

INTERVENTI DI RECUPERO E MANTENIMENTO MEDIANTE IL PASCOLO DI SERVIZIO IN AMBIENTI BOSCHIVI E PRATIVI NEL PLIS “COLLINE DI BRESCIA”

Corti M.¹, Mazzoleni A.², Pozzoli L.³, Arosio G.³, Rebecchi B.², Moranda G.¹

¹ DIPARTIMENTO PER LA PROTEZIONE DEI SISTEMI URBANO E AGROALIMENTARE E PER LA VALORIZZAZIONE DELLA BIODIVERSITA' - Università degli Studi di Milano

²PARCO DELLE COLLINE DI BRESCIA

³ECOSFERA s.n.c.

Riassunto

Come in molte altre aree del mondo caratterizzate dalla presenza di praterie secondarie aride ricche di biodiversità anche sui colli di Brescia l'abbandono quasi totale delle attività agricole ha messo a repentaglio il mantenimento di questi habitat ormai fortemente frammentati e invasi dalla vegetazione legnosa. Il progetto di "Recupero e valorizzazione dei prati e dei boschi nel Parco delle Colline di Brescia" si prefigge la ricostituzione e la conservazione degli habitat caratteristici delle colline del Parco, con particolare riferimento ai prati e boschi autoctoni e l'individuazione di un modello di sviluppo conservativo ed economicamente sostenibile delle aree peri-urbane pedecollinari attraverso la valorizzazione della presenza di allevamenti ovicaprini sia stanziali che transumanti. Il progetto prevede il monitoraggio della biodiversità sia con riguardo alle specie vegetali che all'entomofauna. Nel presente lavoro vengono descritte le azioni programmate e in parte già intraprese nell'ambito del progetto, con particolare attenzione alla caratterizzazione degli ambienti interessati, alle modalità di attuazione del pascolo di servizio e alla valutazione della sua efficacia ai fini del perseguimento delle finalità progettuali.

Abstract

Recovery and maintenance of grasslands and woodlands in the 'Hills of Brescia Park' through a grazing land stewardship scheme – Biodiversity rich dry grasslands are worldwide threatened by the abandonment of traditional grazing and farming systems. The hills around the city of Brescia have been almost completely abandoned since several decades and residual grasslands are highly fragmented and invaded by woody vegetation. The project 'Renovation and development of grasslands and woodlands in the Hills of Brescia Park' will seek the recovery and conservation of typical habitats with particular reference to original woodlands and dry grasslands. It aims also to identify models of economically sustainable conservation of suburban areas of the foot of hills enhancing the presence of both resident and transhumant sheep and goat herds. The project involves the monitoring of biodiversity with regard to both plant species and insects. This paper describes planned and already taken actions with particular attention to the vegetational characterization of the sites and the evaluation of the effects of the first stage of the grazing management program.

Introduzione

In molte parti del mondo è in atto un fenomeno di ricolonizzazione di aree prative e a pascolo da parte di piante legnose (Gibson et al. 1987; Stampfli & Zeiter 1999; Eriksson et al., Noble, 1997; Van Auken; 2000; Gusmeroli. 2002; Chauchard et al., 2006; Kunstler et al., 2007). Questi processi inducono feno-

meni di perdita di valori paesaggistici e culturali, tenuto conto che la maggior parte dei paesaggi europei, a partire dal 5.000 a.C. (Grove 1996), sono legati all'impronta impressa dalle attività umane (Fry e Lonsdale, 1991).

Il ruolo delle formazioni erbacee semi-naturali viene ritenuto di fondamentale importanza per la conservazione della biodiversità (Bakker JP, 1998; Poschlod et al. 1998 Pykälä, 2000 Smart et al. 2000; Donald et al., 2001; Vickery et al., 2001; Kruess e Tschardtke, 2002; Balmer e Erhardt; Luoto, 2003; Bassignana et al.; 2003; Benton et al.2003; Laiolo et al., 2004; Verhulst et al., 2004) ed è stato ufficialmente riconosciuto dall'Unione Europea con la direttiva 'Habitat' (Commissione delle Comunità Europee, 1992) .

In relazione a queste considerazioni, viene frequentemente sottolineata la necessità di mantenere i sistemi tradizionali di gestione pastorale (Richter et al., 2003; Riedel et al., 2005) o di reintrodurli laddove essi sono scomparsi a causa di dinamiche socio-economiche o di divieti introdotti nelle 'aree protette' (Verdu et al., 2000). L'utilità del pascolo per la gestione delle aree protette è da tempo riconosciuta (tra questi: Kirby et al., 1994; Piek H., 1998; Rahmann G., 1999; Maspoli, 2000; Hellstrom et al., 2003; Stagliano et al., 2003; Casasus et al., 2004; Bele et. al., 2006; Dostálek J. e Frantík T., 2008; Morgan et al., 2008; Ruiz-Mirazo, 2009). Il sistema di pascolo ovicaprino estensivo è stato proposto quale fondamentale fattore di diversificazione degli agroecosistemi dell'area mediterranea (Zamora et al., 2007).

Un fattore cruciale è però rappresentato dall'intensità di pascolamento che deve essere tendenzialmente mantenuta bassa (Van Wieren, 1995; Bakker, 1998; Hodgson e Illius, 1996; Milchunas et al. 1998; Gusmeroli e Della Mariana, 2005). I sistemi di pascolo estensivi creano un mosaico vegetazionale (van Oene et al., 1999; Olf et al., 1999) che è il risultato dell'efficace controllo delle specie dominanti erbacee ed arbustive con tendenza alla dominanza (Hadar et al. 1999; Fuhlendorf and Engle, 2004), dei meccanismi di trasporto di semi (Fischer et al. 1996; Poschlod et al. 1998) e del calpestio che favorisce, attraverso la creazione di discontinuità della cuticola erbosa, condizioni favorevoli alla germinazione (Bullock et al. 2001).

Il 'mosaico', attraverso la complessità dell'architettura della vegetazione e la creazione di svariati micro habitat, favorisce anche la biodiversità animale a partire da importanti bioindicatori quali gli artropodi (Dennis, 2003; Morris, 2000; Kruess and Tschardtke , 2002; Oliver et al. 2005, Woodcock et al., 2005).

L'efficacia del pascolo quale mezzo di ripristino ambientale appare funzione delle specie utilizzate. L'impiego di una sola specie animale limita l'efficacia del controllo delle diverse specie 'bersaglio' (con tendenza alla dominanza) erbacee o legnose. Ciò vale soprattutto per il bovino, che riesce a contenere l'espansione della vegetazione legnosa ma non a determinarne la regressione (Chauchard et al., 2006, Hancock et al., 2010). Anche l'ovino non appare in grado di controllare la generalità delle essenze legnose (Rousset e Lepart, 2009). Più efficace appare il controllo esercitato dalla combinazione di più specie quali ovini, bovini ed equini (Zea et al., 2007) anche se non è sempre in grado di controllare efficacemente tutte le piante legnose (Lombardi et al., 1999). Nell'ambito della macchia mediterranea la capra, sulla base di caratteristiche etologiche

e fisiologiche, appare una specie particolarmente efficace nel mantenere gli spazi aperti (Rochon et al., 2000).

Nell'ambito delle formazioni erbacee semi-naturali, si riconosce un particolare valore alle praterie aride su suolo calcareo che, quasi ovunque in Europa, nel corso del XX secolo non sono più state oggetto di gestione agropastorale in relazione alla loro scarsa produttività (Blackwood and Tubbs, 1970; Duffey et al., 1974; Poschlod e WallisDeVries, 2002; Willems, 2001; Steffan-Dewenter and Tschardtke, 2002, Biondi, 2006). Ciò ha determinato una grave perdita di biodiversità (Peco et al., 2006). Il risultato dell'assenza di disturbo e dell'aumento della deposizione di azoto atmosferico, ha favorito la diffusione di specie perenni ed ad alto portamento che competono efficacemente con le specie terofite e geofite (Grime 1979); l'accumulo di necromassa al suolo, mitigando le condizioni estreme dell'habitat, sfavorisce la vegetazione aridofila tipica e riduce il numero di specie presenti (Willems 1983; Willems et al. 1993).

Ai fini del ripristino e della gestione delle praterie aride calcaree è necessario ripristinare i fattori di disturbo originali o utilizzare nuovi metodi agropastorali che sortiscano i medesimi effetti (Zobel et al. 1996; Dzwonko e Loster 1998, Biondi, 2006; Dostálek J. e Frantík T. 2008.). Sui terreni estremamente poveri il pascolo estensivo può anche migliorare la ricchezza floristica, attraverso un moderato aumento di fertilità e della capacità di ritenzione idrica (Espigares and Peco, 1993). La regressione delle specie legnose in questi ambienti appare come il risultato della modificazione dei microhabitat in senso sfavorevoli allo sviluppo dei semi delle specie legnose (Kunstler et al. 2007). Questi effetti spiegano perché i soli interventi di taglio degli arbusti non appaiono efficaci se non accompagnati dal pascolo (Kiefer and Poschlod 1996; Zobel et al. 1996; Dzwonko and Loster 1998; Barbaro et al., 2001; Stampfli and Zeiter 1999).

Le praterie semi-naturali aridofile su suolo calcareo sono ben rappresentate anche nell'ambito della fascia pedemontana alpina lombarda (Cerabolini, 2007) ed assumono particolare importanza all'interno del Parco locale di interesse sovracomunale delle Colline di Brescia, dove le problematiche del ripristino e della conservazione di questi habitat assumono un particolare rilievo nell'ambito dei programmi di attività.

Il Progetto “Recupero e valorizzazione dei prati e dei boschi nel parco delle colline di Brescia”

L'area dei colli di Brescia è stata con tutta probabilità oggetto di attività agropastorali sin dall'epoca preistorica in ragione dell'antichità dell'insediamento. Nel corso del XI secolo è probabile che anche i monasteri bresciani sviluppassero forme di transumanza ovina di rilevante importanza economica in analogia a quelle, ben documentate, dei monasteri pedemontani bergamaschi (Menan, 1993). Nel corso del millennio successivo l'attività pastorale è stata esercitata dai pastori transumanti e dai piccoli allevatori stanziali. Questi ultimi utilizzavano le aree a prato-pascolo come quelle del versante N-O del M.te Maddalena (873 m) con una forma di monticazione stagionale da marzo a settembre (Capra, 2008).

Da diversi decenni a questa parte, però, il rapido e intenso sviluppo industriale dei comuni della cintura bresciana ha determinato l'abbandono quasi totale delle attività agricole. Non più utilizzati per lo sfalcio o il pascolo, i prati e le praterie residui rischiano di scomparire del tutto in seguito alla colonizzazione di specie arbustive ed arboree e alla crescente frammentazione, fattore determinante nella riduzione della biodiversità, (Harrison e Bruna, 1999; Erikson e Ehrle, 2001). Un aspetto di queste involuzioni è legato anche alla diffusione di formazioni povere di specie come nel caso dei boschi di robinia con strato inferiore quasi unicamente rappresentato dal rovo. Un ulteriore problema è rappresentato dalla diffusione dell'ailanto.

Da qualche anno a questa parte il PLIS (Parco locale di interesse sovracomunale) delle Colline di Brescia, che interessa diversi comuni dell'area collinare intorno al capoluogo, ha intrapreso interventi di recupero e riqualificazione che prevedono tagli di piante invasive, messa a dimora di specie autoctone e trasformazione di superfici boscate in prati permanenti. Il progetto "Recupero e valorizzazione dei prati e dei boschi nel parco delle colline di Brescia" promosso e gestito dal Parco con il cofinanziamento di Fondazione Cariplo e Regione Lombardia, si avvale della collaborazione scientifica del Dipsa (Dipartimento di protezione dei sistemi agroalimentare ed urbano e valorizzazione della biodiversità) dell'Università di Milano. Esso ha come obiettivo la ricostituzione e la conservazione degli habitat caratteristici delle colline del Parco ma si prefigge anche di individuare un modello di sviluppo conservativo economicamente sostenibile delle aree peri-urbane pedecollinari, attraverso la valorizzazione degli allevamenti ovicaprini stanziali e transumanti. Tale obiettivo, considerato lo specifico ambito territoriale a ridosso di una grande città, risulta coerente con il potenziale ruolo dei sistemi di pascolo estensivo quali fornitori di servizi ecologici tra cui la prevenzione degli incendi boschivi (Etienne, M. 1996; Rigueiro-Rodriguez et al., 2005, Riuz-Mirado, 2009), il miglioramento ambientale a fini faunistici (Maggioni e Corti, 2008) e le funzioni estetico-ricreative legate al mantenimento della qualità del paesaggio (Scotton et al. 2002). Un ruolo che diventa sempre più importante anche al di fuori delle 'aree marginali' (Sebastia et al., 2008), arrivando a interessare direttamente gli ambiti sub-urbani ed urbani (es. Wilhelm, M., 1997 per la città di Zurigo).

I siti interessati agli interventi di pascolo di servizio

A) Dosso Boscone. In comune di Collebeato. E' interessato il versante a S del "Dosso Boscone" (alt. 381 m slm ; 45°35'55.41"N - 10°12'18.14"E). Ex praterie xeriche con forte presenza di roccia calcarea affiorante e copertura arboreo-arbustiva (CAA) pari a circa il 40%. Superficie pari a 4,4 ha; alt. tra 260 e 320 m slm (45°35'50.13"N - 10°12'44.97"E). Proprietà comunale.

B) Monte Peso in comune di Collebeato (alt. 435 m slm; 45°35'25.54"N - 10°11'55.83"E). Versante SE/S-SE con presenza di praterie semi-xeriche residuali site tra 380 e 450 m slm : B1 = 0,14 ha, CAA <20%, 45°35'23.56"N - 10°11'53.76"E; B1 = 0,35 ha con copertura arboreo-arbustiva (CAA) <20%, 45°35'15.78"N - 10°11'49.73"E; B3 = 0,4 ha con CAA = 30-40%, 45°35'12.49"N

- 10°11'48.16"E; più altre superfici < 0,1 ha. La superficie interessata ai fini del ripristino della copertura erbacea interessa ca 3 ha. Proprietà comunale.

C) Monte Ratto (360 m slm; 45°34'25.43"N - 10°12'17.37"E) e Monte Picastello (373 m slm; 45°34'23.03"N - 10°11'40.90"E) in comune di Brescia. Versante S dei "Colli Campiani". Ex praterie xeriche per un totale di 15 ha con CAA pari al 40-50% ad alt. tra 260 e 360 m slm. Proprietà privata.

D1) Monte Maddalena (880 m slm; 45°32'57.16"N - 10°17'5.89"E) in comune di Brescia. Crinali esposti a S per un totale di ca 30 ha di praterie ed ex praterie xeriche con CAA del 20-50%, in alcuni tratti con forte presenza di roccia calcarea affiorante. Proprietà privata.

D2) Aree boscate del versante NO del Monte Maddalena oggetto di interventi di trasformazione permanente o temporanea del bosco degradato in superfici prative mediante interventi di risemina, taglio e pascolo dei ricacci: D2a (0,15 ha; 45°32'38.04"N - 10°16'13.33"E); D2b (0,3 ha; 45°32'29.45"N - 10°15'33.16"E); D2c (0,5 ha; 45°32'54.18"N - 10°16'0.62"E). Proprietà comunale.

E) Collina di S. Anna (200 m slm, 0,13 ha, 45°33'4.43"N - 10°10'20.87"E) in comune di Brescia. Querceto degradato (ex pascolo arborato in fase di recupero mediante taglio di Robinia e arbusti. Proprietà comunale

I greggi coinvolti

Il progetto coinvolge tre aziende con allevamento ovicaprino:

1) Gregge ovino transumante di 1.500 pecore Bergamasche, comprendente anche una cinquantina di capre e gli asini per i trasporti (residenza del pastore Ponte di Legno, alta Valle Camonica). Il pastore utilizza da molti anni l'asta del fiume Mella e alcune superfici delle colline di Brescia e Collebeato nell'ambito del suo itinerario di transumanza. Nella primavera 2010, sulla base di accordi stabiliti con il Parco ha pascolato la zona di proprietà pubblica delle aree A e B seguendo un percorso lungo la dorsale dei colli per circa una settimana (più qualche altro giorno su terreni privati limitrofi). Nella primavera 2011 il percorso sarà ampliato includendo l'area C; in relazione ai risultati sarà valutata l'opportunità di un passaggio autunnale.

2) Gregge caprino stanziale di una sessantina di capi di allevatore residente a Mompiano (frazione di Brescia). Il gregge sarà dislocato per alcuni periodi a breve distanza dal centro aziendale nell'ambito di alcuni lotti di proprietà pubblica del versante N-O del M.te Maddalena (area D2c) per controllare i ricacci di rovo e robinia successivi al taglio a raso eseguito nell'autunno 2010. Inizio previsto: primavera 2011.

3) Gregge ovino di pecore Bergamasche e capre appositamente costituito (400-500 capi) ed appartenente ad un grande allevamento con ca 3.000 in buona parte mantenuti in greggi transumanti. Tale gregge verrà mantenuto stabilmente presso l'area D2a da primavera ad autunno inoltrato sia per controllare i ricacci di rovo e robinia delle aree D2a e D2b dove gli interventi di taglio sono già stati eseguiti sin dal 2009, sia per pascolare estate-autunno i prati aridi del versante S dello stesso M.te Maddalena (aree D1). Inizio previsto: primavera 2011. Nel corso del trasferimento tra il M.te Maddalena e il piano è prevista anche una breve permanenza presso l'area boscata della Badia, prossima al tessuto urbano cittadino

ed estrema propaggine del sistema dei colli a N-E della città, area dove sono stati eseguiti interventi al fine di ripristinare il querceto originario.

Gli interventi di gestione

La predisposizione degli interventi ha implicato un impegnativo lavoro amministrativo al fine di consentire l'esercizio del pascolo nel rispetto della legge forestale vivente (L.R. 31/2008 e Reg. attuativo n. 1 del 19 gennaio 2010). Sulle aree dove il pascolo viene attuato dopo il taglio boschivo ai fini di esaurimento dei ricacci di rovo e robinia è stata richiesta all'ente delegato (Provincia) l'autorizzazione alla trasformazione temporanea in prato stabile. Per consentire il pascolo delle capre è stato necessario anche ottenere l'autorizzazione di cui all'art. 51, comma 4 della l.r.31/2008.

Nonostante queste difficoltà d'ordine burocratico, l'impiego delle capre, oltre a valorizzare una risorsa presente nell'ambito del Parco, è motivato dall'efficacia di questa specie per il controllo della vegetazione arbustiva (Rahmann G., 1999; Rochon et al., 2000; Corti e Maggioni, 2002) con particolare riferimento al rovo (Maggioni et al., 2004). Nel caso dei greggi 2 e 3 si è reso necessario definire la predisposizione di adeguati supporti logistici: ricoveri temporanei, recinzioni e sistemi di approvvigionamento idrico. Oltre all'ottenimento delle autorizzazioni dagli enti delegati, è stato necessario procedere anche alla definizione di accordi specifici con i proprietari privati dei terreni interessati dal progetto.

Tabella 1 – Quadro degli interventi previsti nelle diverse aree

Area	Gregge	Modalità di gestione	Supporti	Attività
A	1	inserimento percorso "grande transumanza" (da 2010)	nessuno	pascolo su ex-praterie xeriche inarbustite ai fini dell'ampliamento delle aree a copertura erbacea e del diradamento delle copertura arboreo-arbustiva
B	1	inserimento percorso "grande transumanza" (da 2010)	nessuno	pascolo su praterie ed ex-praterie semi-xeriche parzialmente inarbustite ai fini dell'ampliamento e raccordo delle superfici a copertura erbacee
C	1	inserimento percorso transumanza (da 2011)	nessuno	pascolo su ex-praterie xeriche inarbustite ai fini dell'ampliamento delle aree a copertura erbacea e del diradamento delle copertura arboreo-arbustiva
D1	3	permanenza da primavera a tardo autunno (da 2011)	nessuno	pascolo su praterie ed ex-praterie xeriche inarbustite ai fini dell'ampliamento e raccordo delle superfici a copertura erbacee
D2a	3	permanenza da primavera a tardo autunno (da 2011)	strutture temporanee per gli animali	pascolo su ricaccio robinia e rovo e ricostituzione cotica erbosa attraverso azione disseminazione e fertilizzazione
D2b	3	permanenza da primavera a tardo autunno (da 2011)	nessuno	pascolo del ricaccio di rovo e robinia; ricostituzione cotica erbosa attraverso azione disseminazione e fertilizzazione
D2c	2	permanenza da tarda primavera ad autunno (da 2011)	strutture temporanee per gli animali	pascolo del ricaccio di rovo e robinia; ricostituzione cotica erbosa attraverso azione disseminazione e fertilizzazione
C3	3	inserimento percorso "piccola transumanza" (da 2011)	nessuno	Pascolo su ricaccio robinia, su sambuco e altre essenze arbustive in funzione recupero fustaia roverella

Programma sperimentale

Nell'ambito dei siti A e B nel mese di maggio 2010, in anticipo rispetto al passaggio del gregge n. 1, sono stati predisposti alcuni dispositivi di esclusione (due in A, tre in B) di 60 m² (foto n.). I dispositivi sono stati realizzati con pali di castagno e rete metallica. Tra la metà di luglio e quella di agosto, sono stati eseguiti i rilevamenti fitosociologici nei siti: A, B, C e D1. I rilevamenti sono stati effettuati con metodo lineare (Daget e Poissonet, 1969). Nelle aree A e B i rilevamenti sono stati eseguiti all'interno dei dispositivi di esclusione e in prossimità degli stessi. La composizione della componente arbustiva e l'impatto del pascolamento sono stati valutati su transetti di 50 m (2 per ciascuno dei siti A e B). Su ciascun transetto sono state campionate 20-25 piante delle specie più rappresentative nel contesto vegetazionale. Nel corso del 2011 verranno realizzati analoghi dispositivi nelle aree C e D1 e verrà avviato il programma di monitoraggio della modificazione, in seguito al pascolamento, delle composizione floristica nonché del grado di utilizzo delle componenti erbacce e arboreo-arbustive del pascolo anche mediante rilievi quantitativi. In parallelo è in corso da parte del Dipsa lo studio sulla biodiversità dell'entomofauna.

Primi risultati e loro discussione

Descrizione vegetazionale

Le fitocenosi studiate sono situate sui versanti esposti a Sud e Sud-Est con giacitura in pendenza generalmente elevata, compresa fra il 20 e il 50-60 %: Il suolo è quasi sempre sottile, con rocce affioranti che ricoprono fino al 40% della superficie.

In (B) e in (D1) si trovano due aree prative continue di discrete dimensioni (decine di ettari nel secondo caso) mentre nelle altre zone le praterie si presentano "a macchie" di estensione limitata a poche decine o centinaia di m², in alternanza ad aree boscate (orno-ostrieti a roverella). Le essenze legnose che dal bosco stanno ricolonizzando maggiormente le aree aperte sono rappresentate da: *Fraxinus ornus*, *Quercus pubescens* e *Cotinus coggygria* insieme a *Pistacia terebinthus*, *Crataegus monogyna*, *Prunus spinosa*, *Amelanchier ovalis*, *Rhamnus catharticus*, *Ligustrum vulgare*, *Rhamnus saxatilis* ed altre. Nella maggior parte delle aree si rileva un'abbondante presenza di *Artemisia alba*, specie guida degli xerobrometi, che a tratti arriva a ricoprire anche il 40% del suolo.

Le praterie si presentano comunque molto interessanti dal punto di vista floristico-vegetazionale per la presenza di specie rare e tipiche delle regioni aride e/o mediterranee, che trovano in queste zone un ambiente favorevole grazie alla elevata aridità ed insolazione. Si rilevano costantemente specie che caratterizzano gli xerobrometi come, ad esempio, *Bromus erectus*, *Carex humilis*, *Teucrium montanum*, *T. chamaedrys*, *Chrysopogon gryllus*, *Trinia glauca*, *Helianthemum nummularium ssp. obscurum*, *Brachypodium rupestre*, *Galium lucidum* e altre specie guida come *Globularia punctata*, *Bothriochloa ischaemon*

e *Artemisia alba*. Altre specie molto aridofile che compaiono solo in questo tipo di ambienti sono *Melica ciliata*, *Orlaya grandiflora* e *Cleistogenes serotina*.



Fig. 1 – Aspetto degli spazi aperti residuali sul M.te Peso (area B). Nell'immagine a sinistra la prospettiva sul versante N Colli Campiani (M.te Ratto e Picastello), al di là dei quali si scorge l'area urbana di Brescia con il colle Cidneo sulla sinistra.



Fig. 2 – *Artemisia alba*, specie suffruticosa, rappresenta la specie maggiormente presente nei siti oggetto dello studio con un carattere di forte invasività. La sua regressione costituisce un obiettivo chiave del programma di ripristino delle praterie.



Fig. 3 - Sopra. Un arbusto di roverella prima e dopo il pascolamento.

Nella zona dell'area D1, ad esposizione SE e SSE, si trovano degli xerobrometi a *Sesleria varia*, che caratterizza la fisionomia di queste praterie insieme al bromo. Essi rappresentano uno stadio di maggior evoluzione verso la boscaglia termofila a roverella, come indicato dalla presenza di *Rhamnus saxatilis* e *Ame-lanchier ovalis*. Le praterie aridofile del sito A sono situate su suoli molto sottili, con abbondanti affioramenti rocciosi. La ricchezza floristica è elevata anche se si osserva la presenza di specie infestanti come la robinia, indice di un certo grado di disturbo legato alla presenza di una cava abbandonata.

Le aree D1 e B appaiono maggiormente interessanti dal punto di vista della ricchezza floristica. Vi si trovano diverse specie di orchidacee, (*Orchis simia*, *O. tridentata*, *O. macula*, *O. pallens* ecc.), di *Dianthus*, *Allium* e *Stipa*; oltre a *Le-ontodon tenuiflorus*. In B si segnala la presenza di interessanti specie di *Linum*, e, in orlo di bosco, *Peonia officinalis* e la termofila *Erica arborea*. Queste indicazioni confermano l'importanza di queste formazioni, largamente riconducibili all' habitat 6210 della direttiva 'Habitat' (Commissione delle Comunità Europee, 1992), a ragione della loro grande diversità specifica e della presenza di piante rare e protette in accordo con quanto rilevato da vari autori (Barbaro et al, 2003; Cerabolini, 2007; Piqueray et al., 2007; Baranska e Zmihorski, 2008).



Fig. 4 - A sinistra. Un arbusto di ornio, la specie arbustiva a maggior diffusione nell'ambito dei siti come si presenta prima e dopo il pascolamento.

Fig. 5 - Sotto uno dei dispositivi di esclusione realizzato presso l'area B. Quello della foto è stato collocato in prossimità dell'orlo forestale, gli altri in posizione rispettivamente centrale e intermedia rispetto alla superficie a copertura erbacea. Le immagini consentono di apprezzare l'elevato grado di utilizzazione della biomassa da parte del gregge pur in presenza di una buona quantità di materiale vegetale residuo, in buona misura rappresentato dai fusti lignificati di *Artemisia alba*.



Rilievi sul pascolamento

I rilievi sulla vegetazione arbustiva (confronto fotografico ante e post pascolamento delle singole piante campionate) hanno evidenziato un elevato grado di defogliazione delle specie più diffuse (orniello, roverella, ligustro) pari al 100% negli individui di pochi decimetri di altezza, mentre per piante di altezza tra 1 e 2 m si mantiene sul 60-90% con una variabilità che risulta in funzione della distanza dall'orlo forestale. Per altre specie, invece, la defogliazione è più limitata (20-30%). Ciò in relazione a diversi fattori: morfologia delle foglie (ginepro), presenza di spine (biancospino), caratteristiche coriacee delle foglie (arbusti sempreverdi), densità della struttura dei cespugli (*Cotinus coggygria*). Nessuna delle circa 100 piante campionate ha presentato danni da scortecciamento. Solo nel sito A sono state individuate, al di fuori dei transetti di campionamento, alcuni individui con segni di scortecciamento, ma sempre su un solo lato.

La cuticola erbosa è stata oggetto di un'utilizzazione omogenea stimabile nel 70-80% della biomassa verde. Nonostante ciò, dopo il passaggio del gregge, è rimasta al suolo una buona quantità di materiale vegetale che, oltre alla biomassa, comprende i fusti legnosi dell'artemisia suffruticosa. La consistente rimozione della biomassa erbacea e l'azione incisiva di defogliazione e brucamento dei rametti delle piante di minore taglia inducono a ritenere che il carico di pascolo applicato consenta il contenimento della vegetazione legnosa. Per ottenere la sua regressione, però, si prospetta l'applicazione temporanea di carichi più elevati e di un duplice passaggio (primaverile ed autunnale), eventualmente integrato da interventi di taglio. L'utilizzo di carichi relativamente elevati per periodi limitati nel tempo è considerato uno strumento idoneo anche nell'ambito di gestioni finalizzate al ripristino naturalistico (Kooijman and de Haan, 1995) che, a regime, prevedono bassi carichi e bassi indici di utilizzazione della biomassa (nell'ordine del 50%) al fine di mantenere una sufficiente biomassa a disposizione della fauna selvatica (compresa la microfauna) e di prevenire fenomeni erosivi (Dietz, 1989, Kirby et al, 1994). Una volta raggiunti gli obiettivi desiderati (regressione dell'artemisia suffruticosa, aumento della varietà delle essenze erbacee nel *pabulum* e ampliamento degli spazi aperti) potrà probabilmente essere sufficiente anche una gestione che preveda il passaggio del gregge ogni due anni.

Questi primi risultati evidenziano come un carico istantaneo molto elevato, quale quello di un gregge ovino transumante di 'ordinaria' dimensione, appli-

cato per brevi periodi in aree a copertura mista determini un livello contenuto di danno a carico della vegetazione arboreo-arbustiva. Ciò consente di ritenere che il pascolo dei greggi transumanti può rappresentare un idoneo sistema di gestione per il recupero e la conservazione di vari ambiti vegetazionali compresi quelli inseriti in aree protette.

Bibliografia

- Bakker J.P., 1998. *The impact of grazing on plant communities*. In: Wallis De Vries M.F., Bakker J.P. and Van Wieren S.E. (eds) *Grazing as a tool in conservation management*, pp. 137–184. Chapman&Hall. London.
- Bakker J.P., 1998. *The impact of grazing to plant communities*. In: *Grazing and conservation management* (eds MF de Vries, JP Bakker & SE Van Wieren): 137–184. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Balmer O., Erhardt A., 2000. *Consequences of succession on extensively grazed grasslands for Central European butterfly communities: rethinking conservation practices*. *Conservation Biology*, 14(3): 746–757.
- Baranska K., Zmihorski M., 2008. *Occurrence of rare and protected plant species related to species richness in calcareous xerothermic grassland*. *Polish Journal of Ecology*, 56 (2): 343-350.
- Barbaro L., Dutoit T., Cozic P., 2001. *A six-year experimental restoration of biodiversity by shrub-clearing and grazing in calcareous grasslands of the French Prealps* *Biodiversity and Conservation*, 10:119-135, 2001.
- Barbaro L., Dutoit T., Grossi, J. L., 2003. *Influence des facteurs agro-écologiques sur les assemblages d'orchidees dans les pelouses calcicoles du Vercors (Prealpes, France)*. *Botanica Helvetica*, 113:63-79.
- Bassignana M., Bozzo F., Clementel F., Della Marianna G., Gusmeroli F., Kasal A., Lamesso M., Ligabue M., Orlandi D., Paoletti R., Parente G., Venerus S., 2003. *Effetti produttivi, ambientali e paesaggistici dell'estensificazione colturale in prati di montagna: un quinquennio di prove in sette località alpine*. Gruppo di Ricerca Applicata e Sperimentazione Foraggera con Veneto Agricoltura, pp 63.
- Bele B., Rosef, L., Thingstad P. G., Norderhaug A. *Effect of grazing in areas of high conservation value in Central Norway. Sustainable grassland productivity*. *Proceedings of the 21st General Meeting of the European Grassland Federation*, Badajoz, Spain, 3-6 April, 2006, pp. 694-696.
- Benton T.G, Vickery J.A, Wilson J.D., 2003. *Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key?. Trends Ecol. Evol.* 18:182-188.
- Biondi, E. 2006. *Analysis, monitoring and management of plant biodiversity*. *Georgofili*, 2 (2): 607-628.
- Bullock J.M., Franklin J., Stevenson M.J., Silvertown J., Coulson S.J., Gregory S.J., Tofts R., 2001. *A plant trait analysis of responses to grazing in a long-term experiment*. *J. Appl. Ecol.*, 38:253–267.
- Capra M., 2008, *Per seminare guardavamo la luna. Testimonianze di vita contadina e cultura materiale rurale nel Parco dei Colli di Brescia*, Grafo, Brescia, pp. 272.

- Casasus L., Bernues A., Flores N., Sanz A., Valderrabano J., Revilla R., 2004. *Livestock farming systems and conservation of Spanish Mediterranean mountain areas: the case of the "Sierra de Guara Natural Park". 2. Effects of grazing on vegetation.* Cahiers Options Mediterraneennes, 62:199-202.
- Cerabolini B., 1997. *Aspetti floristici e fitosociologici delle praterie insubriche.* Quaderni del parco del Monte Barro, n. 4 (1996), pp.15-35.
- Chauchard S., Pille G., Carcaillet C., 2006. *Large herbivores control the invasive potential of non native Austrian black pine in a mixed deciduous Mediterranean forest.* Canadian Journal of Forest Research, 36 (4):1047-1053
- Commission of the European Communities, 1992. *On the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora.* DIR 92/43/EEC. EEC, Brussels, Belgium,
- Corti M., Maggioni L., 2002. *Risultati preliminari di prove di controllo di Alnus viridis mediante il pascolo caprino.* In: Atti 37° Simposio internazionale di Zootecnia. Zootecnia di montagna valorizzazione della agricoltura biologica e del territorio. a cura di G.Enne e G.F. Greppi, pp. 213-218, MG Editori, Milano.
- Daget P., Poissonet J., 1969. *Analyse phytologique des prairies: applications agronomiques.* Document 48, CNRS-CEPE, Montpellier, 67 pp.
- Dietz, H.E., 1989. *Special Report: Grass, the Stockman's Crop and How to Harvest More of it.* Sunshine Unlimited Inc, 16 pp.
- Donald P.F., Green R.E., Heath M.F., 2001. *Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations.* Proc Roy Soc Lond B 268:25-29
- Dostálek J. e Frantík T., 2008. *Dry grassland plant diversity conservation using low-intensity sheep and goat grazing management: case study in Prague (Czech Republic).* Biodivers Conserv., 17:1439-1454.
- Dzwonko Z. e Loster S., 1998. *Dynamics of species richness and composition in a limestone grassland restored after tree cutting.* Journal of Vegetation Science 9:387-394.
- Erikson O., Ehrlén J., 2001. *Landscape fragmentation and viability of plant populations.* In: Silvertown, J., Antonovics, J. (Eds.), Integrating Ecology and Evolution in a Spatial Context. Blackwell, Oxford, pp.157-175.
- Laiolo P., Dondero F., Ciliento E., Rolando A., 2004. *Consequences of pastoral abandonment for the structure and diversity of the alpine avifauna.* Journal of Applied Ecology, 41(2):294-304.
- Espigares T., Peco B., 1993. *Mediterranean pasture dynamics: the role of germination of annual Mediterranean pasture species.,* J. Veg. Sci. 4:189-194.
- Etienne M., Rigolot E., 2004. *Grazing and clearing kermes oak rangelands in Mediterranean France.* Cahiers Options Mediterraneennes, 62:407-410
- Scotton M., Da Pozzo M., D'Ambros E, Da Deppo F., De Lotto A, 2002. *Esperienze venete di gestione conservativa dei prati mediante il pascolamento ovino,* Quaderni SoZooAlp, 0: 8-17.
- Etienne M., 1996. *Integrating livestock grazing into Mediterranean forest management as a fire prevention tool.* Etudes et Recherches sur les Systemes Agraires et le Developpement, INRA n. 29, pp.169-182.
- Fry R. e Lonsdale D., 1991. *Habitat Conservation for Insects. A neglected green issue.* The Amateur Entomological Society. Middlesex, England 262 pp.

- Fuhlendorf S.D., Engle D.M., 2004. *Application of the fire grazing-interaction to restore a shifting mosaic on tallgrass prairie*. J. Appl. Ecol., 41:604-614.
- Grime J.P., 1979. *Plant strategies and vegetation processes*. J Wiley & Sons, Chichester.
- Grove A.T., 1996. *The historical Context: Before 1850*. In: Brandt CJ and Thornes JB (eds) *Mediterranean Desertification and Land Use*, pp.13-28. John Wiley and Sons, New York
- Gusmeroli F. e Della Marianna G., 2005. *Conseguenze della riduzione e della sospensione del pascolo sul profilo floristico e sull'erosione superficiale in un nardeto alpino*. Quaderni SoZooAlp, 2:97-103.
- Gusmeroli F., 2002. *Il processo di abbandono dell'attività pastorale nelle malghe alpine e i suoi effetti sul sistema vegetazionale*. Società Italiana per il Progresso della Zootecnia. 37° Simposio Internazionale di Zootecnia: Zootecnia di Montagna: valorizzazione della Agricoltura Biologica e del Territorio. Madonna di Campiglio (TN), 19 aprile 2002, pp. 31-45.
- Hadar L, Noy-Meir I, Perevolotsky A (1999) The effect of shrub clearing and grazing on the composition of a Mediterranean plant community: functional groups versus species. J Veg Sci 10:673-682
- Hancock M. H., Summers R. W., Amphlett A., Willi J., Servant G., Hamilton A., 2010 *Using cattle for conservation objectives in a Scots pine Pinus sylvestris forest: results of two trials*. European Journal of Forest Research, 129:(3) 299-312.
- Harrison S., Bruna E., 1999. *Habitat fragmentation and large-scale conservation: what do we know for sure?* Ecography, 22:225-232.
- Hellstrom K., Huhta A. P., Rautio P., Tuomi J., Oksanen J., Laine K. 2003. *Use of sheep grazing in the restoration of semi-natural meadows in northern Finland*. Applied Vegetation Science, 6 (1): 45-52.
- Hobbs R.J. and Huenneke L.F., 1992. *Disturbance, diversity, and invasion: implications for conservation*. Conservation Biology, 6, 324-337.
- Hodgson J. e Illius A.W. (1996) *The ecology and management of grazing systems*. CAB Int. Wallingford,
- Verdu J.R., Crespo M.B., Galante E. 2000. *Conservation strategy of a nature reserve in Mediterranean ecosystems: the effects of protection from grazing on biodiversity*. Biodiversity and Conservation, 9:1707-1721.
- Kiefer S., e Poschlod P., 1996. *Restoration of fallow or afforested calcareous grasslands by clear-cutting*. In: Settele J, Margules CR, Poschlod P and Henle K (eds) *Species Survival in Fragmented Landscapes*, pp. 219-229. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Kirby K.J., Mitchell F.J., Hester A.J., 1994. *A role for large herbivores (deer and domestic livestock) in nature conservation management in British semi-natural woods*. Arboricultural Journal, 18:381-399.
- Kooijman, A.M., de Haan, M.W.A., 1995. *Grazing as a measure against grass encroachment in Dutch dry dune grassland: effects on vegetation and soil*. J. Coastal Conserv., 1:127-134.
- Kruess A. e Tscharrntke T., 2002. *Grazing intensity and the diversity of grasshoppers, butterflies, and trap-nesting bees and wasps*. Conservation Biology, 16:1570-1580.

- Kunstler, G.; Chadoeuf, J.; Klein, E. K.; Curt, T.; Bouchaud, M.; Lepart, J. 2007 *Tree colonization of sub-Mediterranean grasslands: effects of dispersal limitation and shrub facilitation*. Canadian Journal of Forest Research, 37 (1):103-115.
- Laiolo, P., Dondero, F., Ciliento, E., Rolando A. 2004. *Consequences of pastoral abandonment for the structure and diversity of the alpine avifauna*. Journal of Applied Ecology, 41 (2):294-304.
- Lombardi G., Reyneri A., Cavallero A. *Grazing animals controlling woody-species encroachment in subalpine grasslands*. 1999 *Grasslands and woody plants in Europe*. Proceedings of the International occasional symposium of the European Grassland Federation, Thessaloniki, Greece, 27-29 May, 1999. pp. 85-90.
- Luoto M., Rekolainen S., Aakkula J. and Pykala J., 2003. Loss of plant species richness and habitat connectivity in grasslands associated with agricultural change in Finland. *Ambio*, 32, 447–452.
- Maggioni L., Corti M., 2008. *Valutazione della capacità di contenimento di essenze arboree ed arbustive attraverso il pascolo con le capre nelle malghe Legnone, Capello e Luserna*. In: Leshabitat. Modelli di gestione silvo-pastorali orientati al miglioramento e conservazione di un ambiente idoneo alla presenza dei tetraonidi. Progea, Albaredo per San Marco (SO), stampa Grafiche Morbegnesi, Morbegno (SO), pp. 29-4.
- Maggioni L., Corti M., Mondellini N., 2004. *Utilizzo del pascolo con capre per la rimozione della fitomassa negli strati inferiori e medio-bassi di un castagneto degradato*. Atti XVI Congresso Nazionale SIPAOC, Siena 29 settembre-2 ottobre 2004.
- Maspoli G., 2000. *Piano di cura dei prati magri del Monte San Giorgio: risultati quinquennio 1994-1998; periodo di transizione 1999-2000; impostazione 2001-2003* Quaderni del Monte Barro, 5: 115-136.
- Menant F. 1993. *Campagnes lombardes au moyen âge*, Ecôle française, Roma, 1993.
- Milchunas D.G., Lauenroth W.K., Burke I.C., 1998. *Livestock grazing: animal and plant biodiversity of short grass steppe and the relationship to ecosystem function*. *Oikos*, 83:65-74.
- Morris M.G., 2000. *The effects of structure and its dynamics on the ecology and conservation of arthropods in British grasslands*. *Biological Conservation*, 95:129-142.
- Morgan M., McLean, B. M., Davies O. D., 2008. *Long term studies to determine management practices to enhance biodiversity within semi-natural grassland communities*. Biodiversity and animal feed: future challenges for grassland production. Proceedings of the 22nd General Meeting of the European Grassland Federation, Uppsala, Sweden, 9-12 June 2008, pp. 992-994.
- Noble, J.C., 1997. *The Delicate and Noxious Scrub: CSIRO Studies on Native Tree and Shrub Proliferation in the Semi-arid Woodlands of Eastern Australia*. CSIRO, Lyneham.
- Olf H., Vera F.W.M., Bokdam J., Bakker E.S., Gleichman J.M., de Mayer K., Smit, R., 1999. *Shifting mosaics in grazed woodlands driven by the alternation of plant acilitation and competition*. *Plant Biol.*, 1:127–137.

- Oliver I., Garden D., Greenslade P.J., Haller B., Rodgers D., Seeman O., Johnston, B., 2005. *Effects of fertilizer and grazing on the arthropod communities of a native grassland in south-eastern Australia*. Agric. Ecosys. Environ., 109 :323–334.
- Peco B, Sánchez A., Azcárate F. M. 2006. Abandonment in grazing systems: Consequences for vegetation and soil Agriculture, Ecosystems and Environment, 113:284–294.
- Piek H., 1998. *The practical use of grazing in nature reserves in: The Netherlands in: Grazing and conservation management. a cura di M.F WallisDeVries, J.P. Bakker e S.E. Van Wieren, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, p. 253-272.*
- Piqueray, J.; Bisteau, E.; Bottin, G.; Mahy, G. 2007. *Plant communities and species richness of the calcareous grasslands in southeast Belgium*. Belgian Journal of Botany : 140 (2): 157-173.
- Poschlod P., WallisDeVries M.F., 2002. *The historical and socioeconomic perspective of calcareous grasslands – lessons from the distant and recent past*. Biological Conservation 104, 361–376.
- Pykälä J., 2000. *Mitigating human effects on European biodiversity through traditional animal husbandry*. Conservation Biology 14: 705–712.
- Rahmann G., 1999. *Using goats for reducing shrub clearance on protected biotopes (Gentiano Koeleriето) Germany in: Grassland and Woody Plants in Europe. Proceedings of the International Occasional Symposium of the European Grassland Federation, Thessaloniki, May 27-28, 1999, p. 113-120. HERPAS, Thessaloniki.*
- Richter B., Partzsch M., Hensen I., 2003 *Vegetation, history of culture and land use in the xerothermic landscape of Mucheln/Wettin (Saxony-Anhalt)*. Hercynia, 36 (1): 91-121.
- Riedel J. L., Casasus I., Sanz A., Blanco M., Revilla R., Bernues A., 2005. *Extensive livestock systems as tools for environmental management: impact of grazing on the vegetation of a protected mountain area. Silvopastoralism and sustainable land management*. Proceedings of an international congress on silvopastoralism and sustainable management held in Lugo, Spain, April 2004, pp. 285-287.
- Rigueiro-Rodriguez A., Mosquera Losada M. R., Romero Franco R., Gonzalez Hernandez M. P., Villarino Urtiaga J. J., 2005 *Silvopastoral systems as a forest fire prevention technique. Silvopastoralism and sustainable land management*. Proceedings of an international congress on silvopastoralism and sustainable management held in Lugo, Spain, April 2004, pp. 380-387.
- Rochon J. J., Goby, J. P. 2000. *Study of goat grazing in undergrowth of cork oak in the Pyrenees Orientales, France. Fodder shrub development in arid and semi-arid zones*. Volume 2. Proceedings of the Workshop on Native and Exotic Fodder Shrubs in Arid and Semi-arid Zones, 27 October-2 November 1996, Hammamet, Tunisia, pp. 469-475.
- Rousset O., Lepart J., *Assessment of the effect of grazing on the maintenance of open environments. The case of dry grasslands*. 2009. Fourrages n. 159: 223-235.

- Ruiz-Mirazo J., Robles A. B., Gonzalez-Rebollar, J. L. 2009 *Pastoralism in Natural Parks of Andalusia (Spain): a tool for fire prevention and the naturalization of ecosystems*. Options Mediterraneennes. Serie A, Seminaires Mediterraneennes n. 91. pp.141-144
- Sebastia M. T., Canals R. M., Marks, E., Llorba, R. 2008. *Low-intensity livestock systems in Europe: an opportunity for quality products, recreation revenues and environmental conservation. Biodiversity and animal feed: future challenges for grassland production*. Proceedings of the 22nd General Meeting of the European Grassland Federation, Uppsala, Sweden, 9-12 June 2008 pp. 892-901
- Small R.W., Polter C., Jeffreys D.A., Bacon J.C., 1999. *Towards sustainable grazing for biodiversity: an analysis of conservation grazing projects and their constraints* English Nature Research Report 316, English Nature, Peterborough
- Smart S.M., Firbank L.G., Bince R.G.H., Watkins J.W., 2000. Quantifying changes in abundance of food plants for butterfly larvae and farmland birds. *Journal of Applied Ecology*, 37:398-414.
- Spatz G. e Papachristou T.G., 1999. *Ecological strategies of shrub invading extensified grassland: their control and use in: Grassland and Woody Plants in Europe*. Proceedings of the International Occasional Symposium of the European Grassland Federation, Thessaloniki, May 27-28, 1999. p 27-36. HERPAS, Thessaloniki.
- Stagliano N.; Argenti G.; Pardini A.; Bianchetto E. 2003. *Influence of shrubby vegetation on biodiversity in a pasture of the Apennines (Central Italy). Optimal forage systems for animal production and the environment*. Proceedings of the 12th Symposium of the European Grassland Federation, Pleven, Bulgaria, 26-28 May 2003, pp. 580-583.
- Stampfli A e Zeiter M (1999) *Plant species decline due to abandonment of meadows cannot easily be reversed by mowing. A case study from the southern Alps*. *Journal of Vegetation Science*, 10:151-164.
- Steffan-Dewenter I., Tscharrntke T., 2002. *Insect communities and biotic interactions on fragmented calcareous grasslands - a mini review*. *Biological Conservation* 104:275-284.
- Van Auken O.W., 2000. *Shrub invasions of North American semiarid grasslands*. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 3: 197-215.
- van Oene H., van Deursen E.J.M., Berendse F., 1999. *Plant-herbivore interaction and its consequences for succession in wetland ecosystems: a modeling approach*. *Ecosystems* 2;122-138.
- Van Wieren, 1995; Van Wieren S.E., 1995. *The potential role of large herbivores in nature conservation and extensive land use in Europe*. *Biological Journal of the Linnean Society*, 56:11-23.
- Verdu J. R.; Crespo, M. B., Galante, E., 2000. *Conservation strategy of a nature reserve in Mediterranean ecosystems: the effects of protection from grazing on biodiversity*. *Biodiversity and Conservation*, 9 (12): 1707-1721.
- Verhulst J., Baldi A., Kleijn D., 2004. *Relationship between land-use intensity and species richness and abundance of birds in Hungary*. *Agric.Ecosys. Environ.*, 104:465-473.

- Vickery J. A.; Tallowin J. R.; Feber R. E.; Asteraki, E. J.; Atkinson, P. W.; Fuller, R. J.; Brown, V. K.. 2001. *The management of lowland neutral grasslands in Britain: effects of agricultural practices on birds and their food resources*. Journal of Applied Ecology, 38 (3): 647-664.
- WallisDeVries M.F., Poschlod P., Willems, J.H., 2002. *Challenges for the conservation of calcareous grasslands in northwestern Europe: integrating the requirements of flora and fauna*. Biological Conservation, 104:265-273.
- Wilhelm M., 1997. *The maintenance and enhancement of plant species diversity in hay meadows and pastures in the city of Zurich*. Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes der ETH, Stiftung Rubel, Zurich, 128, 145 pp.
- Willems JH, 1983. *Species composition and above ground phytomass in chalk grassland with different management*. Vegetatio, 52:171-180.
- Willems J.H., 2001. *Problems, approaches, and, results in restoration of Dutch calcareous grassland during the last 30 years*. Restoration Ecology, 9:147-154.
- Willems JH, Peet RK, Bik L (1993) *Changes in chalk-grasslands structure and species richness resulting from selective nutrient additions*. J Veg Sci. 4:203-212.
- Woodcock B.A., Pywell R.F, Roy D.B., Rose R.J., Bell, D., 2005. *Grazing management of calcareous grasslands and its implications for the conservation of beetle communities*. Biological Conservation, 125:193-202.
- Zamora J., Verdú J.R. & Galante E., 2007. *Species richness in Mediterranean agroecosystems: spatial and temporal analysis for biodiversity conservation*. Biological Conservation, 134:113-121.
- Zea J.; Diaz N.; Diaz M. D., 2007. *Shrubby vegetation control and pasture improvement through grazing by different species*. Pastos, 37 (1): 51-69.
- Zobel M., Suurkask M., Rosén E. and Pärtel M. 1996. *The dynamics of species richness in an experimentally restored calcareous grassland*. Journal of Vegetation Science, 7: 203-210.