

GLI UCCELLI COME INDICATORI AMBIENTALI

Dr.ssa Daniela Bellomo

Tutor: Dr. Claudio Piccini

Data	Firma Stagista	Firma Tutor	Firma Responsabile Servizio

INDICE

INDICE.....	1
Capitolo 1 : Gli animali come bioindicatori	4
Capitolo 2 : gli uccelli come indicatori ecologici.....	5
2.1 – scale di riferimento e livelli di analisi	6
Capitolo 3 : problematiche di interesse	8
3.1 – La frammentazione degli habitat.....	8
3.2 – indicatori nella pianificazione di rete ecologica.....	11
3.3 – individuazione di specie target.....	12
3.4 – Limiti nell’ utilizzo di specie target come indicatori.....	14
3.5 – un caso di studio a livello regionale: uso delle specie focali come indicatori di qualità ambientale nelle foreste lombarde	14
3.6 – stress da accumulo di inquinanti	16
3.7 – variazioni climatiche	18
Capitolo 4 : strumenti e metodi di rilevamento	21
4.1 – tipologie di censimento e scelta del metodo.....	21
4.2 – caratteristiche di un censimento	23
4.3 – principali tecniche di censimento a livello di comunità e popolazioni	24
4.3.1 - Metodo del mappaggio.....	24
4.3.2 - Metodo del transetto.....	27
4.3.3 - Metodo dei punti d’ascolto.....	30
Capitolo 5 : indici ecologici e parametri valutativi a livello di comunità	34
5.1 – numero di specie e ricchezza specifica.....	34
5.2 – abbondanza di specie.....	36
5.3 – Diversità del popolamento (H)	37
5.4 – equiripartizione (J)	38
5.5 – densità e indici di abbondanza.....	38
5.6 – percentuale non passeriformi.....	39
5.7 – percentuale specie migratrici.....	39
5.8 – indice di dominanza.....	39

5.9 – indice qualitativo di similarità di sorensen.....	39
5.10 – indice di rarità.....	39
5.11 – indice di originalità.....	40
Capitolo 6 : Monitoraggi per la definizione di indicatori.....	41
6.1 – Il Pan European Common Bird Monitoring	41
6.2 – il progetto di monitoraggio italiano mito2000	43
Capitolo 7 : schede di indicatori	54
7.1 – Valore ornitico delle specie nidificanti sul territorio nazionale	54
7.2 – il valore ornitico di un territorio	56
7.2.1 - ESEMPIO DI APPLICAZIONE: Il valore ornitico nella Comunità Montana Bassa Valle di Susa	57
APPENDICE: Esempio di analisi di comunità	60
Bibliografia.....	65

CAPITOLO 1 : GLI ANIMALI COME BIOINDICATORI

Le specie animali sono utilizzate come utile strumento per il monitoraggio della qualità ambientale. Da sempre infatti le ricerche sull'ecologia animale hanno preso in considerazione i rapporti tra le diverse specie animali e le caratteristiche ambientali all'interno dei singoli ecosistemi. A livello di comunità, questa metodologia di lavoro si è spesso tradotta nel tentativo di identificare le faune corrispondenti a diverse situazioni ambientali. Una volta noti i fattori ambientali che determinano la distribuzione spaziotemporale degli animali, si possono formulare ipotesi sugli effetti delle perturbazioni su tali sistemi.

E' possibile definire come indicatore biologico un organismo o un insieme di organismi (comunità) che risulti abbastanza strettamente associato a particolari condizioni ambientali e la cui presenza si possa considerare indice di tali condizioni.

Numerose metodologie di campionamento e di analisi sono state sviluppate per utilizzare al meglio alcune specie come strumenti di bioindicazione.

Di fondamentale importanza risulta essere la definizione a priori del tipo di disturbo che si vuole misurare e della scala alla quale si vuole indagare l'effetto del disturbo agente sugli ecosistemi.

La caratterizzazione faunistica di un'area è un'attività che richiede estrema attenzione poiché la componente animale risulta strettamente dipendente dallo status effettivo delle altre matrici ambientali (flora, acqua, aria, suolo) e dalle numerose relazioni ecologiche che si vengono a formare. Se nel caso delle specie vegetali tale tipo di trattazione è di norma abbastanza semplice, potendosi basare sulle cosiddette associazioni vegetali in cui le specie risultano legate tra loro e con l'ambiente da precise regole ecologiche, nel caso delle specie animali un tale tipo di rapporto è difficilmente evidenziabile, poiché la relazione tra queste e l'ambiente fisico non è altrettanto stretta. Una precisa analisi deve dunque essere accompagnata da una caratterizzazione delle diverse tipologie di habitat presenti nell'area oggetto di studio e da dati sulla presenza delle specie animali e sulla loro importanza.

In generale, vari gruppi di invertebrati fungono da ottimi indicatori a livello di biotopi, habitat e aree geografiche di estensione relativamente ridotta, mentre i vertebrati superiori (in particolare uccelli e mammiferi) risultano essere più idonei a monitorare habitat e modificazioni del paesaggio a livello ecosistemico.

CAPITOLO 2 : GLI UCCELLI COME INDICATORI ECOLOGICI

Rispetto ad altri gruppi di animali, gli uccelli si caratterizzano per l'estrema mobilità e la conseguente facilità di dispersione e colonizzazione di habitat che consente loro di rispondere in modo rapido ai cambiamenti ambientali. Essi inoltre occupano un ampio spettro di tipologie ambientali differenti e sono sensibili alle eventuali alterazioni delle condizioni ecologiche delle stesse. Sono relativamente facili da censire e senza eccessive difficoltà si possono determinare le differenti specie. Presentano una elevata risonanza pubblica e sono disponibili elevate quantità di dati ottenuti grazie alla collaborazione di numerosi volontari. Molte specie di uccelli presentano inoltre un'elevata specializzazione, soprattutto per quanto riguarda gli aspetti trofici, che spesso le pone ai vertici di complesse piramidi alimentari. Tali specie presentano una particolare valenza ecologica in quanto risultano essere direttamente influenzate dalle popolazioni di specie animali da loro predate, finendo per riassumere a livello di individui e anche di popolazioni le alterazioni che avvengono lungo l'intera catena alimentare e quindi nel complesso dell'ecosistema.

Queste caratteristiche portano la classe a essere utilizzata frequentemente per ricerche di tipo applicativo, come strumento per la valutazione di parametri a livello ecosistemico e nel monitoraggio ambientale (Jarvinen e Vaisanen, 1979).

In generale gli uccelli sono organismi che si prestano a essere usati come bioindicatori, sia di inquinamento chimico, sia di inquinamento fisico e biologico (alterazione dell'habitat e delle catene alimentari). Oltre a comprendere specie particolarmente adatte a monitorare l'effetto dell'immissione nell'ambiente di sostanze chimiche tossiche (per esempio insettivori, rapaci), gli uccelli annoverano anche specie e comunità adatte a essere utilizzate come indicatori delle alterazioni strutturali dell'ambiente (per esempio specie forestali ed ecotonali, rapaci). Alcune specie risentono notevolmente degli effetti di frammentazione del territorio e pertanto possono essere utilizzate per monitorare il grado di diversità ambientale e predisporre misure di gestione al fine di aumentare il grado di connettività del paesaggio.

Il livello ecologico maggiormente studiato, su cui si hanno conoscenze approfondite e sono disponibili metodologie standardizzate è quello di comunità.

Le comunità ornitiche possono essere lette come se fossero superorganismi attraverso la cui composizione e struttura è possibile individuare e descrivere le caratteristiche qualitative di un dato ambiente, per questo le comunità di uccelli sono spesso utilizzate

come indicatori ecologici ambientali (MacArthur, MacArthur, 1961). L'evoluzione nel tempo della composizione e della struttura delle comunità di uccelli può, inoltre, fornire un'indicazione di eventuali modificazioni ecologiche in atto. Ciò è vero in particolare per quanto riguarda l'avifauna nidificante. Infatti nella fase riproduttiva gli uccelli sono molto selettivi nella scelta dell'ambiente che deve soddisfare un insieme complesso di condizioni (es. protezione dai predatori, presenza di risorse, selezione di habitat riproduttivi).

Le comunità rappresentano quindi ottimi indicatori per quanto riguarda il monitoraggio ambientale a livello di paesaggio o ecosistema, mentre si prestano meno a monitorare gli effetti di particolari sostanze chimiche utilizzate in agricoltura. Per tali indagini risultano essere più adeguati gli studi condotti su opportune specie bersaglio o specie guida o su particolari specie appartenenti a gruppi omogenei dal punto di vista dell'alimentazione.

Alcune ricerche ad esempio hanno focalizzato l'attenzione su alcuni gruppi definiti *guild* o corporazioni: gruppi di specie che hanno ruoli e dimensioni di nicchia comparabili all'interno della stessa comunità e che sfruttano la stessa classe di risorse ambientali in modo simile. In questo caso si ha una più stretta corrispondenza tra la comunità e l'ambiente in cui la specie vive.

2.1 – SCALE DI RIFERIMENTO E LIVELLI DI ANALISI

Gli uccelli, come del resto tutti gli animali e le piante, fanno parte di sistemi complessi e come tale i differenti gruppi di animali, così come le differenti specie, rispondono in modo diverso a disturbi simili. Le risposte possono apparire diverse in funzione della scala e del tempo in cui si sta effettuando l'analisi. Quindi la scelta dell'indicatore deve essere sempre attuata in funzione del tipo di disturbo indagato e della scala alla quale si vuole effettuare l'analisi.

Nel caso degli uccelli, a meno di disporre di alcuni anni, le scale temporali sono poco indicate, per valutare modifiche legate ad eventi climatici o ad eventi antropici complessi, in quanto appare difficile individuare il momento esatto in cui si sono innescati i primi cambiamenti, anche a causa della possibile sinergia tra più cause.

Di massima importanza è lo studio della distribuzione delle popolazioni a diverse scale geografiche. La situazione regionale di una specie è infatti in genere il risultato di dinamiche complesse che coinvolgono più livelli: a scala locale, i cambiamenti nelle popolazioni non sono necessariamente in relazione con i mutamenti negli habitat. Così

anche una marcata modificazione dell' habitat può non essere rilevata se l'indagine è circoscritta alla sola scala locale. Da qui, l'importanza di studi su larga scala a livello nazionale e sopranazionale.

CAPITOLO 3 : PROBLEMATICHE DI INTERESSE

3.1 – LA FRAMMENTAZIONE DEGLI HABITAT

La frammentazione degli ambienti naturali di origine antropica è, attualmente una delle principali cause di riduzione della biodiversità. Molte specie divengono vulnerabili all'estinzione quando, come conseguenza della frammentazione, l'area di habitat idoneo a disposizione si riduce al disotto di un determinato valore ed i frammenti di habitat residuo cominciano a essere progressivamente più distanti ed isolati. Ciò provoca la scomparsa di specie maggiormente sensibili (quelle specializzate con nicchia ecologica ristretta) ed un aumento delle specie di scarso valore, legate all'uomo e in alcuni casi problematiche (es: specie invasive). Il risultato sarà una generale diminuzione della biodiversità biologica dell'area investigata.

Una delle strategie messe in atto da parte di organismi internazionali (IUCN, Comunità Europea) è stato quello di intervenire, a livello di pianificazione, nel mitigare gli effetti negativi della frammentazione ambientale su specie e comunità ecologiche, attraverso l'individuazione e la gestione di reti ecologiche.

Tale strumento di pianificazione è stato applicato a scale eterogenee (da comunale a sopranazionale).

Obiettivo principale di una rete ecologica è impedire che gli effetti negativi dell'isolamento degli ambienti naturali (e, conseguentemente delle aree protette) provochino una graduale estinzione di specie con una riduzione della diversità presente ed una banalizzazione dei valori naturalistici.

A scala di paesaggio il processo di frammentazione provoca marcate ricadute ecologiche a tutti i livelli (individuale, di popolazione, di comunità, ecosistemico).

Gli uccelli sono stati utilizzati come indicatori nella pianificazione territoriale e delle aree naturali protette. Attraverso metodi quali-quantitativi possono essere indagate eventuali modifiche nei parametri strutturali delle comunità, individuando specie sensibili alla frammentazione (Massa *et al.*, 1998).

E' attualmente disponibile un'ampia letteratura sull'avifauna sensibile al processo di frammentazione, anche se gran parte degli studi sono ancora limitati agli habitat forestali. E' stato, ad esempio, osservato come alcune specie di uccelli mostrano una sensibilità alla superficie del frammento (specie area-sensitive Villard, 1998; Boulinier *et al.*, 1998;). Tra

queste in Italia e in Europa, oltre ad alcuni grandi predatori (es. rapaci forestali) e piciformi, figurano anche alcuni passeriformi relativamente diffusi, tra cui la Ghiandaia (*Garrulus Glandarius*) (Hinsley et al., 1995). Oltre all'area dei singoli frammenti, molte specie possono essere sensibili ad una riduzione nella superficie di habitat a scala di paesaggio. Santolini et al. (2003), analizzando una gran mole di dati a scala nazionale, hanno osservato una netta riduzione nella densità della Cincia bigia (*Parus palustris*) in quegli ambiti territoriali ove la superficie forestale a scala di paesaggio si collocava al di sotto della soglia del 70 % sul totale. Sempre in questo lavoro è stato, inoltre, evidenziato un calo numerico del Rampichino (*Certhia brachydactyla*) all'aumentare della estensione proporzionale dei seminativi sull'area totale.

Oltre all'area, anche il grado di isolamento rappresenta un fattore che può essere determinante nell'influenzare la presenza, l'abbondanza e la distribuzione, a scale differenti, di alcune specie.

Fra i passeriformi è nota, ad esempio, la sensibilità all'isolamento del Picchio muratore (*Sitta europaea*), specialmente nella fase di dispersione giovanile. Van Langevelde (2000) ha riportato come la probabilità di colonizzazione di frammenti forestali da parte di questa specie fosse strettamente legata al numero di frammenti occupati presenti in un raggio di 2 km. Questa specie, in habitat non frammentati, mostra distanze di dispersione che raramente superano i 4 km. In Italia esistono evidenze in proposito. In aree altamente antropizzate come le città emiliane della pianura padana, gli ambienti verdi urbani rappresentano per questa specie delle vere e proprie isole di habitat (Dinetti, 2003). Recenti studi, ancora preliminari, condotti in Italia centrale (Provincia di Terni e Roma) hanno confermato la sensibilità dei Piciformi (Battisti et al., 2003; Bianconi et al., 2004)

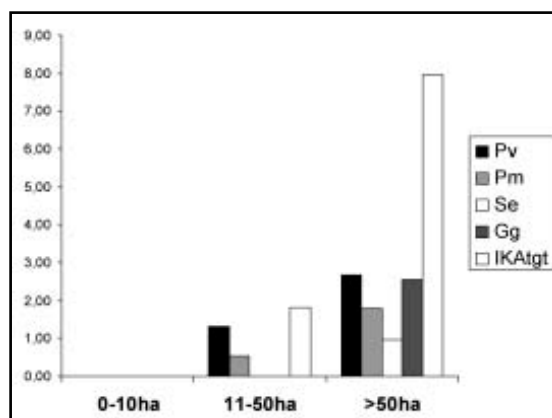


Fig. 1. Abbondanza media di quattro specie sensibili (valori espressi in ind./km) in classi dimensionali di frammenti forestali (20 querceti decidui dell'area cornicolana; settore nord-est della Provincia di Roma; Lorenzetti, 2003). Si noti l'assenza delle specie nei frammenti forestali con superficie inferiore ai 10 ha. Pv: *Picus viridis*; Pm: *Picoides major*; Se: *Sitta europaea*; Gg: *Garrulus glandarius*; IKAtgt: Abbondanza totale delle quattro specie

Un recente lavoro di Fornasari *et al.* (2002) definisce il “baricentro ecologico” di un gran numero di specie comuni nidificanti in Italia sulla base dei dati forniti da un progetto specifico (progetto MITO2000). In tal senso tale parametro può essere di grande utilità per individuare le specie più strettamente legate a determinate tipologie ambientali e come tali specialiste e, in linea generale, potenzialmente sensibili alla alterazione dei relativi parametri spaziali e qualitativi di habitat.

Si è rilevato come gran parte delle specie, appartenenti ai generi *Corvus* e *Turdus* mostrano una affinità maggiore verso condizioni tipiche di aree di margine e possono, così, essere definite specie marginali (o *edge*; Kluza *et al.*, 2000).

La presenza di specie marginali può determinare effetti negativi sulle specie interne al frammento (*interior*) (Fahrig, 1997). Molte specie generaliste, tipiche di ambienti marginali e antropizzati, possono predare uova e nidiacei di tali specie o parassitarne i nidi e ciò avviene in proporzione maggiore in frammenti con rapporto perimetro/area elevato (Friesen *et al.*, 1999).

Il parassitismo e la predazione dei nidi risulterebbero fattori importanti nella riduzione in abbondanza delle specie *interior* forestali in paesaggi frammentati. In aree edificate all'interno di settori forestali l'alto tasso di predazione dei nidi, causato da un aumento nel numero e nella abbondanza di specie marginali, conseguente all'aumento in superficie delle aree di margine, può provocare un declino in abbondanza delle specie più sensibili.

Una selezione *a priori* di specie sensibili può basarsi sulla letteratura scientifica.

In figura 2 sono riportati i dati originali ottenuti, in via preliminare, dalla revisione di 32 lavori scientifici europei (numero di citazioni di specie ornitiche forestali secondo la loro sensibilità a specifiche componenti spaziali e qualitative della frammentazione antropogenica). E' evidente come per alcune fra queste (es., *Sitta europaea*, *Parus palustris*, *Picoides major*) esistano evidenze oggettive della loro sensibilità alle componenti di questo processo (Battisti e Teofili, in prep.).

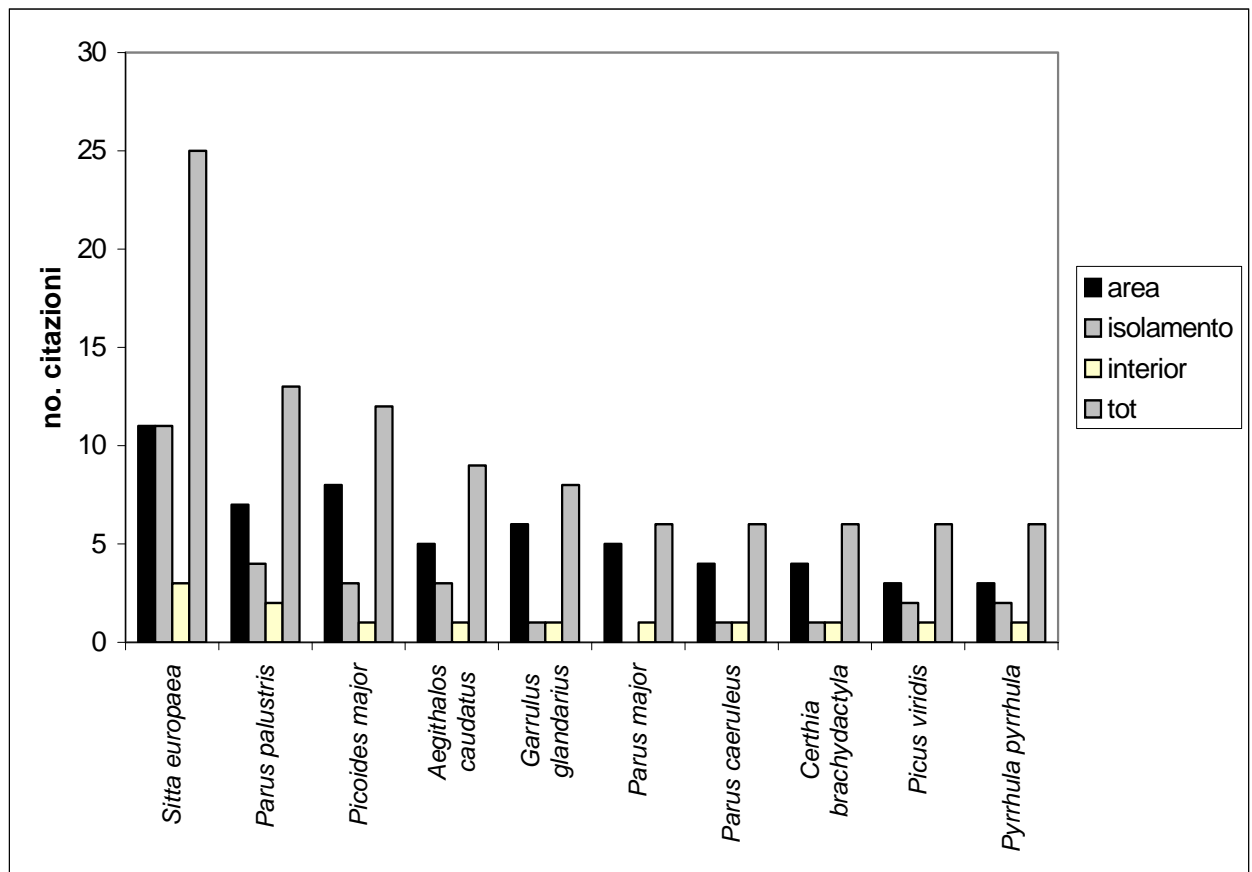


Fig. 2. Numero di citazioni (N = 32 riviste scientifiche europee) di specie ornitiche in base alla loro sensibilità a specifiche componenti della frammentazione forestale (area del frammento, isolamento del frammento, effetto margine).

3.2 – INDICATORI NELLA PIANIFICAZIONE DI RETE ECOLOGICA

La pianificazione di rete ecologica, in quanto strategia a livello territoriale, necessita di strumenti capaci di fornire efficacemente una informazione sintetizzando un determinato numero di caratteristiche, in merito ai determinanti delle trasformazioni territoriali (le *driving forces*), alle pressioni, allo stato e alle variazioni di stato di determinati fattori e processi, all'impatto subito da specifiche componenti territoriali e alle risposte di vario tipo che possono essere previste per mitigare gli impatti (schema DPSIR dell'Agenzia Europea dell'Ambiente).

La selezione di indicatori nella pianificazione di rete ecologica può quindi prevedere, oltre alla definizione di specifici fattori/processi determinanti le trasformazioni territoriali (es., quelli che sono alla base delle trasformazioni dinamiche in un determinato contesto

territoriale, come quelli di tipo sociale o economico), di indicatori di pressione (ad es., quelli di tipo urbanistico/insediativo che possono consentire una valutazione del grado di “severità” di una matrice paesistica sui frammenti residui), di indicatori di stato (esprimibili, ad es., dallo stato attuale delle tipologie ambientali target in termini di superficie, grado di isolamento, forma), di indicatori di impatto, in grado di esplicitare la relazione causa-effetto tra pressione, stato e impatto. Per quanto riguarda quest’ultima categoria di indicatori, una selezione a livello di specie può prevedere una definizione delle stesse in funzione della loro sensibilità a specifici parametri componenti del processo di frammentazione e, quindi, una volta definiti opportuni parametri valutativi (presenza/assenza, abbondanza, ricchezza di specie sensibili), di fornire una informazione in merito all’impatto subito dalle trasformazioni a scala di paesaggio.

Tali specie possono costituire indicatori ma anche, in alcuni casi, essere l’obiettivo stesso della strategia.

L’individuazione di indicatori ed il loro monitoraggio per verificarne l’efficacia sono passaggi essenziali nel settore della pianificazione di rete ecologica proprio per evitare che le ipotesi di pianificazione formulate non restino solo speculative e inutili ai fini del raggiungimento degli obiettivi prefissati (Reggiani *et al.*, 2001).

3.3 – INDIVIDUAZIONE DI SPECIE TARGET

Nella Biologia della Conservazione alcune specie possono svolgere il ruolo di “surrogato” per valutare l’integrità, la diversità e la vulnerabilità degli ecosistemi (Andelman e Fagan, 2000; Soulé e Orians, 2001).

Nello specifico settore della pianificazione delle reti ecologiche, è opportuno individuare quelle specie (o gruppi di specie caratterizzate ecologicamente) che risultano maggiormente sensibili al processo di frammentazione e più vulnerabili ad eventi che possono condurle alla scomparsa locale. Esse potranno, così, fornire informazioni sintetiche e generali sul processo in esame e svolgere il ruolo di indicatore, indirizzando eventuali azioni specifiche (Butowsky *et al.*, 1998; Gimona, 1999; Bolger *et al.*, 2001).

Soulé (1991) ha suggerito la scelta di differenti specie (definite *target*), ciascuna rappresentativa di un gruppo affine ecologicamente e legate ad habitat specifici, oltre che indagabili su scale diverse.

La scelta delle specie *target* può basarsi su due criteri principali: conservazionistico e di sensibilità ecologica al processo di frammentazione.

Secondo Dobson *et al.* (1999) le specie candidate a svolgere una funzione di *target* per attuare strategie di incremento della connettività sono quelle con problematiche di vitalità a lungo termine nelle aree *core* o aree interne del frammento.

Quando si lavora a scala di paesaggio o regionale, le specie ottimali possono essere, ad esempio, quelle che necessitano del mantenimento di vaste aree per compiere il processo dispersivo o presenti con basse densità.

Dalle liste rosse e dagli atlanti biologici a scala differente, è possibile individuare specie e popolazioni a diverso grado di minaccia o che presentano disgiunzioni di areale e relittualità (Malcevschi, 1999).

Gli interventi di conservazione proposti per molte fra le specie minacciate prevedono, nella gran parte dei casi, proprio la risoluzione delle problematiche di isolamento conseguente alla frammentazione, ristabilendo, ad esempio, una connettività tra le popolazioni (Bulgarini *et al.*, 1998).

Nella pianificazione di rete ecologica alcune specie possono essere selezionate come indicatrici del processo di frammentazione:

Specie oggetto di strategie di conservazione specie/specifiche: in tal caso il criterio di selezione ricade sul grado di minaccia o sull'interesse eco-biogeografico (es., endemismi a scale differenti); il processo di frammentazione può essere una fra le minacce alla specie: in questo caso le specie costituiscono il fine ultimo della strategia;

Specie carismatiche: la selezione è dettata da criteri culturali, sociali, politici, ancorché ecologici; la specie può essere sensibile al processo di frammentazione ma il criterio di scelta non è oggettivo;

Specie “interessanti” (“interesting species”; Feinsinger, 2001); le specie selezionate sono presumibilmente le più sensibili al processo nell'area di indagine; la selezione si basa sulla letteratura ma non si hanno conferme per l'area di studio sulla loro sensibilità assoluta e relativa;

Specie “ombrello” (Andelman e Fagan, 2001); selezione oggettiva delle specie sulla base della loro sensibilità alla superficie di habitat disponibile;

Specie “focali” (Lambeck, 1997); selezione oggettiva delle specie (set per specifici ecosistemi) sulla base della loro sensibilità alle componenti della frammentazione (area, isolamento, qualità.).

3.4 – LIMITI NELL’ UTILIZZO DI SPECE TARGET COME INDICATORI

Un punto di debolezza, legato all’individuazione di indicatori a livello di specie, può essere quello di non permettere l’acquisizione di informazioni sufficienti che siano in grado di fornire soluzioni complessive a scala di paesaggio e di descrivere la complessità dei processi ecologici. Ad esempio, Boitani e Corsi (1999) fanno notare come, nell’ambito di un’analisi condotta per Carta della Natura, una selezione di specie di vertebrati può non essere rappresentativa dei valori complessivi di biodiversità. Inoltre, la selezione a posteriori di specie sensibili in specifici ambiti territoriali, sulla base di ricerche condotte in aree oggetto di pianificazione, possono richiedere uno sforzo di ricerca elevato. Tali ricerche, tra l’altro, possono non essere risolutive degli impatti provocati dal processo (es., per il campione ridotto analizzato o per la specificità ecologica del gruppo tassonomico indagato) non chiarendo il ruolo delle componenti spaziali della frammentazione sulla presenza e abbondanza delle specie sensibili. Per la selezione di un set di indicatori a livello di specie in questo specifico settore può essere opportuno procedere utilizzando un approccio misto (selezione specie da letteratura; validazione della sensibilità nell’area di studio).

3.5 – UN CASO DI STUDIO A LIVELLO REGIONALE: USO DELLE SPECIE FOCALI COME INDICATORI DI QUALITÀ AMBIENTALE NELLE FORESTE LOMBARDE

Le comunità forestali interne sono da sempre le più minacciate in quanto sensibili a processi di riduzione e frammentazione degli habitat naturali, nonché a fenomeni di deterioramento della qualità forestale intesa come diversità strutturale. Programmi di conservazione a grande scala necessitano di informazioni ecologiche. In tal senso le specie focali (Lambeck,1997) possono riassumere in modo oggettivo ed efficace le relazioni spaziali e funzionali tra le comunità animali e il loro ambiente svolgendo un ruolo di utili indicatori dello stato di salute degli ambienti naturali indagati.

Obiettivo della ricerca è quello di valutare la qualità dei boschi di latifoglie della Lombardia. Le aree potenzialmente idonee ad ospitare le specie focali e le comunità che

esse rappresentano sono state identificate per mezzo di modelli di idoneità ambientali. Il confronto tra queste aree e quelle effettivamente occupate dalle specie focali ha permesso di valutare la qualità delle foreste di latifoglie.

La parte settentrionale della regione lombarda è caratterizzata da un paesaggio montano, che ha favorito il mantenimento delle foreste, mentre nella parte centrale pianeggiante ci sono solo piccoli frammenti di bosco immersi in una matrice di agricoltura intensiva.

I dati relativi all' avifauna nidificante sono stati raccolti con la tecnica dei punti di ascolto a distanza illimitata (Blondel et al.,1981), eseguiti durante la stagione riproduttiva. Inoltre sono state registrate le variabili ambientali relative alla composizione ambientale in un raggio di circa 250 dal punto di ascolto. I censimenti sono stati condotti dal 1995 al 2001, per un totale di 4600 punti d'ascolto (175.129 uccelli contati appartenenza a 189 specie).

I criteri utilizzati nella selezione delle specie focali sono:

Selettività ambientale: definita utilizzando la relazione tra specie e copertura forestale (% di copertura del bosco di latifoglie in un raggio di 250 m dal punto di ascolto) per mezzo del coefficiente di relazione di Spearman.

Gruppo ecologico: definito per mezzo dell'analisi di agglomerazione effettuata sui baricentri ambientali di ogni specie positivamente correlata con i boschi di latifoglie. Il baricentro ambientale è stato calcolato per mezzo della seguente formula (Massa et al., 1998).

$$B = n \cdot x / N$$

B è il baricentro relativo a ciascuna variabile per le specie s

n è il numero di uccelli nell'i-esimo punto

x è il valore della variabile ambientale x considerata nell' i-esimo punto di ascolto

N è il numero totale di uccelli contati della specie s

Il test di Tukey è stato utilizzato per evidenziare differenze significative tra i gruppi identificati dall'analisi di agglomerazione relativamente al baricentro di copertura boschiva; il gruppo con il baricentro più elevato per il bosco di latifoglie è stato scelto come gruppo di specie rappresentative delle comunità forestali di foglie interne.

Rarità: tra le specie appartenenti al suddetto gruppo, sono state selezionate, quali specie focali interne, quelle con frequenza inferiore alla frequenza media regionale di tutte le specie.

Attraverso la costruzione di modelli matematici statistici di distribuzione delle specie focali selezionate sulla base delle tipologie di uso del suolo è stata definita:

Una mappa di idoneità ambientale potenziale che esprime la potenzialità dl territorio come numero di individui di specie focali previsti per punto d'ascolto

Una mappa di distribuzione reale delle specie focali ottenuta per mezzo di un modello di interpolazione su un raggio di 3500 m.

Una mappa della differenza tra abbondanza osservata e abbondanza prevista.

La ricerca ha portato alla selezione di alcune specie focali interne: la cincia Bigia (*Parus palustris*), il picchio Muratore (*Sitta europea*), e il Rampichino (*Certhia brachydactyla*).

La mappa di idoneità ambientale potenziale ha rilevato idoneità elevata per l'area prealpina, quella Appenninica e la Valtellina ma la mappa di distribuzione reale evidenzia un elevata abbondanza di specie di specie focali solo per la parte occidentale delle Prealpi.

I risultati di questa ricerca permettono di individuare le aree più importanti per la conservazione delle comunità animali forestali più sensibili e delle aree che potenzialmente possono essere ripristinate con progetti di riqualificazione ambientale.

3.6 – STRESS DA ACCUMULO DI INQUINANTI

L'inquinamento è una forma di degradazione degli habitat dovuto all'impatto antropico. Esso può causare la scomparsa di alcune o molte specie dalle biocenosi; in particolare le prime specie che scompaiono sono quelle più vulnerabili all'agente inquinante; la loro scomparsa può alterare la biocenosi presente e avere conseguenze negative su altre specie.

Recenti ricerche hanno rilevato come i Passeriformi, oltre a prestarsi al monitoraggio di alterazioni strutturali nelle reti ecologiche, possono anche dare indicazioni circa l'inquinamento chimico, per mezzo del monitoraggio dei cosiddetti gruppi trofici, insieme di specie a regime alimentare simile. Semplici variazioni nell'abbondanza dei diversi gruppi trofici possono far presupporre l'esistenza di qualche fattore di disturbo.

Il gruppo trofico dei granivori (Fringuelli) può per esempio essere un ottimo indicatore di inquinamento da erbicidi. L'erbicida utilizzato in agricoltura si accumula all'interno o sulla superficie dei semi che vengono ingeriti dagli uccelli.

L'effetto di tali sostanze si può misurare quantitativamente attraverso variazioni demografiche e qualitativamente attraverso esami biochimici effettuati sui tessuti degli

uccelli. Allo stesso scopo può essere utilizzato il gruppo trofico degli insettivori, per quanto concerne gli insetticidi.

In alcuni casi i decrementi demografici di determinate specie sono riconducibili a cause diverse, lontane da fenomeni locali quali modificazioni ambientali o inquinamento chimico. È quanto si è verificato per la sterpazzola *Sylvia communis* e per il topino *Riparia riparia*, migratori transahariani, che si riproducono nel Paleoartico e svernano in Africa, a sud del Sahara. A partire dagli anni Sessanta, queste specie hanno subito un forte decremento delle popolazioni nella maggior parte dei Paesi europei in seguito a un periodo di eccezionale siccità verificatosi nei quartieri di svernamento del Sahel.

I rapaci, sia diurni (Falconiformi) sia notturni (Strigiformi), svolgono un ruolo di fondamentale importanza nel mantenimento dei delicati equilibri dinamici che nella biosfera regolano i rapporti tra produttori (vegetali fotosintetici), consumatori primari (animali erbivori o fitofagi), consumatori di secondo ordine o di ordine superiore (animali carnivori predatori o necrofagi) e bioriduttori (funghi e batteri), che mineralizzano la sostanza organica.

L'accumulo di DDT si è dimostrato fatale per molte specie di uccelli. Il DDT, così come altri insetticidi a base di idrocarburi contenenti cloro, interferisce nel processo di formazione del guscio cosicché le uova risultano più fragili, rompendosi prima della schiusa. Quindi quantità innocue per il singolo individuo risultano invece letali soprattutto per le popolazioni di specie predatrici che si nutrono di prede che, lungo la catena biologica, accumulano tali sostanze chimiche all'interno dei tessuti adiposi. Questo fenomeno ha colpito in particolare modo le popolazioni di falconiformi, che si nutrono tra l'altro di uccelli insettivori (anello della catena alimentare interessato dalla contaminazione di DDT), e quelle di pellicani, che si nutrono di pesci, nel cui tessuto adiposo si riscontra un forte accumulo di tali sostanze insetticide cloridrate. I residui del DDT, infatti, riversandosi in mare, vengono assorbiti dalle particelle di detrito e vengono poi assorbiti dagli organismi detritivori e dai pesci. Analoghi risultati sono stati riscontrati per quanto riguarda la concentrazione lungo la catena alimentare di alcuni radionuclidi prodotti dalla fissione atomica, i quali risultano innocui se viene considerata esclusivamente la concentrazione di rilascio, ma che diventano estremamente pericolosi in seguito ai processi di bioaccumulo. Per tali motivi i saggi di tossicità effettuati sugli organismi senza tenere conto dei processi che intervengono lungo le catene forniscono solo informazioni parziali.

3.7 – VARIAZIONI CLIMATICHE

Il riscaldamento del clima globale, provocato dall'effetto serra, è ormai una realtà accertata. Nel corso del secolo, la temperatura media mondiale si è alzata di circa un grado, forse anche di più. Allarmanti sono gli scenari previsti.

I modelli climatici globali forniscono stime di massima dei possibili cambiamenti futuri ma non sono ancora in grado di fornire previsioni dettagliate sui cambiamenti di temperatura sia a grande sia a piccola scala, è certo che gli effetti dell'aumento di temperatura sulle biocenosi e sugli ecosistemi potrebbero essere molto profondi.

I cambiamenti climatici costituiscono realmente un problema per la sopravvivenza di molte specie e sono strettamente collegati ad ogni tipo di attività umana che impatta l'ambiente. Non bisogna dimenticare perciò che l'emissione massiccia di gas serra è intrinsecamente connessa alle attività industriali e quindi ad emissioni inquinanti.

Ricercatori inglesi dell'Università di Leeds, hanno analizzato la distribuzione degli uccelli nidificanti in Inghilterra su un arco di 20 anni, dal 1970 al 1990. Utilizzando i dati degli atlanti dei nidificanti, hanno misurato i cambiamenti negli areali di più di 100 specie di uccelli comuni. Ne hanno concluso che il limite settentrionale del range di nidificazione si è spostato verso nord, di una media di circa 20 km. E' da notare che, dagli stessi dati, non è emerso alcun ampliamento degli areali in direzione sud. Prima di loro, il British Trust for Ornithology che, grazie ad una rete di migliaia di volontari dal 1939 sta raccogliendo milioni di dati sulla fenologia riproduttiva di 225 specie di uccelli in Gran Bretagna, ha preso in considerazione le schede delle 65 specie più comuni e ne è emerso come almeno 20 di esse depongano le loro uova con un anticipo che va dai 4 ai 17 giorni rispetto a quanto facevano nel 1971. Questo indipendentemente dalle loro caratteristiche ecologiche o tassonomiche e dal periodo abituale di nidificazione. In un lavoro successivo, lo stesso gruppo del B.T.O. è riuscito a dimostrare che l'anticipo della data della prima deposizione è correlato agli effetti del clima: temperatura e quantità di pioggia. Un altro studio è stato concentrato sulla fenologia della Cinciallegra, per la quale sono state esaminate le date medie di deposizione dal 1947 ad oggi: mentre fino al 1970 non si è trovato alcun segno di un cambiamento, nel periodo dal 1970 al 1997 l'andamento è stato evidente, con un anticipo strettamente dipendente dalle temperature primaverili. A questo punto, non può essere una coincidenza che anche la data di fioritura delle piante in Europa sia anticipata,

in media, di sei giorni mentre la durata totale della stagione vegetativa nell'emisfero nord è aumentata di 11-12 giorni.

Il comportamento riproduttivo degli uccelli non viene determinato direttamente dalla temperatura; è probabile che essi rispondano in maniera indiretta, attraverso la disponibilità di cibo. Evidenze mostrano come uno sviluppo anticipato del fogliame comporta probabilmente la comparsa precoce degli insetti e quindi di cibo.

Gli uccelli sono liberi di spostarsi quasi senza limiti e si adattano alle temperature più alte andando a nidificare più a nord (o a quota più elevata); ma in questo modo c'è il rischio che il loro ciclo vitale perda l'indispensabile sincronizzazione con le fonti di cibo necessarie al loro sostentamento.

Per i migratori, la disponibilità di cibo lungo la rotta migratoria è uno dei fattori critici per la riuscita del loro viaggio e, in ultima analisi, per la loro sopravvivenza. I migratori a lunga distanza rimangono in volo per numerose ore di seguito e viaggiano anche per migliaia di chilometri senza soste. Simili lunghi voli sono possibili solo se gli uccelli hanno la possibilità di nutrirsi adeguatamente prima di partire, in modo da accumulare energie sufficienti per ogni singola tappa del loro viaggio. Prima e durante la migrazione, gli uccelli mangiano in maniera febbrile, e possono arrivare a raddoppiare il loro peso corporeo, costituendo le riserve di grasso che saranno il "carburante" per il lungo volo che li attende. Se non possono accedere ad abbondanti fonti di cibo nelle aree di sosta, non saranno in condizioni di completare la migrazione.

Il rapporto del WWF International intitolato "Climate Change Threats to Migratory Birds", identifica 15 habitat critici che sono seriamente minacciati dagli effetti del riscaldamento globale. Si prevede che il riscaldamento globale manifesti i suoi effetti più forti nelle aree circumpolari causando lo scioglimento del permafrost e la perdita di vaste zone di tundra artica, man mano che la foresta boreale si spingerà più a nord. Questo ambiente è l'habitat di nidificazione di molte specie di limicoli e oche, che ne saranno pesantemente colpiti. Il Piovanello maggiore è forse la specie che più di ogni altra simbolizza i pericoli del riscaldamento globale nei confronti degli uccelli migratori, in quanto vede minacciati sia i territori di nidificazione nella tundra artica che le aree di svernamento nell'emisfero sud, in Sud Africa e nell'Australia meridionale.

In realtà l'unico modo di verificare la stretta relazione che intercorre tra i cambiamenti climatici in atto, l'incremento dell'effetto serra e la distruzione degli ecosistemi e

conseguentemente la perdita di habitat e la scomparsa di specie è realizzare reti di biomonitoraggio a livello globale e locale e correlare i dati ottenuti con quelli meteorologici. Il biomonitoraggio può essere un utile strumento per analizzare un ecosistema nel suo complesso, monitorando ogni sorta di trasformazione e con gli adeguati strumenti di ricerca, risalire alla causa.

I percorsi migratori e i luoghi di arrivo dei migratori sono condizionati da moltissimi fattori; dipendono, infatti, dalla temperatura al momento della partenza, dalla temperatura al momento e nel luogo di arrivo, dall'abbondanza di sostanza trofica nei luoghi di svernamento, dalla presenza di barriere fisiche e dai mutamenti del territorio determinati dall'attività antropica.

Pur essendo a conoscenza, quindi, dei percorsi migratori standard non si può con leggerezza determinare il motivo per i quali sono state registrate variazioni. Generalmente si tratta di un serie di fattori che correlati fra loro inducono le specie migratrici a modificare i loro comportamenti.

L'accesso ad informazioni attendibili riguardanti tutti i fattori che influenzano i tempi di migrazione potrebbe permettere di valutare, con un lavoro adeguato, ogni aspetto del problema. Nel momento in cui si avrà a disposizione un maggior numero di conoscenze in questo settore, sarà possibile affrontare tale problematica in modo più organico e globale arrivando alla definizione di indicatori su trend di popolazione.

CAPITOLO 4 : STRUMENTI E METODI DI RILEVAMENTO

4.1 – TIPOLOGIE DI CENSIMENTO E SCELTA DEL METODO

I metodi di censimento dipendono dalle caratteristiche morfologiche ed ecologico-comportamentali della specie, dalla densità della popolazione stessa, dalle modalità di distribuzione degli individui nell'ambiente, nonché dall'estensione e dalla conformazione dell'area oggetto dell'indagine. Tutti questi elementi influenzano la contattabilità della popolazione, la possibilità cioè di individuare e quindi contare i singoli individui di una determinata popolazione.

Il successo di un metodo di conteggio è influenzato anche dalla permanenza della popolazione, ovvero dalla presenza degli individui nell'area di studio scelta per il campionamento almeno durante tutto il periodo di tempo necessario al rilevamento (Bibby *et al.*, 1998).

E' possibile operare una distinzione dei diversi metodi di campionamento:

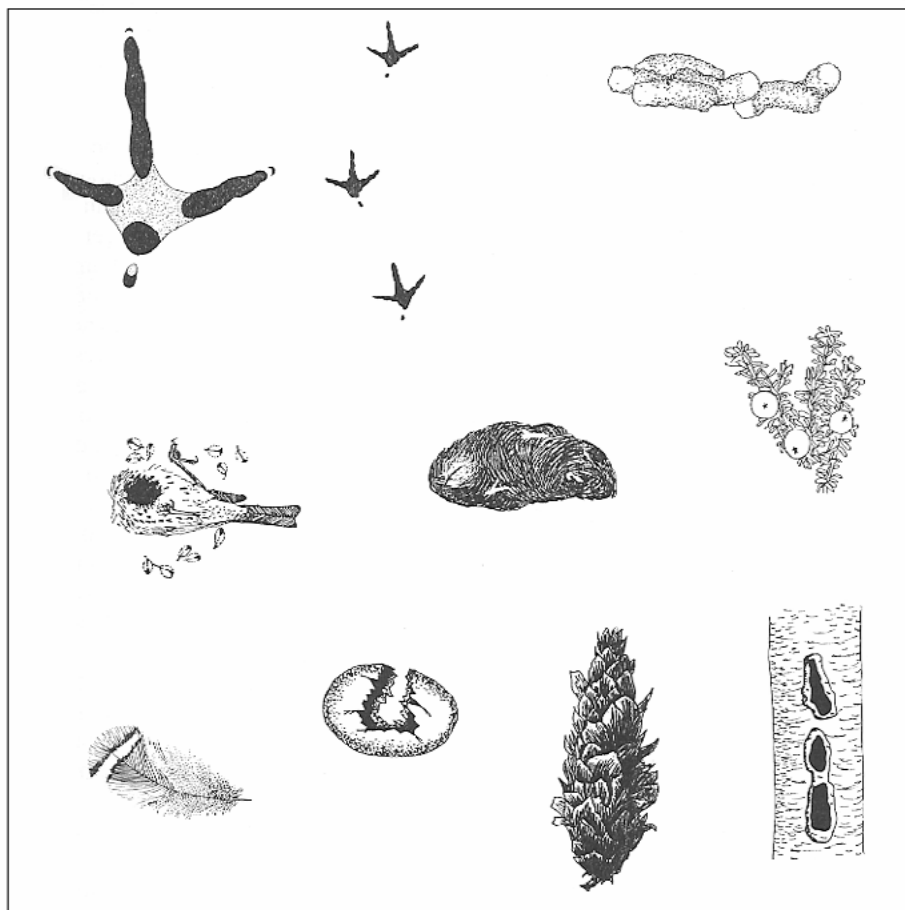
Censimenti assoluti (census): censimenti volti a determinare il numero totale di individui di una determinata specie presenti all'interno di una determinata area. A questo gruppo appartengono tutte quelle tecniche di censimento che permettono di ottenere delle informazioni sulle densità reali del popolamento ornitico. Si tratta in genere di tecniche che richiedono un notevole sforzo sul campo, realizzabili solo su aree di piccole estensione (dell'ordine delle decine di ettari).

Censimenti campionari (sample census): censimenti finalizzati alla valutazione delle densità in uno o più zone campione il più possibile rappresentative delle realtà ambientali di una determinata area.

Censimenti relativi (count): censimenti volti alla definizione di indici di abbondanza relativa qualora non sia possibile stabilire l'esatta consistenza di una popolazione in relazione alla scarsa permanenza e al basso coefficiente di contattabilità di molte specie. A questo gruppo appartengono quelle tecniche di conteggio che permettono di ottenere attraverso un discreto sforzo di ricerca, una notevole quantità di informazioni su vaste aree. I dati ottenuti sono delle stime delle densità reali di una popolazione. Tali metodi vengono utilizzati soprattutto per il confronto di diverse popolazioni, ad esempio in differenti situazioni ambientali, o per valutarne la dinamica nel tempo. Gli indici più utilizzati sono

In rapporto alle caratteristiche di contattabilità di una determinata specie, i censimenti e i conteggi possono essere distinti in:

Indiretti: qualora la presenza dei diversi individui sia valutata tramite tracce indirette della loro presenza (canto, impronte, escrementi, residui alimentari, penne, uova predate, fori di alimentazione e nidi nei tronchi).



22

Un'ulteriore distinzione delle principali tecniche di censimento può essere la suddivisione in:

Metodi qualitativi (esplorativi): ovvero tutte quelle tecniche di censimento che consentono di definire la frequenza di incontro con una o più specie.

Metodi quantitativi: metodi che consentono di arrivare a definire dei valori o delle stime di densità e/o consistenza delle specie (mappaggi, transetti, punti d'ascolto).

La scelta del metodo di campionamento dipenderà anche dalle finalità principali di intervento, che potranno limitarsi ad una stima dell'abbondanza totale o essere invece indirizzate a stimare la composizione per età o classi d'età, sesso ecc. oppure parametri di natalità, mortalità, ecc.

4.2 – CARATTERISTICHE DI UN CENSIMENTO

L'efficacia e la validità di un censimento è dimostrata, più che dalla quantità di animali censiti, da una serie di accorgimenti tali da limitare "all'origine" gli errori pur sempre presenti che il rilevatore o la situazione ambientale possono provocare (Bibby *et al.*, 2000).

Un buon rilevamento è quello, che eseguito in maniera seria e corretta permetterà di ottenere dei dati attendibili su cui effettuare le successive elaborazioni sia di tipo descrittivo che attraverso l'analisi statistica di tipo inferenziale.

Requisito essenziale di ogni metodo di campionamento è la rappresentatività dei campioni selezionati nei confronti dell'intera popolazione indagata ovvero la capacità di riflettere fedelmente nei campioni le caratteristiche della popolazione campionata.

Le principali caratteristiche di un metodo di censimento sono:

la fedeltà: la capacità di un metodo di replicare i risultati già ottenuti quando ci si trova in condizioni identiche;

l'accuratezza: la capacità del metodo di avvicinarsi ad un ipotetico valore reale evitando sottostime o sovrastime;

la sensibilità: il potere di risoluzione ossia la più piccola differenza di valori misurabile;

la precisione: l'intervallo entro il quale si ha una determinata probabilità (in genere del 95%) di trovare il valore esatto;

l'intensità: il rapporto tra le dimensioni del campione e la popolazione statistica. A parità di efficienza, un metodo è tanto migliore quanto più bassa è l'intensità del campionamento richiesta.

Tali caratteristiche sono legate alla capacità di minimizzare gli errori ma anche nell'assicurare un buon rapporto costi/benefici (efficienza del metodo).

Gli errori di misura possono essere sistematici o accidentali. I primi, si ripetono sempre in ugual misura e, sono dovuti a difetti degli apparecchi, delle loro tarature e dei rilevatori umani e si possono eliminare rimuovendo le cause che li determinano. I secondi, sono dovuti a piccole cause contingenti, non sono mai eliminabili ma si può tenerli sotto controllo calcolando gli scarti ovvero la varianza della serie di valori misurati.

In fase di rilevamento sul campo gli errori più comuni sono quelli conseguenti a comportamenti o valutazioni sbagliate da parte del rilevatore, condizionamenti sbagliati di tipo ambientale e aspetti legati alla biologia e al comportamento della specie in esame.

4.3 – PRINCIPALI TECNICHE DI CENSIMENTO A LIVELLO DI COMUNITÀ E POPOLAZIONI

4.3.1 - Metodo del mappaggio

Il mappaggio dei territori di coppie nidificanti è uno dei metodi quantitativi più utilizzati per ottenere dati precisi sulla densità di popolazione degli Uccelli. Un ottima guida per l'applicazione di tale metodo è riportata dal lavoro di Barbieri *et al.* (1975) e Bibby *et al.* (2000). In quest'ultimo lavoro è riportato un dettagliato protocollo sull'utilizzazione di tale tecnica.

Il mappaggio è utilizzato in particolar modo per il rilevamento di Piciformi, Columbiformi e Passeriformi territoriali. Durante la stagione riproduttiva infatti molte specie diventano territoriali, in particolare i Passeriformi, segnalando e difendendo le zone trofiche di nidificazione attraverso un intensa attività canora e attuando comportamenti specifici. Questo permette l'individuazione di specie spesso molto elusive e nel caso di presenza simultanea di due individui consente di definire il confine tra i territori limitrofi.

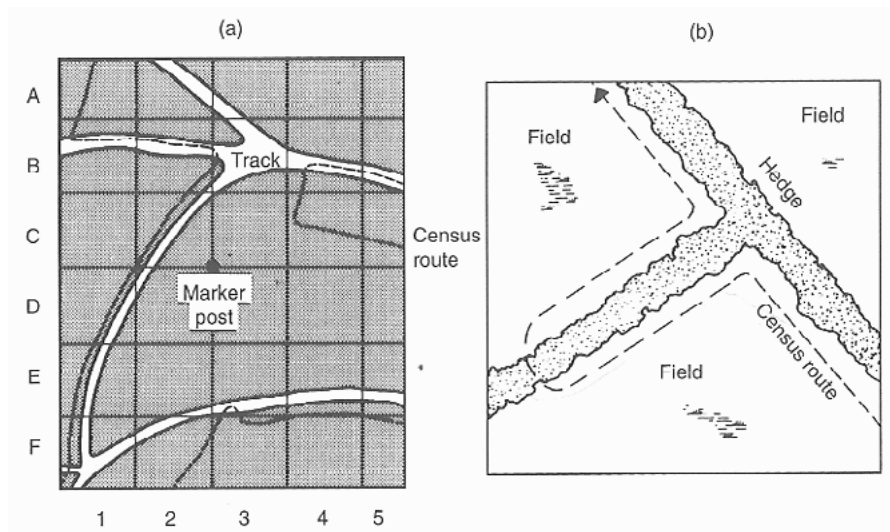


Figura 4 : Esempi di mappe base per il mappaggio (da Bibby *et al.*, 2000).

Il mappaggio si realizza combinando il rilevamento di tutti i segnali diretti e indiretti (vocalizzazioni, osservazioni dirette, tracce e segni) che consentono di individuare la presenza degli individui e dei gruppi sociali nel corso della stagione riproduttiva.

In una serie di visite periodiche vengono registrate su apposite mappe tutte le osservazioni lungo i percorsi con particolare attenzione ai rilevamenti simultanei di individui.

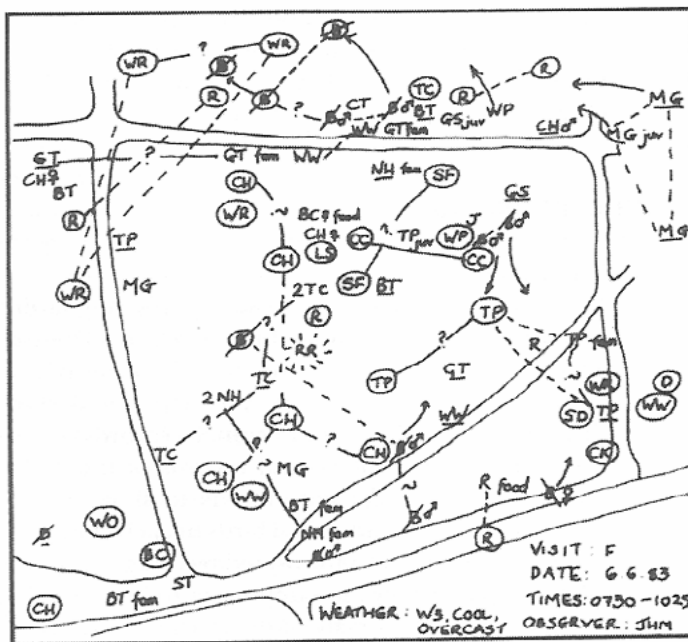
Al fine del censimento per sovrapposizione di tutte le mappe parziali e dei punti di contatto individuati si ottiene una mappa conclusiva che rappresenta la distribuzione degli individui della o delle specie oggetto del rilevamento.

L'area da campionare dovrebbe essere mappata utilizzando carte topografiche piuttosto dettagliate, con scale comprese tra 1:5000 e 1:2000. Inoltre essa dovrebbe essere compresa tra i 40-100 ha per aree aperte e tra i 10-30 ha in ambienti forestali o a elevata copertura vegetale.

Durante il censimento il rilevatore dovrà percorrere una rete di sentieri, tra loro perpendicolari e paralleli, posti a una distanza di circa 50 metri per ridurre la possibilità di doppi conteggi.

La frequenza della raccolta dei dati è stimata a circa 8-10 visite periodiche a scadenze di 10 giorni svolte durante il periodo riproduttivo nel periodo da aprile a giugno. Il tempo delle visite dipende dalla grandezza dell'area indagata, dalla complessità e densità della comunità di uccelli, ma anche dall'attenzione e dalla velocità con cui il rilevatore esegue il

L'identità e l'attività di tutti gli uccelli mappati durante il rilevamento su ogni visita viene registrata su una prima mappa di campo ("*visit map*"). Tale mappa viene contrassegnata da una lettera che ne indica la visita relativa. Sono aggiunti infine per ciascun rilevamento dati come il tempo, la forza del vento, la data del censimento, e il nome dell'osservatore. Tutte le segnalazioni indicate su queste mappe sono presentate in modo standardizzato per evitare incomprensioni e ambiguità



Comparando i dati ottenuti da tutte le visite si ottiene una mappa conclusiva per ogni specie (“*species map*”) che mostra come le segnalazioni ottenute portino alla delimitazione di *cluster* specie-specifici nell’aria indagata.

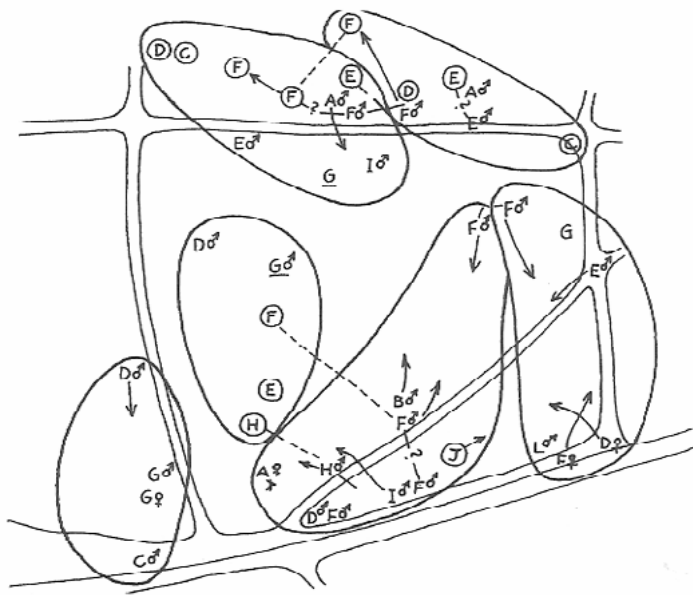


Figura 6 : Esempio di una “species map” di una specie

La presenza dei contatti simultanei segnalati sulla mappa con linee tratteggiate consente di definire l'estensione e la forma dei territori delle specie oltre alla conoscenza del popolamento ornitico.

I metodi standard di interpretazione delle mappe del territorio sono basati sulle regole elaborate da Marchant (1983).

Secondo tali regole il minimo requisito per la formazione di un *cluster* è la presenza di almeno due segnalazioni su un minimo di 8 visite o più, o almeno 3 segnalazioni su un numero di 9 visite o più.

Inoltre si richiede che le segnalazioni, per formare un *cluster* siano rilevate almeno con 10 giorni di distanza, questo per evitare di includere specie migratrici che essendo presenti solo per qualche giorno possono essere contate più di una volta.

4.3.2 - Metodo del transetto

Il metodo risulta uno dei più utilizzati nell'ambito dei rilevamenti faunistici, per la sua velocità e praticità.

Rispetto alle altre tecniche di rilevamento ha il notevole vantaggio di poter essere applicato su un buon numero di specie con l'uso di pochi operatori e risulta particolarmente adatto per essere applicato in tutte le stagioni e in ambienti aperti e omogenei (Alatalo, 1981).

Utilizzato per la prima volta da Merikallio (1946) è stato opportunamente standardizzato da Jarvinen e Vaisanen (1979).

Il metodo consiste nel percorrere un sentiero ad andamento rettilineo (transetto) e nell'annotare tutti gli individui di tutte le specie osservate o udite durante il tragitto.

I risultati ottenuti porteranno alla compilazione di una check-list, all'applicazione di indici descrittivi di comunità che forniranno stime di densità relativa e assoluta permettendo di ottenere una efficiente valutazione della comunità ornitica dell'area indagata (Farina, 1987).

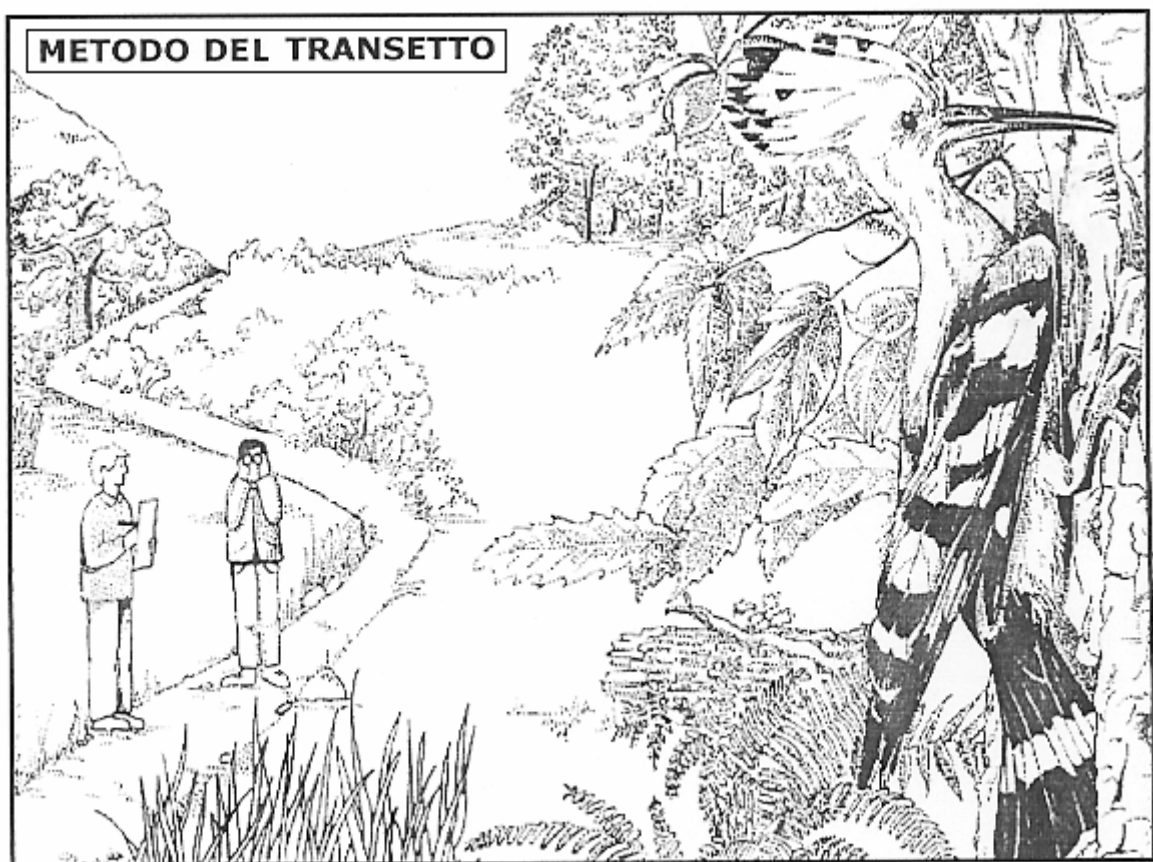


Figura 7 : Rilevamento con il metodo del transetto (da Hilden, 1986).

La localizzazione dei transetti è un aspetto fondamentale per la buona riuscita del censimento. I percorsi generalmente sono scelti in base allo scopo finale dello studio ma spesso risultano limitati dall'accessibilità, in particolare in ambienti eterogenei dove si ha una morfologia del terreno irregolare o una struttura della vegetazione difficile da censire.

Questo può indurre a deviazioni sulle effettive stime di densità delle specie. Ad esempio un transetto effettuato in una zona coltivata, porterà il rilevatore lungo i margini dei coltivi, magari costeggiando una siepe, dove si cammina meglio; così facendo ci si pone in una condizione di errore perchè non si avranno le stesse condizioni di visibilità da entrambe i lati, si contatteranno specie legate a condizioni ecotonali, si tenderà inoltre a condizionare l'andamento del percorso e quindi le possibilità di incontro con gli uccelli. A tale inconveniente si può in parte ovviare classificando le distanze perpendicolari di osservazioni in intervalli (es. 0-25; 25-50; 50-75; ecc.) e non considerando le osservazioni poste oltre una certa distanza massima (es. >300m), scelta sulla base delle caratteristiche ambientali e delle specie in esame.

I percorsi da effettuare vengono scelti in una fase preliminare dello studio possibilmente in ambienti omogenei da un punto di vista ambientale.

Essi potrebbero essere posizionati in modo casuale o sistematico sull'area di studio ma devono fornire comunque un campione rappresentativo dell'area indagata.

La frequenza dei dati raccolti dipende dalle finalità del lavoro che si vuole eseguire (ad es., se focalizzano su scala temporale stagionale, annuale o sulle differenti tipologie ambientali). I percorsi possono essere visitati una o un basso numero di volte per più mesi successivi.

La velocità dell'operatore deve essere sempre adeguata alla possibilità di riconoscere con certezza tutte le specie osservate. In habitat aperti una velocità di 2 km/ora potrebbe essere considerata ragionevole, in aree con vegetazione stratificata, dove l'ascolto degli uccelli risulta più difficoltoso è preferibile utilizzare una velocità 1 km/ora o meno.

Il tempo necessario per l'effettuazione del percorso, l'avvistamento e il riconoscimento delle specie inoltre risulta strettamente correlato alla lunghezza del transetto prescelto.

Generalmente nel corso di una mattinata è consigliabile percorrere un massimo di 5 o 6 chilometri.

Durante il rilevamento in campo vengono annotate su mappa la specie, il numero di individui, l'attività, il substrato e la distanza dal transetto degli uccelli osservati. Le distanze possono essere stimate con l'uso di fasce (*survey belt*) o individualmente per ogni specie segnalata. In entrambi i casi la distanza analizzata è quella perpendicolare tra il transetto percorso e gli uccelli individuati.

4.3.3 - Metodo dei punti d'ascolto

Il metodo dei punti d'ascolto è un metodo qualitativo che permette di contattare con una certa facilità anche le specie più difficili da osservare. Esso è particolarmente utilizzato in ambienti boschivi eterogenei dove l'utilizzo dei transetti risulta più difficoltoso per la minore percorribilità e accessibilità dei sentieri. La tecnica prevede l'individuazione delle specie nidificanti nell'area di studio attraverso l'ascolto dei canti da un numero adeguato di stazioni di rilevamento opportunamente scelte.

La principale assunzione del metodo consiste nella corretta identificazione delle specie e nel fatto che ogni individuo non venga contato più di una volta. Insieme ai transetti, i punti d'ascolto sono metodi di stima molto più efficienti dei mappaggi poiché consentono di effettuare un numero di osservazioni maggiore per unità di tempo.

Esistono diverse varianti del metodo ampiamente documentate:

punti d'ascolto senza limiti di distanza (Blondel *et al.*, 1981);

punti con stima della distanza (Reynolds *et al.*, 1980);

Punti con raggio a limite fisso (Hutto *et al.*, 1986).



In generale il semplice conteggio degli uccelli senza considerazioni sulla distanza può produrre stime distorte a favore di specie più rumorose e appariscenti che hanno un canto che può essere udito a distanze maggiori.

I metodi più sofisticati basati sui punti d'ascolto prevedono la misurazione della distanza esatta tra l'osservatore e il punto dove è avvenuta la registrazione. Tale misurazione risulta molto difficoltosa proprio per questo una soluzione di compromesso tra i due estremi potrebbe essere il raggruppamento delle segnalazioni ottenute in due o più fasce omogenee di distanza. Nei conteggi a raggio fisso, si prevede infatti una registrazione separata dei contatti entro un raggio prefissato. Una distanza usata comunemente come punto di separazione è 25-30 metri.

Alla fine degli anni 60 alcuni studiosi francesi misero a punto due metodi sempre basati sul principio del rilevamento degli uccelli da appositi stazioni di rilevamento: Il metodo IPA (Indice Puntuale di Abbondanza) e il metodo EFP (Campionamento Frequenziale Progressivo).

Una ricca documentazione su queste tecniche è riportata da Blondel *et al.* (1970), e Blondel *et al.* 1981 e la procedura standardizzata per l'IPA è stata pubblicata dall'International Bird Census Committee (IBCC, 1977).

La frequenza della raccolta dei dati dipende dalla finalità del lavoro che si vuole eseguire (es., sarà annuale per studi sui trend di popolazione). In generale il periodo migliore per compiere il lavoro sul campo è rappresentato dalla primavera (aprile, maggio).

L'attrezzatura richiesta comprende un orologio con cronometro, un binocolo, una guida per il riconoscimento degli uccelli, una matita e una scheda su cui annotare le osservazioni con i relativi dati di riferimento. I dati vengono raccolti in stazioni prefissate nel corso di una sosta di 20 minuti in ogni punto di ascolto. Possono, nel caso, venire registrati tutti gli uccelli visti e uditi con dati separati in periodi di 5 minuti. Le stazioni di rilevamento prefissate devono essere scelte in modo da poter essere rappresentative dei diversi microhabitat presenti nell'area da indagare. Un campionamento stratificato in modo casuale risulterà più efficiente di uno sistematico soprattutto nelle aree di indagine eterogenee e di grandi dimensioni.

I punti andranno campionati indicativamente in maggio e giugno, compatibilmente con l'inizio della stagione riproduttiva in base alla latitudine, iniziando i rilevamenti poco prima dell'alba. I rilevamenti generalmente andranno eseguiti una sola volta in modo da

massimizzare il numero di aree visitate. E' importante effettuare i rilevamenti in adatte condizioni atmosferiche e in periodi di tempo in cui le interferenze sono minime come in aree ad alto disturbo antropico.

La durata dei conteggi dovrebbe essere sufficientemente lunga per consentire la rilevazione di tutti gli uccelli presenti nel sito ma allo stesso tempo non troppo protratta nel tempo poiché potrebbe aumentare la possibilità che gli uccelli si muovano e quindi il rischio di doppi conteggi. Gli intervalli di ascolto possono variare da 5 a 20 minuti, ma entro i primi 10 si ottiene già circa l' 80% dei contatti.

Procedure standard sono state elaborate per l'utilizzazione dei due metodi di campionamento: IPA e EFP (Blondel *et al.*, 1970). La differenza tra i due tipi di campionamento sta nel fatto che nell'IPA ogni stazione viene utilizzata due volte nel corso della stagione riproduttiva e che ogni individuo osservato o udito viene registrato.

Nell'EFP, la visita della stazione avviene una sola volta nel corso del periodo riproduttivo, inoltre nei 20 minuti di rilevamento (eventualmente riducibili a 10, 8, o 5 minuti in funzione dell'estensione dell'area di studio) vengono segnalate le specie e non gli individui. Tale semplificazione permette nel caso dell'EFP di poter campionare un'area molto vasta, nell'ordine di diversi chilometri quadrati. Gli autori suggeriscono di disporre per ogni area da campionare di almeno 12-30 stazioni IPA e di 40-50 punti EFP. E' possibile nei rilevamenti primaverili assegnare un punteggio a seconda dello status degli animali (es: $p = 1$ specie che presentano evidenti segnali di nidificazione; $p = 0,5$ specie che non presentano segnali di nidificazione).

Ciò consentirà di quantificare i contatti ottenuti ricavando i seguenti parametri:

IPA TOT = n. medio di contatti per stazione;

IPA MEDIO = n. medio contatti per specie /n. stazioni.

Questo consente di definire la composizione qualitativa dei popolamenti ornitici, ma soprattutto l'abbondanza relativa per ciascuna specie. E' possibile inoltre evidenziare le frequenze di presenza degli uccelli per ogni tipologia ambientale e identificare le specie dominanti, ovvero quelle che presentano un numero di contatti superiori al 5% dei contatti complessivi (Tucker e Heath, 1994).

I metodi fin qui riportati sono quelli più utilizzati per studi a livello di popolazione e di comunità. Esistono molti altri metodi indirizzati verso specie o comunità specifiche che sono di uso meno comune. Fra questi si vogliono ricordare i censimenti mediante conteggi

diretti (es. per uccelli marini, anatidi, ardeidi, limicoli), o attraverso l'individuazione e conta dei siti di nidificazione (es. alcuni accipitriiformi e falconiformi).

Una tecnica ampiamente utilizzata per lo studio degli uccelli migratori (a corto, medio e lungo raggio) è quella dell'inanellamento scientifico grazie alla quale possono essere ricavate stime del numero di individui di determinate specie durante il passo (primaverile e autunnale).

CAPITOLO 5 : INDICI ECOLOGICI E PARAMETRI VALUTATIVI A LIVELLO DI COMUNITÀ

I parametri descrittivi a livello di comunità vengono influenzati in vario modo da vari fattori ambientali e non, nonché dal livello di stress ambientale. Per questo motivo è possibile utilizzare le comunità animali stesse come bioindicatori in grado di rilevare modificazioni ambientali, non misurabili direttamente, dovute a varie categorie di agenti che vanno dalle sostanze inquinanti di origine industriale e urbana, ai pesticidi utilizzati nelle pratiche agricole, alle modificazioni del paesaggio dovute all'intervento diretto dell'uomo.

Ma le comunità non possono essere usate per indicare che una particolare attività negativa per l'ambiente è in atto oppure che è presente una determinata sostanza inquinante. Piuttosto possono evidenziare i cambiamenti avvenuti ed è compito del ricercatore o del tecnico mettere in relazione tali cambiamenti con le possibili cause. Un altro fatto importante da tenere in considerazione quando si vogliono utilizzare le comunità animali come bioindicatori è che determinati valori osservati di ricchezza specifica, eterogeneità e uniformità di per sé non danno alcuna indicazione sul livello di stress ambientale, ma devono essere confrontati con valori teorici di riferimento. Vale a dire che deve essere effettuato sempre un paragone, possibilmente su basi statistiche, con una comunità ipotetica in un ambiente ipotetico non sottoposto

a fattori di stress. Questa operazione non è sempre facile perché spesso mancano i valori di riferimento rilevati in comunità naturali in ambienti integri. La soluzione può essere il confronto con situazioni reali di cui si conosca a sufficienza il grado di alterazione e gli agenti che l'hanno causato.

5.1 – NUMERO DI SPECIE E RICCHEZZA SPECIFICA

La ricchezza specifica è una importante componente della diversità biologica e può essere considerata un semplice ed immediato indice di qualità ambientale, pur se con alcuni limiti.

Essa rappresenta il numero totale di specie presenti distribuite nel tempo e nello spazio.

Studi svolti in alcuni biotopi del Nord America dimostrarono una diretta dipendenza tra il numero di specie e la produttività del biotopo. Praterie con una produzione annua di biomassa di circa 500 grammi per metro quadrato contenevano mediamente 6 specie di

uccelli, mentre biotopi forestali con una produzione annua compresa tra gli 800 ed i 2000 grammi per metro quadrato, ospitavano in media dalle 17 alle 24 specie ornitiche (Tramer, 1969). In linea generale più elevata è la quantità di biomassa prodotta in un ecosistema più elevato sarà il numero di specie ornitiche presenti.

A scala più ampia la ricchezza specifica risulta influenzata anche dalla latitudine (gradiente latitudinale di ricchezza). E' stato osservato in generale un aumento del numero di specie di un determinato gruppo faunistico con il procedere dai poli all'equatore. Le ipotesi per questo andamento sono state numerose, e in buona parte dipendono dalla produttività ambientale da fattori ecologici (es. climatici) e evolutivi oltre che da ipotesi di equilibrio, velocità di speciazione ed estinzione (Tramer, 1969).

Per quanto riguarda la classe degli Uccelli, è stato osservato che, in ambienti forestali, il numero delle specie dipende anche dalla complessità strutturale della vegetazione. Tra biotopi posti alla stessa latitudine si riscontra infatti una correlazione positiva tra la ricchezza di specie del popolamento ornitico e la complessità degli strati vegetazionali (MacArthur e MacArthur, 1961). Questi stessi autori osservarono che nel corso di diversi censimenti svolti all'interno di diverse formazioni vegetali, il numero di specie variava all'aumentare del numero di strati vegetali presenti: dalle 10-15 specie in biotopi con 2-3 strati, ed oltre 30 specie in boschi con 9 strati vegetali. Il motivo che lega la struttura della vegetazione alla ricchezza può essere facilmente compreso interpretando il numero di strati vegetali come un insieme di potenziali spazi di occupazione delle diverse specie ornitiche (parametro direttamente correlato alla potenziale disponibilità di nicchia).

In Italia sono stati svolti numerosi studi che confermano la relazione tra uccelli e complessità della struttura vegetale.

In uno studio sulle alpi Apuane e nella Lunigiana, Farina (1982) ha evidenziato la presenza di oltre 20 specie di uccelli in ambienti boschivi, da 20 a 10 in ambienti cespugliati ed un massimo di 11 specie in quelli erbacei.

BIOTOPO	S
Castagneto	34
Bosco a Carpino nero	25
Coltivi misti	21

Faggeta + prateria	20
Faggeta	17
Macchia mediterranea	16
Castagneto giovane	15
Pineta degradata	15
Boscaglia ripariale	15
Ecotone montano	11
Prateria d'altitudine	10

Tabella 1: Biotopi censiti e ricchezza specifica (S) dei popolamenti ornitici (Farina, 1982).

5.2 – ABBONDANZA DI SPECIE

In una comunità biologica non tutte le specie sono distribuite con la stessa abbondanza, esistono specie numericamente dominanti, altre subdominanti, altre ancora rare.

In ecosistemi stabili che, in linea generale, coincidono con quelli più maturi, la frequenza delle specie è ben distribuita .

Le specie generalmente prevalenti in una comunità sono quelle con abbondanze intermedie, mentre le specie restanti, numericamente limitate sono molto rare o estremamente comuni.

In ambienti sottoposti a forti stress naturali o antropogenici o alla stadio iniziale di una successione ecologica (prato, tundra, deserto) le specie risultano in basso numero ma presentano una forte gerarchia di abbondanza, una gran parte sono fortemente dominanti e poche altre sono scarsamente rappresentate.

	Ecosistema giovane	Ecosistema maturo
Composizione del popolamento	Poche specie, fluttuazione elevata della densità	Specie numerose, scarse fluttuazioni della densità
Struttura del	Diversità bassa, qualche specie	Diversità elevata

popolamento	dominante	
Circuiti di energia	Corti, lineari, dominanza di consumazione primaria	Lunghi e ramificati, sviluppo di simbiosi
Dimensioni delle specie	Variabile, sovente bimodale	Mediamente maggiori dell'ecosistema giovane, distribuzione più equilibrata
Altre caratteristiche	Comunità variabile del tempo, elevata resilienza, produttività elevata, accumulo di biomassa, strategia della quantità	Comunità stabile nel tempo, bassa resilienza, utilizzazione ottimale dell'energia, biomassa costante, strategia della qualità e dell'efficienza

Tabella 2 : Caratteristiche degli ecosistemi forestali giovani e maturi per quanto riguarda il popolamento ornitico (Blondel, 1976).

5.3 – DIVERSITÀ DEL POPOLAMENTO (H)

E' un parametro calcolato attraverso l'indice di Shannon e Weaver (1963).

$$H = - \sum p_i \ln p_i$$

ove p_i è la proporzione degli individui della i-esima specie ($i = 1, 2, 3, \dots$).

L'indice è stato calcolato in base alla nota correlazione tra frequenza delle specie e logaritmo naturale della loro densità.

Esso misura la probabilità che un individuo preso a caso dalla popolazione appartenga ad una specie differente da una specie estratta in un precedente ipotetico prelievo e fornisce il grado di dissomiglianza del popolamento.

Il valore è 0 quando una determinata comunità è composta da una sola specie e cresce all'aumentare della complessità del popolamento.

I valori più elevati si trovano all'interno di ecosistemi maturi, anche se ciò costituisce una estrema generalizzazione

5.4 – EQUIRIPARTIZIONE (J)

L'indice di “evenness” o di equiripartizione (“equiporzione”) misura la ripartizione delle abbondanze delle specie ovvero esprime come gli individui delle diverse specie si ripartiscono nella comunità; è massimo quando tutte le specie S sono presenti con la stessa abbondanza e in tal caso $H_{\max} = \ln(S)$. Ha invece valori bassi nel caso ci sia una sola specie abbondante e numerose specie rare.

Può essere calcolata attraverso l'indice di Lloyd e Ghelardi (1964).

$$J' = \frac{H}{H_{\max}}$$

dove H è la diversità e $H_{\max} = \ln(S)$ (con S ricchezza del popolamento).

L'indice varia da 0 (una sola specie presente) a 1 (tutte le specie presenti con lo stesso numero di individui).

Ciò che fornisce questo indice è l'informazione sul grado di realizzazione della diversità massima potenziale. Esso non dipende dalla ricchezza in specie, ma solo dalla distribuzione delle abbondanze degli individui all'interno della specie.

5.5 – DENSITÀ E INDICI DI ABBONDANZA

Esprimono attraverso diverse unità di riferimento le densità e le frequenze degli individui all'interno del popolamento.

I più utilizzati sono:

numero di individui su 1000 metri (Indice Kilometrico di Abbondanza; IKA);

numero di individui per unità di tempo (Indice Temporale di Abbondanza; I.T.A.) (es., 15 minuti primi).

Quando si svolgono dei censimenti assoluti i dati vengono espressi in forma di densità come numero di coppie su 10 ettari.

Nel caso di stazioni di ascolto (metodi E.F.P e I.P.A; Blondel *et al.*, 1970), i dati di abbondanza sono espressi come frequenze relative centesimali. Vengono definite specie dominanti le specie con frequenza superiore a 0,05; subdominanti le specie con frequenza compresa tra 0,02 e 0,05.

5.6 – PERCENTUALE NON PASSERIFORMI

Esprime la percentuale nella comunità delle specie non appartenenti all'ordine dei Passeriformi. Pur trattandosi di un rapporto tra categorie sistematiche l'incidenza dei non Passeriformi può fornire una indicazione sulla rappresentatività di elementi più stenoeci (presenti in proporzione maggiore fra i non Passeriformi).

E' stato osservato che negli stati iniziali di una successione ecologica i non Passeriformi possono essere assenti e aumentano in numero con il progredire della successione verso stadi più maturi.

5.7 – PERCENTUALE SPECIE MIGRATICI

L'analisi della fenologia delle specie che compongono il popolamento può indicare le caratteristiche qualitative di un determinato biotopo. E' stato rilevato come ambienti strutturalmente molto semplici contengono una avifauna composta in misura minore da specie sedentarie.

5.8 – INDICE DI DOMINANZA

La somma delle densità delle due specie a più elevata dominanza (Wiens e Dyer, 1975), può fornire una informazione sull'entità di stress normali o antropogenetici sulle comunità ornitiche.

5.9 – INDICE QUALITATIVO DI SIMILARITÀ DI SORENSEN

$$S = 2 \frac{C}{A} + B \cdot 100$$

A = numero di specie della prima comunità; B = numero di specie della seconda comunità, C = numero delle specie in comune tra le due comunità, A e B.

5.10 – INDICE DI RARITÀ

Parametro che fornisce valori tanto più elevati per una tipologia ambientale quanto più è alto il numero di specie rare e quanto più ogni specie rara è abbondante in quella tipologia; misura pertanto il contributo di ogni tipologia come habitat ottimale di specie poco abbondanti su scala regionale.

L'indice viene calcolato per ogni tipologia come:

$$\sum \frac{p_i/q_i}{N}$$

p_i = frequenza della specie i nella tipologia in oggetto;

q_i = frequenza relativa della specie i in tutte le tipologie cumulate su scala regionale;

N = numero complessivo di specie rilevate in quella tipologia.

5.11 – INDICE DI ORIGINALITÀ

Tale indice fornisce valori tanto più elevati tanto più una tipologia ambientale ha una composizione faunistica peculiare, caratteristica, con pochi elementi in comune con altre tipologie.

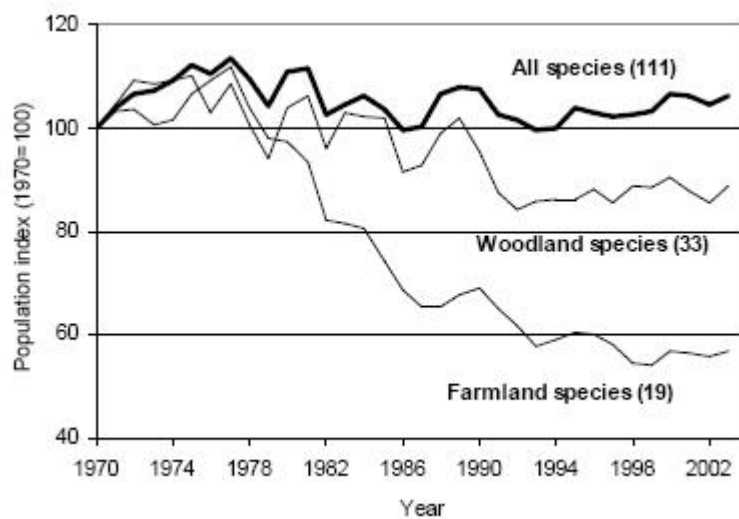
Questo indice viene calcolato come media dei valori di diversità β calcolati a coppie, tra una tipologia ambientale e tutte le altre. La diversità tra coppie di ambienti è stata calcolata con il reciproco dell'indice di Sørensen.

CAPITOLO 6 : MONITORAGGI PER LA DEFINIZIONE DI INDICATORI

6.1 – IL PAN EUROPEAN COMMON BIRD MONITORING

I programmi di monitoraggio, hanno come principale obiettivo quello di rilevare i cambiamenti (di specie, popolazioni, comunità) nel lungo periodo (Marchant *et al.*,1997). Sono strumenti utilizzabili a diverse scale spazio temporali a seconda degli obbiettivi che devono essere raggiunti. Meno costosi di una ricerca, che mira all'accertamento delle cause, permettono di individuare potenziali crisi in tempo utile fornendo un ottimo strumento per la valutazione di interventi di gestione.

L'uso di indicatori attraverso l'attuazione di programmi di monitoraggio a larga scala inizia in Europa con l'attività dell'European Bird Census Council (EBCC) nella creazione di un sistema di monitoraggio delle popolazioni di uccelli nidificanti a livello continentale: Il Pan European Common Bird Monitoring o Euromonitoring. Il progetto ha avuto un processo di gestazione di 6 anni ed è iniziato ufficialmente con un Workshop organizzato in Italia, a Varenna, nel 1996 dall'EBCC. Per raggiungere l'obiettivo si era prevista la raccolta delle informazioni relative a programmi di monitoraggio nazionali già in corso in diversi paesi europei, e l'avvio di nuovi programmi nazionali in alcuni Paesi in posizione chiave. Il progetto ha avuto formalmente inizio nel gennaio 2002 e all'ottobre 2003 erano almeno 20 i Paesi europei i cui dati potevano confluire nella creazione di andamenti di popolazione comuni, con informazioni pregresse risalenti in diversi casi fino all'inizio degli anni '80. Il cuore del progetto è lo sviluppo di indicatori di larga scala, ottenuti aggregando i dati delle diverse specie comuni di uccelli nidificanti, sulla scorta di una esperienza simile già effettuata in Gran Bretagna negli anni 60. Il Governo Inglese ha da tempo definito un “*Common bird population index*” che è stato adottato come uno tra i 15 principali indicatori di qualità e sostenibilità di vita nel paese (Anon 2002). Esso rivela come le specie generaliste o comuni sono aumentate del 10% mentre le specie degli ambienti boschivi e degli ambienti agricoli hanno avuto un calo rispettivamente del 15% e 42% dal 1970 al 2002.



Il programma di monitoraggio Euromonitoring si focalizza anche esso sulle specie comuni, ma la tecnica di censimento adottata permette la raccolta e l'analisi di dati relativi a numerose specie più rare o scarse.

Sulla base della selettività ambientale vengono calcolati tre indici aggregati uno sulle specie degli ambienti agricoli, uno sulle specie degli ambienti boschivi ed uno sulle rimanenti specie comuni. Le specie di uccelli in ambiente agricolo e boschivo sono selezionate seguendo la classificazione di Tucker&Evans (1997). Il terzo gruppo include specie generaliste che si ritrovano in un elevato range di habitat diversi.

La metodologia per lo sviluppo degli indici aggregati a livello europeo è stata presentata e accettata sulla stampa scientifica (Gregory *et al.*, 2003, 20059)

I dati raccolti dal progetto Euromonitoring mostrano come in Europa negli ultimi 25 anni le specie di ambienti agricoli hanno subito un calo del 28% e le specie di ambienti forestali del 13%. In contrasto le specie di uccelli generaliste sono incrementate del 28%. Questi risultati mostrano come alcune specie generaliste hanno risposto positivamente ai cambiamenti ambientali indotti dall'attività umana, mentre le specie specialiste sono a rischio, in quanto rispondono negativamente a questi cambiamenti.

L'Eurostat, l'ufficio statistico dell'Unione Europea, che si occupa dell'individuazione di set di indicatori di sviluppo sostenibile a scala continentale ha inserito tra gli indicatori relativi alla gestione delle risorse naturali il "*bird farmland index*": un indice di biodiversità e qualità della vita basato sugli andamenti europei delle popolazioni di uccelli in ambienti agricoli in base proprio ai dati raccolti dal progetto Euromonitoring

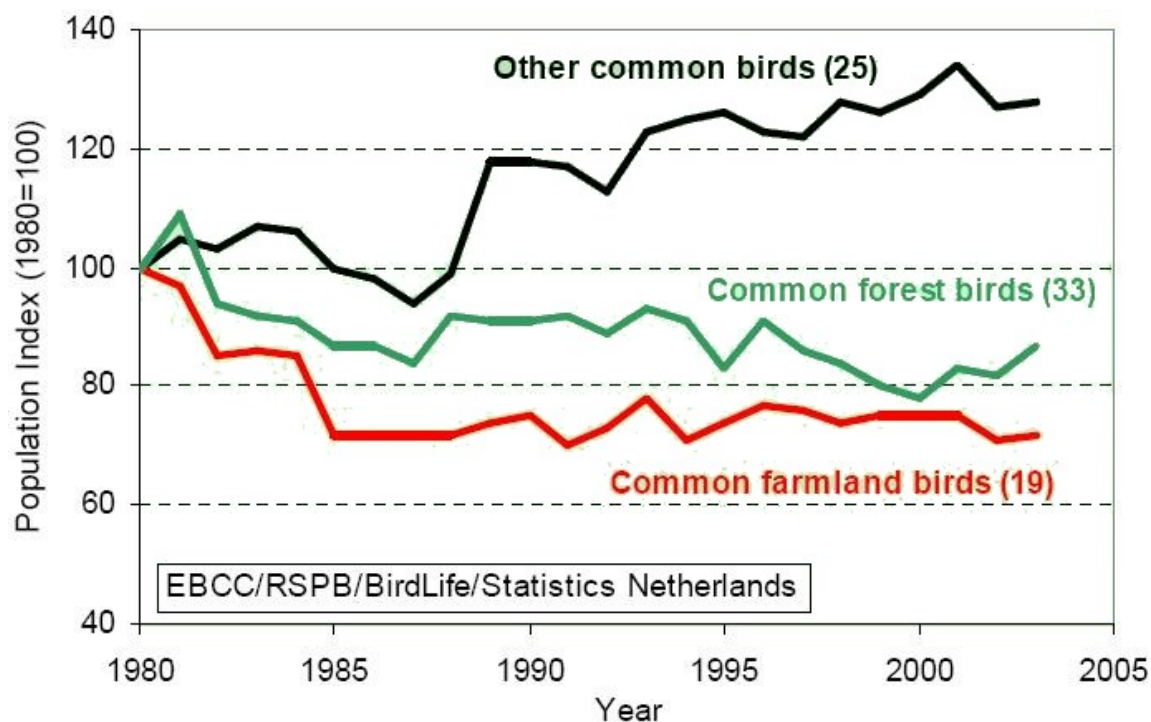


Fig: indicatore europeo 2005 (Wild bird indicator)

6.2 – IL PROGETTO DI MONITORAGGIO ITALIANO MITO2000

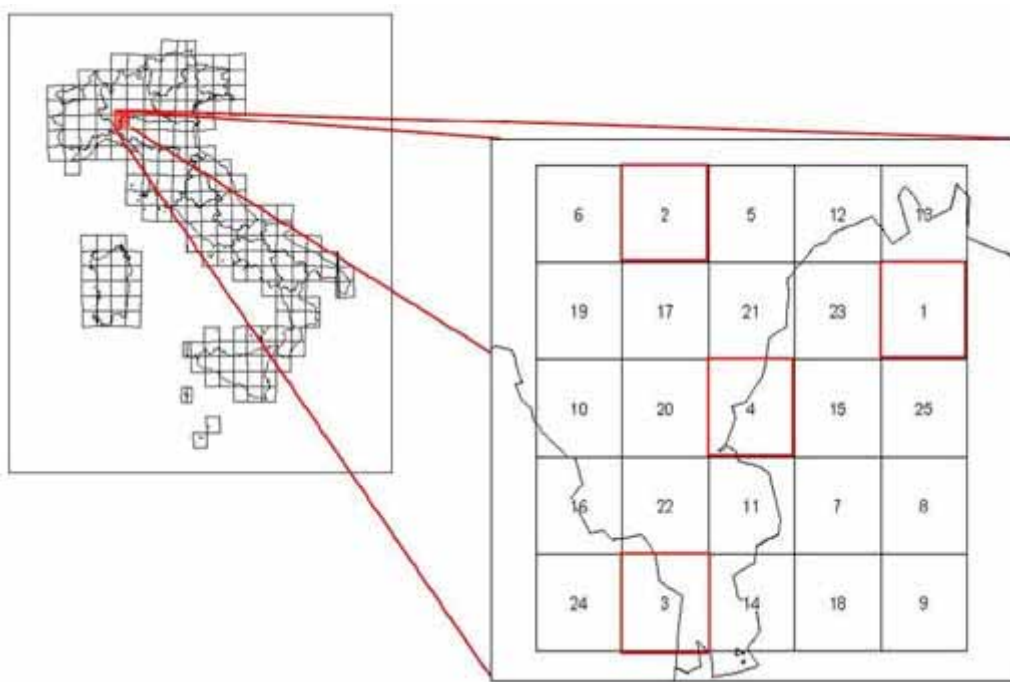
Mito2000 (Monitoraggio Italiano Ornitologico) è un programma di monitoraggio degli uccelli nidificanti in Italia coordinato dagli ornitologi Lorenzo Fornasari e Toni Mingozi, delegati italiani presso l' EBCC (European Bird Census Council) con la collaborazione del CISO (Centro Italiano Studi Ornitologici) e la collaborazione dell'associazione Faunaviva. Partito nel 2000 con il sostegno finanziario del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio il progetto si inserisce nel contesto del programma Euromonitoring avviato dall'EBCC su scala continentale.

Il programma è stato organizzato su base regionale o sub-regionale, attraverso una rete di coordinatori individuati tra i gruppi di ornitologi organizzati a livello locale. Il duplice scopo è quello di fornire indicazioni sugli andamenti di popolazione nel tempo e ottenere carte di distribuzione annuali semi-quantitative per tutto il territorio italiano così da disporre di informazioni sugli andamenti delle popolazioni nidificanti, differenziate per area geografica.

La tecnica di rilevamento prescelta è quella dei punti di ascolto senza limiti di distanza (Blondel *et al.*, 1981) di 10 minuti di durata (Fornasari *et al.*, 1998). Secondo tale metodologia, in ogni stazione si effettua un solo rilevamento, in condizioni meteorologiche

non sfavorevoli (vento o pioggia intensa). I punti devono essere effettuati indicativamente in un arco stagionale potenziale, in relazione ad altitudine e latitudine, esteso dai primi di maggio ad inizio luglio. Ai rilevatori è stato richiesto di distinguere tra gli uccelli visti e sentiti entro ed oltre un raggio di 100 m, in modo da poter correlare con precisione i dati ornitologici alle variabili ambientali. Allo scopo di trasformare il dato relativo al numero d'individui rilevati in stima del numero di coppie nidificanti, si è altresì richiesto di unire al numero di uccelli osservati dei semplici codici indicativi delle caratteristiche dell'osservazione.

Il programma di rilevamento randomizzato ha previsto l'esecuzione di punti d'ascolto in ciascuna delle 181 unità di 50 km di lato della griglia UTM identificabili per il territorio italiano. Le unità 50x50 km sono state denominate "maglie". Non sono stati previsti rilevamenti nelle maglie in cui ricade una porzione di territorio ridotta. Per ciascuna maglia è stata effettuata la selezione casuale di 4 unità di 10x10 km di lato, denominate "particelle".



All'interno di ciascuna di queste si è previsto di effettuare 15 punti d'ascolto, in stazioni parimenti selezionate in modo randomizzato, all'interno dei 100 quadrati di 1 km di lato che compongono la particella. Come indicazione generale, è stato chiesto ai rilevatori di

effettuare il punto d'ascolto il più vicino possibile al centro di ciascuna unità di 1 km di lato selezionata

91	92	93	94	95	96	97	98	99	100
81	82	83	84	85	86	87	88	89	90
71	72	73	74	75	76	77	78	79	80
61	62	63	64	65	66	67	68	69	70
51	52	53	54	55	56	57	58	59	60
41	42	43	44	45	46	47	48	49	50
31	32	33	34	35	36	37	38	39	40
21	22	23	24	25	26	27	28	29	30
11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10

Fig. Selezione dei quadrati di 1 km di lato al cui interno eseguire i rilevamenti (barre verticali: stazioni randomizzate; barre diagonali: stazioni sostitutive)

I possibili andamenti di 72 specie comuni nidificanti in Italia (su un totale di 103) rilevate nell'ambito del progetto sono state suddivise in tre gruppi, analogamente a quanto viene effettuato nell'ambito del programma europeo di monitoraggio dell'EBCC.

Specie di ambiente agricolo

Specie di ambiente boschivo

Altre specie

Le specie considerate comuni nidificanti in Italia ammontano ad un totale di 103 (Fornasari *et al.*, 2002). Gli andamenti di popolazione sono stati calcolati, per il momento, per quelle specie che al 2004 risultavano censite in oltre 1000 stazioni di rilevamento.

Le specie di ambiente agricolo e boschivo sono state distinte in base al loro "baricentro ambientale", calcolato sulla base dei dati ambientali caratterizzanti le stazioni di rilevamento e delle analisi preliminari svolte da Tellini *et al.*, (2005) in merito alla

"Definizione dell'ecologia degli uccelli italiani mediante indici nazionali di selezione d'habitat". Il terzo gruppo include le specie comuni non contenute nei due precedenti.

La valutazione degli andamenti delle specie comuni è stata effettuata utilizzando il software TRIM (Trends & Indices for Monitoring Data) liberamente utilizzabile e scaricabile dal sito www.ebcc.info. Il software, appositamente creato per l'analisi di serie temporali di conteggi in cui vi siano osservazioni mancanti (ad esempio una o più particelle non rilevate in uno degli anni considerati), viene normalmente utilizzato per stimare indici e andamenti di popolazione ed è il principale strumento attualmente utilizzato dall'EBCC per il calcolo degli indici e degli andamenti dell'avifauna nidificante in Europa nell'ambito del programma di monitoraggio pan-europeo (Gregory *et al.*, 2005).

TRIM stima inoltre quale sia, nell'arco temporale considerato, la variazione percentuale media annua e la tendenza in atto. La classificazione della tendenza in atto viene effettuata su base statistica (calcolando l'errore standard e verificando dove si collocano i valori del limite inferiore e superiore dell'intervallo di confidenza rispetto al valore centrale).

La tendenza in atto "non certa", presente in modo frequente nei casi esaminati, include tuttavia situazioni molto diverse fra di loro; sono infatti presenti oscillazioni più o meno ampie e regolari (come nel caso di Gazza, Corvo imperiale e Strillozzo), oscillazioni con tendenza alla diminuzione (Averla piccola e Passera mattugia) o all'aumento (Rampichino), o anche situazioni caratterizzate da diminuzioni seguite da successivi aumenti (Upupa). Il proseguimento del progetto di monitoraggio permetterà la valutazione degli andamenti su un intervallo di tempo più ampio, aumentando così la probabilità di classificare con maggiore certezza le tendenze mostrate da differenti specie.

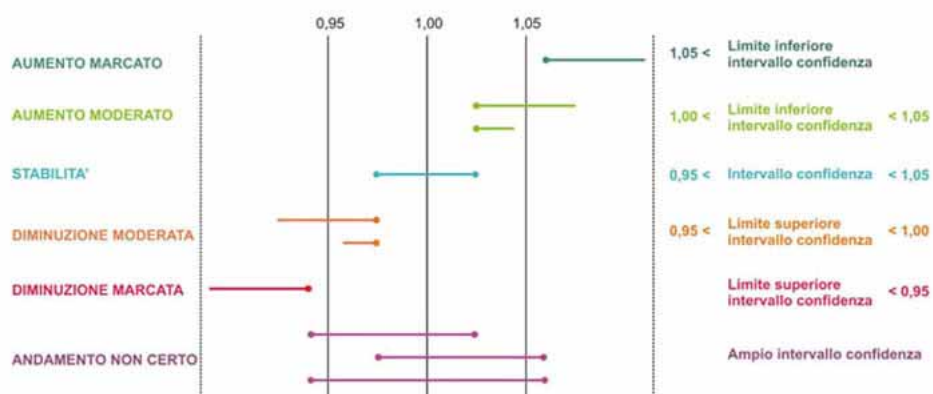


Fig. Classificazione delle tendenze in atto secondo l'ampiezza dell'intervallo di confidenza e i valori dei suoi limiti. Per intervalli di confidenza troppo ampi, illustrati nella parte

inferiore della figura, la tendenza in atto non è identificabile con certezza, qualunque sia la variazione percentuale media annua.

Nei grafici degli andamenti di popolazione l'asse delle ordinate rappresenta i valori dell'indice di ciascun anno di monitoraggio; il valore 100 corrisponde, per convenzione, all'indice dell'anno di confronto (nel presente caso indica il primo anno di monitoraggio cioè l'anno 2000).

Per ciascun gruppo è stato inoltre elaborato un indicatore di stato di conservazione complessivo calcolando la media geometrica degli indici di popolazione di ciascuna specie appartenente al gruppo (Gregory et al., 2005).

Per ciascun gruppo sono riportati due grafici generali relativi a:

L'andamento dell'indicatore nel periodo 2000-2005;

Una suddivisione delle specie a seconda della tendenza in atto.

Per ciascuna specie vengono inoltre riportati:

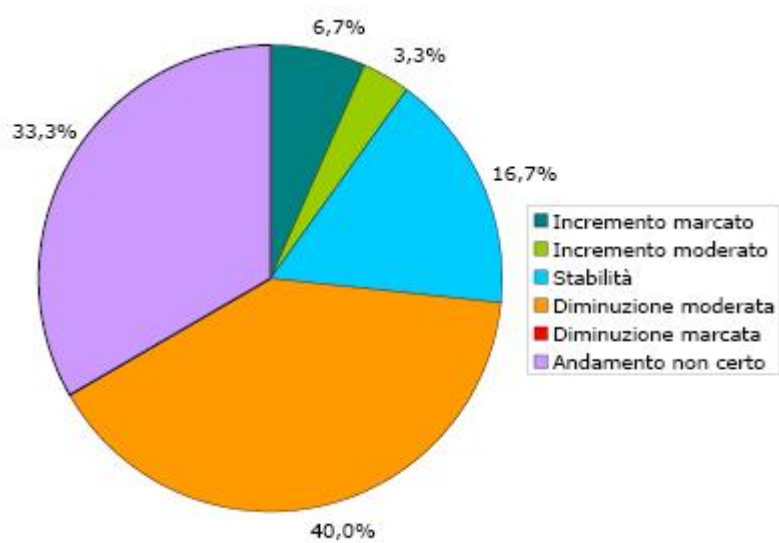
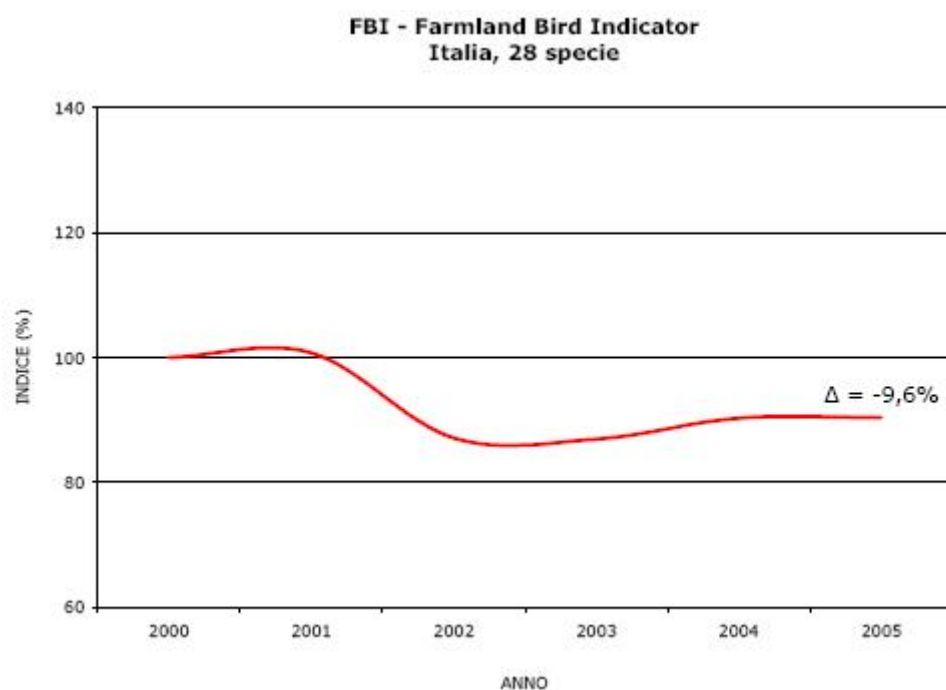
I grafici relativi all'indice di popolazione nell'intervallo di tempo 2000-2005;

la definizione della tendenza in atto;

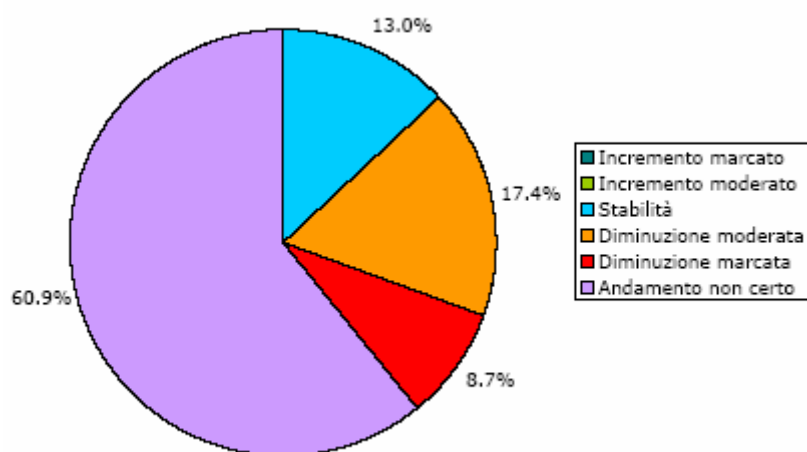
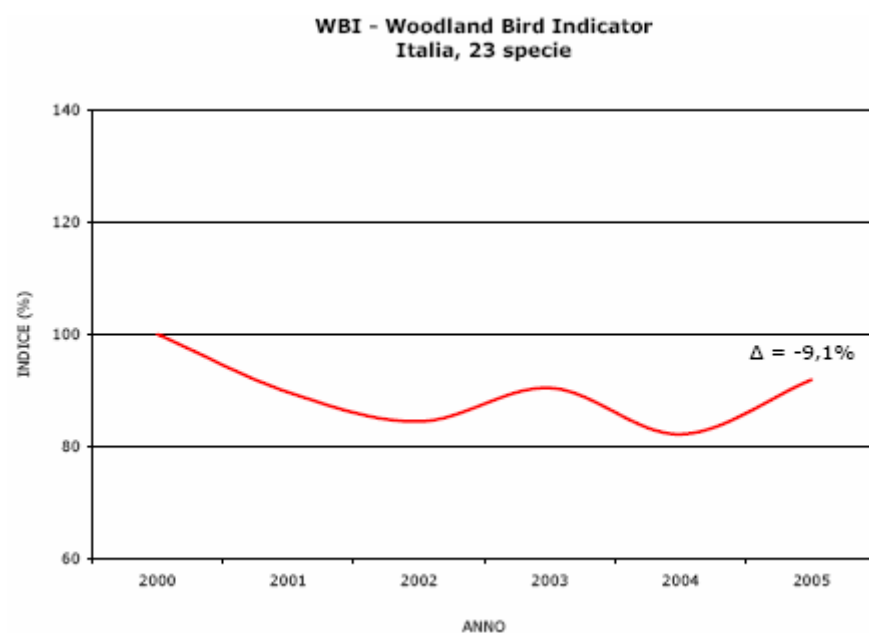
la variazione percentuale media annua;

la differenza (Δ) dell'indice di popolazione tra il 2000 e il 2005.

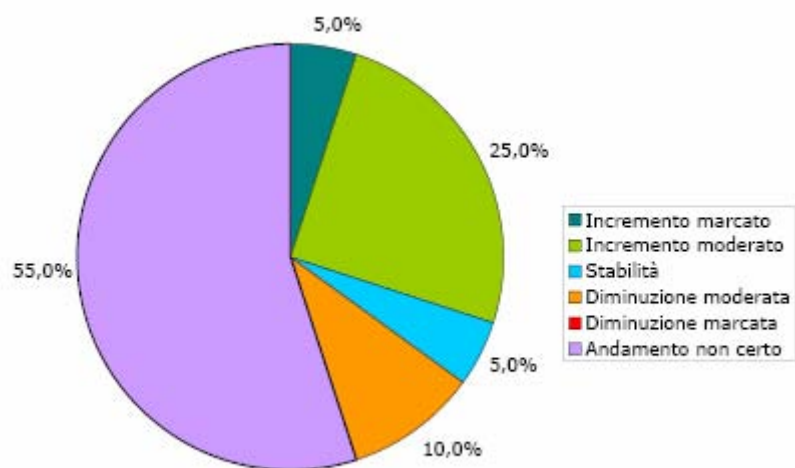
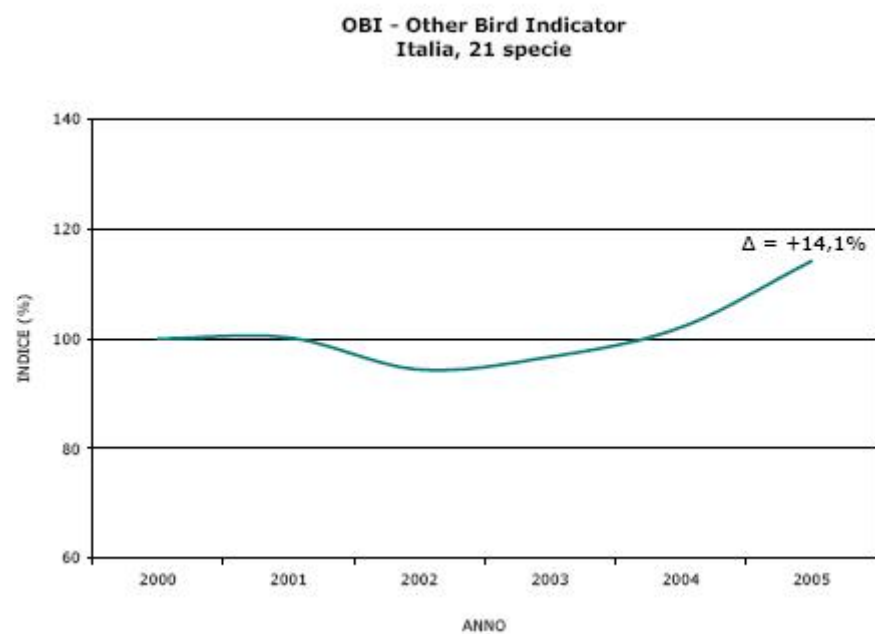
INDICATORE: SPECIE DI AMBIENTE AGRICOLO



INDICATORE: SPECIE DI AMBIENTE FORESTALE



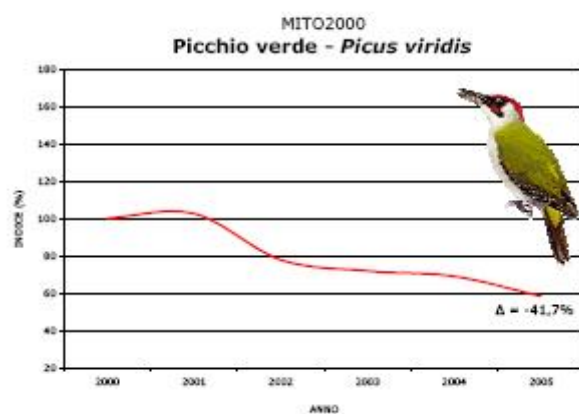
INDICATORE: ALTRE SPECIE



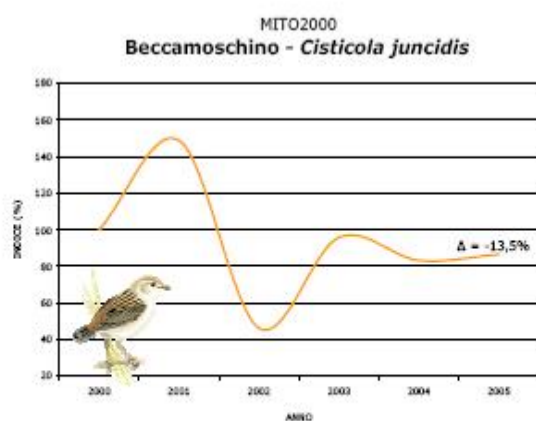
Secondo i dati elaborati nei sei anni che vanno dal 2000 al 2005, ricavati dal monitoraggio di 72 specie comuni nidificanti presenti in Italia, ben un terzo delle specie ha mostrato un calo significativo. Preoccupanti, in particolare, le dinamiche delle 28 specie di uccelli tipiche degli ambienti agricoli, come Rondine, Cardellino, Allodola, Saltimpalo, Beccamoschino e Fanello: si registra un meno 5% all'anno, e una diminuzione del 30%, in sei anni, delle coppie nidificanti.

Per le specie di ambiente boschivo si osserva un decremento, tra il 2000 e il 2005, pari al 9,1%; la percentuale delle specie del gruppo che mostrano una tendenza alla diminuzione è, in questo caso, del 26%.

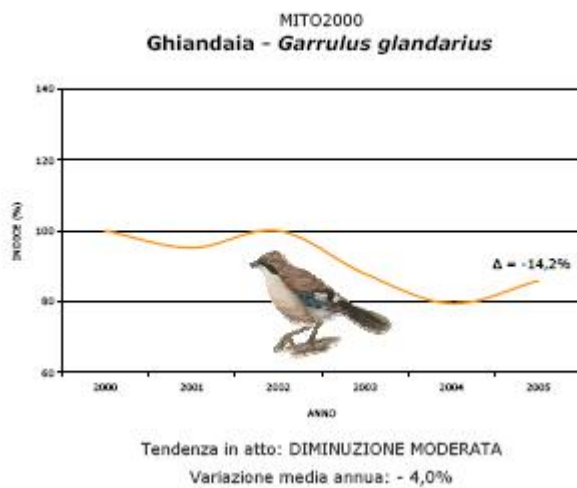
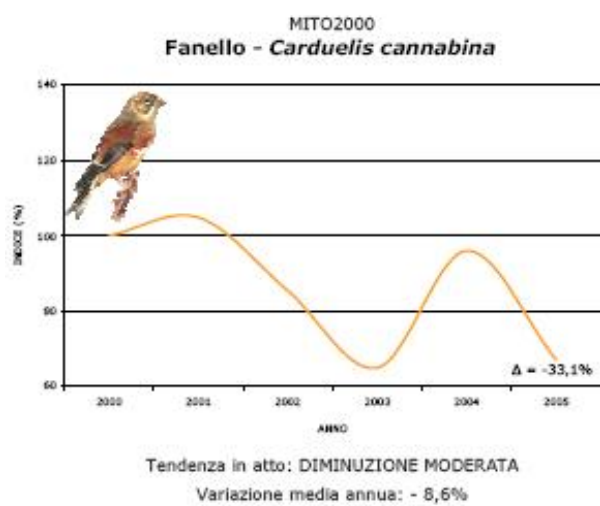
Il gruppo che include le rimanenti specie è invece caratterizzato da un incremento pari al 14,1%; le specie in aumento rappresentano complessivamente il 30%, quelle in declino il 10%.



Tendenza in atto: DIMINUZIONE MARCATA
 Variazione media annua: - 10,7%



Tendenza in atto: DIMINUZIONE MODERATA
 Variazione media annua: - 4,9%



CAPITOLO 7 : SCHEDE DI INDICATORI

7.1 – VALORE ORNITICO DELLE SPECIE NIDIFICANTI SUL TERRITORIO NAZIONALE

DESCRIZIONE

Si tratta di un indicatore finalizzato alla valutazione del valore ornitico delle singole specie nidificanti in Italia

SCOPO

Valutare il valore conservazionistico complessivo delle specie e delle comunità ornitiche a livello nazionale.

METODO DI MISURA/MODALITA' DI APPLICAZIONE

A ciascuna specie di uccelli nidificanti in Italia viene attribuito un “*valore totale standard*” ottenuto combinando tre parametri che definiscono:

il valore intrinseco (Vi)

il livello di vulnerabilità (Vvul)

il valore antropico (Va)

Il **valore intrinseco(Vi)** di una specie deriva dalla combinazione dei diversi parametri:

valore biogeografico, ottenuto utilizzando la classificazione corologica proposta da Boano e Brichetti, 1989, secondo il quale, le specie endemiche ottengono valori più elevati e quelle cosmopolite più bassi;

valore di distribuzione nazionale, risultato della combinazione del numero di regioni occupate, e quindi della distribuzione regionale, e la percentuale di tavolette TGM 1:5000 occupate;

trend dell'areale che esprime l'attuale tendenza all'espansione o contrazione dell'area di distribuzione, attribuendo il valore più elevato alle specie in regresso;

livello di territorialità che esprime il grado di legame della specie con il territorio circostante in relazione all'habitat frequentato e agli ambienti legati alle attività trofico-riproduttive;

rarietà ecologica, legata alla disponibilità sul territorio nazionale di ambienti considerati come preferenziali per la riproduzione della specie; in questo senso, i punteggi più bassi sono stati attribuiti agli ambienti a maggior grado di antropizzazione;

consistenza, espressa come numero di coppie nidificanti, divise in 5 classi, con i punteggi più elevati assegnati alle specie nidificanti con meno di 50 coppie;

trend della popolazione, valutato in un periodo di 10-15 anni, e in cui vengono privilegiate le specie in diminuzione;

importanza della popolazione dell'areale, dove si considera l'importanza dell'areale italiano in rapporto a quello paleartico, la regolarità della nidificazione, la presenza di sottospecie accertate e di endemismi;

livello trofico, che esprime la composizione prevalente della dieta e la posizione della specie nell'ambito della piramide alimentare

Il **valore della vulnerabilità (Vvul)** è ottenuto sulla base dell'inserimento delle varie specie nelle liste rosse degli uccelli minacciati, nonché nelle normative comunitarie e nazionali. Sono favorite le specie in pericolo o minacciate.

Il **valore antropico (Va)** è definito dalla combinazione dei seguenti parametri:

valore naturalistico-ricreativo che esprime l'interesse che un pubblico non specialistico ma interessato ha per la specie in esame;

valore scientifico che esprime l'interesse che la comunità tecnico-scientifica ha per la specie in esame;

valore di fruibilità, ottenuto dalla somma del valore venatorio con il valore allevabilità;

grado di antropofilia che indica la sensibilità della specie alla presenza e ad interventi antropici, nonché l'adattabilità a nidificare in ambienti modificati e/o antropizzati.

I singoli parametri sono stati costruiti attraverso uno specifico punteggio e poi "pesati" tra loro con un confronto a coppie in matrice adattando quanto proposto dall'Habitat Evaluation Procedure (U.S. Wildlife Service, 1980) per gli studi di impatto ambientale (Val.tot. stand).

Nella definizione dei punteggi, i singoli parametri sono stati valutati in modo differente, attribuendo valori sensibilmente più elevati a quelli eco-biologici e al livello di vulnerabilità rispetto a quelli antropici. Il punteggio finale, corrispondente al valore della singola specie (indicato come valore totale standard) è stato quindi ottenuto attraverso la standardizzazione dei valori, dividendo la loro somma (valore intrinseco + livello di vulnerabilità + valore antropico) per il valore massimo teorico ottenibile ($V_{max} = 3,39$) e moltiplicando il risultato per 100 in modo da ottenere una scala in centesimi più facilmente utilizzabile nelle applicazioni pratiche.

Il valore della specie è stato ottenuto dalla formula:

$$V_{si} = K_p (V_i + V_{vul} + V_a)$$

V_{si} = Valore della specie i-esima

V_i = Valore intrinseco

V_{vul} = Livello di vulnerabilità

V_a = Valore antropico

K_p = Costante di correzione, specifica per ogni singolo parametro

FONTI DI RIFERIMENTO

Indice descritto in Brighetti P., Gariboldi A., Manuale pratico di Ornitologia, 1997

LIMITI

Reperibilità e validazione dei dati: rischio di compromettere l'attendibilità dei risultati.

NOTE

Valutazione di "sub-indici", in particolare riferiti al solo valore intrinseco o alla sola vulnerabilità o a una combinazione delle due.

7.2 – IL VALORE ORNITICO DI UN TERRITORIO

DESCRIZIONE

Indicatore finalizzato alla valutazione del valore ornitico di un territorio

SCOPO

Valutare il valore ambientale del territorio relativamente alla fauna ornitica

METODO DI MISURA/MODALITA' DI APPLICAZIONE

Sulla base del valore ornitico delle specie presenti, il valore ornitico del territorio deriva dalla sommatoria dei valori specifici delle singole specie. Considerando tipologie ambientali di riferimento è possibile utilizzare l'indice definendo range di valore ornitico e quindi "classi di valore ornitico" a cui attribuire i territori indagati.

FONTI DI RIFERIMENTO

Brighetti P., Gariboldi A., Manuale pratico di ornitologia, Ed. agricole, 1997.

ARPA Piemonte, "La valutazione Ambientale Strategica dei Siti di Importanza Comunitaria (S.I.C.) della Regione Piemonte", 2002 e 2003.

LIMITI

Reperibilità e validazione dei dati: rischio di compromettere l'attendibilità dei risultati.

NOTE

Valutazione di "sub-indici", in particolare riferiti al solo valore intrinseco o alla sola vulnerabilità o a una combinazione delle due.

7.2.1 - ESEMPIO DI APPLICAZIONE: Il valore ornitico nella Comunità Montana Bassa Valle di Susa

Per analizzare nel dettaglio l'area del territorio di indagine si è fatto ricorso all'”Atlante degli uccelli nidificanti del Piemonte e Val d'Aosta” (1980 -1984) di T.Mingozzi, G. Boano, C. Pulcher e collaboratori, del Museo di Scienze Naturali di Torino. L'atlante si basa sul sistema cartografico dell'Istituto Geografico Militare (IGM), la cui maglia cartografica è composta da fogli, in scala 1:100.000, e da tavolette in scala 1:25.000. Ogni foglio è numerato progressivamente ed è suddiviso in quattro quadranti (I, II, III e IV) individuati in senso orario a partire dalla posizione NE; ogni quadrante a sua volta, comprende quattro tavolette, definite dai rispettivi settori di orientamento NO, NE, SO e SE. L'individuazione delle singole tavolette avviene quindi tramite il numero del foglio, il numero del quadrante ed una sigla di orientamento. Obiettivo della ricerca è rilevare la totalità (o il maggior numero possibile) di specie nidificanti in ogni unità territoriale. Poiché l'evento riproduttivo non è sempre di immediato accertamento, le osservazioni in campo sono state classificate dai rilevatori in tre categorie, secondo il grado di relativa certezza e sulla base di criteri standard internazionalmente adottati:

- *Nidificazione certa*: rinvenimento di nido con uova o pulli, di nido vuoto, di giovani inetti al volo o osservazione di adulti trasportanti materiale per la costruzione del nido, imbeccate o sacchi fecali
- *Nidificazione probabile*: osservazione di attività e comportamenti tipicamente associati alla riproduzione (canto, parate nuziali e altre manifestazioni di possesso e di difesa territoriale).
- *Nidificazione possibile*: osservazione di specie in periodo ed in habitat potenzialmente idoneo alla nidificazione, senza altri indici riproduttivi.

Il metodo utilizzato, presenta alcuni limiti relativamente all'utilizzo delle informazioni contenute nell'”Atlante degli Uccelli nidificanti in Piemonte e Val d'Aosta”. Questa pubblicazione infatti, non possiede né dati aggiornati (l'ultimo aggiornamento risale al 1988), né dati precisi alla scala di livello comunale

La valutazione dell'avifauna nidificante è stata effettuata considerando le specie nidificanti certe presenti nel territorio; tale dato è stato desunto dalle informazioni contenute nel citato *Atlante degli uccelli nidificanti del Piemonte e Val d'Aosta* (1980 - 1984) e integrate con i dati derivanti dal progetto MITO2000 (il programma di monitoraggio dell'avifauna

nidificante in Italia), dal database di Rete Natura 2000 del Ministero dell'Ambiente, dal Piano Naturalistico del Parco Naturale di Avigliana, dal Piano di Gestione Naturalistica delle Oasi Xerothermiche della Valle di Susa (Orrido di Chianocco) e del Piano di Gestione Naturalistica del SIC Monte Musinè e Laghi di Caselette.

	Limiti	Classe	Valore incidenza	Intervalli
VALORE DELLE SPECIE ORNITICHE	0	V	1	0-700
	700	IV	3	700-1400
	1400	III	5	1400-2300
	2300	II	7	2300-3000
	3000	I	10	>3000

Una volta individuate le specie nidificanti presenti nell'area, sono state loro assegnate i valori ornitici attribuiti da Brichetti & Gariboldi e calcolato il valore globale. Sebbene questa valutazione interessi solo le specie certe, si ritiene utile segnalare comunque anche le specie probabili e possibili, in quanto possono aggiungere pregio ad un'analisi successiva.

Le classi sono state ricavate analizzando a campione (circa il 10%) le tavolette dell'atlante regionale degli uccelli nidificanti, considerando i casi che presentavano biodiversità maggiore (comprendenti più di 90 specie per ciascuna tavoletta), la biodiversità minore (con meno di 50 specie per tavoletta), nonché molte situazioni intermedie. Di queste è stato calcolato il valore ornitico, e su questa base sono state ricavate le classi. La classificazione prevede come situazione migliore (classe I) quella che presenta le specie di maggior pregio e/o con un'alta biodiversità specifica, legata al numero maggiore di habitat presenti. Viceversa la situazione peggiore (classe V) si manifesta in quegli ambienti poco diversificati, con un basso numero di specie, spesso di valore ornitico non elevato.

Le classi di qualità ed i relativi valori di incidenza sono state definite da esperti di settore in accordo con i criteri esposti nella parte relativa alle generalità del metodo e fanno riferimento ai relativi valori individuati nel progetto VAS Biotopi avviato da ARPA Piemonte (2002-2003).

APPENDICE: ESEMPIO DI ANALISI DI COMUNITÀ

L'area di studio indagata è inclusa nella riserva naturale del Monte Soratte, compresa nel territorio comunale di Sant'Oreste a nord della provincia di Roma tra la Valle del Tevere e il sistema fluviale del Treja.

Per lo studio di comunità è stato applicato il metodo E.F.P (metodo dei **censimenti frequenziali progressivi**) (Blondel, 1975; Bibby e Burghess, 1992). Si tratta di un metodo qualitativo che permette di contare con una certa facilità anche le specie difficili da osservare. Attraverso l'E.F.P. si può determinare la frequenza e quindi la distribuzione di una specie in un ambiente. La tecnica prevede l'individuazione delle specie nidificanti nell'area di studio, scoltando i loro canti da un numero adeguato di punti di ascolto.

Le stazioni di rilevamento (point counts) fungono da unità di campionamento e possono essere geoferenziate mediante l'uso di un GPS.

Tale metodo trova una più idonea applicazione in un ambiente boschivo dove l'utilizzo di transetti risulta più difficoltoso.

Il termine progressivo si riferisce al fatto che la qualità delle informazioni ricavate diviene sempre più fedele alla realtà con l'aumentare del numero dei rilevamenti effettuati.

La distanza tra i punti è scelta in modo da raggiungere tutte le coppie nidificanti senza correre il rischio di contare più volte uno stesso individuo.

Il numero dei punti campionati non dovrebbe inoltre essere inferiore a 30 per il territorio monitorato.

La frequenza della raccolta stessa dei dati dipende dalla finalità del lavoro che si vuole eseguire (ad es. sarà annuale per studi sui trend di popolazione).

Il periodo migliore per compiere il lavoro sul campo è rappresentato dall'inizio della primavera (aprile, maggio). compatibilmente con l'inizio della stagione riproduttiva e in base alla latitudine.

In specifico sono state annotate le specie viste e/o udite nel raggio di 150 m, tra le 7 e le 11 di mattina, durante stazioni d'ascolto della durata di 10', evitando giorni di pioggia e di vento forte.

Sono state condotte 4 uscite in periodo primaverile (7 aprile, 15, 18 maggio, 15 giugno 2004), effettuando 31 stazioni d'ascolto (13 lungo il versante SW; 18 lungo il versante NE), per un totale di 310 minuti di rilevamento diretto. Ulteriori uscite sono state effettuate al fine di acquisire ulteriori dati di carattere qualitativo. (11 febbraio, 7 e 18 aprile 2004)

Il metodo utilizzato non ha permesso di rilevare specie ad attività crepuscolare e notturna che risultano quindi escluse da tali analisi.

L'attrezzatura utilizzata per il lavoro di campo comprende l'uso di un orologio con cronometro, un binocolo 10X30 per l'avvistamento, una guida illustrata per il riconoscimento degli uccelli (Uccelli d'Europa B. Bruun, A. Siger, 2004) una matita e le schede su cui annotare le osservazioni con i relativi dati di riferimento.

I dati ottenuti sono stati elaborati per calcolare i seguenti parametri descrittivi di comunità:

- FR = peso della *i-esima* specie sul totale = n_i / N
- S = ricchezza numero di specie complessivo per tipologia indagata: è una importante componente della diversità biologica e un semplice ed immediato indice di qualità ambientale
- S^* = ricchezza delle specie considerando anche le specie rilevate al di fuori del metodo di campionamento
- S_{med} = ricchezza media: numero medio di specie per tipologia: misura la complessità della comunità di uccelli in ogni tipologia ed è strettamente correlata alla diversità e quindi alla capacità di un ambiente di fornire risorse ad una avifauna ricca e strutturata. Viene calcolata come valore medio del numero di specie per stazione di rilevamento.
- H = diversità di Shannon : diversità biologica secondo Shannon e Weaver (1963):

$$-\sum (FR \ln FR) \quad \text{ove } FR$$

è la proporzione degli individui della *i-esima* specie ($i=1,2,3,\dots$). L'indice misura la probabilità che un individuo preso a caso dalla popolazione appartenga ad una specie differente da una specie estratta in un precedente ipotetico prelievo; è il più diffuso indice di diversità ed è influenzato dalla ricchezza specifica e dalla equiripartizione fra le specie. L'indice è stato calcolato in base alla nota correlazione tra frequenza delle specie e logaritmo della loro densità (Frelin, 1982).

$$H_{max} = \ln(S)$$

- J = equipartizione (H/Hmax)= indice di equiripartizione secondo Lloyd e Ghelardi (1964); misura l'equiripartizione delle abbondanze delle specie; assieme ad S rappresenta l'altra componente della diversità H' di un popolamento; sarà utilizzato nell' espressione:

$$J' = H' / H' \max$$

(Pielou, 1966) dove $H' \max = \ln(S)$ l'indice varia da 0 (una sola specie presente) a 1 (tutte le specie presenti in eguale abbondanza).

- % non Pass = proporzione dei non passeriformi sul totale
- n dom/totale = proporzione delle specie dominanti ($Fr > 0,05$) sul totale (Turcek, 1956)

I dati ottenuti con il metodo delle stazioni d'ascolto relativi alla struttura della comunità del SIC Monte Soratte sono esposti in Tab. Ia, Ib (versante SW) e IIb (versante NE).

Versante S-W		a1	a2	a3	a4	a5	a6	a7	a8	a9	a10	a11	a12	a13	a14	a15	a16	a17	a18	FA	Fr	
Falco pecchiaiolo	<i>Pernis apivorus</i>																			*		
Pellegrino	<i>Falco peregrinus</i>																1			1	0,007	
Piccione domestico	<i>Columba livia f. domestica</i>											1	1							2	0,014	
Tortora	<i>Streptopelia turtur</i>								1	1								1	1	4	0,028	
Cuculo	<i>Cuculus canorus</i>																1			1	0,007	
Balestruccio	<i>Delichon urbica</i>										1	1								2	0,014	
Ballerina bianca	<i>Motacilla alba</i>																			*		
Scricciolo	<i>Troglodytes troglodytes</i>				1			1												2	0,014	
Pettirosso	<i>Erithacus rubecula</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1						13	0,092	
Usignolo	<i>Luscinia megarhynchos</i>								1		1				1				1	1	5	0,035
Passero solitario	<i>Monticola solitarius</i>											1	1							2	0,014	
Merlo	<i>Turdus merula</i>		1	1	1	1			1		1		1	1	1	1	1	1	1	13	0,092	
Occhiocotto	<i>Sylvia melanocephala</i>	1	1	1	1	1			1	1		1	1	1	1	1	1	1	1	15	0,106	
Capinera	<i>Sylvia atricapilla</i>	1	1	1	1		1	1	1	1	1	1		1		1	1	1	1	15	0,106	
Lui bianco	<i>Phylloscopus monelli</i>				1	1														2	0,014	
Codibugnolo	<i>Aegithalos caudatus</i>							1												1	0,007	
Cinciarella	<i>Parus caeruleus</i>	1	1		1	1				1	1		1	1			1			9	0,063	
Cinciallegre	<i>Parus major</i>	1	1	1	1		1	1	1	1	1		1	1	1		1			13	0,092	
Averla piccola	<i>Lanius collurio</i>												1							1	0,007	
Ghiandaia	<i>Garrulus glandarius</i>							1											1	2	0,014	
Gazza	<i>Pica pica</i>																			*		
Cornacchia grigia	<i>Corvus corone cornix</i>	1		1							1						1			4	0,028	
Sturno	<i>Sturnus vulgaris</i>										1									1	0,007	
Passera d'Italia	<i>Passer italiae</i>				1						1			1						3	0,021	
Passera mattugia	<i>Passer montanus</i>												1							1	0,007	
Fringuello	<i>Fringilla coelebs</i>	1		1	1					1				1						5	0,035	
Verzellino	<i>Serinus serinus</i>											1	1							2	0,014	
Verdone	<i>Carduelis chloris</i>		1				1				1	1								4	0,028	
Fanello	<i>Carduelis cannabina</i>														1			1		2	0,014	
Cardellino	<i>Carduelis carduelis</i>				1		1				1	1	1	1						6	0,042	
Zigolo nero	<i>Emberiza cirlus</i>					1	1				1	1		1		1	1	1	1	9	0,063	
Strillozzo	<i>Miliaria calandra</i>													1	1					2	0,014	
n.sp. stazione		7	7	7	11	6	6	6	7	7	12	10	12	10	7	4	9	7	7	142	1	

Tab. Ia Presenza/assenza e frequenza relative delle specie rilevato col metodo EFP (versante SW del monte)

S	29
S*	32
Smed	7,89
H	2,983
Hmax	3,367
H	0,886
% non Pass.	13,79
n.dom./tot.	0,24

Tab. Ib. Parametri strutturali di comunità (versante SW): S = ricchezza , S*= ricchezza delle specie considerando anche le specie rilevate al di fuori del metodo di campionamento, Smed = ricchezza media, H = diversità di Shannon = $\sum(Fr \ln Fr)$, Hmax = $\ln(s)$, J = equipartizione (H/Hmax), %non Pass = proporzione dei non passeriformi sul totale, n dom/totale = proporzione delle specie dominanti ($Fr > 0,05$) sul totale.

S	17
S*	18
Smed	7,5
H	2,561
Hmax	2,833
J	0,904
% non Pass.	0,118
n.dom./tot.	0,53

Tab. IIb. Parametri strutturali di comunità (versante NE): S = ricchezza , S*= ricchezza delle specie considerando anche le specie rilevate al di fuori del metodo di campionamento, Smed = ricchezza media, H = diversità di Shannon = $\sum(Fr \ln Fr)$, Hmax = $\ln(s)$, J = equipartizione (H/Hmax), %non Pass = proporzione dei non passeriformi sul totale, n dom/totale = proporzione delle specie dominanti ($Fr > 0,05$) sul totale.

La comunità ornitica del versante SW appare nettamente più ricca di specie rispetto a quella del versante NE del Monte (anche come valore di Ricchezza media per stazione), nonché mostra un valore più elevato di Indice di Diversità.

La % di non Passeriformi appare più elevata sul versante SW mentre il rapporto specie dominanti/totale risulta inferiore rispetto all'altro versante

A livello di singole specie appare di estremo interesse la presenza accertata di Pellegrino *Falco peregrinus* (1 coppia nidificante con due pulli nel nido; maggio 2004; A. Zocchi;

com. pers.) e di Falco pecchiaiolo *Pernis apivorus* (1 ind. osservato nel giugno 2004 sul versante SW).

Degne di nota sono le presenza di Passero solitario *Monticola solitarius* lungo il versante SW (casali abbandonati all'interno della zona militare). La presenza di individui in canto di Luì bianco *Phylloscopus bonelli* e di Fanello *Carduelis cannabina* può far presupporre la loro nidificazione nell'area, disgiunta alla scala regionale rispetto alla distribuzione appenninica

La presenza di aree nude, edifici abbandonati, margini di agroecosistemi e una differenziazione strutturale nel gradiente macchia mediterranea-lecceta rendono il versante estremamente più eterogeneo a livello spaziale e strutturale rispetto al versante NE (lecceta e bosco mesofilo con un grado di eterogeneità più basso almeno alla scala di indagine). Ciò può spiegare la maggior Ricchezza di specie riscontrata su tale versante, con presenza di specie tipicamente legate a questi ambienti.

Nella comunità ornitica del settore SW, rispetto all'altro versante, sono presenti proporzionalmente meno specie dominanti ($Fr < 0,05$) e più specie rare (Fig. 4). Questo fatto può in parte spiegare il valore più basso di Equiripartizione ottenuto per il versante NE.

Le specie di interesse comunitario rilevate durante le indagini di campo sono state il Pellegrino *Falco peregrinus* e l'Averla piccola *Lanius collurio*.

La prima specie ha nidificato in un sito collocato sulle pareti calcaree del Monte (A. Zocchi, com. pers.) e in giugno 2004 è stato ripetutamente osservato un adulto con un *juv.* al seguito che sorvolavano il versante opposto al paese.

L'Averla piccola è risultata presente solo sul versante SW con una frequenza relativa di 0,014 (vedi Tab. Ia). Non si esclude tuttavia la sua presenza nella fascia altimetrica più bassa del versante NE, ove è presente un sistema agroforestale presumibilmente idoneo alla specie.

BIBLIOGRAFIA

Andelman S.J, Fagan W.F., 2000.- Umbrellas and flagships: Efficient conservation surrogates or expensive mistakes? Proc. Natl. Acad. Sc., 97: S954-S959.

Alatalo R., 1981 - Habitat selection of forest birds in the seasonal environment of Finland. *Annales Zoologici Fennici*, 18: 103-114.

ANPA, 2000. - Selezione di indicatori ambientali per i temi relativi alla biosfera. RTI CTN_CON 1/2000. Agenzia Nazionale Protezione Ambiente, Roma.

Barbieri F., Fasola M., Pazzucconi A., Prigioni C., 1975 - I censimenti delle popolazioni di uccelli in ambienti boschivi. *Riv. Ital. Orn.* 45: 12-24.

Battisti C., 2004.- Frammentazione ambientale, Connettività, Reti ecologiche. Un contributo teorico e metodologico con particolare riferimento alla fauna selvatica. Provincia di Roma, Assessorato alla Politiche agricole, ambientali e Protezione civile, Stilografica

Bibby C.J., Jones, M., Marsden, S., 1998 - Expedition field techniques: bird surveys. EAC, Royal Geographical Society, London.

Bibby C.J., Burgess N.D., Hill, D.A., 2000 - Bird Census Techniques. Academic Press, Second Edition, London.

Blondel J., Ferry C., Frochot B., 1970 - Le méthode des Indices Ponctuels d'Abondance (I.P.A.) ou des relevés d'avifaune par "station d'écoute". *Alauda*, 38: 55-71.

Blondel J., 1976 - L'influence des reboisements sur les communautés d'oiseaux, l'exemple du Mont Ventoux. *Ann. Sci. For.*, 33: 221-245.

Blondel, J., Ferry C., Frochot B., 1981 - Point counts with unlimited distance. In: Ralph, C. John; Scott, J. Michael, (editors). Estimating numbers of terrestrial birds. Studies in Avian Biology 6: 414-420.

Brichetti P., Gariboldi A., 1997 - Manuale pratico di Ornitologia. vol.3. Edagricole, Bologna

Burnham K.P., Anderson D.R., Laake J.L., 1980 - Estimation of density from line transect sampling of biological populations, Wildl. Monogr., 72: 15-22.

Farina A., 1982 - Contributo alla conoscenza dell'avifauna nidificante nella Lunigiana. Boll. Mus. Civ. St. Nat. Lunig., 1: 21-70.

Farina A., 1987 - I parametri utilizzati nello studio della struttura delle comunità ornitiche. Boll. Museo St. Nat. Lunig., vol. 4.

Farina A., 2001- Ecologia del Paesaggio. Principi, metodi e applicazioni. UTET Libreria, Torino

Feinsinger P., 2001- Designing field studies for biodiversity conservation. The Nature Conservancy Council, Island Press.

Linstone H.A., Turoff M., 1975. -The Delphi Method: techniques and applications. Addison-Wensley, New York.

Hess G.R., King T.J., 2002.- Planning open spaces for wildlife. I. Selecting focal species using a Delphi survey approach. Landsc. Urban Plann., 58: 25-40

Hilden O., 1986 - Long term trends in the Finnish bird fauna: methods of study and some results. Var Faglvarld Supplement 11: 61-69.

Hutto Y., Richard L., Pletschtm M., Sandra M., Hendricks P., 1986 - A fixed-radius point count method for non breeding and breeding season use. Auk 103: 593-602.

International Bird Census Committee IBCC. 1977 - Censusing breeding birds by the I.P.A. method. Polish Ecological Studies 3: 15-17.

Jarvinen O., Vaisanen R.A., 1979 - Changes in bird populations as criteria of environmental changes. Holarct. Ecol., 2: 75-80.

Lambeck R.J., 1997. - Focal species: a multi-species umbrella for nature conservation. Conserv. Biol., 11: 849-856.

Lambertini M., 1986 - Guida all'osservazione degli uccelli. Gremese Editore, Roma.

Linstone H.A., Turoff M., 1975.- The Delphi Method: techniques and applications. Addison-Wensley, New York.

Lloyd M., e Ghelardi R.J., 1964 - A table for calculating the "Equitability" component of species diversity. J. Anim. Ecol., 33: 217-225.

MacArthur R.H., MacArthur J.W., 1961 - On bird species diversity. Ecology, 42: 594-598.

Marchant J. H., 1983 - BTO Common birds census instructions. BTO, Tring, Herts.

Meriggi A., 1989 - Analisi critica di alcuni metodi di censimento della fauna selvatica (Aves, Mammalia). Aspetti teorici ed applicativi. Ricerche di Biologia della Selvaggina, 83.

Provini A., Galassi S., Marchetti R., 1998 – Ecologia applicata. Città Studi Edizioni, Torino

Reynolds, R.T., Scott, J.M., Nussbaum, R.A., 1980 - A variable circular- plot method for estimating bird numbers. *Condor* 82: 309-313.

Shannon C.E., Weaver W., 1963 - Mathematical theory of communication. University of Illinois Press, Urbana.

Sørensen T., 1948 - A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content and its application to analysis of the vegetation on Danish commons. *Cong. Selskab. Biology. SKR*, vol. 5.

Sutherland W. J., 1996 - Ecological census techniques: A handbook. Cambridge University Press, Cambridge.

Tramer E.J., 1969 - Bird species diversity: components of Shannon's formula. *Ecology* 50: 927-929.

Tucker G.M., Heath M.F., 1994 - Birds in Europe – Their conservation status. Birdlife International, Cambridge.

Ukmar E., 2002.- Struttura e dinamica della comunità ornitica in ambiente mediterraneo percorso da incendio. Tesi di laurea in Ecologia animale; Università degli Studi di Roma Tre. Fac. Sc. Mat. Fis. Nat.; Relatori: Prof.i Marco A. Bologna; Corrado Battisti.

Wiens J.A., Dyer M.T., 1975 - Rangeland avifaunas: Their composition, energetic and role in the ecosystem. Proceedings of the Symposium "Management of forest habitats for non game birds. USDA Forest, service report, 1: 146-182.