

Migrazione e svernamento di allodola *Alauda arvensis* e pispola *Anthus pratensis* in un ambiente prativo nell'Oltrepò Pavese

FLAVIO FERLINI

Via Cantore 3, I-27040 Castelletto di Branduzzo (PV) (flavio.ferlini@unipv.it)

Abstract – Migration and wintering of skylark *Alauda arvensis* and meadow pipit *Anthus pratensis* in meadow habitat in Oltrepò Pavese (Lombardy, N Italy). The intensity of autumn migration of skylark reached its peak in the first half of October (73.8 ind./10 ha), while in winter the species was more abundant in the first half of December (31.3 ind./10 ha). Spring migration was of moderate intensity (14.8 ind./10 ha). Migratory movements of meadow pipit were intense only at the end of November–beginning of December (48.6 ind./10 ha), with low density in winter and during spring migration (7.9 ind./10 ha). At the beginning of winter, flocks of skylarks used more areas closer to the margins with tree, while isolated birds totally avoided this situation. Compared with skylark, meadow pipit used areas with greater coverage of soil and grass higher.

INTRODUZIONE

La contrazione sia numerica che di areale di molte specie tipiche degli ambienti agricoli verificatasi a partire dagli anni '70 nell'Europa occidentale è stata attribuita alle variazioni intervenute nelle pratiche agricole e, in particolare, alla loro intensificazione (Chamberlain *et al.* 2000, Donald *et al.* 2001a, Stoate *et al.* 2001, Newton 2004). Le ricerche finalizzate ad individuare azioni idonee a contrastare tale declino si sono inizialmente concentrate sulla fase riproduttiva (Potts 1986), successivamente sono però emerse evidenze di effetti sulle popolazioni indotte da variazioni degli habitat di svernamento e quindi della necessità, in ottica conservazionistica, di agire anche su di essi (Evans 1997, Wakeham-Dawson e Aebischer 1998, Peach *et al.* 1999). In inverno il freddo e la scarsità di cibo possono incidere significativamente sulla sopravvivenza degli uccelli, con conseguenze sulle successive stagioni riproduttive (Thomson *et al.* 1997, Siriwardena *et al.* 1998, Henderson *et al.* 2004). In Gran Bretagna si è rilevato che la riduzione di disponibilità di stoppie di cereali in inverno ha influito sulle popolazioni degli uccelli granivori (Wilson *et al.* 1996, Robinson e Sutherland 1999, Moorcroft *et al.* 2002) e che le specie insettivore si sono rivelate sensibili all'età e al tipo di concimazione dei prati in quanto da questi fattori dipende la disponibilità di prede durante lo svernamento (Tucker 1992, Wilson *et al.* 1996, Perkins *et al.* 2000).

Tra le specie tipiche degli ambienti agricoli, sia l'allodola *Alauda arvensis* che la pispola *Anthus pratensis* hanno manifestato negli ultimi decenni segni evidenti di declino nell'Europa occidentale. L'allodola ha subito una forte contrazione numerica già a partire dagli anni 1970 (Busche 1989, Siriwardena *et al.* 1998, Browne *et al.* 2000, BirdLife International 2004) e il processo pare tuttora in corso (Gregory *et al.* 2004, Coordinamento Progetto MITO2000 2006). Per la pispola il fenomeno è stato rilevato solo a partire dall'ultimo decennio del passato millennio e in forma meno accentuata (BirdLife International 2004, Gregory *et al.* 2004).

In inverno le allodole sono quasi esclusivamente granivore/erbivore e in Inghilterra prediligono le aree agricole, ma evitano sia i prati temporanei sia quelli permanenti (Donald *et al.* 2001b). Anche Wilson *et al.* (1996), Buckingham *et al.* (1999) e Gillings e Fuller (2001) hanno osservato che le allodole usano scarsamente le aree erbose durante lo svernamento, mentre Wakeham-Dawson e Aebischer (1998) hanno rilevato che le allodole frequentano i prati "nuovi", ma tendono ad abbandonarli quando la vegetazione diventa troppo alta. Le specie insettivore come la pispola, invece, preferiscono nettamente i pascoli rispetto ai prati avvicendati e alle stoppie (Tucker 1992, Wilson *et al.* 1996) in quanto in essi trovano maggiore disponibilità di cibo (principalmente lombrichi e larve d'insetti). Sia gli uccelli granivori che quelli insettivo-

ri in genere evitano i campi di cereali in crescita a causa della scarsità sia di invertebrati (Tucker 1992), sia di semi (Roberts e Dawkin 1967). Anche in un ambiente rurale del Piemonte Laiolo (2005) ha rilevato in inverno la preferenza dell'allodola per le stoppie e della pispola per le aree erbose. In Spagna invece in inverno le allodole si concentrano nei pascoli asciutti raggiungendo una densità 10-20 volte superiore a quella rilevabile nelle aree coltivate (Suárez *et al.* 2003).

Nella zona pianeggiante dell'Oltrepò Pavese, stante la totale assenza di stoppie e di pascoli, in periodo invernale le due specie frequentano in modo assolutamente marginale i campi di cereali a semina autunnale, mentre utilizzano per il foraggiamento quasi esclusivamente i prati di erba medica *Medicago sativa* (Ferlini 2006, 2007). Una situazione analoga è stata osservata anche in Italia centrale (Manzi e Perna 1992). Rispetto al totale dei seminativi, i medicaia nella Pianura Padana occupano il 10.1% della superficie, il 12.7% in provincia di Pavia e il 25.5% nella pianura dell'Oltrepò Pavese (ISTAT 2007).

Poiché conoscere i criteri di scelta degli habitat in relazione alla disponibilità di cibo e ad altre variabili è di fondamentale importanza per comprendere i comportamenti delle specie animali, soprattutto per prevedere le conseguenze di variazioni ambientali (Sutherland 1996), scopo di questo studio è di esaminare alcuni aspetti della biologia dell'allodola e della pispola in un ambiente pratico dell'Oltrepò Pavese durante le migrazioni e lo svernamento.

METODI

Area di studio

L'area di studio è collocata nella golena del Po, in destra orografica del fiume, in parte nel territorio comunale di Bastida Pancarana e in parte in quello di Sommo, in provincia di Pavia (45° 6' N, 9° 5' E, 62 m s.l.m.) ed è costituita da un prato di erba medica *Medicago sativa* esteso 39.3 ha. Nel prato sono presenti erbe spontanee che contribuiscono alla copertura del suolo; le specie più comuni sono (in ordine decrescente di frequenza): veronica comune *Veronica chamaedrys*, fienarola *Poa* sp., borsapastore *Capsella bursa-pastoris*, crespino comune *Sonchus oleraceus* e falsa ortica purpurea *Lamium purpureum*. In molti punti del terreno è presente muschio. Il prato confina a sud con l'argine maestro del fiume, a nord-est con un saliceto ripariale, a nord-ovest con una roggia e a sud-ovest con un campo arato al momento dei rilievi. Su circa il 50% del perimetro del prato è presente una "struttura" verticale, alta 8-9 m costituita dagli alberi ai margini del saliceto (in pre-

valenza *Salix* sp.), dagli alberi presenti alla base dell'argine (robinie *Robinia pseudacacia*) e dallo stesso argine.

Raccolta ed elaborazione dei dati

Dall'ottobre 2007 all'aprile 2008 ho raccolto i dati nell'area di studio effettuando quattro visite in ogni mese (due nella prima metà e due nella seconda metà). Ho eseguito i rilievi, utilizzando un binocolo 10x42, camminando lungo transetti paralleli all'asse minore del campo distanti fra di loro 100 metri e contando solo gli uccelli posati. Dopo alcuni test preliminari, ho preferito la distanza di 100 m tra i transetti rispetto ai 50 m solitamente utilizzati in situazioni analoghe (Perkins *et al.* 2000, Donald *et al.* 2001b, Barnett *et al.* 2004, Whittingham *et al.* 2006) in quanto, in considerazione dell'erba molto bassa (altezza media = 4 cm, DS = 1.70, range = 1.4-8.6, N = 167), non ho rilevato alcuna significativa differenza nei risultati. Ho cercato di minimizzare il riconteggio degli uccelli seguendone visivamente i movimenti dopo l'involò. Le visite sono iniziate almeno un'ora dopo il sorgere del sole e si sono concluse almeno un'ora prima del tramonto, ciò per evitare di includere uccelli in raggruppamento notturno (Donald *et al.* 2001b, Whittingham *et al.* 2006). Ogni rilevazione si è protratta per circa due ore evitando condizioni atmosferiche che potessero incidere sui risultati (pioggia, vento, nebbia). Per ogni contatto ho annotato su una mappa ricavata da fotografie aeree: specie, numero d'individui e punto d'involò. Quest'ultimo dato è stato poi utilizzato per esprimere la distanza dei soggetti rispetto ai margini alberati mediante una scala discreta (da 1 a 6) in cui ogni valore equivale a un settore ampio circa 70 m. I valori della scala sono crescenti al crescere della distanza. Nel periodo prettamente invernale (dicembre 2007-febbraio 2008), per ogni occasione in cui sono riuscito ad individuare con precisione le zone di alimentazione di gruppi di almeno 5 individui di ogni specie, ho rilevato le caratteristiche del prato su 5 particelle campione di 0.25 m² (50 x 50 cm) ricavando i seguenti parametri: altezza della vegetazione, percentuale di copertura del terreno e numero di essenze vegetali presenti (ricchezza floristica). L'altezza della vegetazione del campione l'ho ricavata misurando l'altezza dell'erba nei quattro vertici e nel punto centrale del quadrato e calcolandone la media. La percentuale di copertura del terreno l'ho ricavata fotografando il campione ed effettuando successivamente elaborazioni dell'immagine con software grafico.

RISULTATI

Abbondanza e composizione dei gruppi

Durante la migrazione autunnale l'abbondanza dell'allo-

dola nell'area di studio è stata elevata rispetto ai successivi periodi d'indagine con il picco del flusso migratorio nella prima metà di ottobre (73.8 ind./10 ha) (Fig. 1). In periodo invernale la densità è stata massima all'inizio della stagione (prima metà di dicembre) per poi decrescere a valori estremamente bassi all'inizio di gennaio in concomitanza con una intensa perturbazione nevosica che ha interessato gran parte dell'Italia. Successivamente allo scioglimento del manto nevoso la specie è ricomparsa con densità tuttavia limitate. Tra la seconda metà di febbraio e la prima metà di marzo si è osservato un movimento migratorio pre-riproduttivo che è stato però di modesta entità (14.8 ind./10 ha). La dimensione dei gruppi è stata massima in autunno (media = 27.4 ind., DS = 34.23, range = 2-130, N = 36), per poi decrescere progressivamente dall'inverno (media = 11.0 ind., DS = 13.46, range 2-70, N = 54) alla primavera (media = 6.1 ind., DS = 4.68, range = 2-18, N = 17). In inverno i contatti hanno riguardato per il 29.9% allodole singole, per il 40.3% gruppi da 2 a 5 individui, per il 9.1% gruppi da 6 a 10 individui, per il 9.1% gruppi da 11 a 20 individui e per il restante 11.6% gruppi con più di 20 individui (N = 77).

I movimenti migratori della pispola hanno assunto forte intensità solo a fine novembre-inizio dicembre (max 48.6 ind./10 ha). L'abbondanza della specie è poi calata già dalla seconda metà di dicembre ed è stata scarsa per tutto il restante periodo invernale (Fig. 1). Anche su questo può aver inciso la nevicata della prima metà di gennaio. Durante la migrazione pre-riproduttiva la presenza della specie è stata scarsa, con un modesto picco nella seconda metà di marzo (7.9 ind./10 ha). La dimensione dei gruppi è moderatamente calata dall'autunno (media = 26.5 ind., DS = 42.03, range = 2-150, N = 13) all'inverno (media = 20.7

ind., DS = 23.71, range = 2-70, N = 18), mentre è sensibilmente diminuita durante la migrazione primaverile (media = 8.7 ind., DS = 8.79, range = 2-27, N = 7). In inverno i contatti hanno riguardato per il 33.3% pispole singole, per il 33.3% gruppi da 2 a 5 individui, per l' 11.1% gruppi da 11 a 20 individui e per il restante 22.3% gruppi con più di 20 individui (N = 27).

Utilizzo della superficie prativa durante lo svernamento

All'inizio dell'inverno le allodole hanno utilizzato intensamente i due settori più prossimi ai margini alberati del campo, mentre successivamente se ne sono progressivamente allontanate (Fig. 2). Le zone più distanti dal saliceto o dall'argine del Po sono state utilizzate principalmente da gruppi di piccole dimensioni e da soggetti isolati (Fig. 3); questi ultimi hanno del tutto evitato le zone più vicine alle strutture verticali (Fig. 3) che sono invece state utilizzate, soprattutto in dicembre, dai gruppi numericamente più consistenti (Fig. 4). In ogni caso le aree di foraggiamento degli uccelli si sono distribuite in modo significativamente diverso rispetto all'ipotesi di equidistribuzione (dicembre: $\chi^2 = 229.24$, $P < 0.01$, $df = 5$; gennaio: $\chi^2 = 78.92$, $P < 0.01$, $df = 5$; febbraio: $\chi^2 = 126.51$, $P < 0.01$, $df = 5$).

Per le pispole i dati sono significativi solo per dicembre a causa dell'esiguo numero di soggetti osservati negli altri mesi invernali. Anche questa specie ha utilizzato fortemente i due settori più prossimi al margine alberato (Fig. 5) nell'ambito dei quali sono avvenuti la maggior parte dei contatti (51.8%). La zona più lontana dagli alberi non è stata utilizzata, mentre, a differenza delle allodole, singole pispole hanno frequentato anche i margini immediatamente prospicienti il saliceto o l'argine del Po (Fig. 6). In dicem-

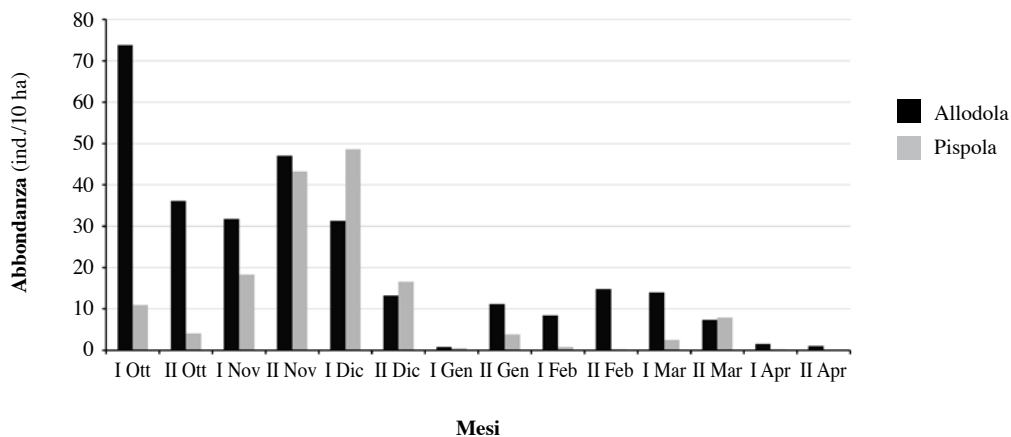


Figura 1. Andamento temporale dell'abbondanza di allodola e pispola (ind./10 ha) – Temporal density trends of skylark and meadow pipit (ind./10 ha).

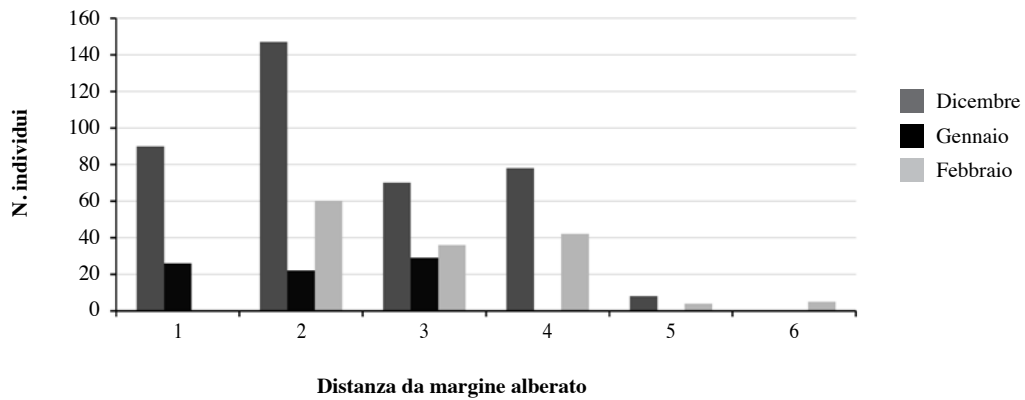


Figura 2. Distribuzione spaziale invernale delle allodole rispetto al margine alberato – *Winter spatial distribution of skylarks in relation to the tree edge.*

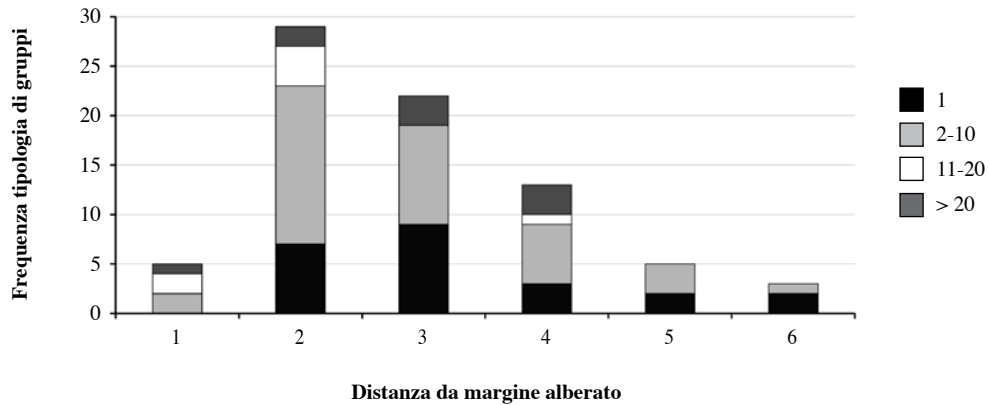


Figura 3. Distribuzione di frequenza dei gruppi di allodole in inverno rispetto alla distanza dal margine alberato (N = 77) – *Frequency distribution of flocks of skylarks in winter in relation to the distance from tree edge (N = 77).*

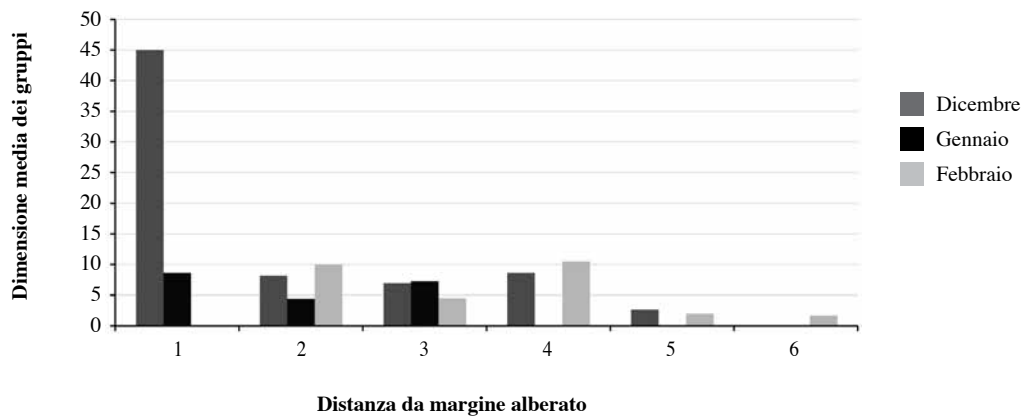


Figura 4. Dimensione media mensile dei gruppi di allodole in inverno rispetto alla distanza dal margine alberato – *Monthly average flocks size of skylarks in winter in relation to the distance from tree edge.*

Migrazione e svernamento di allodola *Alauda arvensis* e pispola *Anthus pratensis*

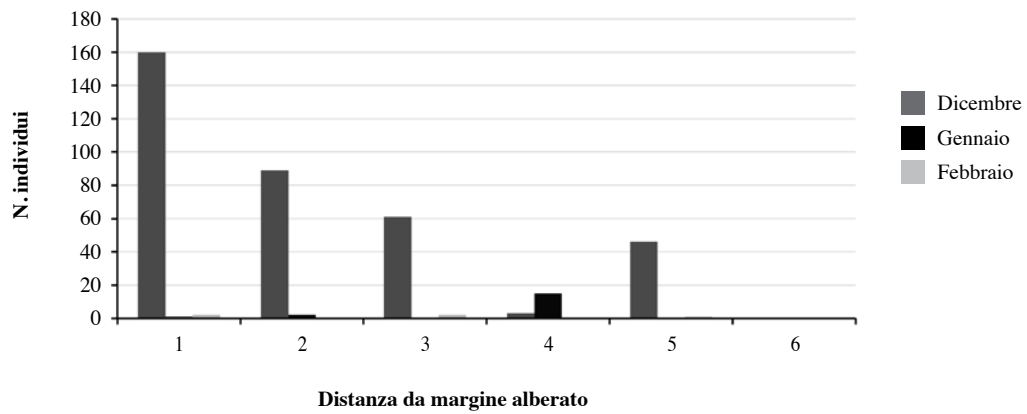


Figura 5. Distribuzione spaziale invernale delle pispole rispetto al margine alberato – *Winter spatial distribution of meadow pipits in relation to tree edge.*

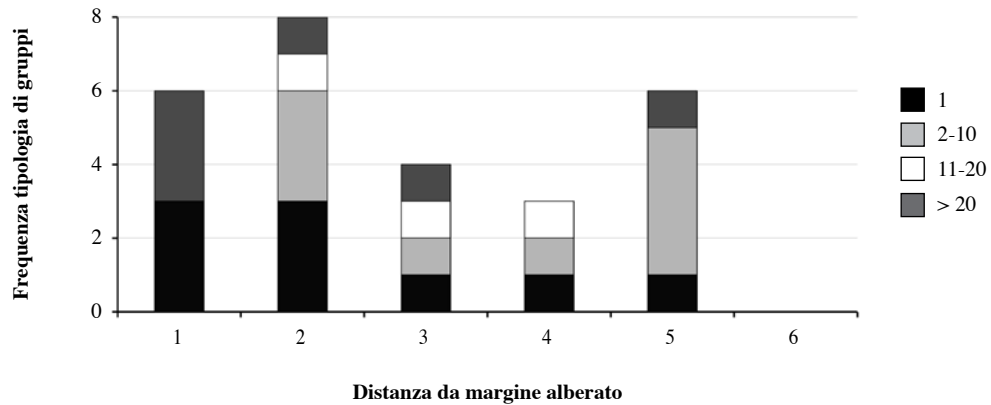


Figura 6. Distribuzione di frequenza dei gruppi di pispole in inverno rispetto alla distanza dal margine alberato (N = 27) – *Frequency distribution of flocks of meadow pipits in winter in relation to the distance from tree edge (N = 27).*

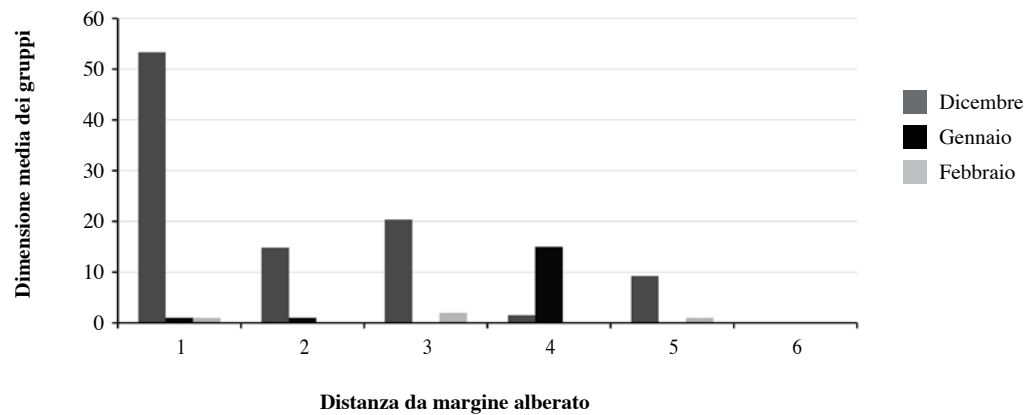


Figura 7. Dimensione media mensile dei gruppi di pispole in inverno rispetto alla distanza dal margine alberato – *Monthly average flock size of meadow pipits in winter in relation to the distance from tree edge.*

Tabella 1. Caratteristiche delle aree prative utilizzate – *Characteristics of areas used.*

	Media	Range	N
<i>Altezza erba (cm)</i>			
Allodola	3.8	1.4-8.6	100
Pispola	4.6	1.6-8.6	55
<i>Copertura terreno (%)</i>			
Allodola	67%	5-100%	100
Pispola	76%	29-100%	55
<i>Ricchezza floristica</i>			
Allodola	3.2	2-5	100
Pispola	3.5	2-6	55

bre le zone prossime alle strutture verticali sono state scelte dai gruppi più numerosi (Fig. 7) e la distribuzione degli uccelli è stata significativamente diversa rispetto all'ipotesi di equidistribuzione ($\chi^2 = 273.08$, $P < 0.01$, $df = 5$).

Dal confronto fra i parametri che hanno caratterizzato le aree del prato frequentate dalle allodole e dalle pispole durante il periodo invernale (Tab. 1) si rilevano differenze significative fra le due specie. In particolare le allodole hanno preferito le aree con maggiore presenza di terreno scoperto ($z = 2.380$, $P < 0.05$), mentre le pispole hanno utilizzato zone con vegetazione più alta ($z = 2.8801$, $P < 0.01$). Non ho rilevato invece alcuna differenza statisticamente significativa nella ricchezza floristica.

DISCUSSIONE

Il flusso migratorio dell'allodola nell'area di studio in periodo post-riproduttivo ha avuto andamento simile a quello noto a livello nazionale, infatti l'intensità solitamente è più accentuata da ottobre ad inizio novembre con picco nella seconda e terza decade di ottobre (Scebba 2003, Bricchetti e Fracasso 2007). Anche per la migrazione pre-riproduttiva si è registrato un andamento qualitativamente analogo a quello nazionale (flusso assai meno intenso di quello autunnale), ma con il picco anticipato rispetto a quanto indicato in letteratura, tra metà marzo e primi di aprile (Bricchetti e Fracasso 2007).

Il periodo di massima densità invernale coincide con quello già osservato per l'Oltrepò Pavese nel corso di altre ricerche (de Carli *et al.* 1998) e ha raggiunto il valore di 31.3 ind./10 ha nella prima metà di dicembre. Nei medicaia di un'altra area dell'Oltrepò Pavese nel corso dell'inverno 2004/2005 il valore massimo era stato di 25.9 ind./10 ha nella seconda metà dello stesso mese. Nell'inverno 1991/1992 anche nei prati in provincia di Macerata il picco

di abbondanza si è avuto nella seconda metà di dicembre, ma con valori inferiori, pari a circa 14 ind./10 ha (Manzi e Perna 1992). La densità rilevata in questa indagine è simile a quella media rilevata in prati del Portogallo, 29.2 ind./10 ha (Moreira *et al.* 2005) e superiore a quella degli ambienti simili della Spagna centrale, 20 ind./10 ha (Suárez *et al.* 2004) e dell'Inghilterra, 12 ind./10 ha (Donald *et al.* 2001b). Sia a livello italiano che europeo sono note densità invernali decisamente superiori, ma in ambienti diversi. In particolare in Piemonte si toccano i 150 ind./10 ha nelle stoppie delle colture cerealicole (Laiolo 2005) e in Spagna 108.1 ind./10 ha nei pascoli asciutti (Suárez *et al.* 2004).

I contatti invernali hanno riguardato per 70.1% soggetti isolati o piccoli gruppi (max 5 individui). Il valore è assai superiore al 30.8% che avevo rilevato in un'altra area dell'Oltrepò Pavese (Ferlini 2006), ma comparabile a quanto osservato nel corso di altre ricerche sia in Lombardia (75%, Fornasari *et al.* 1992) che nel Veneto (79%, Nardo e Stival 1996).

Lo stormo di maggiori dimensioni (130 individui) è simile a quelli massimi osservati in Lombardia (160 individui, Fornasari *et al.* 1992) e in Veneto (130 individui, Nardo e Stival 1996).

Anche per la pispola il massimo della densità invernale (48.6 ind./10 ha) si è avuto nella prima metà di dicembre. Nei medicaia di un'altra area dell'Oltrepò Pavese nel corso dell'inverno 2004/2005 avevo rilevato la densità massima di 16.3 ind./10 ha nella seconda metà dello stesso mese. Entrambi i valori sono superiori a quelli noti per gli ambienti prativi di altre aree dell'Europa meridionale quali la Spagna centrale (max 2 ind./10 ha, Suárez *et al.* 2004) e il Portogallo (media 10.4 ind./10 ha, Moreira *et al.* 2005). L'andamento temporale della presenza della specie con massimo a fine novembre-inizio dicembre è difforme sia rispetto a quanto osservato a livello nazionale sia rispetto a quanto noto per la Lombardia. In Italia, infatti, il flusso migratorio post-riproduttivo della pispola si manifesta tra metà settembre e novembre, con massimo tra ottobre e metà novembre e picco nella seconda metà d'ottobre (Bricchetti e Fracasso 2007). In Lombardia la massima abbondanza si registra solitamente a fine inverno quando gli uccelli si incontrano in gruppi di 10-30 individui (Fornasari *et al.* 1992); per la provincia di Brescia sono però noti stormi di circa 200 soggetti (Caffi 1999). I movimenti migratori primaverili sono invece coincidenti con quelli normalmente rilevati in Italia, fra fine febbraio e aprile, con massimo fra metà marzo e metà aprile (Bricchetti e Fracasso 2007).

Riguardo all'utilizzo della superficie prativa, l'andamento calante dell'abbondanza di entrambe le specie presso i margini alberati nel corso dell'inverno è sostanzialmente difforme rispetto a quanto evidenziato da diverse

ricerche condotte in Inghilterra. Le scelte delle aree di foraggiamento da parte degli uccelli è influenzato da fattori che possono essere tra loro in contrasto quali l'abbondanza del cibo, la sua accessibilità e il rischio di predazione. Relativamente all'alimentazione dell'allodola in inverno, numerosi studi (Wilson *et al.* 1996, Wakeham-Dawson e Aebischer 1998, Gillings e Fuller 2001, Donald *et al.* 2001b) hanno sottolineato come la specie preferisca pasturare nelle stoppie di cereali, prediligendo soprattutto quelle di orzo rispetto a quelle del frumento (Buckingham *et al.* 1999, Donald *et al.* 2001b). Ciò dipende dalla disponibilità di chicchi che, come evidenziato da Green (1978), forniscono a parità di quantità assunta il più elevato apporto calorico. In tutte le altre coltivazioni una componente rilevante dell'alimentazione è costituita dalle foglie delle dicotiledoni infestanti; queste infatti costituiscono il 24% della dieta nei campi di cereali e il 46.3% nei prati (Buckingham *et al.* 1999). La prevalenza dei vegetali nella dieta invernale dell'allodola è confermata anche da studi condotti in Italia, anche se occasionalmente è stata rilevata la presenza di invertebrati, specialmente Curculionidi (Groppali e Bertocchi 1996). Nell'area di studio tra i vegetali infestanti a foglia larga è ampiamente dominante la veronica comune le cui foglie fanno normalmente parte della dieta dell'allodola (Cramp 1988). Negli ambienti prativi i semi sono più abbondanti in prossimità dei margini per la maggior presenza di erbe infestanti (Marshall 1989, Robinson e Sutherland 1999), inoltre al crescere dell'altezza della vegetazione aumenta la disponibilità alimentare sia di semi che di invertebrati (Curry 1994, Morris 2000, Perkins *et al.* 2000, Vickery *et al.* 2001), mentre l'accessibilità diminuisce e aumenta il rischio di predazione (Butler e Gillings 2004, Devereux *et al.* 2004). Tra le succitate componenti la più importante sembra essere l'accessibilità (Fuller *et al.* 2003), ma nel caso in esame ritengo sia stata poco influente a causa della limitata altezza della vegetazione del prato. A parità di condizioni gli animali si alimentano in posizioni poco rischiose, mentre scelgono punti pericolosi solo se esiste un evidente vantaggio energetico (Moody *et al.* 1996, Butler *et al.* 2005). In quest'ultima situazione gli uccelli possono mitigare l'aumento del rischio durante il foraggiamento incrementando la vigilanza (Lima e Dill 1990, Whittingham e Evans 2004, Devereux *et al.* 2004) oppure aggregandosi in gruppi (Elgar 1989). Quest'ultima opzione consente di ridurre il costo della sorveglianza sia perché è maggiore il numero d'individui che possono segnalare eventuali predatori (Elgar 1989, Krause e Ruxton 2002) sia in quanto il singolo individuo ha una minor probabilità di essere scelto da un predatore (Sirot 2006). La protezione offerta dal gruppo permette agli uccelli che lo compongono di alimentarsi in posizioni più esposte e di

sfruttare ambienti più rischiosi, nutrendosi più velocemente (Pulliam 1973), anche se questo può attirare i predatori (Cresswell 1994, Roberts 1996). Le dimensioni e le forme dei campi e la presenza sui loro margini di siepi o alberature incidono sul livello di rischio percepito dagli uccelli e quindi sull'utilizzo dello spazio durante il foraggiamento. In particolare si è osservato che l'abbondanza delle allodole è positivamente correlata alla dimensione dei campi, ma decresce all'aumentare della lunghezza del perimetro per ettaro di superficie e all'aumentare della lunghezza di siepi alte o alberi sui margini (Donald *et al.* 2001b). Il fatto di evitare campi piccoli con ai bordi siepi alte o alberature è stato spiegato da Robinson (1997) e da Gillings e Fuller (2001) proprio in termini di precauzione contro il rischio di predazione, infatti le strutture verticali prospicienti i campi possono essere utilizzate come posatoi dai rapaci, come nel caso di uno smerigliaccio *Falco columbarius* osservato sugli alberi ai margini dell'area di studio. Robinson e Sutherland (1999), pur confermando che le allodole evitano di pasturare vicino ai bordi dei campi con siepi o alberature, hanno rilevato che nei prati avvicendati nel corso dell'inverno, a differenza di quanto avviene nelle stoppie, gli uccelli tendono comunque ad avvicinarsi progressivamente ai margini e hanno ipotizzato che ciò dipenda dal calo di semi nella parte centrale dei campi. L'andamento rilevato in Inghilterra è dunque opposto a quanto da me osservato, infatti nell'area di studio la massima concentrazione presso i margini alberati si è verificata in dicembre e poi è calata. La differenza probabilmente dipende dal maggiore livello di aggregazione delle allodole nell'area padana, infatti mentre nell'Inghilterra meridionale solo il 40% degli incontri invernali è relativo a gruppi con più di due individui, nell'area di studio la percentuale è stata complessivamente del 53.2% e del 59.5% considerando il solo mese di dicembre. La maggior aggregazione ha permesso agli uccelli di alimentarsi nelle aree più vantaggiose sotto il profilo trofico (margini del prato contigui ad area incolta) nonostante la presenza di alberatura sul confine e quindi ad elevato livello di rischio. Col progredire della stagione, al calare sia dell'abbondanza complessiva sia del numero medio di individui per gruppo, l'allodola ha ridotto il rischio percepito spostandosi verso parti del prato più distanti dai margini alberati.

Nell'analizzare i dati della pispola va considerato che la specie è essenzialmente insettivora, ma che in inverno può alimentarsi anche di semi, soprattutto di *Poa* sp. (Cramp 1988). Il cibo viene raccolto dalla superficie della vegetazione e del terreno. Nel mese di dicembre la distribuzione nel prato è stata simile a quella dell'allodola e probabilmente anche per essa valgono le stesse motivazioni. Nei mesi successivi, pur con la cautela dovuta alla scarsità

tà dei dati, ho osservato con frequenza superiore alle attese singoli individui nei pressi dei margini alberati. Questo può essere spiegato dalle differenti preferenze della pipola rispetto all'allodola sia in termini di caratteristiche delle aree di foraggiamento che di strategia difensiva. Per l'allodola Wakeham-Dawson e Aebischer (1998) hanno rilevato una correlazione negativa fra densità e copertura del terreno, inoltre la specie quando avverte un pericolo preferisce fuggire involandosi (Robinson e Sutherland 1999). La pipola invece in presenza di un predatore spesso si appiattisce sul terreno cercando di mimetizzarsi, in ciò facilitata dalla frequentazione di aree con vegetazione più alta e densa (Whittingham *et al.* 2006).

Le diversità fra le aree di foraggiamento utilizzate dalle allodole e dalle pipole evidenziate in Inghilterra trovano dunque conferma anche nei dati raccolti in ambito padano e giustificano alcune differenze comportamentali fra le due specie. Le difformità invece rilevate nelle strategie di utilizzo dei prati in inverno rispetto alla situazione inglese, soprattutto per l'allodola, suggeriscono che eventuali interventi gestionali finalizzati alla conservazione delle specie non possono prescindere da una specifica conoscenza e contestualizzazione dei fenomeni in quanto non sempre è possibile mutuare le esperienze maturate in altre situazioni geoclimatiche.

Ringraziamenti – Ringrazio Giuseppe Camerini e Francesca Cattaneo per l'aiuto prestato nella raccolta della bibliografia.

BIBLIOGRAFIA

- Barnett PR, Whittingham MJ, Bradbury RB, Wilson JD 2004. Use of unimproved and improved lowland grassland by wintering birds in the UK. *Agriculture Ecosystems and Environment* 102: 49-60.
- BirdLife International 2004. *Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status*. Series N. 12. BirdLife International, Cambridge.
- Brichetti P, Fracasso G 2007. *Ornitologia italiana*. Vol. 4. Apodidae-Prunellidae. Identificazione, distribuzione, consistenza e movimenti degli uccelli italiani. A. Perdisa Ed., Ozzano Emilia.
- Browne S, Vickery JA, Chamberlain D 2000. Densities and population estimates of breeding skylarks *Alauda arvensis* in Britain. *Bird Study* 47: 52-65.
- Buckingham DL, Evans AD, Morris AJ, Orsman CJ, Yaxley R 1999. Use of set-aside land in winter by declining farmland bird species in the UK. *Bird Study* 46: 157-169.
- Busche G 1989. Population crash of the skylark *Alauda arvensis* in the Schleswig-Holstein lowlands. *Vogelwelt* 110: 51-59.
- Butler SJ, Gillings S 2004. Quantifying the effects of habitat structure on prey detectability and accessibility to farmland birds. In: *Ecology and Conservation of Lowland Farmland Birds II: The Road to Recovery*. Ibis 146 (Suppl. 2): 123-130.
- Butler SJ, Whittingham MJ, Quinn JL, Cresswell W 2005. Quantifying the interaction between food density and habitat structure in determining patch selection. *Animal Behaviour* 69: 337-343.
- Caffi M 1999. Censimento degli uccelli svernanti in una marcia della pianura bresciana (1988-1998). *Pianura* 11: 147-154.
- Chamberlain DE, Fuller RJ, Bunce RG, Duckworth JC, Shrubbs M 2000. Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. *Journal of Applied Ecology* 37: 771-788.
- Coordinamento Progetto MITO2000 2006. Possibili andamenti delle specie comuni nidificanti in Italia e indicatori dello stato di conservazione dell'avifauna italiana 2000-2005. www.mito2000.it [1/2008].
- Cramp S (ed) 1988. *Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa: The birds of the Western Palearctic*, Vol. 5. Oxford University Press, Oxford.
- Cresswell W 1994. Flocking is an effective anti-predation strategy in redshanks, *Tringa totanus*. *Animal Behaviour* 47: 433-442.
- Curry JP 1994. Grassland invertebrates: ecology, influence on soil fertility and effects on plant growth. Chapman & Hall, London.
- de Carli E, Fornasari L, Bani L, Bottoni L 1998. Trend in distribution, abundance and habitat features of skylark *Alauda arvensis* in Northern Italy. *Gibier Faune Sauvage* 15: 387-396.
- Devereux CL, McKeever CU, Benton TG, Whittingham MJ 2004. The effect of sward height and drainage on starlings *Sturnus vulgaris* and jaywings *Vanellus vanellus* foraging in grassland habitats. In: *Ecology and conservation of lowland farmland birds II: the road to recovery*. Ibis 146 (Suppl. 2): 115-122.
- Donald PF, Green RE, Heath MF 2001a. Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of the Royal Society of London B* 268: 25-29.
- Donald PF, Buckingham DL, Moorcroft D, Muirhead LB, Evans AD, Kirby WB 2001b. Habitat use and diet of skylarks *Alauda arvensis* wintering on lowland farmland in southern Britain. *Journal of Applied Ecology* 38: 536-547.
- Elgar MA 1989. Predator vigilance and group size in mammals and birds: a critical review of the empirical evidence. *Biological Reviews* 64: 13-33.
- Evans A 1997. The importance of mixed farming for seed-eating birds in the UK. *Farming and birds in Europe*. In: DJ Pain, MW Pienkowski (eds), *The common agricultural policy and its implications for bird conservation*. Academic Press, London, pp. 331-357.
- Ferlini F 2006. Variazioni stagionali di abbondanza dell'allodola *Alauda arvensis* in un'area agricola lombarda. *Avocetta* 30: 69-72.
- Ferlini F 2007. Ciclo annuale della comunità ornitica in un'area agricola dell'Oltrepò Pavese. *Pianura* 21: 171-185.
- Fornasari L, Bottoni L, Massa R, Fasola M, Brichetti P, Vigorita V (eds) 1992. *Atlante degli uccelli svernanti in Lombardia*. Regione Lombardia-Università degli Studi di Milano, Milano.
- Fuller RJ, Atkinson PW, Asteraki EJ, Conway GJ, Goodyear J, Haysom K, Ings T, Smith REN, Tallowin JR, Vickery JA 2003. Changes in lowland grassland management: effects on invertebrates and birds. Report to DEFRA on commissioned project BD1435, BTO Research Report no. 350. British Trust for Ornithology, Thetford.
- Gillings S, Fuller RJ 2001. Habitat selection by skylarks *Alauda arvensis* wintering in Britain in 1997/98. *Bird Study* 48: 293-307.
- Green RE 1978. Factors affecting the diet of farmland skylarks *Alauda arvensis*. *Journal of Animal Ecology* 47: 913-928.
- Gregory RD, Noble DG, Custance J 2004. The state of play of farmland birds: population trends and conservation status of lowland farmland birds in the United Kingdom. *Ibis* 146: 1-13.

- Groppali R, Bertocchi B 1996. Contenuti stomacali e alimentazione di dieci specie di Passeriformes in Italia. *Rivista Italiana di Ornitologia* 65: 123-128.
- Henderson IG, Vickery JA, Carter N 2004. The use of winter bird crops by farmland birds in lowland England. *Biological Conservation* 118: 21-32.
- ISTAT 2007. Struttura e produzioni delle aziende agricole - Anno 2005. Servizio Agricoltura, Roma.
- Krause J, Ruxton GD 2002. *Living in groups*. Oxford University Press, Oxford.
- Laiolo P 2005. Spatial and seasonal patterns of bird communities in Italian agroecosystems. *Conservation Biology* 19: 1547-1556.
- Lima SL, Dill LM 1990. Behavioural decisions made under the risk of predation: a review and prospectus. *Canadian Journal of Zoology* 68: 619-640.
- Manzi A, Perna P 1992. Lo svernamento degli uccelli praticoli in relazione alle colture ed alla struttura della vegetazione erbacea nelle aree agricole della "Riserva Naturale Abbazia di Fiastra" (Italia Centrale). *Atti V Congresso Nazionale della Società Italiana di Ecologia* 863-866.
- Marshall EJP 1989. Distribution patterns of plants associated with arable field edges. *Journal of Applied Ecology* 26: 247-257.
- Moody AL, Houston AI, McNamara JM 1996. Ideal free distribution under predation risk. *Behavioural Ecology and Sociobiology* 38: 131-143.
- Moorcroft D, Whittingham MJ, Bradbury RB, Wilson JD 2002. The selection of stubble fields by wintering granivorous birds reflect vegetation cover and food abundance. *Journal of Applied Ecology* 39: 535-547.
- Moreira F, Beja P, Morgado R, Reino L, Gordinho L, Delgado A, Borralho R 2005. Effects of field management and landscape context on grassland wintering birds in Southern Portugal. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 109: 59-74.
- Morris MG 2000. The effects of structure and its dynamics on the ecology and conservation of arthropods in British Grassland. *Biological Conservation* 95: 129-142.
- Nardo A, Stival E 1996. Allodola *Alauda arvensis*. In: Stival E (ed). *Atlante degli uccelli svernanti in provincia di Venezia, inverni dal 1988-89 al 1993-94*. Centro Ornitologico Veneto Orientale, Montebelluna (TV), pp. 137.
- Newton J 2004. The recent declines of farmland bird populations in Britain: an appraisal of causal factors and conservation actions. *Auk* 146: 579-600.
- Peach WJ, Siriwardena GM, Gregory RD 1999. Long-term changes in over-winter survival rates explain the decline of reed buntings *Emberiza schoeniclus* in Britain. *Journal of Applied Ecology* 36: 798-811.
- Perkins AJ, Whittingham MJ, Bradbury RB, Wilson JD, Morris AJ, Barnett PR 2000. Habitat characteristics affecting use of lowland agricultural grassland by birds in winter. *Biological Conservation* 95: 279-294.
- Potts GR 1986. *The partridge: pesticides, predation and conservation*. Collins, London.
- Pulliam HR 1973. On the advantages of flocking. *Journal of Theoretical Biology* 38: 419-422.
- Roberts HA, Dawkins PA 1967. Effect of cultivation on the numbers of viable weed seeds in soil. *Weed Research* 7: 290-301.
- Roberts G 1996. Why individual vigilance declines as group size increases. *Animal Behaviour* 51: 1077-1086.
- Robinson RA 1997. *Ecology and conservation of seed-eating birds on farmland*. PhD Thesis. University of East Anglia, Norwich.
- Robinson RA, Sutherland WJ 1999. The winter distribution of seed-eating birds: habitat structure, seed density and seasonal depletion. *Ecography* 22: 447-454.
- Scebba S 2003. Il progetto "Alauda 2000": cinque anni di ricerca sulla migrazione autunnale dell'Allodola *Alauda arvensis*. *Avocetta* 27 (Numero speciale): 48.
- Siriwardena GM, Baillie SR, Buckland ST, Fewster RM, Marchant JH, Wilson JD 1998. Trends in the abundance of farmland birds: a quantitative comparison of smoothed common bird census indices. *Journal of Applied Ecology* 35: 24-43.
- Sirot E 2006. Social information, antipredatory vigilance and flight in bird flocks. *Animal Behaviour* 72: 373-382.
- Stoate C, Boatman ND, Borralho RJ, Rio Carvalho C, de Snoo GR, Eden P 2001. Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management* 63: 337-365.
- Suárez F, Garza V, Morales MB 2003. The role of extensive cereal crops, dry pasture and shrub-steppe in determining skylark *Alauda arvensis* densities in the Iberian peninsula. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 95: 551-557.
- Suárez F, Garza V, Oñate JJ, Garcia de la Morena EL, Ramirez A, Morales MB 2004. Adequacy of winter stubble maintenance for steppe passerine conservation in central Spain. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 104: 667-671.
- Sutherland WJ 1996. *From individual behaviour to population ecology*. Oxford University Press, Oxford.
- Thomson DL, Baillie SR, Peach WJ 1997. The demography and age-specific annual survival of song thrushes during periods of population stability and decline. *Journal of Animal Ecology* 66: 414-424.
- Tucker GM 1992. Effects of agricultural practice on field use by invertebrate-feeding birds in winter. *Journal of Applied Ecology* 29: 779-790.
- Vickery JA, Tallwin JR, Feber RE, Asteraki EJ, Atkinson PW, Fuller RJ, Brown VK 2001. The management of lowland neutral grasslands in Britain: effects of agricultural practises on birds and their food resources. *Journal of Applied Ecology* 38: 647-664.
- Wakeham-Dawson A, Aebischer NJ 1998. Factors determining winter densities of birds on environmentally sensitive area arable reversion grassland in southern England, with special reference to skylarks (*Alauda arvensis*). *Agriculture, Ecosystems and Environment* 70: 189-201.
- Whittingham MJ, Evans KL 2004. The effects of habitat structure on predation risk of birds in agricultural landscapes. In: *Ecology and conservation of lowland farmland birds II: the road to recovery*. *Ibis* 146 (Suppl. 2): 115-122.
- Whittingham MJ, Devereux CL, Evans AD, Bradbury RB 2006. Altering perceived predation risk and food availability: management prescriptions to benefit farmland birds on stubble fields. *Journal of Applied Ecology* 43: 640-650.
- Wilson JD, Taylor R, Muirhead LB 1996. Field use by farmland birds in winter: an analysis of field type preferences using re-sampling methods. *Bird Study* 43: 320-332.