pastos (SEEP)*, Jaca, pp: 203-211.

Chocarro, C., Fanlo, R., Fillat, F. y Marín, P., (1990): «Historial of natural resources use in the central Pyrenees of Spain». *Mountain Research and Development*, 10 (3): 257-265.

Christensen, N.L., (1987): «The biogeochemical consequences of fire and their effects on the vegetation of the coastal plain of the southeastern United States». *En:* L. Trabaud (Ed.), *The Role of Fire in ecological Systems*.

Dale, M.B., Beatrice, H., Venanzoni, R. y Ferrari, C., (1986): «A comparison of some methods of selecting species in vegetation analysis». *Coenoses*, 1: 35-52.

Day, R.W. y Quinn, G.P., (1989): «Comparisons of treatment after an analysis of variance in ecology». *Ecol. Mono.*, 59: 433-463.

Debano, L.F., (1977): «Influence of forest practices on water yield, channel stability, erosion and sedimentation in the Southwest». *Proc. Soc. Am. For.:* 74-78.

Debussche, M., (1978): *Etude de la dynamique de la végétation sur le versant Nord-Ouest du Mont Aigoual*. Thése. Université des Sciences et Tecniques du Languedoc.

Dell, B., Hopkins, A.J.M. y Lamont, B.B., (1986) (Eds.): *Resilience in Mediterranean-Type Ecosystems*. W. Junk Publishers. Netherlands.

Detling, J.K., (1988): «Grasslands and savannas: regulation of energy flow and nutrient cycling by herbivores». En : L.R. Pomeroy y J.J. Alberts (Eds.), *Concepts of Ecosystem Ecology. A comparative view*. Springer Verlag. Nueva York. Inc. pp: 131-151.

Devendra, C., (1978): «The digestive efficiency of goats». *World Rev. Anim. Prod*., 14 (1): 9-22.

Devendra, C. y Burns, M., (1983): *Goat production in the tropics*. Commonwhealth Agricultural Bureaux, London. 183 pp.

Devendra, C. y McLeroy, G.B., (1982): *Goat and sheep production in the tropics*. Longman, London. 271 pp.

De Blas, C., González, G. y Argamenteria, A., (1987): *Nutrición y alimentación del ganado*. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid. 451 pp.

De Miguel, J.M., (1988): *Estructura de un sistema silvopastoral de dehesa. Vegetación, hábitats y uso del territorio por el ganado*. Tesis Doctoral. Universidad Complutense de Madrid. 261 pp.

De Pablo, C.L., Peco, B., Galiano, E.F., Nicolás, J.P. y Pineda F.D., (1982): «Space-time variability in mediterránean pastures analyzed with diversity parameters». *Vegetatio*, 50: 113-125.

De Pablo, C.L., Gómez Sal, A. y Pineda, F.D., (1987): «Elaboration automatique d'une cartographie écologique et son évaluation avec des paramèters de la théorie de l'information». *L'Espace Geographique*, 2: 115-128.

De Pablo, C.L., Martín de Agar, P., Gómez Sal, A. y Pineda, F.D., (1988): «Descriptive capacity and indicative value of territorial variables in ecological carthography». *Landscape Ecology*, 1 (4): 203-211.

Del Pozo, M., Wright, I.A., Colgrove, P. y Whyte, T.K., (1994): «Effect of clover content in the diet on the performance of weaned lambs on grass/ clover swards previously grazed by goats or sheep». *50th Meeting of the British Society of Animal Production* (en prensa).

Díaz González, T.E. y Penas Merino, A., (1984): *Bases para el mapa fitogeográfico de la provincia de León*. Institución «Fray Bernardino de Sahagún». Diputación provincial de León. 101 pp.

Dickinson, N.M. y Polwart, A., (1982): «The effects of mowing regime on an amenity grassland ecosystem: above and belowground components». *J. Appl. Ecol.*, 19: 569-577.

Díez, C., Luis, E. y Tárrega, R., (1992): «Variación de la diversidad y organización de la comunidad herbácea en robledales adehesados de *Quercus pyrenaica*». *XXXII Reunión Científica de la Sociedad Española para el Estudio de Pastos (SEEP)*. Pamplona. pp: 128-133.

Díez, C., Luis, E., Tárrega, R. y Alonso, P., (1994): «Estudio de las leguminosas en dehesas de roble de Quercus pyrenaica y su relación con las características edáficas». *XXXIV Reunión Científica de la Sociedad Española para el Estudio de Pastos* (*SEEP*). Santander, 30 de mayo-3 de junio de 1994, pp: 71-77.

Díez Modino, J.M. y Tascón, L.J., (1988): «La modernización del sector agrario en la provincia de León». *Revista de Estudios Agrosociales,* 146: 181-207.

Digby, P.G.N. y Kempton, R.A., (1987): *Multivariate analysis of ecological communities*. Chapman and Hall (Ed). London. 206 pp.

Di Castri, F., Goodall, D.W. y Specht, R., (1981) (Eds.): *Mediterranean-Type shrublands. Ecosystems of the World, II*. Elsevier Publishing Comp., Amsterdam, Oxford, New York, 643 pp.

Dishan, G., (1982): «Monocharacter growth for m types as a tool in an analytic-synthetic study of growth for ms in Mediterranean typo ecosystems. A proposal for an inter-regional program». *Ecología Mediterránea*, T. VIII, Fac.1-2: 159-171.

Domínguez, A., (1978): *Abonos minerales*. 5ª edición. Colección, Agricultura

práctica, nº 5. 421 pp. Madrid.

Dooren Bos, J. y Kassam, A., (1979): «Efectos del agua sobre el rendimiento de los cultivos». Estudios de Riego y Drenaje, 33. FAO, Roma. pp: 212.

Duchaufour, P., (1987): *Manual de Edafología.* Masson S.A. (Ed.). 214 pp.

Dulphy, J.P., Remond, B. y Theriez, M., (1980): «Ingestive behaviourand related activities in ruminants». *En*: Y. Ruckebush y P. Thivend (Eds.), *Digestive Physiology and Metabolism in Ruminants*. MTP Press Limited, Lancaster. pp: 103-122.

Duthil, J., (1976): *Producción de forrajes*. Ediciones Mundi Prensa. 3ª edición. 413 pp.

Edbon, D., (1985): *Statistics in Geography*. Ed. Basil Black Well. 232 pp.

Edeso, J.M., González, M.J., Merino, A., Marauri, P. y Larrión, J.A., (1994): «Primeros datos sobre las pérdidas de suelo en explotaciones forestales en la vertiente cantábrica del País Vasco». *En*: J.M. García-Ruiz y T. Lasanta (Eds.), *Efectos geomorfológicos del abandono de tierras*. pp: 21-30.

Edington, E.S., (1969): «Randomization test». *J. Psychol.*, 57: 445-448.

Elías, F. y Ruíz, L., (1977): *Agroclimatología de España*. I.N.I.A. Cuaderno nº 7. Ministerio de Agricultura.

Espigares, T. y Peco, B., (1993): «Mediterranean pasture dynamics: the role of germination». *Journal of Vegetation Science*, 4: 189-194.

Estébanez, J. y Bradshaw, R.P., (1979): *Técnicas de cuantificación en Geografía*. Editorial Tebar Flores, Madrid. 512 pp.

Etiènne, M., (1978): «Amelioration des conditions des parcours et des paturages naturelles pour la production des proteines animales en zone montagneuses». *8th World Forestry Congress,* Yakarta.

Fao, (1968): *El pastoreo y los montes.* Estudios de Silvicultura y productos forestales, 4. Segunda edición. 187 pp.

Fasham, M.J.R., (1977): «A comparison of Nonmetric Multidimensional Scaling, Principal Components and Reciprocal Averaging for the ordination of simulated coenoclines and coenoplanes». *Ecology*, 58: 551-561.

Fernández, B., (1991): *Estudio autoecológico de Cytisus balansae (Boiss.) Ball y Cytisus multiflorus (L' Her.) Sweet. regeneración*. Tesis Doctoral. Universidad de Salamanca.

Fernández Alex, R., Sancho Royo, F. y Torres Martínez, A., (1974): *Introducción al Análisis multivariante*. Universidad de Sevilla.

Fernández González, O., Barcena Cuetos, M. y Somoano Ojanguren, J., (1976): *Informe económico-social del área.* Consejo Económico-Social Sindical Interprovincial de la Cordillera Cantábrica.

Fily, M., (1986): Int*eraction entre les plantes et les herbivores: caracteres adaptatifs et dynamique de la vegetation*. Etude Bibliographique. UER de Sciences Naturelles Université Paul Sabatier. Toulouse.

Fillat, F., (1991): «Utilización y conservación del medio natural por los rumiantes en áreas de montaña». *En*: F.F. Bermúdez (Ed.), *Nutrición de rumiantes en zonas áridas y de montaña*. pp: 17-28.

Forgeard, F., (1990): «Development, growth and species richness on Brittany heathlands after fire». *Acta Oecologica*, 11 (2): 191-213.

Francis, C.F. y Thornes, J.B., (1990): «Matorral: erosion and reclamation». *En*: J. Albadalejo, M.A. Stocking y E. Díaz (Eds.), *Degradación y regeneración del suelo en condiciones ambientales mediterráneas*. CSIC, Murcia. pp: 85-115.

French, M.H., (1970): «Observaciones sobre las cabras». F.A.O.: *Estudios*

agropecuarios, 80. Roma. 234 pp.

Fuls, E.R., (1992): «Ecosystem modification created by patch-over-grazing in semiarid grasslands». *Journal of Arid Environment*, 23: 59-69.

Galindo, J.L.M., (1949): «Géneros de vida en Laciana y Maragatería». *Archivos Leoneses*, 3: 59-81.

Galindo, J.L.M., (1987): «Poblamiento y actividad agraria tradicional en León». *Estudios de Geografía Rural*. Junta de Castilla y León, Valladolid. 167.

Gallart, F. y Llorens, P. (1994): «Papel de los cultivos de montaña y su abandono en la economía del agua». *En*: J.M. García-Ruiz y T. Lasanta (Eds.), *Efectos geomorfológicos del abandono de tierras*. pp: 43-55.

García Criado, B., García Ciudad, A., Garcia Criado, L., Ruano Ramos, A., Pérez Corona, M.E. y Vázquez de Aldana, B.R., (1994): «Producción de pastos semiáridos: Variaciones interanuales». *XXXIV Reunión Científica de la Sociedad Española para el Estudio de Pastos* (*SEEP*). Santander, 30 de mayo-3 de junio de 1994. pp: 237-241.

García González, A., (1981): *Estudio de las comunidades vegetales de la cuenca alta del río Cares*. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad de León.

García Navarro, R., (1988): *Aspectos agronómicos y composición mineral de los henos, gramíneas, leguminosas y «otras plantas» de prados permanentes de la Montaña de León*. Tesis Doctoral. Facultad de Biología. Universidad de León.

García Novo, F., (1977): «The effects of fire on the vegetation of Doñana National Park, Spain. Environmental consequences of fire and fuel management in mediterranean ecosystems». *USDA Forest Service General Technical Report,* WO-3: 318-325.

García Novo, F., González Bernáldez, F. y Gil Criado, A., (1969): «Essais d'analyse automatique de la végétation et des facteurs du milieu (example de la végétation des paturages oligotrophes de «Rodas Viejas» (Salamanca)». *V Simposio Flora Europaea (1967).* Publicaciones de la Universidad de Sevilla, pp: 91-106.

García-Ruíz, J.M. y Lasanta, T., (1990): «Land-use changes in the Spanish Pyrenees». *Mountain Research and Development*, 10 (3): 267-279.

Gardner, P., Pearce, R.B. y Mitchell, R.L., (1985): *Physiology of Crop Plants*. Iowa State University Press.

Gauch, H.G., Whittaker, R.H. y Singer, S.B., (1981): «A comparative study of Non-Metric ordinations». *Journal of Ecology*, 69: 135-152.

Gauthier, B., Godron, M., Hiernaux, P. y Lepart, J., (1977): «Un type complementaire de profil écologique: le profil écologique «índice». *Can. J. Bot.*, 55: 2859-2865.

Gibson, C.W.D., Guilford, T.C., Hambler, C. y Sterling, P.H., (1983): «Transition matrix models and succession after release from grazing on Aldaba atoll.». *Vegetatio*, 52 (3): 141-151.

Gibson, C.W.D., Dawkins, H.C., Brown, V.K. y Jepsen, M., (1987): «Spring grazing by sheep: effects on seasonal changes during early old field succession». *Vegetatio*, 70:33-43.

Gihad, E.A., El-Bedawy, T.M. y Mehrez, A.Z., (1980): «Fiber digestibility by goats and sheep». *J. Dairy Sci.*, 63: 1701-1706.

Gill, A.M., (1977): «Plants traits adaptative to fires in the mediterranean land ecosystems». *En*: H.A. Mooney and C.E. Conrad (Eds.). *Symp. Environmental Consequences of Fire and Fuel Management in Mediterranean Ecosystems*. USDA For Serv. Gen. Rep., WO-3: 17-26.

Gill, A.M. y Groves, R.H., (1981): «Fire regimes in heathlands and their plant ecological effects». *En*: R.P. Specht (Ed.) *Ecosystems of the World 9B: Heathlands and Related shrublands-Analitical Studies*. Elsevier Scientific, New York. pp: 61-84.

Gimeno, C. y Marcos, F., (1988): «Estudio del comportamiento al fuego de las especies arbóreas del bosque mediterráneo». *Congreso Mundial sobre Bosque y Matorral Mediterráneos*. Cáceres.

Gimingham, C.H., (1972): *Ecology of heathlands*. Chapman and Hall, London.

Gloaguen, J.C., (1980): «Application de l'analyse des correspondances et de l'information mutuelle á l'étude phytoecologique des Landes de Bretagne (France)». *Bull. Ecol*., 11 (3): 269-294.

Godrón, M., (1965): *Les principaux types de profils ecologiques*. PE. L. Emberger. Montpellier. 8 pp.

Godrón, M., (1968): «Quelques applications de la notion de fréquence en écologie vègétale». *Oecol. plant.*, 3 (1): 185-212.

Gómez Benito, C., Ramos Rodríguez, E. y Sancho Hazak, R., (1987): *La política socioestructural en zonas de agricultura de montaña en España y en la C.E.E.* Secretaría General Récnica (Ed.). Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid. 178 pp.

Gómez Castro, A.G., Sánchez, M., Peinado, E., Mata, C., Domenech, V. y Megías, D., (1988/89): «Consumo de jaras (*Cistus* sp.) por ganado caprino lechero en régimen semiextensivo». *Pastos*, 18-19 (1-2): 29-43.

Gómez Gutiérrez, J.M. y Luis Calabuig, E., (1992): Producción de praderas y pastizales. *En*: J.M. Gómez Gutiérrez (Coor.). *El libro de las Dehesas salmantinas*. Junta de Castilla y León. Salamanca, pp: 489-511.

Gómez Sal, A., (1982): *Estructura ecológica de los pastos de monte Turolenses. Análisis de las relaciones entre los factores del medio y la vegetación en un territorio de vocación ganadera*. Tesis Doctoral. Universidad Complutense de Madrid. 372 pp.

Gómez Sal, A., (1988): «Ecosistemas rurales». *Elementos básicos para educación ambiental.* Ayuntamiento de Madrid. pp: 53-77.

Gómez Sal, A. y de Miguel, J.M., (1987): «Implicaciones ecológicas del comportamiento del ganado en el aprovechamiento y gestión de dehesas». *Seminario sobre dehesas y sistemas agrosilvopastorales similares*. MaB. Madrid-Extremadura. 17 pp.

Gómez Sal, A. y Rodríguez Pascual, M., (1987): «La actividad agraria en la Comarca de Riaño». En: E. Martínez Fidalgo (Ed.). *Riaño Vive*. pp: 148-160.

Gómez Sal, A. y Rodríguez Pascual, M., (1992): «Montaña de León». *Cuadernos de la Trashumancia 3,* ICONA. 82 pp.

Gómez Sal, A., Alvarez, J. y Rebollo, S., (1991): «Cambios estructurales inducidos por pastoreo en una comunidad de *Cytisus scoparius* (L.) Link». Asociación Española de Ecología Terrestre. *III Jornadas de Ecología Terrestre.* León, 16-20 septiembre 1991. pp: 202.

Gómez Sal, A., Pastor, J. y Oliver, S., (1981): «El pipirigallo silvestre (*Onobrychis hispanica* Sirj.) en los pastos del Sistema Ibérico meridional». *XXI Reunión Científica de la Sociedad Española para el Estudio de Pastos (SEEP)*, León, 20 pp.

Gómez Sal, A., Oliver, S. y Pastor, J., (1983): «Distribución de las especies pascícolas en la montaña de Teruel respecto a factores climáticos». *Av. Invest. Bioclimat*.., 3: 181-193. Salamanca (A).

Gómez Sal, A., de Miguel, J.M., Casado, M.A. y Pineda, F.D., (1986): «Successional changes in the morphology and ecological responses of a grazed pasture ecosystem in Central Spain». *Vegetatio*, 67: 3-34.

Gómez Sal, A., Rodríguez, M.A., Alvarez, J. y Yanguas, M.A., (1992): «*Diversidad de la biomasa aérea y subterránea como medida de organización en pastos*.» ADENA-WWF. Departamento Interuniversitario de Ecología de Madrid.

Gómez Sal, A., Pascual, M.R., Revuelta, J.F., Rebollo, S., Maya, A., Rodríguez, M.A., Alvarez, J. y Muñoz Yanguas, M.A., (1991): *Puertos y pastos comunales en la provincia de León*. Memoria para la Diputación Provincial de León, 100 pp.

González, E., (1944): *Alimentación de la ganadería y los pastizales españoles*. Ediciones Técnicas S.A., Madrid. 467 pp.

González, Q., Fernández, B., Moreiro, M y Gómez, J.M., (1986): «Aportaciones al conocimiento del piornal serrano. Formaciones de *Cytisus balanae* (Bois) Ball.». *Bases ecológiques per la gestió ambiental*. Diputación de Barcelona, 50-51.

González Bernáldez, F., (1980): «El medio ambiente y las ciencias de la naturaleza». *En*: *Necesidades científico-técnicas del Medio Ambiente*. CIFCA. Madrid. pp: 50-69.

González Bernáldez, F., (1983): «La preservación del paisaje rural en España: A la búsqueda de una racionalidad».*Coloquio Hispano-Francés sobre espacios rurales*. Tomo I. Madrid.

González Bernáldez, F., Montserrat, P. y Gil Criado, A., (1968): «Elaboración automática de datos fitosociológicos». *Bol. R. Soc. Española Hist. Nat. (Biol.)*, 66: 151-176.

González Bernáldez, F., Pineda, F.D., Nicolás, J.P., Haeger, J.F. y Pou, A., (1976): *Estudio ecológico preliminar del área del «Castillo de Viñuelas»*. Informe para el ICONA. Madrid, 150 pp.

González Bernáldez, F., Galiano, E.F., Levassor, C., Parra, F., Pou, A. y Ruiz, M., (1978): «Integrating studies for ecological survey of mediterranean range-lands». *INTECOL. Second International Congress of Ecology. Jerusalem*. Abstracts, 1: 41 pp.

González Bernáldez, F., y otros, (1979): *Estudio ecológico del sector NW de Madrid,. Area de El Pardo*. COPLACO. Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo. Madrid.

González Bernáldez, F. y otros, (1980): *L' Espace Géographique*, 3: 241-252.

González del Tánago, M., Cañadas, N., Blanco, R. y Ternán, L., (1994): «Erosión bajo diferentes cubiertas vegetales en un suelo de rañas de Guadalajara». *En*: J. Arnáez Vadillo, J.M. García-Ruiz y A. Gómez-Villar (Eds.), *Geomorfología en España.* III Reunión de Geomorfología, Tomo II. Logroño 14-16 de septiembre de 1994. pp: 227-238.

González Rabanal, F., Cancio Fernández, E., Reyes Ferreira, O. y Casal Jiménez, M., (1991): «Efecto del fuego sobre la aparición de plántulas en suelos de matorral de Ulex europaeux L.»*Asociación de Ecología Terrestre. III Jornadas*, León 16-20 septiembre de 1991: 169-170.

Gounot, M., (1969): *Méthodes quantitatives d'étude de la végétation*. Editorial Masson, París. 314 pp.

Grant, S.A., Suckling, D.E., Smith, H.K., Torvell, L., Forbes, T.D. y Hodgson, J., (1985): «Comparative studies of diet selection by sheep and cattley: The Hill Grassland». *Journal of Ecology*, 73: 987-1004.

Grime, J.P., (1977): *Plant strategies and vegetation processes*. J. Willey & Sons (Eds.). Nueva York.

Grime, J.P., Campbell, B.D., Mackey, J.M.L. y Crick, J.C., (1989): «Root plasticity, nitrogen capture and competitive ability». *En*: D. Atkinson (Ed.). *Plant Root Systems. Their effect on ecosystem composition and structure*. Proceedings BES Symposium, Aberdee, September 1988.

Gross, A., (1981): *Abonos. Guía práctica de la fertilización*. 7ª edición. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid. 559 pp.

Grubb, P.J., (1977): «The maintenance of species richness in plant communities: The importance of regeneration niche». *Biol. Rev*., 52: 107-145.

Guitián, F., Carvallas,T. y Díaz, F. (1972): *Estudio de los suelos del Norte y Noroeste*

de la provincia de León. Cátedra de Edafología de la Universidad de Santiago (Mineografiado).

Gutman, N., Henkin, Z., Noy-Meir, I. y Seligman, N.M., (1991): «Plant and animal responses to beef cattle grazing in a Mediterranean oak scrub forest in Israel». *IV International Rangeland Congress*

Hanawalt, R.B. y Whittaker, R.H., (1976): «Altitudinal coordinated patterns of soil relations on roadsides in the San Jacinto mountains, California». *Soil Science*, 121 (2): 114-124.

Harper, J.L., (1969): «The role of predation in vegetational diversity». *En*: G.M. Goodwell (Ed.), *Diversity and stability in ecological systems. Brookhaven Symp. Biol*., 22: 48-62.

Hernández, E., (1983): *Flora y vegetación de la cuenca alta del río Porma (León)*. Tesis Doctoral. Facultad de Biología. Universidad de León. 447 pp.

Hill, M.O., (1979): *TWISPAN-a fortran program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of individuals and attributes*. Cornell University Ithaca, New York. 90 pp.

Hill, M.O., Bunce, R.G.H. y Shaw, M.W., (1975): «Indicator species analysis, a divisivepolythetic method of classification and its application to a survey of native pinewoods in Scotland». *Journal of Ecology*, 63: 597-563.

Hodgson, J., (1982): *Utilización de pastos para producción ovina. Manejo y enfermedades de las ovejas*. Editorial Acribia. pp: 306-319.

Hodgson, J., Forbes, T.D.A., Armstrong, R.M., Beattle, M.M. y Hunter, E.A., (1991): *Journal of Applied Ecology*, 28: 205-227.

Howe, H.F. y Westley, L.C., (1988): *Ecological relationships of Plants and Animals*. Oxford University Press, 273 pp.

Hubert, D., (1978): *Evaluation du role de la végètation des parcours dans le bilan ecologique et agro-economique des Causses*. These. Doc. Université des Sciences et Techniques du Languedoc. Montpellier.

Humphrey, L.D., (1984): «Patterns and mechanisms of plant succession after fire on *Artemisia grass* sites southeastern Idaho». *Vegetatio*, 57: 91-101.

Huston, M., (1979): «A g eneral hypothesis of species diversity». *Am. Nat*., 113: 81-101.

Jancey, R.C., (1979): «Species ordering on a variance criterion». *Vegetatio*, 39 (1): 59-63.

Jewiss, O.R. y Woledge, J., (1967): «The effect of age on the rate of apparent photosynthesis inleaves of tall fescue (*Festuca arundinacea* Schreb)». *Annals of Botany*, 31: 661-671.

Joffre, R., (1987): *Contraintes du milieu et rèsponses de la vègètation herbacès dans les dehesas de la Sierra Norte (Andalousie, Espagne)*. Tesis Doctoral. Montpellier.

Joffre, R. y Casanova, J.B. (1987): «Le dèvelopement des ressources fourragères des parcours en Corse de l' interieur». *Fourrages*, 93: 51-84.

Jones, R.J. y Megarity, R.G., (1986): «Succesfull tranfer of DHP-degrading bacteria from hawaian goats to australian rumiants to overcome the toxicity of Leucaena». *Australian Vet. Journal*, 63: 259-262.

Jongman, R.H.G., ter Braak, C.J.F. y van Tongeren, O.F.R., (1987): *Data analysis in community and landscape ecology*. Cambridge University Press. 323 pp.

Julivert, M., (1967): «La ventana tectónica del Río Color y la prolongación septentrional del Manto de Ponga (Cordillera Cantábrica, España)». *Trabajos de Geología,*

Universidad de Oviedo, 1: 1-26.

Julivert, M., Pello, J. y Fernández-García, L., (1968): «La estructura del Manto de Somiedo (Cordillera Cantábrica)». *Trabajos de Geología*, 2: 1-43.

Julivert, M., Fonbote, J.M., Ribeiro, A. y Conde, L., (1972): *Mapa tectónico de la Península Ibérica y Baleares*, Escala 1:1.000.000". IGME, España.

Keeley, J.E. (1977): «Seed production, seed population in soil, and seedling production after fire for two congeneric pairs of sprouting and no sprouting chaparral shrubs». *Ecology*, 58 (4): 820-829.

Keeley, J.E., (1984): *Bibliographies on chaparral and the fire ecology of other mediterranean systems*. California Water Resources Center, University of California, Davis, nº 58.

Keeley, J.E., (1986): «Resilience of mediterranean shrub communities to fires». En: B. Dell, A.J.M. Hopkins y B.B. Lamont (Eds.), *Resilience in Mediterranean-type Ecosystems*. Dr. Junk Publishers, Netherlands, pp: 95-108.

Keeley, J.E. y Zedler, P.H., (1978): «Reproduction of chaparral shrubs after fire: A comparison of sprouting and seedling strategies». *American Midland Naturalist*, 99 (1): 142-161.

Kershaw, K.A., (1973): *Quantitative and Dynamic Plant Ecology*. Arnold, Londres.

Körner, Ch. y Renhardt, U., (1987): «Dry matter partitioning and root lengh/ leaf area ratios in herbaceous perennial plants with diverse altitudinal distribution». *Oecologia*, 74: 411-418.

Kruger, F.J., (1979): «South African heathlands». *En*: R.L. Specht (Ed.) *Heathlands and related shrulands of the world. A descriptive studies*. Elsevier, Amsterdam, pp: 19-80.

Kuss, F.R., (1986): «A review of major factors influencing plant responses to recreation impacts». *Environmental Management*, 10: 637-650.

Lasanta, T. (1989): *Evolución reciente de la agricultura de montaña: el Pirineo aragonés*. Monografías científicas nº 1. Geoforma ediciones. Logroño. 220 pp.

Lasanta, T., Ruiz Flaño, P., Ortigosa, L y García-Ruiz, J.M., (1994): «Cultivo frente a abandono de tierras en laderas de montaña: Primeros resultados hidromorfológicos». *En*: J.M. García-Ruiz y T. Lasanta (Eds.), *Efectos geomorfológicos del abandono de tierras*. pp: 83-94.

Leetham, J.W. y Milchunas, D.G., (1985): «The composition and distribution of soil microarthropods in the shortgrass steppe in relation of soil water, root biomass and grazing by cattle». *Pedobiologia*, 28: 311-325.

Le Houerou, H.N., (1981 a): «Impact of man and his animals on Mediterranean vegetation». *En*: F. di Castri, D.W. Goodall y R.L. Specht (Eds.), *Mediterranean type shrublands*. *Ecosystems of the World*, II, Elsevier, Amsterdam, pp: 479-521.

Le Houerou, H.N., (1981 b): «The impact of the goat on the Mediterranean vegetation». *Proceedings 32th Annual Meeting European Association of Animal Production*. Zagreb, pp: 1-10.

Le Houerou, H.N., (1981 c): «Impact of man and his animals on mediterranean vegetatio». *En*: F. di Castri, D,W. Goodall y R.C. Specht (Eds.). *Mediterranean-Type Shrublands: Ecosystems of the world*, vol 11. Elsevier, Amsterdam. pp: 479-522.

Le Houerou, H.N., (1986): «The desert and arid zones of Northern Africa». En: M. Evenary, I. Noy-Meir and D.V. Coodall (Eds.). *Hot Deserts and Arid Shrublands*, Ch. 2, pp: 101-147; *Ecosystems of the World*, vol. 12B; Elsevier P.C., Amsterdam.

Le Houerou, H.N., (1992): «Grazing lands of the Mediterranean Basin». En: *Ecosystems of the World*, vol. 8 B, R.T. Coupland edit., Natural Grasslands, ch. 7, pp: 171-

196. Elsevier Scient. Publ. Amsterdam.

Le Houerou, H.N. y Hoste, C.H., (1977): «Rangeland production and annual rainfall relations in the Mediterranean Basin and in the African Sahelo-Sudanian Zone». *J. Range Manage*, 30 (1): 181-189.

Lepart, J. y Escarré, J., (1983): «La sucession vegétale, mecanismes et modeles. Analyse bibliographique». *Bull. Ecol*., 14: 133-178.

Levassor, C., Pineda, F.D. y Bernáldez, F.G., (1981): «Tipología de pastizales en relación con el relieve: la Sierra del Castillo (Madrid)». *Pastos*, 11: 45-68.

Liddle, M.J., (1975): «A theoretical relationship between productibity of vegetation and its ability to tolerate trampling». *Biological Conservation*, 8: 251-255.

Likens, G. y Bormann, F.H., (1978): «Recovery of a deforested ecosystem». *Science*, 199: 492-496.

Lindroth, R.L., (1989): *Mammalian Herbivore-Plant Interactions in Plant-Animal Interactions*. W.G. Abrahamson (Ed.). McGraw-Hill.

Long, G., Fay, F., Thiault, M. y Trabaut, L., (1967): *Essai de determination experimental de la productivité d'une garrigue à Quercus coccifera*. C.E.P.E.-C.N.R.S., Doc., 39 pp.

López, M.J., (1988): *Flora y vegetación de las cuencas alta y media del río Curueño (León).* Institución Fray Bernardino de Sahagún (Ed.). Diputación Provincial del León, 384 pp.

Lotze, F., (1954): «Forschungen zur Stratigraphie des Westmediterranischen Kambriums». *Jb. Akad. Wiss. Lit*.: 70-72.

Luis, E., Tárrega, R. y Zúazua, T., (1987): «Shrub responses to experimental fire. Firstphases of regeneration». *Ecología Mediterránea,* XIII (4): 155-162.

Luis, E., Tárrega, R., Zuazúa, T., y Calvo, L., (1988): «Estudio comparativo de la regeneración en comunidades de matorral tras diferentes tipos de impactos». *II Congreso Mundial Vasco. Biología Ambiental*: 361-373.

Lucena, F. y Prat, L., (1957): «A now reagent for the colorometric and spextrophometric determination of phosphorus, arsenic y germanium». *Annal. Chim. Acta*, 16: 473.

Lyon, L.J., (1968): «Estimating twig production of serviceberry from crown volumes». *J. Wildlife Manage*, 32 (1); 115-119.

Llamas, F., (1979): *Flora y vegetación de la Maragatería*. Tesis Doctoral. Facultad de Biología. Universidad de León.

Llorente Pinto, J.M., (1987): «Virtualidades y potencial de los sistemas extensivos y semiextensivos de explotación ganadera de Castilla y León». *En*: *La integración de España en la CEE y el sector agrario de Castilla León*. Asociación Castellano-Leonesa de Ciencia Regional, Salamanca, 1987. pp: 151-169.

Llorente, J.M. y Luengo, M.A., (1986): «El abandono de las tierras: significado y gestión de las etapas de sucesión secundaria. El ejemplo de los relieves paleozoicos del W castellano-leonés». *V Reunión del Grupo de Trabajo de la U.G.I.* Síntesis del Paisaje (Banyoles, agosto 1986). Monografies de l'EQUIP, 2: 105-114. Barcelona.

MacMahan, C.A., (1964): «Comparative food habits of deer and three classes of Livestock». *J. Wildlife Manag.*, 28: 798-808.

Maestro, M., Ferrer, C., Amella, A., Broca, A. y Ascaso, J., (1990): «Praderas naturales de secano de los fondos de valle del Pirineo central (Huesca): suelo, manejo, flora, producción y calidad». *XXX Reunión Científica de la Sociedad Española para el Estudio de Pastos* (*SEEP*), Donostia-San Sebastián, 4-8 de junio de 1990. pp: 176-183.

Malanson, G.P. y Trabaud, L., (1987): «Ordination analysis of components of resilience of *Quercus coccifera* garrigue». *Ecology*, 68: 463-472.

Malecheck, J.C., y Provenza, F.D. (1983): «Comportamiento alimentario y nutrición del ganado caprino en pastizales». *Rev. Mund. Zoot.*, 47: 38-48.

Mallik, A.U. y Gimingham, C.H., (1985): «Ecological effects of heather burning. II. Effects on seed germination and vegetative regeneration» *Journal Ecology*, 73: 633-644.

Mangas, V.J., Sánchez, J.R., Ortiz, C. y Escarré, A., (1991): «Efecto de un incendio sobre los flujos de escorrentía y erosión del suelo en el SE de España». Asociación Española de Ecología Terrestre. *III Jornadas de Ecología Terrestre.* León, 16-20 septiembre 1991. pp: 144-145.

Mansanet Terol, C.M., (1987): *Incendios forestales en Alicante. Estudio de la evolución de la vegetación quemada*. Publicaciones de la Caja de Ahorros de la Provincia de Alicante, 143: 188 pp.

Mantecón, A.R., Revesado P.R., Frutos, P. y González, J.S., (1993): «Diet selection by sheep in two (*Calluna vulgaris &Genista florida*) shrub hill communities during summer grazing». *Feed Evaluation for Ruminants*. Foulum, Dinamarca.

Marcos, A., (1968): «La tectónica de la unidad de Sobia-Bodón». *Trabajos de Geología*, 2: 59-87.

Margalef, R., (1982): *Ecología.* Editorial Omega. Barcelona, 655 pp.

Margaris, N.S., (1981): «Adaptative strategies in plants dominating mediterranean-type ecosystems». *En*: F. di Castri, D.W. Goodall y R.L. Specht (Eds.) *Mediterranean-Type Shrublands, II. Ecosystems of the World*. Elsevier Publishing Comp. Amsterdam, Oxford, New York. pp: 309-315.

Marlange, M., (1972): *Contribution a l'étude phyto-écologique du Chaco argentin*. Univ. Sci. tech. Languedoc Thése Montpellier.

Martín Galindo, J.L., (1987): *Poblamiento y actividad agraria tradicional en León.* Junta de Castilla y León. Consejería de Obras Públicas y Ordenación del Territorio. 166 pp.

Martín, F. y de Juan, J.A., (1993): *Agronomía del Riego*. Mundi Prensa. Madrid. 712 pp.

Martínez, P.A., (1959): «Determination and forms of phosphorus in soils of Salamanca province. Comparative study of twelve extractans of assimilable phosphorus». *Ann. Edaf*, 18: 93.

May, T., (1990): «Vegetation development and surface runoff after fire in a catchment of southern Spain». En: J.G. Goldammer, y M.J. Jenkins (Eds.), *Fire Ecosystem Dynamics*. S.P.B. Academic Publishing The Hague. pp: 117-126.

Maya Frades, A., (1994): *Cambios en la estructura agraria de León durante la última década*. Trabajo no publicado.

McNaughton, S.J., (1968): «Structure and function in Californian grasslands». *Ecology*, 49: 962-972.

McNaughton, S.J., (1979): «Grazing as an optimization process: grass-ungulate relationships in the Serengeti». *Am. Nat.*, 113: 691-703.

McNaughton, S.J., (1983): «Compensatory olant growth as a response to herbivory». *Oikos*, 40: 326-336.

McNaughton, S.J., (1984): «Grazing lawns: animals in herds, plant form and coevolution». *The American Naturalist,* 124 (6): 863-886.

McNaughton, S.J., (1985): «Ecology of a grazing ecosystem: The Serengueti». *Ecol. Monogr.*, 55: 259-294.

McNaughton, S.J., Oesterheld, M., Frank, D.A. y Williams, K.J., (1989): «Ecosystem-

level patterns of primary productivity and herbivory in terrestrial habitats». *Nature*, 341: 142-144.

McKenzie, D., (1970): *Goat husbandry*. Faber y Faber. London.

Menghi, M., Cabido, M., Peco, B. y Pineda, F.D., (1989): «Grassland heterogeneity in relation to lithology and geomorphology in the Córdoba mountains, Argentina». *Vegetatio*, 84: 133-142.

Mitchley, J. y Grubb, P.J., (1986): «Control of relative abundance of perennials in chalk grassland in southern England». *Journal of Ecology*, 74: 1139-1166.

Milchunas, D.G., Sala, O.E. y Lauenroth, W.K., (1988): «A generalized model of the effects of grazing by large herbivores on grassland community structure». *Am. Nat.*, 132: 87-106.

Milchunas, D.G. y Lauenroth, W.K., (1989): «Three-dimensional distribution of plant biomass in relation to grazing and topography in the shortgrass steppe». *Oikos*, 55: 82-86.

Miles, J., (1978): *Vegetation Dynamics*. Chapman and Hall Ltd. London.

Mil'kov, F.N., (1974): *Osnovnye gheograficheskie zakonomernosti sklonovoi mikrozonal' norti landshaftov*. Varonezh, Izdvo VGU.

Millán Urdiales, J., (1966): «El hablar de Villacidayo (León)». *Anexos del Boletín de la Real Academia Española*, Madrid, 445 pp.

Milne, J.A., (1987): «The grazing prefereences of cattle, sheep and goats for swads of different height». *Annual Report of the Macaulay Land Use Research Institute*, pp: 89-90.

Milner, C. y Hughes, R., (1968): *Methods for the measurement of the primary production of grassland*. IBP Handbook, 6: 1-70.

Miller, G.R., (1979):»Quantity and quality of the annual production of shoots and flowers by *Calluna vulgaris* in North-east Scotland». *Journal of Ecology*, 67 (1): 109-129.

Minchin, P.R., (1987): «An evaluation of the relative robustness of techniques for ecological ordination». *Vegetatio*, 69: 89-107.

Ministerio de Agricultura (1960-1985): *Anuarios de Estadísticas Agrarias desde 1960 hasta 1985*. Madrid, España.

Ministerio de Agricultura (1980): *Caracterización agroclimática de la provincia de León*. Madrid. 170 pp.

Ministerio de Obras Públicas (1986): *Medio ambiente en España*. MOPU. Madrid, España, 361 pp.

Montalvo, M.I., (1992): *Estructura y función de pastizales mediterráneos. Facultad de Ciencas Biológicas*. Universidad Complutense de Madrid.

Montalvo, M.I., García, B. y Gómez, J.M., (1982): «Producción y composición mineral en pastizales de zona semiárida. II. Majadales». *Studia Oecologica*, III: 181-200.

Montalvo, J., Ortega, M., Casado, M.A., Levassor, C., Peco, B. y Pineda, F.D., (1987): «Estructura y productividad de pastos mediterráneos en un gradiente ambiental». *Producción de forrajes en el área mediterránea. Sociedad Española para el Estudio del Pasto (SEEP)*. pp: 469-482. Mahón-Palma. España.

Montalvo, J., Casado, M.A., Levassor, C., Peco, B. y Pineda, F.D., (1988): «Recuperación de ecosistemas perturbados a lo largo de un gradiente altitudinal». *II Jornadas Bases Ecológicas Gestión Ambiental. Instituto Agronómico Mediterráneo.* Zaragoza.

Montalvo, J., Rámirez Sanz, L., Casado, M.A., Levassor, C. y Pineda, F.D., (1991): «Patrones de diversidad específica y fenotípica». *En*: F.D. Pineda, M.A. Casado, J.M. de Miguel y J.M. Montalvo (Eds.), *Diversidad Biológica/Biological Diversity*. Fund. Areces SCOPE-WWF, Madrid.

Montalvo, M.I., Casado, M.A., Levassor, C. y Pineda, F.D., (1993 a): «Species

diversity patterns in Mediterranean grasslands». *J. Veg. Sci.*, 4: 213-222..

Montalvo, M.I., Levassor, C., Casado, M.A. y Pineda, F.D., (1993 b): «Stability of ecological systems: variation trends and control mechanisms in mediteranean grasslands». *Pirineos*, 141-142: 35-46.

Montserrat, P., (1956): *Los pastizales aragonenses. Avances sobre los pastos aragonenses y su mejora*. Mapa, 190 pp. Madrid.

Montserrat, P., (1964): *Ecología del pasto*. Publicaciones del Centro Pirenaico de Biología Experimental, 1: 22 pp. Jaca.

Montserrat, P., (1972): Estructura y función de agrobiosistemas». *Revista de Pastos*, 2 (10): 128-141. Madrid.

Montserrat, P., (1975): «Fisiología del Paisaje». S*eminario sobre la Estructura y Estabilidad del Ecosistema*. Universidad de Sevilla.

Montserrat, P., (1977): «Base ecológica de las culturas rurales». *Actas del I Congreso Español Antropológico*, 1. Barcelona: 217-230.

Montserrat, P., (1984): «Dinámica de las zonas áridas». *Seminario sobre zonas áridas.* Instituto de Estudios Almerienses, pp: 75-89.

Montserrat, P., (1986): «El pasto: una riqueza de Cantabria y España». *El Campo,* 101: 76-82. Bilbao.

Mooney, H.A. (Ed.), (1977): *Convergent evolution in Chile and California: Mediterranean Climate Ecosystems*. Dowden, Hutchinson y Ross, Inc. Stroudsburg, Pennsylvania. 224 pp.

Mooney, H.A. y Godrón, M. (Eds.) (1983): *Disturbance and ecosystems. Components of response*. Springer. Berlin.

Morand-Fehr, P. (1981): «Nutrition and feeding of goats: application to temperate climatic conditions». En: C. Gall (Ed.), *Goat production*.. Academy Press, New York, pp: 193-232.

Morand-Fehr, P. y de Simiane, M., (1977): «L' alimentation de la chèvre». *Symposium sobre la cabra en los paises mediterráneos*

Morley, F.H.W., (1981): «Management of grazing systems». *World Animal Science*.Vol. B-1: *Grazing Animals*. Elsevier. Amsterdam, pp: 179-400.

Moro, A., (1986): *Estudio físico químico de los suelos (capa arable) de prados permanentes de la montaña de León*. Tesis Doctoral. Facultad de Veterinaria. Universidad de León.

Morris, J.W. y Guillerm, J.L., (1974): «The ecological profiles. Technique applied to data from Lichtenburg, South Africa». *Bothalia*, 11 (3): 355-364.

Mullette, K.J. y Bamber, R.K., (1978): «Studies of the lignotubers of *Eucalyptus gummifera* (Gaertn & Hochr.). III Inheritance and chemical composition». *Aust. J. Bot.*, 26: 23-28.

Muslera, E. y Ratera, C., (1984): *Praderas y forrajes. Producción y aprovechamiento*. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.

Naito, T., (1969): «Changes of alpine vegetation in Mt. Hakkoda ddue to human treading». *Ecological Review*, 17: 171-176.

Naveh, Z., (1974): «Effects of fire on mediterranean region». *En*: T.T. Kozlowski y C.E. Ahlgren (Eds.), *Fire and Ecosystems*. Academic Press, New York. pp: 401-434.

Naveh, Z., (1975): «The evolutionary significance of fire in the Mediterranean region». *Vegetatio*, 29: 199-208.

Nicol, A.M., Russel, A.J.F. y Wright, I.A., (1994): «Integrated grazing of goats with sheep or cattle on continuosly grazed pasture». *XVII Intrnational Grassland Congress,*

Hamilton, New Zealand, 1993 (en prensa).

Noy-Meir, I., Gutman, M. y Kaplan, Y., (1989): « Responses of Mediterranean grassland plants to grazing and protection». *Journal of Ecology*, 77: 290-310.

Núñez, E., (1989): *Ecología del jaral de Cistus ladanifer L.*. Tesis Doctoral. Universidad de Extremadura.

Odum, E.P, (1960): «Organic production and turnover in old field succession». *Ecology,* 41: 34-48.

Olea, L., Paredes, J. y Verdasco, P., (1989): «Características productivas de los pastos de la Dehesa del S.O. de la Península Ibérica». *II Reunión Ibérica de pastos y forrajes*. pp: 147-172.

Orshan, G., (1982): *Monocharacter growth-form types as a tool in an analytic-synthetic study of growth forms in Mediterraneas-type ecosystems. A proposal for an Inter-Regional Program*. Presentation at NATO workshop on Mediterranean vegetation, St. Maximin (france), November 1981 (policopia).

Ortega, M., (1994): *Papel de los bancos de semillas en pastizales mediterráneos: variabilidad espacio-temporal y respuestas al abandono de pastoreo.* Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias. Universidad Autónoma de Madrid.

Ortega, F. y Fernández Ales, R., (1987): «Variaciones en la composición florística y producción de los pastos y su relación con la precipitación en las dehesas de la Sierra Norte de Sevilla (Sierra Morena: SW de España). *Seminario sobre Dehesas y Sistemas Agrosilvopastorales similares.* Madrid-Extremadura-Sevilla. Memorias, 10 pp.

Osoro, K. y Martínez, A., (1994): «Efecto de la presión de pastoreo y del porcentaje de pasto mejorado disponible en el rendimiento animal de ovinos y caprinos». *Actas de la XXXIV Reunión Científica de la Sociedad Española para el estudio de los pastos* (*SEEP*), Mayo, Santander. pp: 337-342

Osoro, K., Paniagua, E., Celaya, R. y Rocha, R., (1994): «Diferencias en la conducta de pastoreo de caprinos y ovinos y su efecto en la calidad del pasto mejorado disponible». *Actas de la XXXIV Reunión Científica de la Sociedad Española para el estudio de los pastos* (*SEEP*), Mayo, Santander. pp:325-330.

Papadakis, J., (1966): *Climates of the world and their agricultural potentialities*. Buenos Aires

Papanastasis, V., (1977): «Conversión de *Quercus coccifera* L. brushlands to grasslands in Greece». *Forest Research Institute*, Thessaloniki.

Papanastasis, P. y Romanas, L.C., (1977): «Effect of high temperatures on seed germination of certain mediterranean half-shrubs». Ministry of Agric.: *For. Res. Ins. Bull.*, 86, 33 pp.

Pardhan, P y Tripathi, R.S., (1983): «Competition between *Trifolium repens* and P*aspalum dilatatum* as related to trampling». *Acta Oecológica*, 4: 345-353.

Passera, C.B., (1983): «Productividad primaria neta en el piedemonte árido de Mendoza». *Deserta*, 7: 156-171.

Pastor, J., (1976): *Fisiología del desarrollo, ecología y distribución de los tréboles subterráneos en España*. Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla.

Pastor, J., Oliver, S. y García, A., (1992): «Relaciones ecológicas entre especies pascícolas y factores edáficos en áreas degradadas de la Submeseta Sur». *Pastos*, XXII (1): 21-35.

Pearson, L.C., (1965): «Primary production in grazed and ungrazed desert communities of eastern Idaho». *Ecology*, 46 (3): 278-285.

Peco, B. y Pineda, F.D., (1987): «Resposta de les pastures ologotrofiques

mediterranies a pertorbacions i canvis meteorologics». *En*: J. Terradas (Ed.), *Ecosistemas terrestres*. Publicaciones de la Diputación de Barcelona, 189-201.

Peco, B., Quintas, M.A.G., Ruiz, M. y Pineda, F.D., (1980): «Análisis de correlación canónica aplicado al estudio de pastizales en una cuenca granítica». *Studia Oecologica*, 2: 91-114.

Peco, B., Levassor, C., Casado, M.A., Galiano, E.F. y Pineda, F.D., (1983):»Influences météreologiques et géomorphologiques sur la succession de pâturages de thérophytes méditerranéennes». *Ecología Mediterránea*, IX (1): 63-76.

Peco, B., Olmeda, C., Casado, M.A., Levassor, C. y Pineda, F.D., (1987): «Sucesión y metereología en la dinámica de un pasto de dehesa». *Seminario sobre dehesas y sistemas agrosilvopastorales similares*. MAB 30 Marzo-4 Abril 1987. Madrid-Extremadura-Andalucía.

Pereiras, J., (1984): *Estudio de los principales efectos de incendios y rozas sobre la germinación de semillas de tojo (Ulex europaeus L.).* Memoria de Licenciatura. Universidad de Santiago de Compostela.

Perevolotsky, A., (1989): «The effect of cutting and goat grazing on the structure and function of maqui rangelands in Israel». *XVI International Grassland Congress, Nice*. pp: 1079-1080.

Pérez Morales, C., (1984): *Flora y vegetación de la cuenca alta del río Bernesga*. Tesis Doctoral. Facultad de Biología. Universidad de León.

Pérez Morales, C. (1988): *Flora y vegetación de la cuenca alta del río Bernesga*. Diputación Provincial de León, Institución Fray Bernardino de Sahagún (Ed.), 437 pp.

Pérez García, M.M.A., (1983): *Flora y vegetación de la Comarca de Omaña (León).* Tesis Doctoral. Facultad de Biología. Universidad de León.

Pérez Pinto, M.T., (1986): *Influencia de la época y frecuencia del corte en la composición química y botánica de henos de prados permanentes de regadío*.. Institución Fray Bernardino de Sahagún. Diputación provincial de León (Ed.), 177 pp.

Pérez Pinto, M.T., (1991): *Composición botánica y bromatológica de un prado permanente bajo diferentes épocas de siega y dósis de fertilización*. Tesis Doctoral. Facultad de Biología. Universidad de León. 433 pp.

Pérez Pinto, M.T., (1989): *Estudio botánico y mineral de prados permanentes de la Cuenca del Bernesga*. Tesis Doctoral. Facultad de Biología. Universidad de León. 657 pp.

Perrinet, M., (1987): «Resposta de la vegetacio al foc a les landes de la muntanya catalana». *En*: J. Terradas (Coor.), *Ecosistemes terrestres. La resposta als Incendis i altres Pertorbacions Quaderns Ecol. Aplicada*, 10: 138-143.

Pielou, E.C., (1975): *Ecological diversity*. Wiley, New York.

Pineda, F.D., (1989): *Ecología I. Ambiente físico y organismos vivos*. Colección Ciencias de la vida. Editorial Síntesis. Madrid. 155 pp.

Pineda, F.D. y Peco, B., (1988): «Pastizales adehesados en el área de El Pardo». *Mundo Ci entífico.(La Recherche)*, 79: 386-395.

Pineda, F.D., Nicolás, J.P., Pou, A. y Galiano, E.F., (1981 a): «Ecological succession in oligotrophic pastures of Central Spain». *Vegetatio*, 44: 165-176.

Pineda, F.D., Nicolás, J.P., Ruiz, M., Peco, B. y Bernáldez, F.G., (1981 b): «Succession, diversité et amplitude de niche dans les pâturages du centre de la péninsule ibérique». *Vegetatio*, 47: 267-277.

Pineda, F.D., Casado, M.A., Peco, B. y Levassor, C., (1987): «Temporal changes in therophytic communities across the boundary of disturbed-intact ecosistems». *Vegetatio*, 71: 33-39.

Pineda, F.D., De Pablo, M.A., Casado, M.A. y De Miguel, J.M., (1988): «Ecological structures recognized by means of entropy analysis: assessment of differences between entropy values». *J. theor. Biol.*, 135: 283-293.

Pope, D.J. y Lloyd, P.S., (1975): «Hemispherical photography and plant distribution». En: G.C. Evans, R. Bainbridge y O. Racksson (Eds.), *Light as an ecological factor*, vol. II: 385-408. Blackwell, Oxford.

Pou, A., (1979): *Geomorfología y distribución de la vegetación. Ensayo de un área representativa de Sierra Morena (Córdoba)*. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias. Universidad Autónoma de Madrid. 378 pp.

Pratt, R.M., Putman, R.J., Ekins, J.R. y Edwards, P.J., (1986): «Use of habitat by free-ranging cattle and ponies in the New Forest, Southern England». *Journal of Applied Ecology*, 23: 539-557.

Primo Yufera, E. y Carrasco, J.M., (1981): *Química Agrícola. I. Suelos y Fertilizantes*. Editorial Alhambra. Madrid. España.

Provenza, F.D. y Malechek, J.C., (1991): «Properly managed shrubs and goats: an effective combination». *IVth International Rangeland Congress*, Montpellier.

Puente García, E., (1985): *Flora y vegetación de la cuenca alta del río Sil.* Tesis Doctoral. Facultad de Biología. Universidad de León.

Puentes Graña, M.A., (1984): *Estrategias de regeneración del tojo tras el incendio*. Memoria de Licenciatura. Universidad de Santiago de Compostela.

Puigdefábregas, J. (1987): «Transformaciones de las pautas de utilización del suelo y sus consecuencias para la gestión de los recursos renovables». *Seminario sobre el futuro de la gestión de los recursos renovables en España*. Editorial Blanes. pp: 23-28.

Purdie, R.W. y Slatyer, R.O., (1976): «Vegetation succession after fire in sclerophyll woodland communities in south-eastern Australia». *Aust. J. Ecol.*, 1: 223-236.

Quezel, P. y Barbero, M., (1990): «Les forets méditérranénnes, problèmes poses par leur signification historique et leur conservation». *Acta Bot. Malacitana*, 15: 145-178.

Rabonot, T.A., (1969): «Plant regeneration from seed in meadows of the USSR». *Herbage Abstr.*, 39: 269-277.

Radcliffe, J.E., (1986): «Gorse - a resource for goats?. *New Zealand Journal of Experimental Agriculture*, 14: 399-410.

Raunkiaer, C., (1907): *Planterigets Livsformer og deres Betydning for Geografien*. Munksgaard, Copenhagen.

Rebollo, S., (1995): *Influencia de los ungulados domésticos y salvajes en los pastos de la Cordillera Cantábrica*. Tesis Doctoral (en realización). Universidad de León.

Remón, J.L. y Alvera, B., (1989): «Biomasa y producción herbácea en un puerto pirenaico de verano». *Options Méditerranéennnes.-Série Séminaires*, 3: 289-292.

Revesado, P.R., Mantecón, A.R., González, J.S., Frutos, P., Ramos, G., Alonso, I., García, A. y Bermúdez, F.F., (1991): «Estudio de las comunidades de interés pascícola en un puerto de montaña: II Evolución en la intensidad de selección del pasto por dos razas ovinas (Churra y Merina)». *Pirineos*.

Revesado, P.R., Mantecón, A.R., González, J.S., Frutos, P. y Giráldez, F.J., (1993): «Valor nutritivo de la dieta seleccionada por animales de raza merina en dos comunidades vegetales de montaña». *ITEA, V Jornadas sobre Producción Animal*, vol. extra, 12 (1): 135-137.

Rigueiro, A., (1992): «Pastoreo controlado en los bosques gallegos». *El Campo. Boletín de Información Agraria*, 124: 29-33. Banco Bilbao-Vizcaya.

Rittenhouse, L.R. y Sneva, F.A., (1977): «A technique for estimating big sagebrush

production». *J. Range Manage*, 30 (1): 68-70.

Rivas Goday, S. y Rivas Martínez, S. (1963): *Estudio y clasificación de los pastizales españoles*. Publicaciones del Ministerio de Agricultura, Madrid. 269 pp.

Rivas Martínez, S. (1963): «Estudio de la vegetación y flora de las Sierras de Guadarrama y Gredos». *Anal. Inst. Bot. A.J. Cavanilles*, 21: 5-325.

Rivas Martínez, S., (1982): *Mapa de las series de vegetación de Madrid*. 1:200.000. Diputación de Madrid.

Rivas Martínez, S., (1984): Pisos bioclimáticos de España. *Lazaroa*, 5: 33-43. Madrid.

Rivas Martínez, S., Díaz, T.E., Fernández Prieto, J.A., Loidi, J. y Penas, A., (1984): *La vegetación de la Alta Montaña Cantábrica. Los Picos de Europa*. Ediciones Leonesas. León, 295 pp.

Rivas Martínez, S., Gandullo, J.M., Allúe Andrade, J.L., Montero de Burgos, J.L. y González Rebollar, J.L., (1987): *Memoria del Mapa de series de Vegetación de España*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. I.C.O.N.A. Serie Técnica. 268 pp.

Robert, T., Bóo, M, Lilia, J., Lindström, O., Elia, R. y Myor, M.D., (1993): «Botanical composition and seasonal trends of cattle diets central Argentina». *Journal Range Management*, 46: 479-482.

Robledo, A., Ríos, S. y Correal, E., (1991): «Estimación de biomasa en los matorrales de albaida (*Anthyllis cytisoides*) del Sureste de España». *Pastos*, 20-21 (1-2): 107-129.

Rodríguez, B., (1987): *La ganadería caprina de la provincia de León*. Evergráficas, León. 142 pp.

Rodríguez Fernández, M.A., (1992): *Estructura aérea y subaérea de pastos de montaña en relación con el aprovechamiento.* Tesis Doctoral. Facultad de Biología. Universidad Complutense de Madrid. 290 pp.

Rodríguez Fernández, M.A., Brown, V.K. y Gómez Sal, A., (1995): «The vertical distribution of belowground pasture biomass in five community types subjected to different grazing regimes». *J. Veg. Sci*, (en prensa).

Rodríguez Pascual, M., Puente, T. de la, y Calleja, A., (1980): «Relación entre el abonado NPK y la composición botánica en prados de regadio de la montaña leonesa». *Pastos*, 10 (1): 105-113.

Rodríguez Pascual, M., (1994): *Efecto de la fertilización mineral y frecuencia de siega sobre la producción, composición botánica y valor nutritivo de un prado de montaña*. Tesis Doctoral. Universidad de León. 213 pp.

Rodríguez Pascual, M. y Gómez Sal, A., (1991): «Cultura y tradición pastoril en la montaña oriental leonesa». *En*: V. Elías y J. Grande (Eds.).C.I.A.E. *Sobre cultura pastoril*. pp: 301-333.

Romero Rodríguez, C.M., (1983): *Flora y vegetación de la cuenca alta del río Luna (León)*. I.C.O.N.A. (Ed.). Monografía 29, 273 pp.

Rousseau, S. y Loiseau, P., (1982): «Structure et cycle de dévelopment des peuplements á *Cytisus scoparius* L. dans la chaine des Puys». *Acta Oecologica Oecol,. Applic*., 3 (2): 155-168.

Romagosa, J.A., (1974): *Manejo de cabras y cabritos en cebo precoz*. Pons, Madrid. 486 pp.

Roy, J., Garnier, E. y Jackson, L.E., (1987): «Response of two perennial grasses to water availability in different habitats related to successional change under Mediterranean climate conditions». *En*: R. Tenhunen *et al.* (Eds.). *Plant response to stress*. Springer-Verlag.Berlin. NATO ASI Series, vol G15: 175-190.

Ruíz Flaño, P., (1993): *Procesos de erosión en campos abandonados del Pirineo: el*

ejemplo del valle de Aisa. Monografías científicas, 4. Geoforma ediciones. Logroño.

Ruíz Maya, L., (1986): *Métodos estadísticos de Investigación (Introducción al Análisis de la Varianza)*. INE. Madrid.

San Juan, C., (1989): «El futuro de la explotación familiar en Europa ante la evolución de la Política Agraria Comunitaria». *Revista de Estudios Agrosociales*, 148: 99-117.

Sanroque, P., Rubio, J.L. y Mansanet, J., (1985): «Efectos de los incendios forestales en las propiedades del suelo, en la composición florística y en la rosión hídrica de zonas forestales de Valencia (España)». *Revue Ecologie et Biologie du sol*, 22: 131-147.

Sauvage, C., (2961): «Recherches géobotaniques sur les suberaies marocaines». *Travaux de l'Institut Scientifique Cherifien. Série Botanique*, 21.

Saver, G.R. y Chapin, F.S. III, (1991): «Production: biomass relationships and element cycling in contrasting arctic vegetation types». *Ecol. Mono*., 61: 1-31.

Schimel., D., Stillwell, M.A. y Woodmansee, R.G., (1985): «Biochemistry of C, N y P in a soil catena of the shortgrass steppe». *Ecology*, 66 (1): 276-282.

Schulze, E.D., (1983): «Root-shoot intereactions and plant life forms». *Neth J.Agr. Sci*, 4: 291-303.

Serrasolsas, I., (1991): «Dinámica del nitrógeno mineral en un encinar de Prades (Tarragona) sometido a tala y quema». Asociación Española de Ecología Terrestre. *III Jornadas de Ecología Terrestre.* León, 16-20 septiembre 1991. pp: 185-186.

Seth, D.N., Rai, G.S., Yadav, P.C. y Pandey, M.D., (1976): «A note on the rare of secretion of parotid saliva in sheep and goat». *Indian J. Anim. Sci*., 46: 660-663.

Shannon, C.E. y Weaver, W., (1949): *The mathematical theory of communication*. University of Illinois Press. Urbana.

Shearman, R.C. y Beard, J.B., (1975): «Turf wear tolerance mechanims: III Physiological, morphological and anatomical characteristics associated with turfgrass wear tolerance». *Agromony Journal*, 67: 215-218.

Shildrick, J.P., (1974): «A comparison of three seedling turf products». *The Journal of Sports and The Turf Research Institute*, 50: 95-107.

Sidahmez, A.E., Morris, J.G., Radosevich, S.R. y Koong, L.J., (1983): «Seasonal changes in composition and intake of chaparral by Spanish goats». *Anim. Feed Sci. Tech.*, 8: 47-61.

Sims, P.L. y Singh, J.S., (1978 a): «The structure and function of the western North American grasslands. III. Net primary production, turnover and efficiences of energy capture and water use». *J. Ecol.*, 66: 573-597.

Sims, P.L., Singh, J.S., (1978 b): «The structure and function of the western North American grasslands. VI. Compartimental transfers and energy flow within the ecosystem». *J. Ecol.*, 66: 983-1009.

Sineiro, F., (1978): «Biología y control del tojo (*Ulex europaeus* L.): 1. Influencia de tres sistemas de laboreo tras corta o quema del tojal en el reestablecimiento del tojo. 2. Respuesta del tojo a dos dosis de cal y fósforo; efectos de dos tipos de manejo y competencia del pasto» *Symposium Mediterráneo de Agricidas*. Tomo II: 189-209.

Sineiro, F., (1982): «Aspectos del uso ganadero del monte en Galicia para la producción de carne». *Pastos*, XII (1): 1-39.

Sing, J.S., Lauenroth, W.K. y Steinhorst, R.K., (1975): «Rewiev and assessment of various techniques for estimating net aerial primary production in grassland from harvest data». *The Botanical Review*, 11: 181-232.

Slatyer, R.O., (1977): *Dynamic changes in terrestial ecosystems: pattern of change,*

techniques for study and applications to management. MaB Technical Notes, 4. UNESCO.

Sokal, R.R. y Rohlf, F.J., (1979): *Biometría*. Blume Ediciones. Madrid. 832 pp.

Solntsiev, V.N., (1974): «Oniekotorykn fundamentalnykh svoistakh gheosistemnoi struktury (Acerca de algunas propiedades fundamentales de la estructura de los geosistemas)». *Metody kompleksnykb issliedovanii gheosistem*. Akademya Nauk. SSSR. Irkutsk.

Sopper, W.E., (1975): «Effects of timber harvesting and related management practices on water quality in forested watersheds». *J. Environ. Qual.*, 4 (1): 24-29.

Specht, R.L., (1981): «Primary productivity in mediterranean Climate ecosystems regenerating after fire». *En*: F. di Castri, W. Goodall y R.L. Specht (Eds.) *Ecosystems of the World II. Mediterranean type sh rublands*. Elsevier Sci. Pub. CO. Amsterdam, pp: 257-267.

Steel, R.G.D. y Torrie, J.H., (1986): *Bioestadística. Principios y procedimientos*. McGraw Hill. México. 622 pp.

Stobbs, T.H., (1973): «The effect of plant structure on the intake of tropical pastures. I. Variation in the bite size of grazing cattle». *Aust. J. Agr. Res*, 24: 809-819.

Stuart-Hill, G.C., (1991): «Relative effect of elephant and goats on the persistence of *Portulacaria afra* in the Cape Province, South Africa». *IVth International Rangeland Congress*, Montpellier.

Sundryal, R.C., (1992): «Structure, productivity and energy flow in an alpine grassland in the Garhwal Himalaya». J*ournal of Vegetation Science*, 3 (1): 15-20.

Tabard, P., (1985): «Une plante energétique a cycle court. Le genet: *Cytisus scoparius*». *Ec. Biomass. Conf.*, Venecia, marzo 1985.

Tárrega, R., (1986): *Regeneración post-fuego del estrato herbáceo en robledales de Quercus pyrenaica en la provincia de León*. Tesis Doctoral. Universidad de León.

Tárrega, R. y Luis, E., (1989): «Sucesión post-fuego y mecanismos de supervivencia en comunidades de *Quercus pyrenaica* en la provincia de León». *Options Méditerrannées-Serie Séminaires*, 3: 137-140.

Ter Heerdt, G.N.J., Bakker, J.P. y de Leeuw, J., (1991): «Seasonal and spatial variation in living and dead plant material in a grazed grassland as related to plant species diversity». *Journal Applyed Ecology,* 28: 120-127.

Thomson, D.J., (1984): «The nutritive value of white clover». *En*: D.J. Thomson (Ed.). *Forage Legumes*, *British Grassland Society Occasional Symposium*, 16: 78-92.

Thrower, N.J.W. y Bradbury, D.E., (1977) (Eds): *Chile-California Mediterranean Scrub Atlas*. Dowden, Hutchinson & Roos. Inc. Stroudsburg, Pennsylvania. 237 pp.

Tilman, D., (1982): *Resource competition and community structure*. Princeton, New Jersey. Princeton University Press.

Tilman, D., (1985): «The resource- ratio hypothesis of succesion». *Am. Nat.*, 125: 827-852.

Tisdale, S.L. y Nelson, W.L., (1991): *Fertilidad de los suelos y fertilizantes*. UTEHA. México, 760 pp.

Titlyanova, A., Rusch, G. y van der Maarel, E. (1988): «Biomass structure on limestone grasslands on Öland in relation to grazing intensity». *Acta Phytogeogr Suec.*, 76: 125-134.

Tomaselli, R., (1956): *Introduzione allo studio della Fitosociología*. Industria Poligráfica Lombarda, Milano. 319 pp.

Tomaselli, R., (1977): «The degradation of the mediterranean maquis». *Mediterranean Forest and Maquis. Ecology, Conservation and Management*, MAB Tech. Notes 2, UNESCO, Paris.

Trabaud, L., (1980): *Impact biologique et écologique des feux de végétation sur l' organisation, la structure et l' évolutión de la végétation sur l'organisation, la structure et l'évolution de la végétation des garrigues du Bas-Languedoc*. Thèse Doct. Etat. Univ. Sci. Tech. Languedoc. Montpellier. 288 pp.

Trabaud, L., (1981): «Man and fire: Impacts on Mediterranean Vegetation». En: *Mediterranean-Type Shrublands, II. Ecosystems of the World*. Elsevier Publishing Comp. Amsterdam, Oxford, New York. pp: 523-537.

Trabaud, L., (1987): «Fire and survival traits of plants». *The role of fire in ecological systems*. SPB Academic Publishing. The Hague: 65-89.

Trabaud, L., (1989): «Les effets du regime des feux: exemples pris dansa le bassin mediterraneen». *Options Méditerranéennes-Série Séminaires*, 3: 89-94.

Trabaud, L., (1990): «Fire as an agent of plant invasion?. A case study in the French mediterranean vegetation». *En*: F. di Castri, A.J. Hansen y M. Deussche (Eds.), *Biological invasions in Europe and the Mediterranean Basin.* Kluwer Academic Publishers. pp: 417-437.

Trabaud, L., (1991): Le feu est-il un factor de changement pour les systèmes écologiques du bassin méditerranéen?. *Secheresse*, 3 (2): 163-174.

Troeh, F.R., (1964): «Landform parameters correlated to soil drainage». *Soil Sci. Soci. Proc.*, pp: 808-812.

Troumbis, A. y Trabaud, L., (1987): « Dynamique de la banque de graines de deux espèces de Cistes dans les maquis grecs». *Acta Oecologica. Oecologia Plantarum*, 8: 167-179.

Tutin, T.G., Heywood, V.H., Burges, N.A., Valentine, D.H., Walters, S.M. y Webb, D.A., (1964, 1968, 1972, 1976, 1980): *Flora Europea*. Cambridge University Press, vol. 5. Cambridge.

Usher, M.B., (1979): «Markovian approaches to ecol ogical succession». *Journal of Animal Ecology*, 48: 413-426.

Usher, M.B., (1986): *Wildlife Conservation Evaluation*. Michael B. Usher (Ed.). Dunnington, York.

Uresk, D.W., Gilbert, R.O., y Rickard, W.H., (1977): «Sampling big sagebrush for phytomass». J. *Range Manage*, 30 (4): 311-314.

Vadell, J. y Medrano, H., (1990): «Distribución de la biomasa y penetración de la luz en praderas de trébolsubterráneo». *En*:*XXX Reunión Científica de la Sociedad Española para el Estudio de Pastos* (*SEEP*) Donostia-San Sebastián, 4-8 de junio de 1990. pp: 152-159.

van Andel, J., Bakker, J.P. y Snaydon, R.W. (Eds.) (1987): *Disturbance in grasslands.Causes, effects and processes*. Junk, La Haya.

van der Maarel, E., (1984): «Dynamics of plant populations from a synecological viewpoint». *En*: R. Dirzo y J. Sarukhan (Eds.). *Perspectives on plant population ecology*. Sinauer Associates Publishers. Sunderland.

van der Maarel, E. y Titlyanova, A., (1989): «Aboveground and belowground biomass relations in steppes under different grazing conditions». *Oikos*, 56: 364-370.

van der Maarel, E., Janssen, J.G.M. y Louppen, J.M.W., (1978): «Tabord, a program for structuring phytosociological tables». *Vegetatio*, 38 (3): 143-146.

van der Maarel, E., Espegel, I. y Moreno Casasola, P., (1987): «Two step vegetation analysis based on very large data sets». *Vegetatio,* 68: 139-143.

van Hulst, R.K.J., (1980): «Vegetation dynamics or ecosystem dynamics: dynamic sufficiency in succession theory». *Vegetatio*, 43: 147-151.

Vigo, J., (1983): «El Poblament vegetal de la Vall de Ribes». *Acta Botánica*

Barcinonensia, 35: 793 pp.

Vickery, P.J., (1981): «Pasture growth under grazing» (Chapter 4). *En*: F.W.H. Morley (Ed.), *Grazing Animals World Science B1*. pp: 55-77. Elsevier Scientific Publishing Company. Amsterdam.

Vora, R.S., (1988): «Predicting biomass of five shrub species in northeastern California». *J. Range Manage*, 41 (1): 63-65.

Walter, H., (1973): *Vegetation of the earth in relation to climate and the eco-physiological conditions*. Springer-Verlag, New York.

Walter, H. y Lieth, H., (1960): *Klimadiagram weltatlas.* Editorial Fischer. Jena.

Watt, A.S., (1955): «Bracken versus heather, a study in plant sociology». *Journal of Ecology*, 43: 490-506.

Westman. W.E., (1981): «Coastal sage scrub succesion». *Proc. of Symposium on Dynamics and management of Mediterranean-Type Ecosistems.* San Diego, California, USDAA General Recnical Report PSW-58.

Whittaker, R.H., (1962): «Classification of natural communities». *Bot. Rev*., 28: 1-239.

Wildi, O. y Orlóci, L., (1989): «Numerical exploration of community patterns». Curso de *Numerical methods and models in vegetation biology*. Estación Agrícola Experimental de León. (CSIC). Documento de Trabajo. 127 pp.

Wilman, D., (1980): «Early spring and late autumn response to applied nitrogen in four grasses. 1. Yield, number of tillers and chemical composition». *Journal Agric. Sci., Camb*., 94: 425-442.

Willard, B.E. y Marr, W., (1970): «Effects of human activities o alpine tundra ecosystems in Rocky Mountain National Park, Colorado». *Biological Conservation*, 2: 265-267.

Williams, S., Ed, (1984): *Official Methods od Analysis of the Association of Official Analytical Chemists*. 14 th edition. Usa.

Wilson, P.N., (1975): «Comparison of the diets of goats and sheep on a woodland community in Western New South Wales (Australia)». *Australian J. Exp. Agr. Anim. Husb*, 15: 45-53.

Wilson, A.D., (1977): «The digestibility and voluntary intake of the leaves of trees and shrubs by sheep and goats». *Austr. J. Agric. Res.*, 28: 501-508.

Wills, B.J., Begg, J.S.C. y Brosnan, M., (1990): «Forage shrubs for the South Island dry hill country: 1. *Atriplex halimus* L. (Mediterranean saltbush)». *Proc. New Zealand Grassland Asso*, 52: 161-165.

Woledge, J. y Leafe, E.L., (1976): «Single leaf and canopy photosynthesis in a ryegrass sward». *Annals of Botany*, 40: 773-783.

Woledge, J. y Leafe, E.L., (1977): «The effects of shading and cutting-treatnents on the photosynthetic rate of ryegrass leves». *Annals of Botany*, 41: 1279-1286.

Woolfolk, J., (1975): «Estudio y manejo de pastizales de zonas semiáridas». *Manejo de Pasturas*. Ministerio de Agricultura y Pesca/F.A.O. Buenos Aires. pp: 1-83.

Zar, J.H., (1984): *Biostatistical analysis*. Segunda edición. Editorial Prentice-Hall, Englewood Cliffs, Londres.

Zorita, E., (1991): «Hacia una nueva estructura de la ganadería ovina en España, armonizando recursos alimenticios y objetivos medioambientales». *Avances en alimentación y mejora animal*, 29 (2): 9-42.

Zorita, E., Suárez, A. y Calvo, M.L., (1967): «Modificaciones de la lignina y formación de material húmico en el tracto digestivo de los rumiantes». *And. Edaf. Agrobiol.*,

26 (1-4): 273-292 (vol. Hom. al Prof. Albareda).

Zuazúa, M.T. (1987): *Estudio de la sucesión secundaria en campos de cultivo abandonados en las tierras altas de la provincia de León*. Tesis Doctoral. Universidad de León. 164 pp.

BIBLIOTECA VIRTUAL
MIGUEL DE CERVANTES

ANEXOS

Anexo I

a) Relación de especies aparecidas y variables estimadas en los muestreos de exclusión del pastoreo. Se especifican las abreviaturas que se utilizan en el trabajo.

b) Valores codificados de abundancia de las especies y variables ambientales en las parcelas experimentales. Los datos referentes a los años 1988 y 1989 se expresan en porcentaje de biomasa de la especie respecto a la obtenida en la parcela testigo. Los datos de los años 1990, 1991 y 1992 indican valores de cobertura en los cuadrados elementales. El significado de las clases de abundancia puede verse en el Capítulo 2. Para cada año -columna de la derecha- se ha calculado el valor medio de abundancia con los datos no codificados. Se adjuntan también algunos datos estructurales (tipos biológicos, alturas en cm de la vegetación herbácea) y los valores de los análisis químicos del suelo realizados en las distintas parcelas.

c) Frecuencia de las especies en los cuadrados elementales de muestreo de los inventarios realizados en parcelas con exclusión del pastoreo (ver Tablas de las figuras en el apartado b).

a)

1 *Acchillea odorata* L.	*Achil odo*
2 *Acchillea millefolium* L.	*Achil mil*
3 *Aegilops geniculata* Roth	*Aegil gen*
4 *Agrostis capillaris* L.	*Agros cap*
5 *Aira* spp.	*Aira* spp
6 *Allium sphaerocephalon* L.	*Alliu sph*
7 *Alopecurus pratensis* L.	*Alope pra*
8 *Anagallis arvensis* L.	*Anaga arv*
9 *Anthemis arvensis* L.	*Anthe arv*
10 *Aphanes arvensis* L.	*Aphan arv*
11 *Avenula marginata* (Lowe) J. Holub	*Avenu mar*
12 *Arrhenatherum elatius* (L.) Beauv. ex C. Presl.	*Arrhe ela*
13 *Bellis perennis* L.	*Belli per*
14 *Brachypodium distachyon* (L.) Beauv.	*Brach dis*
15 *Briza media* L.	*Briza med*
16 *Bromus hordeaceus* L.	*Bromu hor*
17 *Bromus sterilis* L.	*Bromu ste*
18 *Crepis capillaris* (L.) Wallr.	*Crepi cap*
19 *Carex caryophyllea* Latourr.	*Carex car*
20 *Carlina corymbosa* L.	*Carli cor*
21 *Cerastium* spp.	*Ceras spp*
22 *Chenopodium album* L.	*Cheno alb*
23 *Conopodium capillifolium* (Guss.) Boiss.	*Conop cap*
24 *Conopodium majus* (Gouan) Loret	*Conop maj*
25 *Convolvulus arvensis* L.	*Convo arv*
26 *Cynosurus cristatus* L.	*Cynos cri*
27 *Cynosurus echinatus* L.	*Cynos ech*
28 *Dactylis glomerata* L.	*Dacty glo*
29 *Daucus carota* L.	*Daucu car*

BIBLIOTECA VIRTUAL MIGUEL DE CERVANTES

30	*Desmazeria rigida* (L.) Tutin	*Desma rig*
31	*Dianthus armeria* L.	*Diant arm*
32	*Erodium cicuatarium* (L.) L'Her.	*Erodi cic*
33	*Erophila verna* (L.) Chevall.	*Eroph ver*
34	*Eryngium campestre* L.	*Eryng cam*
35	*Festuca* gr. *Rubra*	*Festu* gr. *rub*
36	*Galium* spp.	*Galiu* spp
37	*Galium divaticatum* Pourret ex Lam.	*Galiu div*
38	*Galium parisiense* L.	*Galiu par*
39	*Galium verum* L.	*Galiu ver*
40	*Gaudinia fragilis* (L.) Beauv.	*Gaudi fra*
41	*Genista florida* L.	*Genis flo*
42	*Geranium molle* L.	*Geran mol*
43	*Pteridium aquilinum* (L.) Kuln.	*Pteri aqu*
44	*Helleborus viridis* L.	*Helle vir*
45	*Herniaria latifolia* Lapeyr.	*Herni lat*
46	*Hieracium pilosella* L.	*Hiera pil*
47	*Hypochoeris radicata* L.	*Hypoc rad*
48	*Holcus lanatus* L.	*Holcu lan*
49	*Juncus effusus* L.	*Juncu eff*
50	*Leontodon taraxacoides* (Vill.) Merat	*Leont tar*
51	*Leucanthemum vulgare* Lam.	*Leuca vul*
52	*Logfia minima* (Sm.) Dumort	*Logfi min*
53	*Lolium perenne* L.	*Loliu per*
54	*Lotus corniculatus* L.	*Lotus cor*
55	*Medicago lupulina* L.	*Medic lup*
56	*Medicago minima* (L.) Bartal	*Medic min*
57	*Medicago sativa* L.	*Medic sat*
58	*Merendera pyrenaica* (Pourret) P. Four.	*Meren pyr*
59	*Moenchia erecta* P. Gaert. Meyer et P. Scherb.	*Moenc ere*
60	*Crocus nudiflorus* Sm.	*Crocu nud*
61	*Nardus stricta* L.	*Nardu str*
62	*Ononis spinosa* L.	*Ononi spi*
63	*Phleum pratense* L.	*Phleu pra*
64	*Plantago lanceolata* L.	*Plant lan*
65	*Plantago media* L.	*Plant med*
66	*Poa bulbosa* L.	*Poa bul*
67	*Poa pratensis* L.	*Poa para*
68	*Polygonum aviculare* L.	*Polyg avi*
69	*Potentilla reptans* L.	*Poten rep*
70	*Ranunculus bulbosus* L.	*Ranun bul*
71	*Ranunculus paludosus* Desf.	*Ranun pal*
72	*Rhinanthus minor* L.	*Rhina min*
73	*Rubus idaeus* L.	*Rubus ida*
74	*Rumex acetosa* L.	*Rumex ace*
75	*Rumex acetosella* L.	*Rumex ace*
76	*Rumex crispus* L.	*Rumex cri*

77 *Sanguisorba minor* Scop.	*Sangu min*
78 *Saxifraga granulata* L.	*Saxif gra*
79 *Seseli libanotis* (L.) Koch	*Sesel lib*
80 *Sherardia arvensis* L.	*Shera arv*
81 *Silene vulgaris* (Moench) Garcke	*Silen vul*
82 *Sagina apetala* Ard.	*Sagin ape*
83 *Thymus zygis* L.	*Thymu zyg*
84 *Trifolium arvense* L.	*Trifo arv*
85 *Trifolium dubium* Sibth.	*Trifo dub*
86 *Trifolium glomeratum* L.	*Trifo glo*
87 *Trifolium micranthum* Viv.	*Trifo mic*
88 *Trifolium pratense* L.	*Trifo pra*
89 *Trifolium repens* L.	*Trifo rep*
90 *Trifolium scabrum* L.	*Trifo sca*
91 *Trifolium subterraneum* L.	*Trifo sub*
92 *Trifolium striatum* L.	*Trifo str*
93 *Trifolium campestre* Schreber	*Trifo cam*
94 *Trisetum flavescens* (L.) Beauv.	*Trise fla*
95 *Tuberaria guttata* (L.) Fourr.	*Tuber gut*
96 *Veronica* spp.	*Veron* spp
97 *Vulpia* spp.	*Vulpi* spp
98 *Vulpia bromoides* (L.) S. F. Gray	*Vulpi bro*
99 *Minuartia hamata* (Haussk.) Mattf.	*Minua ham*
100 *Vicia* spp.	*Vicia* spp
101 *Cerastium fontanum* Baumg.	*Ceras fon*
102 *Veronica arvensis* L.	*Veron arv*
103 *Cirsium eriphorum* (L.) Scop.	*Cirsi eri*
104 *Malva moschata* L.	*Malva mos*
105 *Chenopodium bonus-henricus* L.	*Cheno bon*
106 *Taraxacum* gr. *Officinale*	*Tarax* gr. *off*
107 *Barbarea intermedia* Boreau	*Barba int*
108 *Thymus praecox* Opiz	*Thymu pra*
109 *Cruciata glabra* (L.) Ehr.	*Cruci gla*
110 *Clinopodium vulgare* L.	*Clino vul*
111 *Erica arborea* L.	*Erica arb*
112 *Luzula campestris* (L.) DC.	*Luzul cam*
113 *Dianthus deltoides* L.	*Diant del*
114 *Silene nutans* L.	*Silen nut*
115 *Lepidium heterophyllum* Bentham	*Lepid het*
116 *Sedum anglicum* Hudson	*Sedum ang*
117 *Stellaria media* (L.) Vill.	*Stell med*
118 *Herniaria glabra* L.	*Herni gla*
119 *Lythrum borysthenicum* (Schranck) Litv.	*Lythr bor*
120 *Jasione montana* L.	*Jasio mon*
121 *Polygala edmundii* Chodat	*Polyg edm*
122 *Conopodium bourgaei* Cosson	*Conop bou*
123 *Anthoxanthum odoratum* L.	*Antho odo*
124 *Anthylis vulneraria* L.	*Anthy vul*

BIBLIOTECA VIRTUAL MIGUEL DE CERVANTES

125 *Euphrasia hirtella* Jord. ex Reuter — *Euphr hir*
126 *Andryala integrifolia* L. — *Andry int*
127 *Digitalis parviflora* Jacq. — *Digit par*
128 *Narcissus bulbocodium* L. — *Narci bul*
129 *Aira caryophylea* L. — *Aira car*
130 *Plantago coronopus* L. — *Plant cor*
131 *Capsella bursa-pastoris* (L.) Med. — *Capse bur*
132 *Taraxacum* gr. *Fulvum* — *Tarax* gr. *ful*
133 *Astragalus depressus* L. — *Astra dep*
134 *Arenaria serpyllifolia* L. — *Arena ser*
135 *Petrorhagia nanteuillii* e(Burnat) P. W. Ball et Heyw. — *Petro nan*
136 *Centaurea scabiosa* L. — *Centa sca*
137 *Vicia cracca* L. — *Vicia cra*
138 *Crepis vesicaria* L. — *Crepi ves*
139 *Rumex conglomeratus* Murray — *Rumex con*
140 *Aphanes microcarpa* (Boiss. et Rutter) Rothm. — *Aphan mic*
141 *Carduncellus mitissimus* (L.) DC. — *Cardu mit*
142 *Geranium dissectum* L. — *Geran dis*
143 *Papaver rhoeas* L. — *Papav rho*
144 *Scleranthus annuus* L. — *Scler ann*
145 *Rosa* spp. — *Rosa* spp
146 *Cruciata pedemontana* (Bell.) Ehrend. — *Cruci ped*
147 *Prunella laciniata* (L.) L. — *Prune lac*
148 *Vicia sativa* L. — *Vicia sat*
149 *Ventenata dubia* (Leers) Cosson — *Vente dub*
150 *Leontodon hispidus* L. — *Leont his*
151 *Hypericum perforatum* L. — *Hyper per*
152 *Parentucellia latifolia* (L.) Caruel — *Paren lat*
153 *Campanula rapunculus* L. — *Campa rap*
154 *Tordylium maximum* L. — *Tordy max*
155 *Valerianella eriocarpa* Desv. — *Valer eri*
156 *Vicia lutea* L. — *Vicia lut*
157 *Centaurium pulchellum* (Swartz) Druze — *Centa pul*
158 *Myosotis discolor* Pers. — *Myoso dis*
159 *Verbascum virgatum* Stokes — *Verba vir*
160 *Filago pyramidata* L. — *Filag pyr*
161 *Torilis nodosa* (L.) Gaertner — *Toril nod*
162 *Medicago rigidula* (L.) All. — *Medic rig*
163 *Scorzonera laciniata* L. — *Scorz lac*
164 *Linum bienne* Miller — *Linum bie*
165 *Cardamine hirsuta* (L.) — *Carda hir*
166 *Medicago orbicularis* (L.) Bartal — *Medic orb*
167 *Vulpia ciliata* Dumort. — *Vulpi cil*
168 *Arenaria leptoclados* (Reich.) Guss. — *Arena lep*
169 *Bupleurum baldense* Turra — *Buple bal*
170 *Acinos alpinus* (L.) Moench. — *Acino alp*
171 *Anthoxanthum aristatum* Boiss. — *Antho ari*

BIBLIOTECA VIRTUAL MIGUEL DE CERVANTES

172 *Lathyrus sphaericus* Retz.	*Lathy sph*
173 *Echium vulgare* L.	*Echiu vul*
174 *Carex* gr. *muricata*	*Carex* gr. *mur*
175 *Bellardia trixago* (L.) All.	*Bella tri*
176 *Prunus spinosa* L.	*Prunu spi*
177 *Bupleurum praealtum* L.	*Buple pra*
178 *Medicago polymorpha* L.	*Medic pol*
179 *Trifolium bocconei* Savi	*Trifo boc*
180 *Ornithopus perpusillus* L.	*Ornit per*
181 *Cistus laurifolius* L.	*Cistu lau*
182 *Potentilla recta* L.	*Poten rec*
183 *Euphorbia exigua* L.	*Eupho exi*
184 *Evax carpetana* Lange	*Evax carp*
185 *Agrostis nebulosa* Boiss. et Reuter	*Agros neb*
186 *Ornithopus compressus* L.	*Ornit com*
187 *Logfia arvensis* (L.) J. Holub.	*Logfi arv*
188 *Filago vulgaris* Lam.	*Filag vul*
189 *Corrigiola telephiifolia* Pourret.	*Corri tel*
190 *Veronica serpyllifolia* L.	*Veron ser*
191 *Paronychia argentea* Lam.	*Paron arg*
192 *Draba muralis* L.	*Draba mur*
193 *Lamium ampleuxicaule* L.	*Lamiu amp*
194 *Mycropirum tenellum* (L.) Link	*Mycro ten*
195 *Velezia rigida* L.	*Velez rig*
196 *Chamomilla suaveolens* (Pursh) Rydb.	*Chamo sua*
197 *Poa annua* L.	*Poa ann*
198 *Arabidopsis thaliana* (L.) Heynh.	*Arabi tha*
199 *Valerianella locusta* (L.) Laterrade	*Valer loc*
200 *Viola tricolor* L.	*Viola tri*
201 *Geranium pusillum* L.	*Geran pus*
202 *Teesdalia coronopifolia* (J. P. Berg) Thell.	*Teesd cor*
203 *Seseli montanum* L.	*Sesel mon*

204 Recubrimiento herbáceo Recub her
205 Recubrimiento arbustivo Recub arb
206 Suelo descubierto Suelo des
207 Recubrimiento de piedras Recub pie
208 Recubrimiento de excrementos Recub exc
209 Recubrimiento de paja Recub paj
210 Recubrimiento de musgo Recub mus
211 Recubrimiento de palos Recub pal
212 Hoja de roble Hoja rob

b)

Figura 10-1	Figura 10-2	Figura 10-3
Figura 10-4	Figura 10-5	Figura 10-6
Figura 10-7	Figura 10-8	Figura 10-9
Figura 10-10	Figura 10-11	Figura 10-12
Figura 10-13	Figura 10-14	Figura 10-15
Figura 10-16	Figura 10-17	Figura 10-18

Figura 10-19 Figura 10-20 Figura 10-21
Figura 10-22 Figura 10-23 Figura 10-24
Figura 10-25 Figura 10-26 Figura 10-27
Figura 10-28 Figura 10-29 Figura 10-30
Figura 10-31 Figura 10-32 Figura 10-33
Figura 10-34 Figura 10-35 Figura 10-36
Figura 10-37 Figura 10-38 Figura 10-39
Figura 10-40

Anexo II

Tablas 1. Relación, estimada mediante frecuencia corregida (FC) e índice de significación, de las especies y los estados de los factores que intervienen como fuentes de variación, para: a) 1990; b) 1991 y c) 1992 (Capítulo 5).
Figura 10-41 Figura 10-42 Figura 10-43

Tabla 2. Relación, estimada mediante frecuencia corregida (FC) e índice de significación, de las especies y los estados de los factores de variación, considerando la matriz conjunta de los tres años de muestreo (1990, 1991 y 1992, ver Capítulo 5).
Figura 10-44

Anexo III

a) Relación de especies aparecidas y variables estimadas en los muestreos de recuperación del matorral hacia pasto. Se especifican las abreviaturas que se utilizan en el trabajo.

b) Valores de abundancia (% de cobertura) de las especies y variables ambientales en los muestreos correspondientes a la experiencia de recuperación del matorral hacia pasto. Se presentan los muestreos de primavera (P) y de verano (V) de los años que se especifican en la Tabla, y los dos momentos del episodio del pastoreo (A: antes del pastoreo y D: después). Se adjuntan también los resultados de los análisis químicos del suelo.

a)

1 *Achillea millefolium* L.	*Achil mil*
2 *Agrostis capillaris* L.	*Agros cap*
3 *Aira caryophyllea* L.	*Aira car*
4 *Alyssum alysoides* (L.) L.	*Alyss aly*
5 *Andryala integrifolia* L.	*Andry int*
6 *Anthemis arvensis* L.	*Anthe arv*
7 *Aphanes arvensis* L.	*Aphan arv*
8 *Arabis alpina* L.	*Arabi alp*
9 *Arabidopsis thaliana* (L.) Heynh.	*Arabi tha*
10 *Arenaria leptoclados* (Reich.) Guss.	*Arena lep*
11 *Arrhenatherum elatius* (L.) Beauv. ex C. Presl.	*Arrhe ela*
12 *Astragalus depressus* L.	*Astra dep*
13 *Bellardia trixago* (L.) All.	*Bella tri*
14 *Brachypodium distachyon* (L.) Beauv.	*Brach dis*
15 *Bromus hordeaceus* L.	*Bromu hor*
16 *Campanula rapunculus* L.	*Campa rap*

17 *Carex gr. muricata*	*Carex gr. mur*
18 *Cardamine hirsuta* L.	*Carda hir*
19 *Carduus carpetanus* Boiss. et Reut.	*Cardu car*
20 *Cerastium* spp.	*Ceras* spp
21 *Cynosurus echinatus* L.	*Cynos ech*
22 *Clinopodium vulgare* L.	*Clino vul*
23 *Conopodium bourgaei* Cosson	*Conop bou*
24 *Crepis capillaris* (L.) Wallr.	*Crepi cap*
25 *Crepis* spp.	*Crepi* spp
26 *Cruciata glabra* (L.) Ehr.	*Cruci gla*
27 *Dactylis glomerata* L.	*Dacti glo*
28 *Daucus carota* L.	*Daucu car*
29 *Dianthus* spp.	*Diant* spp
30 *Draba muralis* L.	*Draba mur*
31 *Erodium cicutarium* (L.) L'Her.	*Erodi cic*
32 *Erophila verna* (L.) Chevall.	*Eroph ver*
33 *Festuca gr. rubra*	*Festu gr. rub*
34 *Filago pyramidata* L.	*Filag pyr*
35 *Fumaria officinalis* L.	*Fumar off*
36 *Galium parisiense* L.	*Galiu par*
37 *Geranium molle* L.	*Geran mol*
38 *Globularia vulgaris* L.	*Globu vul*
39 *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn.	*Pteri aqu*
40 *Herniaria glabra* L.	*Herni gla*
41 *Hieracium pilosella* L.	*Hiera pil*
42 *Hypericum linarifolium* Vahl	*Hyper lin*
43 *Hypericum perforatum* L.	*Hyper per*
44 *Hypochoeris radicata* L.	*Hypoc rad*
45 *Jasione montana* L.	*Jasio mon*
46 *Linum catharticum* L.	*Linum cat*
47 *Logfia minima* (Sm.) Dumort	*Logfi min*
48 *Lotus corniculatus* L.	*Lotus cor*
49 *Luzula forsteri* (Sm.) DC.	*Luzul for*
50 *Medicago minima* (L.) Bartal	*Medic min*
51 *Moenchia erecta*¡ (L.) P. Gaert., Meyer et Scherb.	*Moenc ere*
52 *Myosotis discolor* Pers.	*Myoso dis*
53 *Ornithopus compressus* L.	*Ornit com*
54 *Ornithopus perpusillus* L.	*Ornit per*
55 *Parentucellia latifolia* (L.) Caruel	*Paren lat*
56 *Petrorhagia nanteuillii* (Burnat) P. W. Ball et Heyw.	*Petro nan*
57 *Phleum pratense* L.	*Phleu pra*
58 *Plantago lanceolata* L.	*Plant lan*
59 *Poa bulbosa* L.	*Poa bul*
60 *Poa pratensis* L.	*Poa para*
61 *Rumex acetosa* L.	*Rumex ace*
62 *Rumex acetosella* L.	*Rumex acl*

BIBLIOTECA VIRTUAL MIGUEL DE CERVANTES

63 *Sagina saginoide* (L.) Karsten	*Sagin sag*
64 *Sempervivum montanum* L.	*Sempe mon*
65 *Sherardia arvensis* L.	*Shera arv*
66 *Scleranthus gr. Annuus*	*Scler gr. Ann*
67 *Silene legionensis* Lag.	*Silen leg*
68 *Stellaria holostea* L.	*Stell hol*
69 *Thapsia villosa* L.	*Thaps vil*
70 *Taraxacum gr. Officinale*	*Tarax gr. off*
71 *Teesdalia nudicaulis* (L.) R. Br.	*Teesd nud*
72 *Teucrium scorodonia* L.	*Teucr sco*
73 *Tuberaria guttata* (L.) Fourr.	*Tuber gut*
74 *Trifolium arvense* L.	*Trifo arv*
75 *Trifolium gr. Campestre*	*Trifo gr. cam*
76 *Trifolium glomeratum* L.	*Trifo glo*
77 *Trifolium micranthum* Viv.	*Trifo mic*
78 *Trifolium striatum* L.	*Trifo str*
79 *Trifolium subterraneum* L.	*Trifo sub*
80 *Triticum aestivum* L.	*Triti aes*
81 *Veronica* spp.	*Veron* spp
82 *Vicia hirsuta* (L.) S. F. Gray	*Vicia hir*
83 *Vulpia* spp.	*Vulpi* spp
84 *Holcus lanatus* L.	*Holcu lan*
85 *Avena sativa* L.	*Avena sat*
86 *Lens nigricans* (Bieb.) Godron	*Lens nig*
88 *Geum urbanum* L.	*Geum urb*
89 *Bellis perennis* L.	*Belli per*
90 *Trifolium scabrum* L.	*Trifo sca*
91 *Valerianella carinata* Loisel.	*Valer car*
92 *Trisetum flavescens* (L.) Beauv.	*Trise fla*
93 *Lathyrus sphaericus* Retz.	*Lathy sph*
94 Recubrimiento de *Cytisus*	Recub *Cytisus*
95 Restos quemados	Restos quemados
96 Excrementos de cabra	Excrem cabra
97 Herbáceas secas (en pie)	Herbaceas secas (en pie)
98 Restos de *Cytisus*	Restos *Cytisus*
99 Hojas de *Quercus*	Hojas *Quercus*
100 Otros restos leñosas	Otros restos leñosas
102 Restos gramíneas (en suelo)	Resto gram. (en suelo)
104 Recubrimiento de piedras	Recub piedras
105 Recubrimiento de *Quercus*	Recub *Quercus*
106 Recubrimiento de *Rosa*	Recub *Rosa*
107 Recubrimiento de *Rubus*	Recub *Rubus*
108 Suelo descubierto	Suelo descub
109 Tocones de *Cytisus*	Tocones *Cytisus*

b)

Figura 10-45 Figura 10-46 Figura 10-47
Figura 10-48 Figura 10-49 Figura 10-50
Figura 10-51 Figura 10-52 Figura 10-53

Anexo IV

Tabla 1. Relación, estimada mediante frecuencia corregida (FC) e índice de significación, de las especies y los estados de los factores que intervienen como fuentes de variación (Capítulo 6).
Figura 10-54

Tabla 2. Relación de las especies y los conjuntos de parcelas -facies evolutivas- resultantes del análisis de clasificación según frecuencia corregida e índice de significación (Capítulo 6).
Figura 10-55

BIBLIOTECA VIRTUAL
MIGUEL DE CERVANTES