

Spier

Sp

oo

oo

RETI ECOLOGICHE



WWF

Dicembre 1999

dos sier

reti ecologiche

a cura di Adriano Paoella

Reti ecologiche: un impegno internazionale

di Gianfranco Bologna

Nuovi ecosistemi e reti ecologiche

di Sergio Malcevschi

Sistemi di reti per uno sviluppo sostenibile

di Massimo Pazienti

Le reti ecologiche in Europa

di Ilaria Anzellotti

Effetti della frammentazione e dell'isolamento degli ambienti naturali sulla fauna selvatica: una sintesi preliminare sullo stato delle conoscenze

di Corrado Battisti

I corridoi tra gli habitat permettono le connessioni?

di P. Beier, Reed F. Noss

Continuità, reti ecologiche, riqualificazione del paesaggio. Elementi di progetto di uno spazio fisico sostenibile

di Adriano Paoella

Da un'ottica di sistema ad un'ottica di rete: una nuova visione per la gestione dei parchi in Italia, tre ipotesi di rete per la promozione del turismo

di Alessandro Bardi

La carta delle aree selvagge come base per l'individuazione di possibili connessioni

di Fabrizio Bulgarini

Le siepi come possibili elementi di una rete ecologica

di Eleonora Scagliusi

L'acquisto di terreni quale strumento per la conservazione della natura a lungo termine

di Alessandro Bardi

La rete ecologica dei torrenti alpini tipici

di Lorenzo Betti

Ripristino della continuità ecologica all'interno della Riserva Naturale Speciale del Torrente Orba

di Eleonora Scagliusi – Maurizio Quirino

La rete ecologica della Provincia di Milano

di Sergio Malcevschi

Reti ecologiche: corridoio biologico tra il parco lombardo della valle del Ticino ed il parco agricolo sud Milano. Un'esperienza applicativa

di Andrea Agapito Ludovici

Redazione di Emanuela Pietrobelli

Si ringrazia per il contributo scientifico L'Arch. Maria Pietrobelli.



Reti Ecologiche

Nell'immediato futuro la popolazione del pianeta deve attuare scelte che permettano la conservazione degli attuali livelli di naturalità del pianeta, che riequilibrino i rapporti tra comunità e ambiente e all'interno delle società tra ricchi e poveri, che avviino un processo diffuso di riqualificazione ambientale.

Non è cosa semplice. Si tratta di una

inversione di tendenza per attuare la quale si rende necessario modificare i comportamenti degli individui e le regole economiche e sociali che li regolano, constatato che quelle fino ad oggi praticate non hanno garantito né la conservazione degli ecosistemi, né la giustizia sociale, né hanno mostrato alcuna tangibile capacità di prospettare un futuro sostenibile.

Il modello di sviluppo praticato, sebbene infarcito di ragionamenti ambientali, non concede nulla all'ambiente. Tenendo conto della velocità e consistenza delle trasformazioni, dell'aumento della popolazione, dell'accumularsi degli effetti negativi, in questo decennio i danni provocati all'ambiente dall'azione umana sono superiori a quelli dei decenni precedenti. Nonostante le convenzioni di Rio e di Kyoto, nonostante gli impegni e le dichiarazioni dei governi, nei fatti le società e gli individui sono sempre poco interessati ad eliminare le cause di alterazione delle condizioni ambientali del pianeta in quanto sono proprio le stesse cause da cui traggono profitti.

Alla luce di tale consapevolezza si ritiene di dovere sostenere qualunque idea e azione che vada in direzione di una maggiore sostenibilità; intervenendo nel dibattito, utilizzando le nuove strumentazioni per configurare un futuro diverso e, contemporaneamente, mantenendo l'indispensabile consapevolezza dei

limiti operativi che qualunque ipotesi assume all'interno di una società di consumi e di mercato, che consuma natura e fa mercato dello spazio fisico. Il tema delle reti ecologiche è già stato "cannibalizzato" da gran numero di documenti di pianificazione internazionale, nazionale, locale; spesso inappropriatamente tecnici, operatori e amministratori elaborano ipotesi e considerazioni sul tema, così che la realizzazione delle reti è oggi un oggetto di dibattito e, in alcuni casi, anche di finanziamento di interventi sperimentali.

Con i contributi di questo dossier si vuole presentare e approfondire gli aspetti scientifici e operativi, le problematiche e le potenzialità delle reti ecologiche.

Riteniamo infatti che, proprio per le profonde relazioni che esse hanno con i meccanismi sociali ed economici che destrutturano l'ambiente, la realizzazione delle reti ecologiche sia il più impegnativo e fecondo progetto che la nostra società possa affrontare per la conservazione e riqualificazione ambientale; un progetto che, se correttamente attuato, non potrà che influire positivamente sui nostri modi di vivere e quindi di abitare, di produrre, di insediarsi.

Il Curatore

Reti ecologiche: un impegno internazionale

di Gianfranco Bologna*

A pochissimi passi dall'ingresso del nuovo secolo si pone ormai con forza il problema di garantire al massimo:

1. la tutela della rimanente naturalità degli ecosistemi del pianeta,
2. l'esigenza di non attuare, per quanto possibile, una tutela limitata a poche zone "isolate" e "frammentate" di natura ma di garantire, invece, il massimo di connessione e collegamento tra le diverse aree ecologicamente rilevanti,
3. la ricostituzione, il "restauro", degli ambienti che sono in condizioni di poter essere riqualificati dal punto di vista ecologico,
4. la gestione e la manutenzione degli ecosistemi, la più corretta possibile, attingendo il più possibile agli avanzamenti concettuali della ricerca scientifica in questo campo ed integrandoli al complesso insieme di aspetti sociali ed economici indispensabili per un approccio gestionale integrato che vede il punto di riferimento ineludibile nel più avanzato dibattito internazionale sulla sostenibilità.

I dati sinora raccolti sui cosiddetti Human Dominated Ecosystems (Hannah et al., 1994 e Vitousek et al., 1997) non sono certo rassicuranti. Da ciò che sappiamo emerge che il disturbo umano di tipo fisico, diretto, di trasformazione, causato agli ecosistemi nel mondo, rispetto al totale delle terre emerse (che è, ricordiamolo, di 162.052.691 kmq), riguarda il 23,9% della superficie che risulta dominata dall'intervento umano, mentre il 24,2% risulta parzialmente disturbato ed il 51,9% viene ritenuto ancora indisturbato. Se dal totale delle terre emerse eliminiamo le superfici delle aree di roccia e ghiaccio, difficilmente colonizzabili e modificabili dall'intervento umano, le suddette percentuali vengono così modificate: il 27% risulta ancora indisturbato, il 36,7% è parzialmente disturbato ed il 36,3% è invece dominato dall'intervento umano. Il numero speciale della prestigiosa rivista scientifica "Science" del 25 luglio 1997 è dedicato proprio agli Human Dominated Ecosystems. Gli ecologi Vitousek, Mooney, Lubchenko e Melillo (1997) ci ricordano che l'alterazione e la trasformazione fisica del pianeta da parte dell'intervento umano sta crescendo e che tra un terzo e metà della superficie terrestre del pianeta viene considerato già trasformato dalla nostra azione.

I dati più recenti sulla situazione delle aree protette a livello internazionale tratti dalla "UN List of the World's Protected Areas" (1997), ci dicono che è presente una superficie totale di 13.2 milioni di kmq (un'area più grande della superficie degli Stati Uniti o della Cina), per un totale di 12.754 aree protette. Benché negli ultimi anni si sia assistito ad una crescita certamente significativa delle aree protette a livello internazionale, resta il fatto che le zone protette attuali ancora non rappresentano quelle porzioni significative degli ecosistemi planetari che sarebbe assolutamente necessario tutelare prima che sia troppo tardi. La maggiore minaccia per gli ambienti naturali e la biodiversità del pianeta è senz'altro rappresentata dalla crescente frammentazione degli ecosistemi naturali dovuti all'intervento umano. Come infatti hanno ricordato più volte gli studiosi riuniti nelle grandi conferenze internazionali sulle aree protette (che hanno luogo ogni dieci anni; le due ultime si sono tenute a Bali nel 1982 ed a Caracas nel 1992) la nostra viene ritenuta l'ultima generazione ancora in tempo per salvaguardare significative porzioni di ecosistemi con la possibilità di garan-

tire le loro funzioni evolutive ed i loro processi naturali. Pertanto diventa molto importante cercare di utilizzare al massimo gli avanzamenti di molti campi di ricerche innovative nell'ambito della biologia della conservazione (Conservation Biology), dell'ecologia del paesaggio (Landscape Ecology) e dell'ecologia della rinaturalizzazione (Restoration Ecology) nonché delle più avanzate riflessioni sulle valutazioni di impatto ambientale e sulla cosiddetta valutazione ambientale strategica (VAS) da realizzarsi per piani e programmi. I biologi della conservazione sono d'accordo sulla necessità che vengano rappresentati tutti gli ecosistemi ed i tipi di habitat nelle varie strategie di conservazione "regionali".

Il WWF internazionale, lavorando con i biologi della conservazione, ha realizzato il primo tentativo di ottenere una rappresentazione delle varie tipologie di habitat su scala globale. L'obiettivo primario di questo lavoro, definito Global 200 (si veda il lavoro di Dinerstein e Olson pubblicato in questo numero di "Attenzione" in traduzione italiana), è quello di promuovere la conservazione degli ecosistemi terrestri, d'acqua dolce e marini che ospitano la biodiversità ed i processi ecologici da un punto di vista globale. Questo lavoro costituisce una buona base conoscitiva, certamente perfettibile nel corso del tempo, per poter ragionare seriamente sull'avvio di reti ecologiche internazionali. Il WWF Italia (1996) ha prodotto in collaborazione con l'Istituto di Ecologia Applicata, la prima mappa delle aree "selvagge" del nostro paese, con tutti i limiti presenti nel termine "selvaggio" applicato ad un paese così industrializzato e con il territorio così trasformato come il nostro. La carta evidenzia con chiarezza quanto ci sia da operare nel concreto per rendere fattibile una rete ecologica nazionale. Nei primi anni Novanta alcuni importanti biologi della conservazione statunitensi (in particolare Michael Soulè e Reed Noss) hanno lanciato l'ambizioso Wildlands Project (AA.VV., 1992) alla cui base vi era un ragionamento di reti di connessione tra le aree protette e da proteggere, in particolare, per rafforzare il ruolo di corridoi delle stesse zone di connessione soprattutto per alcune specie faunistiche. Nello stesso periodo l'Institute for European Environment Policy (Bennet, 1991), riprendendo anche lavori olandesi legati all'ipotesi di una rete ecologica olandese, ha ragionato sulla realizzazione di una rete ecologica europea. Il concetto di rete ecologica (definita in inglese Ecological Network o Greenways) si riferisce appunto ad un insieme di elementi lineari, naturali o seminaturali che connettono aree naturali non lineari. Il concetto può essere adattato a varie scale, da quella sovranazionale (quale quella europea) a quella nazionale (quale quella statunitense o olandese) a quella più locale (vedasi i lavori di Malcevschi sulle reti ecologiche delle province di Pavia e Milano).

La direttiva Europea Habitat (92/43/EU del 21 maggio 1992) ha ufficializzato questo approccio con la proposta della Rete Natura 2000 che riprende anche gli indirizzi della Direttiva Uccelli (79/409/EU del 2 aprile 1979) la quale raccomandava la tutela di siti importanti per l'avifauna. Secondo la Direttiva Habitat alla prima fase di elencazione dei cosiddetti siti di interesse comunitario -SIC- da parte di tutti gli stati membri segue entro il 2004 la designazione delle aree speciali di conservazione -SAC- e l'individuazione di misure per la gestione e lo sviluppo del territorio in cui sono presenti queste aree. Il futuro di Natura 2000 risiede senza dubbio nella sua integrazione con le altre politiche comunitarie ed il suo sviluppo nelle aree agricole dovrà procedere parallelamente alla promozione di una nuova politica di sviluppo rurale, basata sul binomio agricoltura-ambiente. In quest'ottica è indispensabile che si promuova una maggiore integrazione delle politiche ambientali con le politiche agricole (PAC) e di coesione dell'Unione Europea e che il budget dell'Unione Europea venga "ambientalizzato"

(fondi sullo sviluppo rurale, fondi strutturali e PAC). Inoltre è necessario ricordare la Strategia Pan-Europea per la diversità ecologica e paesaggistica del Consiglio d'Europa del 1995, mirata alla realizzazione di un Pan-European Ecological Network costituito da quella serie di fattori importanti per una rete ecologica (quali le core areas, i corridoi ecologici, le buffer zones, le aree rinaturate) e che vede il paesaggio come la risultante di fattori naturali ed usi del suolo compatibili con la tutela della biodiversità. In questo quadro non si può non ricordare la Convenzione internazionale sulla biodiversità approvata nell'Earth Summit di Rio de Janeiro del 1992 e ratificata nel nostro paese con la legge 124/94.

Pertanto il ruolo di una rete ecologica europea diventa un elemento fondamentale per cercare finalmente di attivare politiche di sostenibilità riguardanti la biodiversità e l'uso del territorio. Tra i biologi della conservazione è presente un vivo dibattito sulla reale utilità dei corridoi e delle connessioni e quindi delle reti ecologiche rispetto a dati sperimentali di studi sul campo svolti su diverse specie (Paul Beier e Reed Noss hanno pubblicato recentemente un'interessante rassegna sul problema che pubblichiamo in questo dossier nella traduzione italiana) ma è di tutta evidenza che il ruolo dei corridoi e delle connessioni è certamente fondamentale per garantire il più possibile la naturalità e la rinaturazione del tessuto territoriale nel suo complesso.

Per tutti questi motivi diventa molto significativo il lavoro che si sta facendo nel nostro paese per attivare realmente una rete ecologica nazionale. La legge 394/91 prevede la redazione di strumenti significativi da questo punto di vista, in particolare la Carta della natura e le Linee fondamentali di assetto del territorio, che purtroppo non vedono ancora la luce ma che potrebbero fornire un quadro utile di strumenti istituzionali e di pianificazione relativi all'applicazione concreta di una rete ecologica nazionale. Inoltre l'attivazione del dibattito istituzionale sulla programmazione dei fondi strutturali 2000-2006 ha consentito la realizzazione di un tavolo interinale di discussione sulla rete ecologica nazionale (come da apposita delibera CIPE) che ha permesso di discutere sul problema per individuare approcci in questo senso da applicare alla realizzazione dei programmi operativi conseguenti. Forse si tratta della vera novità non solo dei nuovi fondi strutturali ma anche di un nuovo approccio alle grandi problematiche dell'assetto territoriale nel nostro paese.

Stando ai dati relativi al terzo aggiornamento dell'elenco ufficiale delle aree protette italiane curato dal Ministero dell'Ambiente, la superficie complessiva del sistema di aree protette supera i 2.300.000 ettari di superficie terrestre e 166.587 ettari delle aree a mare. Per l'attuazione della Direttiva Habitat sono stati individuati 2.508 siti di importanza comunitaria (SIC) per un totale di 4.469.992 ha. e 202 zone di protezione speciale (ZPS) per l'attuazione della direttiva Uccelli, per un totale di 898.038 ha. (certamente molte di queste zone, sulla cui reale efficacia di tutela operativa ci sarebbe molto da dire, si sovrappongono o ricadono nelle aree protette dell'Elenco ufficiale).

L'Istituto Ambiente Italia ha recentemente tentato (1999) una quantificazione delle aree che partecipano alla formazione di una rete ecologica nazionale e che si possono stimare in:

- 2.300.000 ettari delle aree dell'elenco ufficiale,
- 1.600 ettari delle aree SIC/ZPS,
- aree cuscinetto ed aree contigue per il 20-25% delle aree protette, valutabili in circa 500.000 ettari,
- corridoi di connessione che, considerando i soli ambiti fluviali di pregio, le zone montane a maggiore naturalità e gli ambiti di paesaggio più integri e sensibili, contribuiscono con circa 1.500.000 ettari.

Nell'insieme si può valutare in modo prudente, sottostimando le aree di connessione, la dimensione della rete in termini quantitativi di superficie ricoperta in circa 5.900.000 ettari (circa il 18-20% del territorio nazionale).

Se vogliamo dare veramente politiche innovative, basate sulla concezione della sostenibilità, al nostro paese è indispensabile che i ragionamenti di base sulle reti ecologiche siano in grado di produrre quadri di riferimento completamente diversi ed innovativi sulla gestione del territorio, sotto tutti i punti di vista (urbanistico, produttivo, agricolo, pianificatorio, ecc.).

Una chiave di lettura ecologica deve costituire la lente giusta con cui osservare fenomeni e dinamiche che precedentemente non sono mai state governate ma solo assecondate. In quest'ottica sono da rivedere approcci legati a leggi già esistenti (penso ai piani di bacino o ai piani territoriali di coordinamento) per basarli proprio sull'impostazione delle reti ecologiche. Anche quei piani generali che dovrebbero avere rilevanza strategica di non poco conto per le politiche nazionali, come il Piano Nazionale della Sostenibilità (in pratica l'Agenda 21 italiana) ed il piano nazionale per la biodiversità (da realizzare nell'ambito dell'applicazione della Convenzione internazionale sulla biodiversità) dovrebbero fare tesoro del lavoro internazionale sulle reti ecologiche. L'approccio delle reti ecologiche significa anche migliorare tutte quelle prospettive fondamentali di un nuovo modello di sviluppo italiano legato alla qualità delle produzioni, alla nostra storia e alle nostre tradizioni locali, alle straordinarie possibilità di un turismo diverso e qualificato, alla nostra ancora eccezionale ricchezza di beni ambientali e culturali.

* *Segretario Generale WWF Italia*

Bibliografia

1. AA.VV., 1992 – *The Wildlands Project* – Wild Earth
2. AA.VV., 1996 – *Ecosistema Italia* – WWF Italia
3. Beier P. e R. Noss, 1999 – *I corridoi tra gli habitat permettono la connessione?* – In questo dossier (originale apparso su Conservation Biology)
4. Bennet G. ed., 1991 – *Towards an European Ecological Network* – Institute for European Environment Policy
5. Bennet G., 1996 – *Econet and the Wildlands Project* – Institute for European Environment Policy
6. Forman R.T.T. e M. Godron, 1986 – *Landscape Ecology* – Wiley
7. Forman R.T.T., 1995 – *Land Mosaic* – Cambridge University Press
8. Hannah L. et al., 1994 – *A preliminary inventory of human disturbance of world ecosystems* – *Ambio*, 23 (4-5); 246-250.
9. Ingegnoli V., 1993 – *Fondamenti di ecologia del paesaggio* – Città Studi editrice
10. Istituto di ricerche Ambiente Italia, 1999 – *Ambiente Italia 2000* – Edizioni Ambiente
11. IUCN, 1995 – *Parks for Life* - IUCN
12. Jordan III, W.R. ed., 1988 – *Restoration Ecology* – Cambridge University Press
13. Malcevski S., Bisogni L.G. e A. Gariboldi, 1996 – *Reti ecologiche ed interventi di miglioramento ambientale* – Il Verde Editoriale
14. Malcevski S., 1999 – *La rete ecologica della provincia di Milano* – quaderni del piano per l'area metropolitana milanese n.4 – Franco Angeli editore
15. Naveh Z. e A.S. Lieberman, 1993 – *Landscape Ecology: Theory and Applications* – Springer Verlag
16. Olson D. e E. Dinerstein, 1999 – *I Global 200* – in questo numero di "Attenzione" (originale su Conservation Biology)
17. Schmidt di Friedberg P. e S. Malcevski, 1999 – *Guida pratica agli studi di impatto ambientale* – Il Sole 24 Ore
18. Pignatti S., 1994 – *Ecologia del paesaggio* - UTET
19. Vitousek P. et al., 1986 – *Human appropriation of the products of photosynthesis* – *Bio-science*, 36; 368-373.
20. Vitousek P. et al., 1997 – *Human domination of Earth's Ecosystems* – *Science*, vol.277; 494-499

Nuovi ecosistemi e reti ecologiche

di Sergio Malcevschi*

Le attività umane hanno scardinato l'ecosistema su cui si appoggiano. Gli ambienti in cui viviamo non sono più energeticamente sufficienti. Il ciclo dell'acqua è ormai profondamente distorto in buona parte delle zone abitate (le zone esposte alle siccità si affiancano a quelle esposte alle alluvioni). L'alterazione del ciclo del carbonio genera rischi imprevedibili ma potenzialmente devastanti in connessione ai cambiamenti del clima globale. La messa in circolo di quantità enormi di nutrienti e di sostanze pericolose crea patologie molteplici, dai processi di inquinamento a quelli di eutrofizzazione. Si sono eliminate unità ecosistemiche rilevanti per il funzionamento complessivo: zone umide, foreste ecc.. Nello stesso tempo sono stati spezzati i fattori di regolazione che facevano capo all'ambiente biotico: le catene alimentari sono state drasticamente semplificate, con eliminazione di predatori, organismi pascolanti, decompositori.

Con la rottura dell'ecosistema di appoggio, oltre a distruggere l'habitat di numerosissime altre specie con cui dovevamo dividere la biosfera, abbiamo anche degradato il nostro habitat minando salute e sicurezza; abbiamo squalificato i paesaggi che ci accompagnano negli spostamenti da luogo a luogo; abbiamo creato le premesse per le disfunzioni territoriali (pensiamo ad esempio al traffico, o ai dissesti idrogeologici) che ormai sono fattore di freno per qualsiasi sviluppo; abbiamo peggiorato in definitiva le condizioni della nostra vita quotidiana. Abbiamo anche peggiorato in prospettiva le condizioni dei nostri figli rendendo sempre più imprevedibili e potenzialmente devastanti gli sviluppi della biosfera nel suo complesso.

La soluzione è, lo sappiamo, in un nuovo modello di azione: lo sviluppo sostenibile. Le sue linee sono tracciate, anche siamo ancora ben lontani dalla meta.

Chi se ne occupa indica gli obiettivi: occorre migliorare le performance dei cicli produttivi, e soprattutto dobbiamo ridurre i nostri consumi. Ma lo sviluppo sostenibile richiede anche la definizione di un nuovo modello di ecosistema che ne costituisca il substrato. Come dovranno essere gli ecosistemi futuri? Verranno mantenute le attuali relazioni tra spazi urbanizzati, coltivati, naturali? Oppure lo sviluppo sostenibile richiede anche il ripensamento della struttura stessa degli ecosistemi, l'aggiustamento delle distorsioni attuali?

La biosfera evolve e la qualità della sua evoluzione dipende da quello che faremo. Non potremo (è ovvio) determinare completamente l'evoluzione degli ecosistemi: le forze naturali hanno le loro direzioni; contrastarle (come abbiamo fatto sbagliando in molti casi) comporta guai. Ma possiamo assecondare le forze della natura orientandole in modo che scarichino le loro energie nuocendo il meno possibile alla nostra specie ed alle altre nostre coinquiline sulla piccola Terra. Fare questo significa ragionare concretamente in termini ecosistemici.

Obiettivo dello sviluppo sostenibile, da aggiungere a quelli del riequilibrio dei cicli produttivi e della diminuzione dei consumi, deve dunque diventare anche, esplicitamente, il riequilibrio dell'ecosistema. Occorre recuperare le funzioni ecologiche compromesse: una produttività primaria che non necessiti di troppe energie ausiliarie esterne, la conservazione dell'energia, il massimo riciclo locale e globale delle sostanze, l'autodepurazione delle scorie potenzialmente pericolose, la riorganizzazione della biodiversità in reti biotiche in grado di controllare (fin

dove possibile) le evoluzioni destabilizzanti.

Punto iniziale di tale prospettiva è naturalmente la conservazione della poca natura intatta residua; parchi e riserve svolgono in tal senso un ruolo primario. Ma occorre anche ricostruire nuova natura che si affianchi a quella esistente, progettata e realizzata in modo da ricostruire un organismo (un ecosistema) funzionante.

Occorre procedere ad azioni di rinaturazione (realizzazione di nuove unità naturali, di neo-ecosistemi a sviluppo autonomo e con ruoli precisi ai fini della biodiversità di area vasta) e di rinaturalizzazione (innalzamento dei livelli di "naturalità" negli ecosistemi esistenti, anche in quelli già naturaliformi: una boscaglia di specie esotiche ha scarso significato ecologico e può essere migliorata sotto il profilo strutturale e funzionale).

Non si deve poi dimenticare che ogni unità ambientale è in relazione con le altre che la affiancano. Non c'è solo un problema di "quantità" di natura che deve essere presente su un dato territorio, ma anche di "qualità", e parte della qualità riguarda la bontà delle relazioni tra le varie tessere (le unità ecosistemiche) degli ecosistemi.

È bene avere ampie superfici complessive destinate a parchi e riserve, ma se le zone tutelate sono isole, frammenti immersi in un mare di artificialità, si correranno due grandi rischi. Il primo è quello che un'area protetta isolata e di piccole dimensioni non raggiunga una massa critica capace di mantenere, sul lungo periodo, gli standard di biodiversità e di funzionalità che le competerebbero. Il secondo rischio è quello di mettere la natura in vetrina, per goderla durante le vacanze o comunque in occasioni speciali, e accettare di vivere la vita quotidiana in un ambiente grigio, artificializzato, scompensato.

La soluzione è quella di ricreare nuove reti ecologiche che aumentino la qualità ecologica non solo nelle aree protette, ma sull'intero territorio, comprendendo quindi anche gli spazi delle aree coltivate e di quelle insediate.

Visto sotto il profilo degli obiettivi di governo per lo sviluppo sostenibile occorre indubbiamente puntare ad un miglioramento delle reti territoriali, ovvero dei sistemi di insediamenti e di infrastrutture (si pensi ad esempio alle differenti incidenze, sotto il profilo ambientale, dei trasporti su ferrovia rispetto a quelli su strada). Ma alle nuove reti territoriali dobbiamo affiancare anche nuove reti ecologiche in grado di costituire un substrato adeguato, un sistema di infrastrutture ecologiche ottimali. Preso atto che sulla Terra l'uomo c'è (e siamo anche troppi: abbiamo già superato i sei miliardi) e ci sarà, occorre puntare ad una simbiosi virtuosa tra reti territoriali e reti ecologiche.

Ricostruire una rete ecologica richiede una seria base metodologica. Il disegno di una rete efficace dovrà comprendere i vari elementi funzionali che ne permettono il funzionamento: matrici-sorgente (ovvero aree naturali esistenti, di dimensioni sufficientemente ampie da costituire sorgente di diffusione delle specie di interesse), corridoi ecologici (elementi lineari in grado di orientare gli spostamenti degli organismi sul territorio), gangli funzionali (punti di ricostituzione degli stock biologici, di diffusione delle popolazioni), stepping stones (punti minori di appoggio tra loro sequenziali in grado di vicariare i corridoi almeno sul medio periodo).

Una rete ecologica efficace significa nello stesso tempo aver chiare le funzioni che si richiedono ai nuovi ecosistemi (riequilibrio della biodiversità, autodepurazione degli inquinanti e delle scorie, produttività primaria non drogata ecc.) ed essere consapevoli che ciò comporta differenze tra le unità ecosistemiche da prevedere. Vi saranno differenze di natura (unità terrestri, acquatiche, palustri), di posizione (le unità deputate all'autodepurazione devono venire a valle delle sorgenti di pressione), di geometria (unità accorpate, lineari, miste). Ad esempio

Sistemi di reti per uno sviluppo sostenibile

di Massimo Paziati*

1. La possibilità (o la speranza) di abbinare ambiente, cultura e turismo sembra diventata la *leit-motiv* delle politiche di sviluppo comunitarie, nazionali e regionali. In questo modo si tenta infatti di valorizzare aree che, fino ad oggi, sono rimaste escluse dai circuiti turistici organizzati. Si tratta per lo più di aree "interne", dove scarseggiano attività economiche di altro tipo, e comunque di tipo intensivo o innovativo, e nelle quali, dunque, il turismo (con la connessa valorizzazione dei prodotti tipici locali: artigianali, eno-gastronomici, ecc.) sembra effettivamente l'unica (ultima?) strada praticabile per creare reddito ed occupazione. Nasce però qui una contraddizione: i beni ai quali vengono affidate queste chance di sviluppo – i beni ambientali e culturali – per attrarre flussi turistici debbono essere di qualità, e dunque ben conservati; ma la loro buona conservazione ed integrità può molto spesso risultare non compatibile con le modalità (o strutture) di valorizzazione turistica. Spesso da questa contraddizione sorgono vivaci contrasti tra le comunità locali (che si sentono reclusi nei loro territori come in "riserve indiane") e le Amministrazioni pubbliche preposte alla tutela dell'ambiente e del territorio (Enti parco, Sovrintendenze ai monumenti, ecc.), con le Regioni che risultano spaccate al loro interno tra Assessorati all'Ambiente e all'Urbanistica da un lato ed Assessorati "produttivi" (Turismo, Artigianato, ecc.) dall'altro.
2. Sollecitazioni autorevoli a coniugare tutela dell'ambiente e della natura, e creazione di posti di lavoro duraturi provengono dalla Commissione Europea (si vedano, tra le altre cose, le "Linee direttrici per i programmi del periodo 2000-2006", pubblicate sulla GUCE del 22/9/99), che insiste molto sul principio (slogan?) dello "sviluppo sostenibile". In concreto si può ritenere che, tra i criteri suggeriti dalla Commissione per l'elaborazione dei programmi di sviluppo, quelli che meglio possono contribuire all'armonizzazione di tutela e valorizzazione economica siano l'approccio integrato ed il partenariato. Da un lato, dunque, le azioni di tutela e di sviluppo dovranno essere progettate in modo integrato, per ricercare tutte le sinergie possibili. Dall'altro, tali azioni potranno prendere forma in modo efficace soltanto sulla base di un efficiente e ampio *partenariato decentrato*, garanzia per massimizzare le energie, intensificare l'impegno di tutte le parti interessate ad attingere ad un'ampia gamma di contributi finanziati ed intellettuali.

3. Sulla base di queste riflessioni, in una recente esperienza di programmazione regionale in Basilicata (si veda a questo proposito: Regione Basilicata – Dipartimento programmazione economica e finanziaria, *Programma regionale di sviluppo 1998-2000*, Potenza, 1999) è stato proposto un "progetto strategico" (azione finalizzata ad esercitare un'azione "di rottura" su di un determinato contesto) che prevede l'intreccio tra reti (o meglio, "sistemi di reti") ecologica ed ecomuseale.

Con la prima si intende l'insieme dei "corridoi" non antropizzati – ma più esattamente l'insieme di differenti tipologie di aree "libere" – che dovrebbero garantire la continuità fisica tra le aree (ufficialmente protette o non) caratterizzate da elevata naturalità. Si tratta di una definizione molto sintetica, e dunque inevitabilmente approssimativa: in verità una rete ecologica non è un semplice corridoio che collega aree protette, ma costituisce piuttosto la successione di una molteplicità di aree libere – naturali o seminaturali, intermedie più o meno permeabili, isolate, ecc. – da connettere tra loro, ed ognuna delle quali svolge un differente ruolo nell'ambito della rete (in relazione al proprio livello di naturalità, alle connessioni con le barriere antropiche, e così via).

La rete ecomuseale, da parte sua, costituisce un insieme di luoghi e di percorsi idonei alla fruizione sulla base di un'immagine unitaria: più in particolare un "Ecomuseo" consente lo studio, la fruizione e la valorizzazione economica (in un regime, ovviamente, di tutela dei beni "sensibili") dei beni naturali, e dei manufatti di rilevanza archeologica e storico-artistica, nonché di tutte le "emergenze" e/o tradizioni di carattere antropico-culturale che si collocano prevalentemente (o prioritariamente) all'esterno di aree tutelate.

Possiamo definire "sistema di reti" l'intreccio tra rete ecomuseale e rete ecologica: un sistema di questo tipo mette in connessione un percorso "antropico" (attraverso il quale si sviluppa la fruizione di emergenze naturali e manufatti) ed un percorso "biologico" (lungo il quale si esplicano i processi che garantiscono la sussistenza della biodiversità), e può dunque consentire una fruizione significativa, ma al tempo stesso non invasiva, di un ambiente ricco sia di elementi naturali che di beni culturali.

* Esperto in pianificazione territoriale

un corridoio ecologico appoggiato ad un corso d'acqua potrà svolgere funzioni del tutto differenti rispetto ad uno di collegamento trasversale. Occorre prevedere differenti livelli dimensionali di rete: ci saranno reti macro-regionali, comprensoriali, locali.

Occorre analizzare e valutare correttamente le opportunità che offre l'ambiente attuale (per costruire uno stepping stone, un'area potrà avere un'elevata idoneità ed un'altra no). Ma occorre verificare anche con attenzione i condizionamenti ed i vincoli esistenti; gli impatti da frammentazione prodotti dalle opere e dalle attività umane possono costituire emboli gravi nella permeabilità ecologica in obiettivo. Un problema molto serio per una rete ecologica, intesa come ricostruzione di un ecosistema diverso da quelli esistenti, è la sua fattibilità, ovvero come coprire i suoi costi.

Le azioni di rinaturazione presuppongono la sostituzione di usi del suolo attuali (ad esempio da area coltivata ad area naturale). Questo significa dover combattere, metro quadrato per metro quadrato, con chi invece non vuole che le cose cambino. Quando gli usi attuali sono produttivi, significa scontrarsi con interessi economici forti, significa dover utilizzare in condizioni di debolezza le armi della pubblica utilità per espropriare aree.

Occorre poi garantire nel tempo anche una corretta gestione delle aree in giuoco. Questo significa disporre di coperture economiche non solo per spese di investimento, ma anche di esercizio.

In tali condizioni tradizionalmente difficili, due sono le linee che permetteranno la fattibilità delle reti ecologiche al di fuori delle aree protette. Occorreranno specifici capitoli di bilancio nei conti della pubblica amministrazione, che consentano la realizzazione di progetti-pilota a valenza prioritaria.

Ma occorrerà anche un meccanismo ordinario che si inserisca nell'economia alla base delle attività normali sul territorio. Tale meccanismo ha un nome: polivalenza. Occorre pensare a nuove unità ecosistemiche a valenza multipla in grado di svolgere, accanto alle funzioni necessarie alla rete ecologica, anche funzioni utili per le reti territoriali.

In tale prospettiva le risorse deriveranno da quelle impiegate per il raggiungimento di altri scopi comunque necessari e pertanto già finanziati. Dovendo realizzare opere di salvaguardia idraulica si terranno fasce più ampie di pertinenza fluviale e si utilizzeranno le tecniche dell'ingegneria naturalistica. Dovendo depurare le acque inquinate, si utilizzeranno ecosistemi-filtro che sfruttino le capacità naturali di autodepurazione e che costituiscano anche habitat pregiato. Dovendo (se è prevista dalla pianificazione urbanistica) realizzare una nuova area edificata, come prima cosa si effettuerà un pre-verdissement (fasce verdi prima degli edifici). Dovendo trasformare l'agricoltura secondo le indicazioni della nuova Agenda 2000, si sfrutteranno bene gli incentivi per migliorare la qualità degli agro-ecosistemi. Dovendo realizzare una nuova infrastruttura (dopo averne verificato davvero la necessità,

Le reti ecologiche in Europa

di **Ilaria Anzellotti***

Le reti ecologiche sono diventate in questi ultimi anni caposaldo delle politiche internazionali di tutela e di sviluppo sostenibile e punto focale per la conservazione della biodiversità attraverso l'individuazione, la salvaguardia e la connessione di siti le cui condizioni naturali sono di primaria importanza.

In Europa numerose istituzioni ed autorità hanno elaborato diverse reti ecologiche. Il Consiglio d'Europa è stato il primo ad istituire una rete di riserve biogenetiche; l'Unione Europea ha messo a punto negli ultimi decenni una politica di conservazione delle zone centrali europee basandosi sulla adesione degli Stati Membri ad una serie di convenzioni a livello europeo ed internazionale per specifici aspetti di conservazione:

- la Convenzione di Washington del 3/3/1973 sul commercio internazionale delle specie animali e vegetali selvatiche minacciate di estinzione;
- la Convenzione di Ramsar sulla tutela delle zone umide;
- la Convenzione di Berna del settembre 1979, sulla conservazione dei biotopi e della protezione delle specie animali e vegetali selvatiche (la CEE ne fa parte secondo la decisione del Consiglio del 3/12/1981), che costituisce il fondamento della Direttiva Comunitaria "Habitat";
- la Convenzione di Bonn del 23/6/1979 sulla protezione delle specie animali migratorie appartenenti alla fauna selvatica;
- la Convenzione per la protezione delle Alpi in cui viene riconosciuto come ecosistema unitario l'ecosistema alpino e che individua nella politica di protezione della natura il fattore decisivo del processo di pianificazione del territorio;
- la Convenzione sulla Biodiversità di Rio de Janeiro del giugno 1992 per la conservazione della biodiversità; le direttive "Habitat" e "Uccelli" costituiscono il contributo della comunità europea.

La diversità normativa dei paesi europei ha creato difficoltà nell'applicare le politiche comuni di conservazione della natura. Ogni Stato infatti è libero di scegliere i provvedimenti più opportuni per proteggere il proprio patrimonio naturale. Solo negli ultimi anni le iniziative a livello internazionale hanno preso il sopravvento sui programmi di protezione del singolo Stato.

La creazione di reti ecologiche a livello europeo conferisce un'ulteriore dimensione alla politica di protezione della natura istituendo un'entità organica che prescinde dai confini nazionali.

Con la Direttiva Europea 92/43 "Habitat" le politiche conservazionistiche hanno assunto carattere generale ed organico, avviando l'istituzione di una rete europea di siti ecologicamente rilevanti denominata **Natura 2000** (vedi *Natura 2000: ostacoli ed opportunità*, Attenzione n.15, 1999). La Direttiva prevede che gli Stati membri dell'Unione individuino sul proprio territorio habitat naturali e seminaturali, specie di piante e di animali, elencati negli allegati della direttiva stessa, importanti per la salvaguardia della biodiversità: i Siti di Importanza Comunitaria (SIC). La Comunità Europea ha stabilito di costituire a livello europeo una rete ecologica, attribuendo ai SIC la denominazione di Zone speciali di Conservazione (ZSC) e di Zone a protezione speciale (ZPS). I siti non sono più considerati come sistemi chiusi ma come nodi di una rete: questo principio determina il riconoscimento di aree di connessione ecologica fra i siti, essenziali per i movimenti migratori e lo scambio genetico fra le popolazioni.

Le reti a livello della singola nazione vengono utilizzate per predisporre reti ecologiche internazionali: con questo scopo in Lituania, Estonia, Cecoslovacchia e nei Paesi Bassi sono stati effettuati studi e realizzati programmi tra gli anni 70 ed 80. Attualmente sono in corso di preparazione in più di quindici paesi piani di organizzazione di reti che spaziano dai piani locali ai piani regionali e nazionali.

Oltre alla Rete Natura 2000, è in fase di attuazione la rete di zone di interesse speciale per la conservazione chiamata **Rete Emeraude**. Questa scaturisce dalla applicazione dell'articolo 4 della Convenzione sulla conservazione della vita selvatica e dell'ambiente naturale d'Europa (più nota come la Convenzione di Berna), dalla Risoluzione n°1 del 1989 relativa alla protezione degli habitat, dalle tre Raccomandazioni (Raccomandazioni n°14, 15 e 16 (1989)) relative all'istituzione di una rete di zone sempre individuate dalla Convenzione di Berna, e dalla Risoluzione n°25 del 1991 relativa alla conservazione degli spazi naturali al di fuori delle zone protette vere e proprie. Attualmente sono in fase di determinazione i criteri per selezionare le specie il cui habitat necessita di speciale protezione, le regole per l'istituzione della rete e l'elaborazione del software per la gestione dei dati. La Rete Emeraude rimane in stretta connessione con tutte le altre iniziative di conservazione e delle reti (Rete Natura 2000, Rete ecologica paneuropea, Corine Biotopes); si può considerare un'estensione della Rete Natura 2000 ad un'area geografica più ampia che abbraccia i paesi dell'Europa centrale e orientale. La sua peculiarità sta nel fatto che estenderà oltre i confini degli stati dell'Unione Europea i principi della protezione e della conservazione della natura indicati nella direttiva "Habitat".

La Rete Emeraude verrà poi integrata nella **Rete Ecologica Paneuropea (REP)**, prevista per il 2005, alla quale parteciperanno tutti i paesi d'Europa. La realizzazione della REP contribuirà a limitare la scomparsa delle specie e degli habitat ed agevolerà il ripristino delle aree naturali. Il punto di forza della REP sarà la varietà dei sistemi nazionali di protezione della natura e la valorizzazione delle esperienze acquisite nella realizzazione dei modelli delle altre reti. Mentre la Rete Natura 2000 e la Rete Emeraude mirano a creare una rete di aree centrali carenti però di collegamenti naturali, nell'elaborazione del concetto di REP si deve contrastare la frammentazione e promuovere la scelta di siti collegati da corridoi ecologici. Inoltre le reti ecologiche non hanno un tipo di tutela integrale: una fase del progetto della REP sarà proprio l'elaborazione di una politica integrata, tenendo conto di tutti gli aspetti che caratterizzano il territorio su cui vanno ad incidere.

Mettere in rete le aree protette d'Europa significa superare il concetto di sito protetto considerato come un'"isola" naturale che rischia di estinguersi per mancanza di interrelazioni e scambi con altre zone naturali; è sufficiente connettere tra loro queste zone attraverso la creazione di corridoi ecologici, ovvero infrastrutture naturali che favoriscano gli scambi e la dispersione delle specie. Senza una politica di questo tipo le specie europee sono destinate ad estinguersi. La cooperazione dei paesi è la condizione necessaria per lo sviluppo ed il funzionamento delle reti: il primo passo verso questa comunione di intenti è la formulazione di concetti e norme comuni.

* *Dottore in Scienze Naturali*

ed evitando i consumi di ambiente naturale esistente) si prevederanno anche ponti biologici e compensazioni che si traducano in nuove unità di qualità ambientale. Dovendo realizzare una cava, la qualità e la tempestività del recupero diverranno punto prioritario di verifica.

Si tratterà di qualità progettuale: dovendo realizzare un determinato intervento (escludendo comunque gli interventi inutili o dannosi) si dovrà operare in modo non solo da compromettere gli assetti ecologici attuali, ma anzi da impostarne nuovi e più vantaggiosi.

La polivalenza dovrà diventare un fattore per garantire la fattibilità delle nuove rinaturazioni e la loro continuità nel tempo.

Disegnare le nuove reti ecologiche è un'operazione interdisciplinare che richiede l'apporto di discipline sia tradizionali sia nuove sul panorama tecnico-scientifico. L'ecologia classica e le discipline della piani-

ficazione territoriali forniscono le basi da cui partire.

Ad esse si devono aggiungere gli strumenti più specifici della "landscape ecology", branca dell'ecologia capace di trattare gli ecosistemi attraverso approcci di tipo sintetico, evitando quindi le difficoltà insormontabili di quelli di tipo strettamente analitico. Lo studio di tutte le specie presenti in un ecosistema non si rende più necessario per effettuare valutazioni e prendere decisioni: è sufficiente considerare particolari specie indicatrici, o utilizzare opportuni indici sintetici.

L'ingegneria naturalistica e la "nature restoration" offrono gli strumenti tecnici per la realizzazione concreta delle nuove unità ecosistemiche.

La valutazione di impatto ambientale è un'altra disciplina fondamentale: attraverso di essa si possono identificare in modo efficace i fattori

di condizionamento, ed affrontare in modo interdisciplinare il problema degli scenari di riferimento.

In conclusione le nuove reti ecologiche costituiscono un obiettivo di primaria importanza nella direzione di una sostenibilità del mondo in cui viviamo ed in cui vivranno le future generazioni.

È necessario però non perdere tempo: un nuovo ecosistema richiede anni (o anche decenni) per potersi sviluppare compiutamente. Le condizioni di fattibilità ci sono nel momento in cui si accetta l'idea di una simbiosi tra reti ecologiche e territoriali. D'altronde è solo in questa prospettiva che potremo auspicare una vita normale (quella di tutti i giorni) in un ambiente di qualità elevata.

* *Laboratorio di Valutazione di Impatto Ambientale*
Dipartimento di Biologia animale dell'Università di Pavia

Letture consigliate

1. Mc Harg I. - 1969 - *Design with Nature*. Doubleday & C., Garden City, New York.
2. Ingegno V. - 1993 - *Fondamenti di ecologia del paesaggio*. Città' Studi, Milano.
3. Farina A. - 1993 - *L'ecologia dei sistemi ambientali*. CLUEP Ed, Padova.
4. Forman R.T.T. - 1995 - *Land Mosaics. The ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press, Cambridge.
5. Malcevschi S. Bisogno G.L., Gariboldi A. - 1996 - *Reti ecologiche ed interventi di miglioramento ambientale*. Il Verde Editoriale, Milano
6. Malcevschi S. - 1999 - *La rete ecologica della provincia di Milano*. Quaderni del Piano per l'area metropolitana milanese n.4. Ed. Franco Angeli

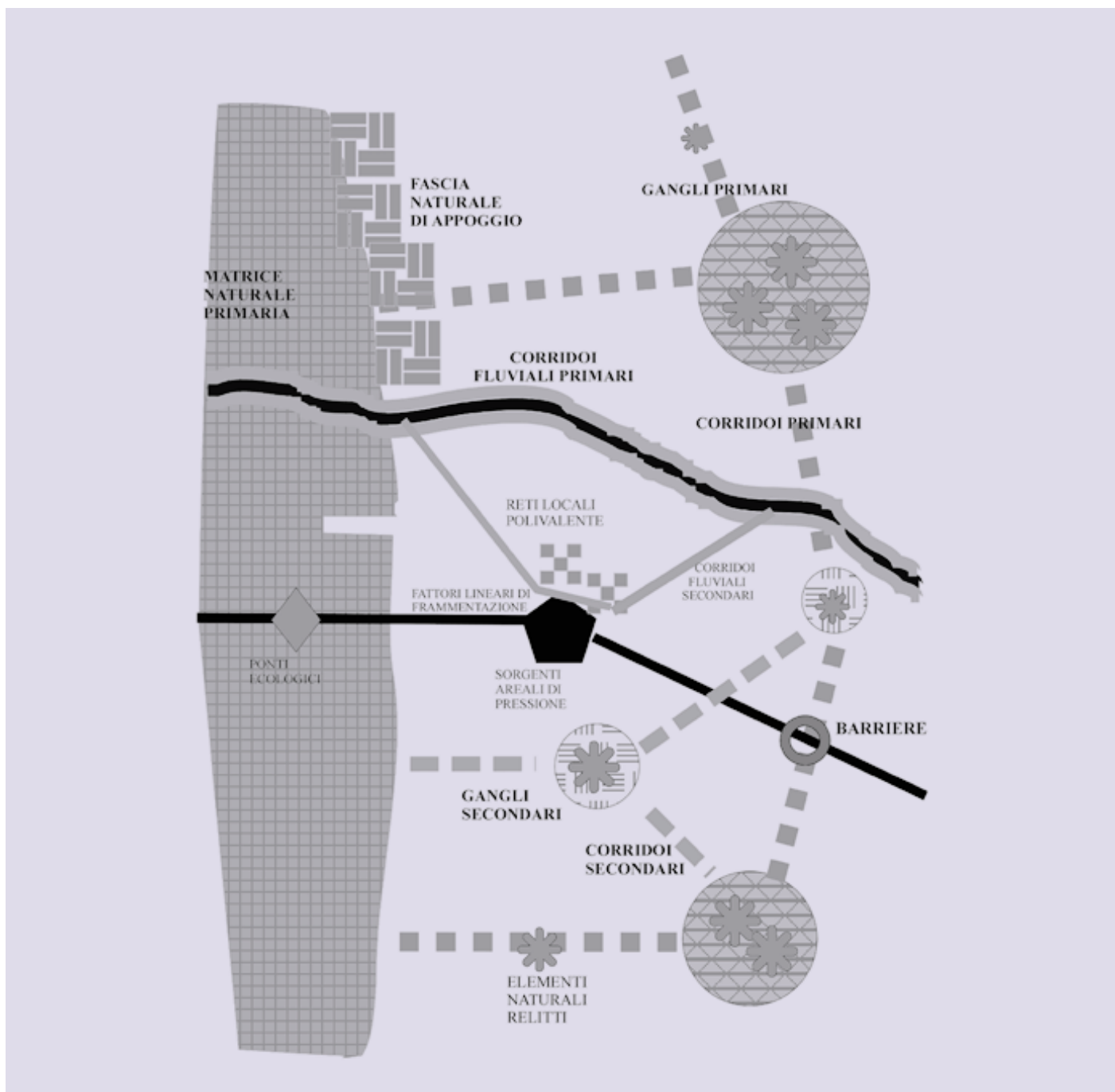


Figura 1. Modello generale utilizzato per il progetto di rete ecologica in Provincia di Milano, che prevede la gerarchizzazione degli elementi e la loro articolazione in reti parziali specializzate

Effetti della frammentazione e dell'isolamento degli ambienti naturali sulla fauna selvatica: una sintesi preliminare sullo stato delle conoscenze.

di Corrado Battisti*

Uno dei principali filoni di ricerca nell'ambito della Biologia della Conservazione affronta il problema della frammentazione degli ambienti naturali per cause antropiche ed i suoi effetti sulla fauna, la vegetazione, i processi ecologici.

Diversi autori concordano sul fatto che questi fenomeni di trasformazione, alterando i flussi di individui, di materia e di energia, costituiscono la causa principale di estinzione di molte popolazioni e specie. Le stesse relazioni ecologiche (es: predazione, parassitismo, mutualismo) possono subire modifiche che si riflettono sulla fauna locale (v. gli spunti in Soulè, 1986).

La distruzione ed il degrado degli ambienti naturali, la loro frammentazione ed il conseguente isolamento, costituiscono un fenomeno che viene attualmente affrontato in modo prioritario nelle politiche di conservazione.

Il dibattito sulle "reti ecologiche" trasferisce questa tematica alla pianificazione territoriale.

Seguono alcune considerazioni preliminari, raccolte attraverso un lavoro di ricerca bibliografica svoltosi nell'ambito di una convenzione tra ANPA e Provincia di Roma (inserito nel Progetto nazionale "Reti ecologiche").

Il processo di frammentazione

L'areale distributivo di ciascuna specie animale o vegetale viene influenzato da numerosi e complessi fattori naturali (climatici, orografici, biologici, ecc.; Rapoport, 1982). Attualmente le attività umane sono diventate un ulteriore, a volte determinante, fattore che ne influenza la distribuzione e l'abbondanza.

La frammentazione può essere definita come il processo che porta ad una progressiva riduzione della superficie degli ambienti naturali e ad un aumento del loro isolamento. Attraverso questo processo, estese superfici naturali vengono a costituire frammenti spazialmente segregati e progressivamente isolati inseriti in una "matrice" territoriale di origine antropica. Quest'ultima, a sua volta, può influenzare la fauna, la vegetazione e le condizioni ecologiche degli ambienti ora isolati (Janzen, 1986, Wilcove et al., 1986; Bright, 1993).

Vengono così ad essere coinvolti i meccanismi naturali di dispersione della fauna, la qualità dell'habitat ottimale per le specie si riduce e queste vedono contrarre la superficie a loro disposizione. Il processo dinamico di frammentazione può essere quindi scisso in due componenti: una riguarda la scomparsa degli ambienti naturali e la riduzione della loro superficie; l'altra, l'insularizzazione progressiva e la redistribuzione sul territorio degli ambienti residui (Wilcox e Murphy, 1985).

Se gli ambienti naturali delle regioni temperate sono stati sottopo-

sti a trasformazione fin da tempi storici, nelle regioni tropicali questo fenomeno è più recente e drammatico. Le comunità delle zone tropicali, infatti, sono più vulnerabili alla frammentazione rispetto a quelle temperate, per una serie di fattori complessi (fra questi, una minor capacità dispersiva ed una maggior specializzazione ecologica delle specie; Wilcove et al., 1986, Wilson, 1993).

La sensibilità della fauna alla frammentazione è un fattore legato alle singole specie. La fauna terrestre reagisce diversamente alla frammentazione sia a causa delle diverse caratteristiche intrinseche di ciascuna specie (eco-etologiche, anatomo-funzionali, ecc.), sia del tipo, grado, modalità e fase temporale del processo di frammentazione. Tra i fattori da considerare possono esservi le dimensioni dell' *home-range* della specie, i parametri demografici delle diverse popolazioni, le modalità di uso degli elementi del mosaico ambientale, l'ampiezza di nicchia, ecc. (Bright, 1993).

La frammentazione è anche un processo dinamico in cui è possibile individuare diverse fasi. Quando in un' area forestale si vengono a formare ambienti aperti e di margine si può assistere ad un aumento dell'eterogeneità ambientale che può portare dapprima ad un aumento del numero delle specie caratteristiche dei differenti ambienti venutisi a formare (naturali, antropici, di margine). Con il procedere della frammentazione, cominciano a diminuire e poi a scomparire le specie tipiche degli ambienti preesistenti, mentre aumentano quelle comuni, opportuniste, tipiche degli ambienti di margine. Queste sono quasi sempre caratterizzate da una alta capacità dispersiva e di colonizzazione e possono competere ed esercitare una forte pressione di predazione sulle specie originarie (Harris e Silva Lopez, 1992).

Sull'effetto margine (*edge effect*) è attivo un fecondo filone di ricerca (v. Laurance e Yansen, 1991, Schonewald-Cox e Buechner, 1992). Con questo nome si intendono una serie di effetti fisico-chimici e biologici che intervengono nelle aree marginali e di contatto fra ambienti. In queste zone possono intervenire cambiamenti microclimatici (luce, temperatura, vento), biologici ed ecologici (es.: germinabilità e sopravvivenza dei semi, introduzione di specie estranee, fenomeni di predazione e competizione) che amplificano così le conseguenze della frammentazione sulla fauna. Questi ambienti di transizione, inoltre, possono avere caratteristiche proprie, ospitando specie e condizioni ecologiche particolari (ecotonali).

Un frammento di ambiente naturale è così ulteriormente suddivisibile in un nucleo (*core area*) e in un area marginale circostante (*edge area*). L'influenza dell' effetto margine è maggiore su frammenti naturali di piccole dimensioni e/o con perimetro irregolare. Specie con nicchia ecologica ristretta, sedentarie, con ridotte capacità dispersive o presenti già naturalmente con basse densità possono rispondere negativamente alla frammentazione, sin dall'inizio. Queste, infatti, il cui habitat ottimale si trova spesso ad una certa distanza dal margine, oltre a subire una riduzione dell'area disponibile, devono competere con le nuove arrivate (Schonewald-Cox e Buechner, 1992).

Si assiste, di conseguenza, ad un turnover delle specie ed alla sostituzione di quelle originarie con altre, generaliste ed antropofile. Con l'avanzare del processo l'ambiente naturale comincia progressivamente a risentire della matrice circostante fino a che i flussi di materia ed energia ed i processi ecologici vengono ad essere esclusivamente dominati dagli ambienti antropici limitrofi (Harris e

Silva Lopez, 1992). Per gli uccelli, la problematica è stata affrontata, fra gli altri, da Simberloff (1994) e da Opdam et al. (1994). Gli effetti della frammentazione, intervengono, a scale spaziali e temporali differenti. Ogni volta che si affrontano analisi di questo tipo le metodologie utilizzate e le conclusioni a cui si perviene risentiranno fortemente della scala di osservazione dei fenomeni. Gli stessi concetti in uso in questa disciplina (es.: “corridoio”, “barriera”, “rete ecologica”) devono essere relativizzati alla scala utilizzata da una specie nelle sue dinamiche dispersive: non esiste una scala di riferimento unica perché differenti sono i processi che le interessano, variando anche in seno alla stessa specie (es.: movimenti stagionali e giornalieri) (Milne, 1985, Harrison e Bruna, 1999).

Frammentazione e isolamento degli ambienti naturali possono essere studiati quantitativamente con metodologie appropriate, a vari livelli di scala ecologica (da individuo a paesaggio) e territoriale (da locale a nazionale) (Celada, 1995; AA.VV., 1998).

Il processo di trasformazione del territorio per cause antropiche ha portato alla strutturazione di “ecomosaici” (Forman, 1995), a diverso grado di eterogeneità. In un ecomosaico terrestre si possono distinguere una matrice antropica, venutasi a formare per scomparsa ed alterazione di ambienti naturali, e dei frammenti di ambiente naturale (*patches*), distinguibili in base alla loro area, morfologia e qualità ambientale, della distanza fra essi (grado di isolamento), delle relazioni funzionali con la matrice (Forman e Godron, 1986). Tali componenti (matrice, *patches*, *edge habitat*) possono influenzare in modo differente i naturali movimenti dispersivi della fauna.

Le popolazioni presenti negli ambienti frammentati possono essere a loro volta distrutte, ridotte in dimensioni, suddivise (Wilcox e Murphy, 1985). La fauna tipica degli ambienti naturali può subire un isolamento forzato, venendosi a trovare in condizioni simili (anche se non identiche) a quelle esistenti nelle isole propriamente dette e ciò ha indotto ecologi e biogeografi a tentativi di estrapolazione, in contesti terrestri, della nota teoria della biogeografia insulare (Mc Arthur e Wilson, 1967).

Secondo la teoria della biogeografia insulare, il numero di specie presenti nelle isole è dovuto a due fenomeni contrapposti, estinzione ed immigrazione che dipendono, a loro volta, rispettivamente, dalle dimensioni delle isole e della distanza di queste dalla terraferma.

Il numero di specie presenti sulle isole è, a parità di superficie, inferiore a quello presente sulla terraferma. Più piccola e lontana è l'isola dalla terraferma (potenziale “serbatoio” di individui colonizzatori) minore è il numero delle specie presenti. Una lunga serie di altri fattori (storico-antropici, geologici, climatici, casuali, ecc.) possono ulteriormente influenzare tale valore (v. ad es.: Abbott, 1980 per una revisione). Le comunità faunistiche insulari sono, conseguentemente, più semplificate strutturalmente rispetto a quelle continentali.

Tuttavia la fauna terrestre può reagire all'isolamento in modo differente perché diversi sono i meccanismi antropici che hanno portato ad isolarla (Boorman e Levitt, 1973). L'effetto di barriera alla dispersione prodotto dalle opere umane può agire differentemente rispetto a quello prodotto da barriere naturali (mare, catene montuose, ecc.) e differente può essere la loro funzione di filtro. Per una determinata specie i diversi elementi del mosaico potranno presen-

tare una differente permeabilità alla dispersione. Da un massimo corrispondente a quegli elementi del paesaggio che presentano condizioni ecologiche ottimali per una certa specie ad un minimo riscontrabile in altri che possono impedire del tutto tali dinamiche, agendo così da barriera agli spostamenti individuali. (v. Romano, 1996).

Considerando le barriere artificiali si può parlare di barriere localizzate (es.: infrastrutture lineari e puntuali per alcune specie a dispersione terrestre) e barriere diffuse (es.: aree urbane ed agricole per alcune specie forestali). Tali strutture antropiche possono agire interrompendo parzialmente o del tutto i naturali movimenti dispersivi di alcune specie sensibili (con conseguente riduzione del flusso genico tra le popolazioni naturali).

Il concetto di barriera deve essere in ogni caso relativizzato alle specie: una stessa infrastruttura può agire da barriera per una specie e da via di dispersione per un'altra: le strade e le opere lineari (eletrodotti, canali artificiali) costituiscono una barriera parziale o totale alla dispersione di alcune specie animali e, al tempo stesso, un formidabile corridoio per la diffusione di specie marginali e generaliste, e per l'ingresso, negli ambienti naturali, di fonti di disturbo sonore, luminose e chimiche (Spellerberg, 1998).

Una serie di interventi sono stati ipotizzati per ridurre l'effetto di barriera provocato da queste opere e ristabilire le vie naturali di dispersione (tunnel, sottopassi, ecc.: v. ad es.: Yanes et al., 1995), tuttavia questi, oltre ad essere necessariamente specifici per le diverse esigenze eco-etologiche delle specie, possono non risolvere le problematiche di discontinuità.

La struttura spaziale del mosaico ambientale inoltre non è costante ma dinamica potendo subire, nel tempo, trasformazioni naturali o artificiali, graduali o repentine che possono provocare rapide riorganizzazioni spaziali nella struttura del paesaggio. Sulla fauna questo si riflette con un aumento o diminuzione delle eventuali vie naturali di dispersione (Thomas, 1994, Fahrig e Merriam, 1994).

Struttura e dinamica delle popolazioni

Per comprendere quale possa essere l'impatto della frammentazione sulle popolazioni naturali è opportuno considerare la struttura di queste e le loro dinamiche sulla base di teorie recenti (per una revisione, v. Blondel e Lebreton, 1996).

Molte specie possono essere organizzate in metapopolazioni consistenti in una serie di sottopopolazioni, spazialmente strutturate, interconnesse fra loro da flussi di individui ed interessate da fenomeni naturali di estinzione e ricolonizzazione (Levins, 1968, Hanski, 1998).

L'estinzione può essere quindi un fenomeno naturale. Tuttavia il rischio di estinzione di una popolazione è proporzionale alle sue dimensioni ed aumenta con il diminuire dell'area disponibile e con l'aumentare del suo isolamento: la frammentazione degli ambienti naturali può accelerare i processi naturali di estinzione, impedendo o riducendo la dispersione e le possibilità di colonizzazione. Le dinamiche di una metapopolazione sono dipendenti da fattori estrinseci (configurazione spaziale dell'ecomosaico) e da fattori intrinseci alle specie (comportamento migratorio, struttura sociale, tasso di dispersione, ecc.).

Recentemente Pulliam (1988), evidenziava come le popolazioni potessero venir distinte in *source* e *sink* in funzione della loro capacità ad automantenersi indipendentemente. Nelle *source* il

tasso di natalità è maggiore della mortalità, per una serie di motivi diversi: alta qualità ambientale, condizioni ecologiche ottimali per la specie, maggior fitness individuale e successo riproduttivo, ecc., consentendo il mantenimento della stessa. Questo surplus demografico provoca un fenomeno di dispersione degli individui verso altre popolazioni. Contrariamente, nelle popolazioni sink la mortalità è superiore alla natalità e la sopravvivenza è affidata ad un flusso di individui provenienti dall'esterno: la mancata immigrazione porterebbe le popolazioni sink all'estinzione (Dias, 1996). Queste ultime possono essere presenti nei settori marginali dell'area biogeografica di una specie (v. le "S.O.S. populations" in Rapoport, 1982) od in ambienti non ottimali per le preferenze ecologiche della stessa, risultando maladattate (minor fitness, minor successo riproduttivo, ecc.).

Le popolazioni sink, di per sé naturalmente vulnerabili, risultano quindi marcatamente sensibili ai processi di isolamento antropico e di interruzione dei meccanismi naturali di dispersione.

La dispersione (*dispersal*) può essere definita come il flusso di individui tra popolazioni che vivono in frammenti ambientali funzionali alla specie che si disperde (in senso trofico, riproduttivo, ecc.). Questo processo può essere passivo (affidato a vettori fisici e biotici) o attivo (dispersione diretta degli individui: movimenti giornalieri, stagionali, erratismi, ecc.).

La dispersione è funzione delle caratteristiche individuali, di popolazione (es.: alta densità) ed intrinseche delle specie (caratteristiche eco-etologiche, ecc.). Fattori ambientali e configurazione spaziale del mosaico ambientale possono influenzare il processo (Fahrig e Merriam, 1994, Hanski, 1994, Celada, 1995).

I meccanismi di estinzione

Con questi presupposti, popolazioni isolate, con numero di individui ridotto od in rapido declino e dipendenti da flussi provenienti da altre popolazioni risultano estremamente vulnerabili e passibili di estinzione (per una divulgazione: Wilson, 1993).

I meccanismi che portano all'estinzione una popolazione (o una specie) sono stati oggetto di studio. Una popolazione può essere soggetta, a causa delle attività umane, dapprima a fattori deterministici (persecuzione diretta, distruzione dell'habitat, introduzione di specie alloctone, ecc.) che possono essere i principali responsabili del suo declino numerico.

Successivamente, quando la popolazione è fortemente ridotta numericamente, intervengono fattori definiti stocastici (casuali): demografici (fluttuazioni casuali del rapporto sessi, delle classi di età, della natalità e della mortalità, ecc.), ambientali (variazioni ambientali, fluttuazioni estreme delle risorse, catastrofi climatiche, ecc.), genetici (deriva genetica, ecc.) (Thomas, 1994, Raup, 1994). Popolazioni isolate con scarso o nullo flusso genico, vanno incontro a fenomeni di inincrocio e di aumento dell'omozigosi. La riduzione della variabilità genetica che ne consegue è un elemento che rende estremamente vulnerabili le popolazioni e può renderle incapaci di rispondere a stress ambientali e processi selettivi in generale (v. Futuyma, 1979).

Popolazioni ridotte nel numero di individui potranno trovarsi in squilibrio demografico nel rapporto sessi e/o nella distribuzione per classi di età rendendo ancora più esigua la dimensione della popolazione effettiva (cioè il numero di individui in grado di riprodursi). Il concetto conservazionistico di Minimum Viable Population,

ha proprio lo scopo di valutare il numero minimo di individui che mantengono una popolazione al di fuori di questi fenomeni casuali (demografici, genetici, ambientali) e che permettono una sua sopravvivenza in tempi lunghi (Gilpin e Soulé, 1986).

La scomparsa di popolazioni (o di intere specie) può provocare effetti a livello di comunità con estinzioni secondarie di specie ad esse collegate ecologicamente (effetto cascata; Pimm, 1986) e particolarmente insidiosa è la scomparsa di specie chiave (*keystone species*) (v. Wilcox e Murphy, 1985).

Secondo Cody (1986), tra i vertebrati, in via generale, la persistenza della fauna in frammenti naturali e la sua capacità a disperdersi e colonizzare è anche funzione del gruppo di appartenenza: i rettili tendono a persistere in ambienti frammentati ed isolati, gli uccelli ed i mammiferi lo sono in misura minore; la maggior parte degli uccelli sono buoni colonizzatori (per le proprie caratteristiche intrinseche: anatomo-funzionali ed eco-etologiche), viceversa per gran parte dei rettili. Conseguentemente la frammentazione degli ambienti naturali può essere critica per i mammiferi (che non persistono ed hanno difficoltà a ricolonizzare), meno per gran parte degli uccelli e dei rettili (i primi non persistono ma ricolonizzano, viceversa per gli altri).

Aree protette e "reti ecologiche" per la fauna.

Le misure di protezione degli ambienti naturali, attraverso l'istituzione di aree naturali protette, apparse in un primo tempo la forma più idonea in grado di contrastare le trasformazioni ambientali, sono, alla luce delle teorie esposte, apparse insufficienti alla conservazione in tempi lunghi della fauna e dei processi ecologici (Bennett, 1997). Per tentare una mitigazione del problema della frammentazione e dell'isolamento un filone di ricerca ha dato avvio ad un dibattito sul design delle riserve naturali, sulla loro dislocazione, forma, dimensioni e numero più opportuni (v. Wilcox e Murphy, 1985, Soulé e Simberloff, 1986, Wilcove et al., 1986). Già nel 1975, Diamond affrontava il tema sottolineando i pericoli di una gestione "ad isole" delle aree protette: l'estinzione delle popolazioni di alcune specie avviene più rapidamente in piccole riserve circondate da ambienti pesantemente trasformati dall'uomo (Schonewald-Cox e Buechner, 1992).

E' stato anche osservato come la forma della riserva potesse essere importante nel favorire la dispersione della fauna tra esse. Per la conservazione delle specie più vulnerabili, le riserve dovrebbero avere al loro interno ambienti omogenei e continui ed avere perimetro regolare in modo da massimizzare l'area core e diminuire l'effetto margine. Tali concetti non sono generalizzabili ovviamente a tutte le specie (v. Simberloff e Abele, 1976, Burkey, 1989, Laurance e Yansen, 1991).

Le strategie di conservazione sono inoltre più efficaci se attuate su differenti scale spaziali e livelli ecologici ed il mantenimento dei processi ecologici che interessano una specie (dispersione, predazione, ecc.) dipendono da una connettività fra ambienti attuata ad una scala utile per quella specie e per quelle ecologicamente correlate (v. ad es., Wilcove et al., 1986, Harris e Silva-Lopez, 1992, Noss, 1992, Bennett, 1997).

Boitani e Ciucci (1997) sintetizzano come, una connettività a scala locale possa consentire i movimenti giornalieri degli individui, a scala regionale favorire la dispersione di questi fra sottopopolazio-

ni ed ambienti, a scala nazionale permettere le dinamiche migratorie e biogeografiche.

La tutela degli ambienti naturali, e delle comunità biologiche ivi incluse, non deve quindi limitarsi alla stretta protezione dell'area perimetrata ma deve tener conto delle dinamiche dispersive della fauna e quindi delle possibilità di connettersi con l'intorno circostante (v. ad es. Contoli, 1981). Il ristabilimento di una connettività fra gli ambienti naturali è stato proposto come un possibile rimedio, in grado di mitigare il loro isolamento ed i conseguenti effetti sulle comunità, le popolazioni, gli individui (v. Lindenmayer e Nix, 1993, Jongman, 1998).

La pianificazione complessiva del territorio in un'ottica ecologica ha preso avvio recentemente anche in Italia (v. il dibattito sulle "Reti ecologiche": Malcevski et al. 1996, Romano, 1996). Interessanti esempi di studio della frammentazione a scala nazionale sono visibili in Bardi et al. (1996), Romano (1997), Properzi et al. (1998).

In questo campo è opportuno sottolineare la complessità del problema. Se il soggetto principale della pianificazione diventa una determinata specie (o gruppi ecologicamente affini), le scale di riferimento e l'individuazione degli elementi territoriali di continuità e discontinuità ("barriere" e "corridoi") saranno relative a quella specie (o gruppo) (v. Milne, 1992). Esistono differenze anche in seno alla stessa specie, a livello individuale e di popolazione, che non consentono una teorizzazione unica e generale.

Attualmente, uno dei problemi in questa disciplina è costituito, a fronte di numerosi modelli teorici, dalla scarsità di dati sperimentali e dalla difficoltà di estrapolarli su contesti territoriali differenti. Alcuni corridoi faunistici, poi, per le loro dimensioni e forma (es.: fasce ripariali) non risolvono, per alcune specie sensibili, i problemi legati all'effetto margine (Harrison e Bruna, 1999). I dati contenuti negli Atlanti faunistici, disponibili a diversa scala (da urbana a nazionale) e una lettura della bibliografia scientifica (lavori biogeografici e di auto- e sinecologia) possono essere un utile strumento a disposizione di chi attua una pianificazione ecologica. Il loro utilizzo può fornire utili informazioni qualitative, riguardo all'individuazione di popolazioni isolate ed all'entità della frammentazione degli areali. La sovrapposizione dei dati di distribuzione con cartografie tematiche può fornire un aiuto, oltre che all'individuazione delle preferenze ambientali delle specie mappate, anche all'identificazione delle principali barriere naturali ed artificiali ed alle cause dell'attuale distribuzione (biogeografiche, ecologiche, antropiche, a scale diverse). Il confronto fra Atlanti relativi alla stessa area ripetuti in periodi differenti può indicare eventuali trends e dinamiche di areale.

E' opportuno tuttavia ricordare come non si debba confondere la frammentazione degli ambienti naturali con la frammentazione degli areali faunistici. Benchè, difatti, alcune specie possono essere strettamente legate a determinati ambienti difficilmente le due distribuzioni coincidono: popolazioni di una determinata specie possono essere presenti dove l'habitat non è ottimale (popolazioni *sink*); viceversa possono essere assenti ove l'habitat risulta idoneo (a causa di estinzioni locali).

Nella pianificazione delle "reti ecologiche" una particolare attenzione va rivolta alla scelta delle specie (o del gruppo) cui indirizzare gli sforzi di conservazione. L'individuazione delle specie utili (*target-species*; Soulè, 1991) può essere effettuata sulla base della

valutazione delle caratteristiche eco-etologiche, biogeografiche, conservazionistiche e di management delle specie presenti nell'area, comprendendo specie di habitat differente e interessanti scale diverse (Gimona, 1999). Atlanti faunistici e liste rosse possono essere di valido aiuto nella scelta.

Nella pianificazione ecologica devono essere identificate le specie (o i gruppi ecologicamente affini) di interesse prioritario, più vulnerabili e/o di dimensioni talmente limitate che eventi naturali ed antropici anche casuali possono estinguerle. Le specie chiave (grandi predatori, sp. mutualistiche, insetti impollinatori, ecc.), benchè, in alcuni casi, diffuse, possono tuttavia svolgere un ruolo ecologico importante alla funzionalità del sistema e possono essere scelte come *target*. Alcune specie (o gruppi), infine, possono funzionare anche da "ombrello", per tutte le altre presenti nelle aree individuate dalle "reti" (Soulè, 1986, 1992, Laurance e Yansen, 1991, Gimona, 1999).

Per i mammiferi, Bright (1993), ha ottenuto, anche se in contesti differenti dal nostro, un primo elenco di specie maggiormente vulnerabili alla frammentazione (fra questi, alcuni micromammiferi forestali, mustelidi e carnivori). Tra gli uccelli, per la scelta di eventuali specie obiettivo può essere utile il lavoro di Brichetti e Gariboldi (1992).

Lo studio delle conseguenze delle trasformazioni antropiche sulla fauna sottolinea quindi quanto siano vulnerabili le popolazioni animali frammentate, isolate e ridotte numericamente. L'individuazione sul territorio di "reti ecologiche" specifiche ai fini del ristabilimento di opportune vie di dispersione naturali, la loro pianificazione, protezione e recupero, può essere utile alla loro sopravvivenza e va attuata seguendo le basi teoriche della Biologia della Conservazione. E' opportuno ricordare tuttavia che i progetti di deframmentazione, in certi contesti, non rendono automaticamente reversibili i processi impattanti sulla fauna e possono non essere in grado di ristabilire le comunità preesistenti alle trasformazioni antropiche.

Le diverse caratteristiche eco-etologiche delle specie e le scale ecologiche e territoriali di riferimento impiegate, l'eterogeneità dei contesti ambientali, i diversi livelli di pianificazione interessati rendono complesso il problema e non consente generalizzazioni che renderebbero vane le azioni intraprese.

* *Naturalista, Provincia di Roma - Servizio Pianificazione ambientale, sviluppo Parchi, Riserve naturali.*

Si ringraziano Gianni Amori, Luca Giardini, Francesco Figliuoli per la rilettura critica del testo.



Bibliografia:

1. AA.VV., 1998. *Linee guida WWF per il Piano del Parco*. Dossier WWF. Attenzione, 12.
2. Abbott I., 1980. *Theories dealing with the Ecology of Landbirds on Islands*. Adv. Ecol. Res., 11: 329-371.
3. Bardi A., Fraticelli F., Petrella S. (a cura di), 1996. *Ecosistema Italia*. Attenzione WWF, 3, dossier.
4. Bennett A.F., 1997. *Habitat linkages – a key element in an integrated landscape approach to conservation*. Parks, 7(1): 43-49.
5. Blondel J., Lebreton J.-D., 1996. *The biology of spatially structured populations: concluding remarks*. Acta Oecologica, 17: 687-693.
6. Boitani L., Ciucci P., 1997. *Il ritorno dell'orso*. Attenzione WWF, 6.
7. Boorman S.A., Levitt P.R., 1973. *Group selection on the boundary of a stable population*. Theor. Popul. Biol., 4: 85-128.
8. Brichetti P., Gariboldi A., 1992. *Un "valore" per le specie ornitiche nidificanti in Italia*. Riv. ital. Orn., 62: 73-87.
9. Bright P.W., 1993. *Habitat fragmentation - problems and predictions for British mammals*. Mammal Rev., 23 (3-4): 101-111.
10. Burkey T.V., 1989. *Extinction in nature reserves: the effect of fragmentation and the importance of migration between reserve fragments*. Ecography, 55: 75-81.
11. Celada C., 1995. *Frammentazione degli ambienti e conservazione: approcci empirici e modelli*. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, XXII: 293-297.
12. Cody M.L., 1986. *Diversity, Rarity and Conservation in Mediterranean-Climate Regions*. In: Soule M.E. (Ed). Conservation Biology. Sinauer Associates Inc., Sunderland, Massachusetts
13. Contoli L., 1981. *Approcci ecologici per la tutela della fauna mediante aree protette*. In Moroni A., Ravera O., Anelli A. (eds.), 1981. Atti 1° Congr. Naz. Soc. It. Ecol., Salsomaggiore Terme, 21-24/10/1980.
14. Diamond J.M., 1975. *The island dilemma: lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves*. Biol. Conserv., 7: 129-145.
15. Dias P.C., 1996. *Source and sinks in population biology*. Trend in Ecology and Evolution, 11: 326-329.
16. Fahrig L., Merriam G., 1994. *Conservation of fragmented populations*. Conserv. Biol., 8 (1): 50-59.
17. Forman R.T.T., 1995. *Land mosaics. The ecology of landscapes and regions*. Cambridge Univ. Press.
18. Forman R.T.T., Godron M., 1986. *Landscape Ecology*. John Wiley, New York.
19. Futuyma D.J., 1979. *Biologia Evoluzionistica*. Zanichelli, Bologna.
20. Gilpin M.E., Soule M.E., 1986. *Minimum Viable Populations: Processes of Species Extinction*. In: Soule M.E. (Ed). Conservation Biology. Sinauer Associates Inc., Sunderland, Massachusetts.
21. Gimona A., 1999. *Theoretical framework and practical tools for conservation of biodiversity at the landscape scale*. PLANECO Newsletter, 2: 1-3.
22. Hanski I., 1994. *Patch-occupancy dynamics in fragmented landscapes*. Trends in Ecology and Evolution, 9 (4): 131-135.
23. Hanski I., 1998. *Metapopulation dynamics*. Nature, 396: 41-49.
24. Harris L.D., Silva-Lopez G., 1992. *Forest Fragmentation and the Conservation of Biological Diversity*. In: Fiedler P.L., Jain S.K. (Eds.). Conservation Biology. Chapman and Hall, New York and London.
25. Harrison S., Bruna E., 1999. *Habitat fragmentation and large-scale conservation: what do we know for sure?* Ecography, 22: 225-232.
26. Janzen D.H., 1986. *The Eternal External Threat*. In: Soule M.E. (Ed). Conservation Biology. Sinauer Associates Inc., Sunderland, Massachusetts.
27. Jongman R.H.G., 1998. *Ecological corridors in Europe*. PLANECO Newsletter, 1: 2-4.
28. Laurance W.F., Yansen E., 1991. *Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats*. Biol. Conserv., 55: 77-92.
29. Levins R., 1969. *Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control*. Bull. Entomol. Soc. Am., 15: 236-240.
30. Lindenmayer D.B., Nix H.A., 1993. *Ecological principles for the design of wildlife corridors*. Conserv. Biol., 7 (3): 627-630.
31. Malcevski S., Bisogni L.B., Gariboldi A., 1996. *Reti ecologiche ed interventi di miglioramento ambientale*. Il Verde editoriale, Milano.
32. Mc Arthur R.H., Wilson E.O., 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton Univ. Press, New Jersey.
33. Milne B.T., 1992. *Spatial aggregation and neutral models in fractal landscapes*. Am. Nat., 139: 32-57.
34. Noss R.F., 1992. *Issues of Scale in Conservation Biology*. In: Fiedler P.L., Jain S.K. (Eds.). Conservation Biology. Chapman and Hall, New York and London.
35. Opdam P.E.M., Foppen R.P.B., Reijnen M.J.S.M., Schotman A.G.M., 1994. *The landscape ecological approach in bird conservation: integrating the metapopulation concept into spatial planning*. Ibis, 137: 139-146.
36. Pimm S.L., 1986. *Community Stability and Structure*. In: Soule M.E. (Ed). Conservation Biology. Sinauer Associates Inc., Sunderland, Massachusetts
37. Properzi P., Romano B., Tamburini G., 1998. *Carta della continuità ambientale in Italia*. XXII Congr. INU, Perugia.
38. Pulliam H.R., 1998. *Sources, sinks, and population regulation*. Am. Nat., 132: 652-661.
39. Rapoport E., 1982. *Areography. geographical strategies of species*. B. drausal. transl. Publ. Fundacion Bariloche. Pergamon, New York (v. pag. 38: Types of barriers, pag. 212: S.O.S. populations).
40. Raup D.M., 1994. *L'estinzione. Cattivi geni o cattiva sorte?* Piccola Biblioteca Einaudi.
41. Romano B., 1996. *Oltre i parchi. La rete verde regionale*. Andromeda editrice, Colledara (TE).
42. Romano B., 1997. *La continuità ambientale in Italia, corridoi ecologici per i parchi e le aree protette*, Atti XVIII Conferenza Italiana di Scienze Regionali, Siracusa ottobre 1997, AISRE.
43. Schonewald-Cox C., Buechner M., 1992. *Park Protection and Public Road*. In: Fiedler P.L., Jain S.K. (Eds.). Conservation Biology. Chapman and Hall, New York and London.
44. Simberloff D.S., 1994. *Habitat fragmentation and population extinction of birds*. Ibis, 137: S105-S111.
45. Simberloff D.S., Abele L.G., 1976. *Island biogeography theory and conservation practice*. Science, 191: 285-286.
46. Soule M.E., 1986. *Conservation Biology*. Sinauer Associates Inc., Sunderland, Massachusetts.
47. Soule M.E., 1991. *Theory and strategies*. In Hudson W.E. (ed.), Landscape linkages and biodiversity, Island press.
48. Soule M.E., 1992. *Issue of Scale in Conservation Biology*. In: Fiedler P.L., Jain S.K. (Eds.). Conservation Biology. Chapman and Hall, New York and London.
49. Soule M.E., Simberloff D., 1986. *What to do genetics and ecology tell us about the design of nature reserves?* Biol. Conserv., 35: 19-40.
50. Spellerberg I.F., 1998. *Ecological effects of roads and traffic: a literature review*. Global Ecol. and Biogeogr. Lett., 7: 317-333.
51. Thomas C.D., 1994. *Extinction, Colonization and Metapopulations: environmental tracking by rare species*. Conserv. Biol., 8 (2): 373-378.
52. Wilcove D.S., McLellan C.H., Dobson A.P., 1986. *Habitat Fragmentation in the Temperate Zones*. In: Soule M.E. (Ed). Conservation Biology. Sinauer Associates Inc., Sunderland, Massachusetts
53. Wilcox D.D., Murphy B.A., 1985. *Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction*. Am. Nat., 125: 879-887.
54. Wilson E.O., 1993. *La diversità della vita*. Rizzoli, Milano.
55. Yanes M., Velasco J., Suarez F., 1995. *Permeability of roads and railways to vertebrates: the importance of culverts*. Biol. Conserv., 71: 217-222.



I corridoi tra gli habitat permettono la connessione?*

di Paul Beier e Reed F. Noss**

Introduzione

Gli scettici hanno messo in discussione la prova empirica secondo la quale i corridoi forniscono la connessione tra i territori. Alcuni ne hanno anche valutato la pericolosità. In questa ricerca vengono analizzati gli studi pubblicati che, per via empirica, cercano di chiarire se i corridoi aumentano o diminuiscono la viabilità della popolazione delle specie in porzioni di habitat connesse da corridoi. Non è stato utilizzato un progetto sperimentale randomizzato e ripetuto – e ci chiediamo se sia necessario – dal quale dedurre l'effettivo valore dei corridoi per la conservazione. Piuttosto, gli studi utilizzano analisi osservative o sperimentali dei parametri relativi a popolazioni target o dei movimenti di singoli individui. Di questi approcci, due lasciano prevedere notevoli progressi futuri, specialmente se riusciranno a colmare le limitazioni delle ricerche precedenti. Innanzitutto, gli esperimenti che utilizzano i parametri demografici come variabili dipendenti – anche se non ripetuti – possono dimostrare gli effetti demografici di determinati corridoi in determinati territori. Questi studi dovrebbero misurare le caratteristiche demografiche prima e dopo il trattamento, tanto nell'area trattata (corridoi creati o distrutti) come in quella non trattata (porzioni di habitat isolati una dall'altra). Questo approccio è migliore rispetto all'osservazione delle condizioni demografiche in territori diversi, perché i corridoi tendono ad essere legati ad altre variabili, ad esempio la dimensione della porzione e ciò può provocare confusione nell'analisi. Secondo, l'osservazione dei movimenti di animali che si disperdono naturalmente in territori frammentati può dimostrare il valore conservativo dei corridoi in maniera più convincente di quanto non possano fare gli esperimenti controllati sui movimenti degli animali. Queste osservazioni sul campo mettono in relazione il tipo di animale (ad esempio gli individui giovanili delle specie target che si disperdono) e i territori reali che sono gli oggetti delle decisioni rispetto alla conservazione dei corridoi. Gli studi osservativi futuri sui movimenti degli animali dovrebbero tentare di rilevare i movimenti extra-corridoio e di focalizzarsi sulle specie sensibili alla frammentazione per le quali sarà probabilmente necessario proporre i corridoi. Poco più della metà dei 32 studi qui analizzati forniscono dati convincenti sull'utilità dei corridoi; altri studi non giungono a nessuna conclusione, soprattutto a causa di lacune nella loro progettazione. I risultati che derivano dagli studi ben progettati suggeriscono che i corridoi sono strumenti di conservazione validi. Chi propone la distruzione delle ultime tracce di connessione naturale dovrà provare che l'eliminazione dei corridoi non danneggia le popolazioni target.

I biologi della conservazione sono in genere d'accordo sul fatto che la connessione tra i territori migliora la viabilità della popolazione di molte specie e che fino a poco tempo fa la maggior parte delle specie viveva in un territorio ben connessi. (Gilpin e Soulé, 1986; Noss, 1987; Primack, 1993; Noss e Cooperrider, 1994; Hunter, 1996; Meffe e Carrol, 1997). In parte questo approccio è giustificato da modelli di popolazione teorici (ad esempio i modelli di metapopolazione, Gilpin e Hanski, 1991), che tuttavia dimostrano solo l'utilità della connessione tra habitat, che va a vantaggio della viabilità delle popolazioni grazie all'effetto 'salvataggio' (Brown e Kodric-Brown, 1977) o ad altri meccanismi.

Il valore della conservazione viene collegato ai corridoi solo se gli animali nei territori reali utilizzano i corridoi per connettersi ad altri territori. Simberloff e altri (1992) sostengono la mancanza di tali prove. Simberloff e Cox (1987), Simberloff e altri (1992) ed Hess (1994) sostengono inoltre che i corridoi possono essere veicoli di diffusione di malattie, di disturbi catastrofici (ad esempio gli incendi) o di specie esotiche nelle aree connesse dai corridoi o possono richiamare animali in determinate aree (tra cui i corridoi stessi) nelle quali si verifica un'elevata mortalità (per un riepilogo, vedere Hobbs, 1992). Va inoltre considerato che i fondi investiti nell'acquisto di corridoi di valore discutibile o non fondato potrebbero essere invece utilizzati per l'acquisto di aree di habitat per le specie in pericolo, anche se tali aree sono isolate (Simberloff e altri, 1992).

Abbiamo analizzato quelle ricerche empiriche che sembravano poter rispondere alla domanda: "I corridoi aumentano o diminuiscono la viabilità delle specie target nelle porzioni di habitat che collegano?" Il nostro obiettivo è quello di fornire dei suggerimenti per le ricerche future su questo argomento e di valutare le prove scientifiche in base alle quali i corridoi servono come passaggi per il movimento in una maniera che ne giustifica l'utilizzo come strumenti di conservazione oppure hanno effetti negativi sulle specie target.

Metodi

Abbiamo raccolto la documentazione sui corridoi (escludendo gli esercizi di costruzione dei modelli) cercando la parola *corridoio* nei titoli, nei riassunti e nelle parole chiave in tutti i volumi dal 1980 al 1997 di: *Auk*, *Biological Conservation*, *Condor*, *Conservation Biology*, *Ecological Applications*, *Ecology*, *Journal of Mammalogy*, *Journal of Wildlife Management*, *Wildlife Society Bulletin*, *Wilson Bulletin* e in monografie recenti (ad esempio Saunders e Hobbs, 1991). Ulteriori citazioni provengono da altri documenti pertinenti.

Definiamo *corridoio* un habitat lineare, incorporato in una matrice dissimile, che mette in comunicazione due o più blocchi di habitat grandi e che viene proposto per la conservazione sostenendo che esso migliorerà o manterrà la viabilità delle popolazioni selvatiche specifiche di quei blocchi di habitat. Definiamo *passaggio* lo spostamento via corridoio di singoli animali da una porzione di habitat ad un'altra. La nostra definizione di *corridoio* esclude esplicitamente quegli habitat lineari – quali le aree marginali nei territori agricoli – nelle quali avviene la riproduzione di molte specie ma che non collegano porzioni di habitat più grandi (Spackman e Hughes, 1995). Esistono pubblicazioni importanti relative agli habitat lineari non connettivi, ma si è deciso di limitare l'attenzione alle porzioni lineari di terreno il cui valore conservativo è quello di consentire il passaggio tra porzioni di habitat più significative.

Nicholls e Margules (1991) e Inglis e Underwood (1992) hanno analizzato le grandi difficoltà implicate nella progettazione di esperimenti randomizzati e ripetuti con i quali verificare se i corridoi migliorano la ricolonizzazione delle porzioni di habitat dopo un'estinzione a livello locale. Affinché un esperimento del genere sia realistico, ogni unità sperimentale deve essere un territorio intero; inoltre, per ciascuna combinazione il trattamento deve essere replicato. Sugeriamo poi che le specie studiate siano quelle che richiedono connessione su scala territoriale – specie sensibili alla frammentazione quali i mammiferi con grandi home range – e che ogni specie venga studiata singolarmente. Questi requisiti presentano problemi logistici e ostacoli finanziari sconcertanti. Inoltre, per evitare di confondere gli effetti dei corridoi con altri effetti territoriali, non è sufficiente la semplice osservazione di vari territori naturali e antropogenici; a quei territori occorre applicare i

trattamenti in maniera random. I due “trattamenti” essenziali dell’esperimento sono la creazione e la distruzione di corridoi, in modo da provocare estinzioni locali per poi far avvenire la ricolonizzazione. L’applicazione random di tali trattamenti a territori replicati è inoltre eticamente discutibile. Sebbene si possa argomentare che un approccio del genere sia eticamente accettabile per alcune specie sovrabbondanti, queste non sono certo le specie per le quali i biologi della conservazione progettano i corridoi e i risultati avrebbero pertanto un valore limitato.

Problemi logistici, finanziari ed etici simili possono invalidare qualsiasi esperimento randomizzato e ripetuto volto a determinare l’utilità dei corridoi nell’aumento della viabilità delle popolazioni. Perciò non sorprende che non si sia trovato un singolo documento che utilizzasse un progetto sperimentale randomizzato e ripetuto e che misurasse sia il tasso di ricolonizzazione o la viabilità della popolazione come una variabile dipendente. Tuttavia, un esperimento così rigoroso potrebbe non essere necessario (vedere Hurlbert, 1994). Anche i critici più intransigenti dei corridoi concedono che qualsiasi configurazione di habitat che promuova l’immigrazione tra le porzioni aumenta la viabilità della popolazione e in tutta probabilità anche la ricolonizzazione; il problema reale è se i corridoi consentono tale immigrazione in territori che altrimenti sarebbero frammentati (Simberloff e altri, 1992). La ricerca potrà pertanto gettare luce sul dibattito realizzando analisi sperimentali e osservative dei parametri delle popolazioni target o dei parametri relativi ai movimenti dei singoli animali.

I parametri delle popolazioni target, quali ad esempio i tassi di immigrazione o di sopravvivenza individuale possono essere confrontati tra porzioni di habitat connesse e non connesse da corridoi, oppure tra territori nei quali i corridoi sono presenti o assenti. Tali studi dovrebbero provare a dimostrare che l’occupazione delle porzioni, l’abbondanza, il tasso di colonizzazione, di immigrazione, di malattia, di sopravvivenza individuale, la frequenza o l’intensità dei disturbi, la ricchezza delle specie. Poiché si è generalmente d’accordo sul fatto che, almeno potenzialmente, la connessione tra i territori migliora la viabilità della popolazione, si potrebbero effettuare ricerche per tentare di dimostrare semplicemente che gli animali utilizzano i corridoi in un modo che fornisce loro tale connessione. Gli studi sui parametri relativi ai movimenti di singoli animali dovrebbero confermare che tali animali (oppure malattie, disturbi o specie esotiche) utilizzano i corridoi per spostarsi da una porzione all’altra, con una frequenza tale da influenzare la viabilità della popolazione delle specie target e che senza corridoi tali movimenti avverrebbero troppo raramente da influenzare la popolazione.

Abbiamo suddiviso ogni documento in base al tipo di parametri che esso misurava (parametri della popolazione, movimenti di singoli animali, oppure il presunto rischio dei corridoi) e all’utilizzo di un approccio osservativo o sperimentale. Abbiamo quindi valutato in che misura ogni documento risponde alla domanda della nostra ricerca: “I corridoi aumentano o diminuiscono la viabilità della popolazione delle specie nelle porzioni di habitat?”. Va detto però che non tutte le ricerche esaminate si proponevano come nodo centrale il valore a livello conservativo dei corridoi, cioè l’esistenza di esotismi aumentano o diminuiscono in presenza dei corridoi rispetto ai territori senza corridoi. I risultati possono essere significativi soltanto se implicano un confronto con un territorio senza corridoi. Alcuni tra i documenti più citati (è degno di nota MacClintock e altri, 1977) non sono d’aiuto perché descrivono soltanto un singolo territorio con corridoi.

Studi osservativi che misurano i parametri demografici

Sette studi (Tabella 1) misurano i parametri demografici in relazione ai corridoi – o dichiarano di aver fatto questo – sei si occupano di uccelli e uno di canguri. Cinque dichiarano che i corridoi sono vantaggiosi per gli uccelli, uno afferma che non sono importanti. Il settimo dichiara che i corridoi non hanno rilevanza per i canguri. Il problema fondamentale di questo approccio è che rischia di provocare grande confusione; inoltre la variabile dipendente (soprattutto negli studi sugli uccelli) spesso non è strettamente legata alla viabilità della popolazione.

Poiché in ogni studio di questo gruppo si compiono osservazioni sui territori che non erano state elaborate al fine di verificare l’utilità dei corridoi stessi, nel complesso tali ricerche rischiano di confondere gli effetti dei corridoi con gli effetti di altri fattori che sono fortemente correlati ai corridoi. Ad esempio, le porzioni di habitat che non presentano corridoi marginali sono in genere più xerici, piccoli e lontani dalle grandi popolazioni di origine rispetto alle porzioni che confinano con tali corridoi. Le porzioni senza corridoi possono anche essere più vicini a case, fattorie, città e predatori dipendenti dagli umani. Se le porzioni con i corridoi sono “migliori”, è comunque difficile determinare se i benefici sono dovuti ai corridoi o ad altri fattori. La confusione è un rischio in cui incorre qualsiasi studio osservativo, poiché i trattamenti (in questo caso i corridoi) non vengono assegnati casualmente alle unità sperimentali. Negli studi nei quali la randomizzazione e la ripetizione reale non sono possibili, i ricercatori possono ridurre le possibilità di confusione in tre modi. Innanzitutto, dovrebbero selezionare con attenzione dei siti con o senza corridoi che siano estremamente simili dal punto di vista della dimensione della porzione, della vegetazione, del livello di umidità, della distanza dalla popolazione d’origine, e alla prossimità ai disturbi. In secondo luogo, dovrebbero esplicitamente riconoscere e discutere le diverse possibilità di provocare confusione. Infine, ma è facoltativo, i ricercatori potrebbero raccogliere dati di supporto sui percorsi di movimento dei singoli animali, specialmente su quelli attuali o potenziali extra-corridoio. Tali dati potrebbero suggerire se le differenze osservate sono dovute ai corridoi o ad altri fattori legati ai corridoi. A causa della correlazione tra corridoi e altri fattori nella maggior parte dei territori frammentati, la confusione diviene un problema meno grave negli studi che ritengono i corridoi meno rilevanti. Delle cinque ricerche che intendono dimostrare i benefici demografici dei corridoi, solo due (Dunning e altri, 1995; Haas, 1995) tentano di combinare i territori o le porzioni con e senza corridoi tenendo in considerazione i fattori che potenzialmente provocano confusione e poi discutendo tali fattori. Sebbene gli studi osservativi non possono mai essere scevri da confusioni, il più attento trattamento di queste problematiche in questi due documenti aumenta enormemente la credibilità dei risultati. I parametri demografici quali l’occupazione delle porzioni, l’abbondanza e il successo riproduttivo influenzano la viabilità delle popolazioni nelle porzioni di habitat. Molti studi osservativi tuttavia, misurano parametri meno strettamente associati alla capacità della porzione di habitat di supportare gli animali. Ad esempio Haas (1995), riferisce che il tordo americano (*Turdus migratorius*) che realizza il secondo nido durante la stagione della riproduzione si sposta più spesso tra porzioni connesse da corridoi che tra siti non collegati. Comunque tali informazioni non suggeriscono che le porzioni isolate abbiano un numero minore di nidi di tordi o presentino minori tentativi di costruzione di un secondo nido rispetto alle porzioni connesse dai corridoi. I tassi di occupazione o di densità dei nidi sarebbero stati una forma di misurazione più diretta della viabilità dei tordi e probabilmente si

Tab. 1 - Studi osservativi che confrontano l'occupazione della porzione, l'abbondanza o altri parametri demografici in porzioni di habitat (o in territori) con o senza corridoi.

Studio (a)	Variabile dipendente	Risultato	Trattamento dei fattori che provocano confusione	Ripetizione	Informazioni sui percorsi individuali
Arnold e altri, 1991. Distribuzione e abbondanza dei canguri nei residui di vegetazione nativa nelle zone di produzione del frumento dell'Australia Occidentale e ruolo della vegetazione nativa lungo il limitare delle strade e dei recinti. (2)	Occupazione della porzione e abbondanza	I corridoi non sono importanti	Stretta correlazione tra corridoi, dimensione della porzione e prossimità alla porzione successiva.	Si	No
Date e altri, 1991. Piccioni frugivori, passatoi ed erbe infestanti nel New South Wales settentrionale. (12)	Occupazione della porzione e abbondanza	I corridoi non sono importanti per 5 specie di piccioni	Stretta correlazione tra altitudine, corridoi, dimensione della porzione e prossimità alla porzione successiva.	Si	No
Dmowski e Kozakiewicz, 1990. Influenza di un corridoio di arbusti sui movimenti dei passeriformi verso una zona di laghi litoranei. (14)	Numero di uccelli di foresta che visitano zone litoranee vicine o lontane rispetto al corridoio (b)	Aumento del numero degli uccelli nelle vicinanze del corridoio e nelle porzioni con corridoio.	Fattori non discussi; nello studio è indicato un solo corridoio.	No	No
Dunning e altri, 1995. Isolamento delle porzioni, effetti del corridoio e colonizzazione di un passero residente in un bosco di pini controllato. (17)	Tasso di colonizzazione	Aumento dei tassi di colonizzazione a breve termine nelle porzioni con corridoi	Siti ben combinati rispetto alla configurazione e alla prossimità con le porzioni d'origine; discussione approfondita dei potenziali fattori di confusione	No	No
Haas 1995. Dispersione e uso dei corridoi da parte degli uccelli in porzioni boschive di territori agricoli. (23)	Tasso di immigrazione (non sono riportati i tassi di occupazione)	Immigrazione 15 volte maggiore nelle porzioni connesse dai corridoi (due insenature boschive); gli immigranti si annidano nelle porzioni riceventi	Le coppie connesse e non connesse sono separate da distanze simili; non è discussa la dimensione del territorio, ma la mappa suggerisce che dimensione e corridoi non vengono messe in relazione	Si	No
MacClintock e altri, 1997. Prova per la validità dei corridoi e minimizzazione dell'isolamento nella protezione della diversità biotica (c). (37)	Occupazione e diversità delle specie	Una singola parcella di 35 acri connessa da un breve corridoio è simile al "territorio principale".	Non viene studiato alcun frammento isolato.	No	No
Saunders e De Rebeira, 1991. Valori dei corridoi per le popolazioni di volatili in un territorio frammentato. (51)	Tasso di "immigrazione" (in realtà si tratta del numero dei movimenti di uccelli inanellati tra porzioni)	Più "migrazione" tra porzioni connesse da corridoi che tra porzioni isolate	Stretta correlazione tra corridoi, dimensione delle porzioni e prossimità alla porzione successiva.	Si	No

sarebbero potuti ottenere con poco sforzo.

a. Titoli abbreviati e tradotti; vedere la bibliografia per la citazione completa e originale.

b. Sebbene non si tratti di un parametro demografico, il tasso di "visita" dedotto può essere correlato ai tassi di dispersione o immigrazione. Per tale ragione questo studio (che non prende in considerazione lo spostamento dell'animale nel singolo corridoio) è stato comunque incluso.

c. Sebbene questo studio non confronti il singolo frammento connesso con frammenti senza corridoi, viene ampiamente citato perché sostiene il valore dei corridoi come condotti di passaggio.

I numeri tra parentesi rimandano ai testi in bibliografia

In linea di massima, gli studi che utilizzano tassi di immigrazione nel breve periodo vanno interpretati con cautela poiché, anche se i corridoi aiutano gli animali a trovare più rapidamente le porzioni a loro più adatte, quelle con o senza corridoi (anche se altrimenti simili nella dimensione, vegetazione, etc.) possono rivelare tassi di occupazione simili nel lungo periodo. È un'eccezione il caso delle specie che si specializzano in porzioni di habitat effimeri, ad esempio i divisori utilizzati dal passero di Bachman (*Aimophila aestivalis*) studiati da Dunning e altri. Poiché tali divisori sono utilizzabili solo nei 4 - 7 anni successivi alla loro creazione, il tasso di colonizzazione durante i primi due anni dalla loro costruzione è in questo caso plausibilmente collegato alla viabilità.

Sebbene alcune specie di uccelli non attraversino volentieri i passaggi forestali (Bierregaard e altri, 1992; Lens e Dhondt, 1994; Desrochers e Hannon, 1997), l'occupazione delle porzioni per gli uccelli è, in tutta probabilità, poco influenzata dalla presenza o assenza di corridoi lunghi poche centinaia di metri. Allo stesso modo, Bellamy e altri (1996) concludono che per gli uccelli i piccoli passaggi (in media 2,4 km ad intervalli di 0,1 - 10 km) nei territori delle foreste "non impediscono la dispersione e le opportunità di ricolonizzazione", e Schmiegelow e altri (1997) rilevano che barriere divisorie di 200 metri di ampiezza hanno un impatto minore del previsto sull'occupazione delle porzioni da parte di uccelli delle foreste. (Quest'ultima interpretazione è nostra; Schmiegelow e altri ritengono che una barriera di 200 metri sia in grado di isolare gli uccelli e attribuiscono l'impatto minore ad altri fattori ostacolanti).

Circa la metà di queste ricerche non sono state replicate; prendevano in esame un solo territorio con corridoi e uno solo senza corridoi. Questo

aspetto è sempre segnalato dagli autori e permette ai lettori di fare le proprie deduzioni. Sebbene la riproduzione sia auspicabile, non può risolvere il problema più serio della confusione inevitabile negli studi osservativi. Fin quando gli autori esamineranno attentamente i fattori che potenzialmente possono creare confusione, gli studi osservativi potranno essere valutati senza necessità di repliche.

Esperimenti che misurano parametri demografici in territori differenti

Abbiamo individuato solo quattro studi sperimentali che misurano parametri demografici.

Tre di tali studi (Mansergh e Scotts, 1989; Machtans e altri 1996; Schmiegelow e altri, 1997) distruggono o creano corridoi in territori reali e raccolgono i dati precedenti e successivi alla manipolazione delle aree. Un terzo esperimento (La Polla e Barret, 1993) misura l'abbondanza degli animali in porzioni artificiali di 20 per 20 metri con o senza corridoi.

Forse la ricerca più sostenibile è quella di Mansergh e Scotts (1989), che hanno studiato due subpopolazioni di una specie rara, l'opossum pigmeo di montagna (*Burramis parvus*). Una subpopolazione abitava un territorio intatto mentre l'habitat originario contiguo della seconda subpopolazione è stato frammentato dalla costruzione di una pista da sci e dalla relativa strada di montagna. L'area frammentata mostrava un rapporto tra i sessi deviato e tassi di sopravvivenza più bassi rispetto all'area intatta. Dopo la costruzione di un corridoio, la struttura della popolazione e i tassi di sopravvivenza nella zona riservata alla pista da sci sono cambiati e diventati uguali a quelli osservati nell'area non disturbata. La ricerca non è stata replicata e consiste in

un singolo territorio trattato e in un singolo territorio di controllo. Malgrado ciò, Stewart-Oaten e altri (1986) dimostrano che se i dati vengono raccolti nelle aree di controllo e in quelle di trattamento prima e dopo la manipolazione, come in questo caso, i ricercatori possono ottenere delle valide deduzioni relative agli effetti di una perturbazione particolare non riprodotta. Pertanto, sebbene Mansergh e Scotts (1989) non possono fare deduzioni rispetto all'utilità dei corridoi in generale, il loro studio dimostra ampiamente i vantaggi di questo corridoio particolare. È nostra intenzione incoraggiare fortemente studi futuri che prendano la stessa direzione di quelli di Mansergh e Scotts (1989) perché, con l'accumularsi di studi di questo genere, ben progettati anche se non riprodotti, ciascuno che documenta gli effetti dei corridoi locali, potrà gradualmente emergere uno schema globale.

Similmente, la ricerca di Machtans e altri (1996) raccoglie i dati precedenti e successivi al trattamento sulle zone di controllo e su quelle trattate, ma soffre di una notevole limitazione progettuale. Inizia prendendo in considerazione due territori intatti. Il trattamento consiste nella creazione di un corridoio esterno a un habitat precedentemente intatto e nel confronto tra i tassi di movimento degli uccelli attraverso un territorio di controllo (intatto) verso il territorio con il corridoio. Poiché nella ricerca non viene preso in considerazione nessun territorio senza corridoi, è impossibile dedurre con quale facilità gli uccelli si sposterebbero attraverso l'habitat matrice in assenza di corridoi (sebbene le osservazioni di Machtans e altri indichino che se c'è un corridoio disponibile, nessun uccello della foresta attraversa il divisorio). Gli esperimenti futuri dovranno mettere a confronto territori con corridoi a territori frammentati piuttosto che intatti. Per far ciò è possibile creare o distruggere un corridoio tra due porzioni altrimenti distinte. In un altro esperimento sulla reazione degli uccelli alla frammentazione delle foreste, Schmiegelow e altri (1997) riportano due piccoli ma statisticamente significativi benefici di un corridoio marginale di 100 metri di ampiezza: il tasso di turnover delle specie è più alto nei frammenti totalmente isolati che non nelle porzioni connesse o nelle aree di controllo, e le diversità dipendono dalla dimensione del frammento solo per i frammenti totalmente isolati. Questo studio è forse il più rigoroso dei quattro perché le osservazioni effettuate prima del trattamento aiutano a controllare gli elementi che generano confusione (tutti i frammenti con corridoi, ma non i frammenti isolati, erano adiacenti alle aree marginali) e perché sono state utilizzate delle analisi efficaci nella fase di progettazione, per garantire una ripetizione adeguata alle deduzioni statistiche. Schmiegelow e altri (1997) notano tuttavia che i vantaggi apparenti dei corridoi possono essere stati falsificati dai risultati ottenuti nei frammenti più piccoli (1-ha), perché la dimensione effettiva di ciascun frammento di 1-ha con corridoio risultava raddoppiata dall'habitat del corridoio adiacente. Inoltre, lo studio è limitato alle reazioni a breve termine a causa della natura temporanea della frammentazione (> 1,5 metri di crescita in altezza nei primi due anni; Schmiegelow e altri, 1997). Questo progetto sperimentale potrebbe essere migliorato e reso più pertinente alle tematiche sulla conservazione facendo in modo che l'area dell'habitat nel corridoio abbia un'influenza minima sulla variabile dipendente misurata nella porzione di habitat più piccolo, facendo osservazioni a più lungo termine (che necessariamente implicherebbero una frammentazione permanente, come quella delle attività urbane o agricole) e focalizzandosi infine su specie che non volano.

L'esperimento più artificiale di La Polla e Barrett (1993) non prende in esame l'utilità dei corridoi come strumento di conservazione. Per lo studio sono stati creati, tramite semina, delle porzioni di habitat uniformi ma artificiali di 20 x 20 metri, collegati o meno da corridoi

di 10 metri di lunghezza. In seguito è stato rilevato un maggior numero di arvicole nelle porzioni collegate da corridoi; la differenza di abbondanza è stata attribuita alla presenza dei corridoi stessi. Eppure, i tassi di movimento attraverso le presunte barriere (tra i trattamenti "isolati" e anche tra i siti riprodotti) erano paragonabili a quelli via corridoio. In ogni caso, la specie (arvicola), la lunghezza del corridoio (10 metri), la dimensione della porzione (20 x 20 metri) e la matrice dell'habitat (strisce di terreno falciate e coltivate) sono poco rilevanti rispetto alle decisioni e ai problemi della conservazione reale. Riteniamo che gli esperimenti in contesti così diversi dai territori di interesse conservativo offrano poche possibilità di chiarezza sul valore conservativo dei corridoi.

Studi osservativi che misurano il movimento di singoli animali in territori reali

Se chi propone e chi è scettico rispetto ai corridoi individuasse almeno qualche punto di accordo sul valore della connessione, non sarebbe necessario dimostrare gli effetti demografici dei corridoi. Si tratterebbe semplicemente di documentare che gli animali utilizzano i corridoi in un modo che fornisce loro la connessione e che tale connessione sarebbe insufficiente se i corridoi non esistessero. Abbiamo individuato diverse ricerche (Catterall e altri, 1991; Pevett, 1991; Desrochers e Hannon, 1997) che descrivono i movimenti degli animali rispetto ai margini degli habitat, alle strade, ai sobborghi e ai cani domestici; altri studi (Garret e Franklin, 1988) raccontano quasi in forma di aneddoto l'utilizzo di habitat lineari da parte degli animali. Alcuni di questi autori tentano di dedurre da queste osservazioni qual è il modo in cui gli animali si spostano attraverso territori matrice o corridoi. Sebbene tali studi possano permetterci di capire i meccanismi che sottostanno all'uso o al non uso dei corridoi e delle matrici, li abbiamo esclusi dalla nostra analisi perché risultavano troppo distanti dalla nostra questione principale. Allo stesso modo abbiamo escluso quelle ricerche (ad esempio Forsy e Humprey, 1996) che documentano i movimenti di dispersione tra le porzioni di habitat nei territori frammentati ma che non mettono in relazione tali movimenti ai corridoi di habitat. Abbiamo considerato in dettaglio diciassette studi osservativi (Tabella 2) che documentano la presenza o gli spostamenti di animali non introdotti (fa eccezione Reufenacht e Knight, 1995) in territori con corridoi. Quattro dei diciassette studi (Tabella 2, numeri 2, 4, 10 e 11) documentano semplicemente la presenza degli animali nei corridoi o la presenza di singoli animali sia nelle porzioni di habitat che nei corridoi, senza considerare se gli animali effettuano dei passaggi via corridoio da una porzione di habitat all'altra. Altri sei studi (Tabella 2, numeri 3, 5, 6, 9, 16 e 17) documentano sia la presenza che la residenza (individui in fase di riproduzione) nei corridoi. Di questi, Vermeulen (1994) ha anche documentato i tassi di movimento e Downes e altri (1997a) hanno confrontato i residenti nei corridoi con i residenti delle porzioni nelle foreste facendo attenzione ad aspetti quali il rapporto tra i sessi, la massa corporea e il potenziale riproduttivo. L'occorrenza di una popolazione residente in un corridoio, soprattutto se la residenza avviene per tutta la sua lunghezza, suggerisce che tali corridoi faciliterebbero anche i passaggi attraverso le porzioni. La conservazione della popolazione residente degli animali in corridoi ampi potrebbe rivelarsi importante soprattutto quando la distanza dalla popolazione centrale è molta, come nel caso dell'orso grizzly (*Ursus arctos horribilis*) nella maggior parte delle Montagne Rocciose (Noss e altri, 1996). Sebbene l'interazione territoriale tra i residenti nei corridoi e i potenziali dispersori possa impedire la dispersione di un individuo da una porzione, il corridoio potrebbe ancora fornire dei vantag-

Tabella 2. Osservazioni sui movimenti di animali nei corridoi potenziali dei territori non controllati dal ricercatore.

Studio (a)	Tipo di utilizzo del corridoio documentato; misurazione dell'uso	Documentazione per (assenza di) spostamenti attraverso la matrice
Beier, 1995. Dispersione dei coguari giovanili in habitat frammentati. (4)	Dispersione giovanile; frazione di dispersori che effettuano passaggi e numero di passaggi per corridoio	Gli individui seguiti via radio non attraversano mai la matrice urbana
Bennet e altri, 1994. Uso dei corridoi e aspetti della qualità dei corridoi: chipmunk e recinti in un mosaico agricolo. (7)	Presenza, numero di catture all'interno di recinti	Non riferito
Bennet, 1990. Corridoi di habitat e conservazione di piccoli mammiferi in un contesto forestale frammentato. (6)	Presenza, residenza e movimenti tra porzioni e corridoio; numero di animali contrassegnati catturati sia nella porzione che nel corridoio	Non riferito ma ritenuto improbabile
Bentley e Catteral, 1997. Utilizzo dei corridoi di arbusti e di residui lineari da parte uccelli nel Queensland sudorientale australiano. (8)	Presenza, numero di uccelli individuati nei corridoi e negli habitat intatti	Non riferito
Downes e altri, 1997a. Utilizzo dei corridoi da parte dei mammiferi nelle foreste frammentate di eucalipto australiano. (15)	Presenza e residenza, abbondanza relativa, rapporto tra sessi e massa corporea in corridoi, porzioni e matrice	Nove specie native non utilizzano la matrice (pascolo), basata sulla stessa procedura di campionamento utilizzata per i corridoi e le porzioni
Henderson e altri, 1985. Ambienti irregolari e sopravvivenza della specie: chipmunk in un mosaico agricolo. (24)	Presenza e residenza; numero di animali contrassegnati catturati sia nelle porzioni che nei corridoi	Non riferito; alcuni animali si spostano attraverso la matrice
Heuer 1995. Corridoi protetti intorno alle aree sviluppate nel Parco Nazionale di Banff (lupi, linci e coguari; solo durante l'inverno). (26)	Passaggi (b) via corridoi o altre porzioni; numero di passaggi per corridoio (solo durante l'inverno)	È probabile che la neve alta e i dirupi precludano il movimento al di fuori dei corridoi
Johnsingh e altri, 1990. Stato di conservazione del corridoio Chila-Motichur per lo spostamento degli elefanti in India. (32)	Passaggio (b) via corridoi verso altre porzioni; non quantificato (implica che il passaggio è frequente)	Non riferito
Lindenmayer e altri, 1993. Presenza e abbondanza di marsupiali arboricoli in corridoi protetti nelle foreste per la produzione di legname (c). (35)	Presenza e residenza, abbondanza di animali in habitat lineari	Non riferito
Lindenmayer e altri, 1994. Modelli di utilizzo e requisiti di microhabitat dell'opossum di montagna nei corridoi protetti. (36)	Presenza, numero di rilevamenti nel corridoio	Non riferito
Mock e altri, 1992. Studi sui corridoi delle aree protette del Baldwin Otay Ranch (cervidi, lince rossa e coguaro). (42)	Presenza, numero di rilevamenti nel corridoio	Non riferito; la matrice urbana risulta probabilmente impenetrabile alla lince rossa e al coguaro
Ruefenacht e Knight, 1995. Influenza della continuità e della ampiezza dei corridoi sulla sopravvivenza e sugli spostamenti dei topi. (50)	Percorsi attraverso i punti intermedi dei corridoi (traversine di pioppo in matrici di artemisia tridentata) di topi introdotti; numero di attraversamenti dei punti intermedi	Non riferito
Suckling, 1984. Ecologia della popolazione del <i>Petarus breviceps</i> in un sistema di frammenti di habitat. (60)	Dispersione giovanile, frazione di dispersori che utilizzano i corridoi per almeno una parte della dispersione	Almeno 5 delle 15 dispersioni includono movimenti extra-corridoio
Sutcliffe e Thomas, 1996. I corridoi aperti sembrano facilitare la dispersione delle farfalle contrassegnate in tratti di terreni disboscati. (61)	Passaggi (b) via corridoi ad altre porzioni; numero di insetti contrassegnati catturati sia nelle porzioni che nei corridoi	Prove indirette suggeriscono che il 2% dei movimenti avvengono al di fuori dei corridoi
Tewes, 1994. Connessione tra habitat: importanza per la gestione e la conservazione dell'ocelot. (62)	Passaggi (b) via corridoi ad altre porzioni; non quantificato (implica che il passaggio è frequente)	Non riferito
Vermeulen, 1994. Funzione di un corridoio lungo il limitare di una strada nella dispersione di coleotteri non volanti. (63)	Residenza e movimenti; numero di nuove catture a varie distanze	In apparenza non ci sono movimenti attraverso la matrice, utilizzando le stesse procedure dei corridoi
Wegner e Merriam, 1979. Spostamenti di uccelli e piccoli mammiferi tra un bosco e gli habitat dei territori agricoli adiacenti. (64)	Presenza e residenza; numero di animali contrassegnati catturati sia nelle porzioni che nei corridoi	Non riferito; alcuni animali si muovono necessariamente via matrice

a. Titoli abbreviati e tradotti; vedere la bibliografia per la citazione completa e originale.

b. Sebbene non si tratti di un parametro demografico, il tasso di "visita" dedotto può essere correlato ai tassi di dispersione o immigrazione. Per tale ragione questo studio (che non prende in considerazione lo spostamento dell'animale nel singolo corridoio) è stato comunque incluso.

c. Sebbene questo studio non confronti il singolo frammento connesso con frammenti senza corridoi, viene ampiamente citato perché sostiene il valore dei corridoi come condotti di passaggio.

I numeri tra parentesi rimandano ai testi in bibliografia

gi demografici alle porzioni nel caso in cui si verificasse una modesta immigrazione verso il corridoio e una migrazione dallo stesso. Reufenacht e Knight (1995) hanno impiegato un nuovo tipo di valutazione dell'uso del corridoio – il numero di attraversamenti nei punti intermedi effettuati da topi introdotti rilasciati nel corridoio. Gli autori non hanno indicato la lunghezza dei corridoi (traversine di pioppo), se le traversine mettevano in connessione ogni porzione più grande, se i topi venivano rilasciati vicino ad un punto intermedio o se il topo percorreva tutta la distanza. Ne consegue che questa ricerca offre deduzioni valide limitate.

Solo sei dei diciassette studi (Tabella 2, numeri 1, 7, 8, 13, 14 e 15) forniscono prove evidenti dei passaggi di singoli animali attraverso i corridoi. Tutti e sei suggeriscono che tali passaggi avvengono con una frequenza tale da beneficiare le popolazioni che interagiscono attraverso il corridoio, ma solo Suckling (1984) e Beier (1995) trattano specificamente i passaggi dei giovani dispersori attraverso i corridoi; entrambi questi studi riportano anche il numero delle transizioni nei corridoi e la frazione di dispersori che li utilizzano. Beier (1993, 1995) collega esplicitamente questi dati al numero di passaggi nei corridoi che sono necessari per aumentare la viabilità della popolazione. La maggiore

carezza in questi studi è che pochi tentano di documentare i movimenti tra porzioni che avvengono attraverso i territori matrice. In varie ricerche (ad esempio Wegner e Merriam, 1979; Suckling, 1984; Henderson e altri, 1985) i movimenti extra-corridoio avvengono chiaramente, ma non ne viene discusso il potenziale che hanno nel collegare porzioni di habitat né esso viene esplicitamente confrontato con i movimenti dei corridoi. Sebbene diversi studi affermino che i movimenti extra-corridoio sono improbabili a causa di habitat non adatti, solo Beier (1995) lo ha documentato. Basandosi su 181 sessioni notturne di tracciamento, Beier ha dimostrato che il territorio di matrice urbana esaminato nella sua ricerca risultava impermeabile ai movimenti dei puma (*Puma concolor*) tra le porzioni.

Sette studi (Tabella 2, numeri 2, 4, 8, 9, 10, 12 e 15) non tentano di documentare né di discutere l'eventualità di spostamenti attraverso una "matrice ostile". Altri studi riconoscono esplicitamente la possibilità di tali movimenti, ma non prendono in considerazione le implicazioni relative alla viabilità della popolazione. Ad esempio, Sutcliffe e Thomas (1996) mostrano che le farfalle contrassegnate si spostano più frequentemente tra porzioni di habitat connesse da corridoi che tra porzioni non connesse. Gli autori presentano prove indirette del fatto che

circa il 98% degli spostamenti avvengono attraverso questi corridoi. Ciononostante, può il restante 2% degli spostamenti attraverso gli habitat ostili essere sufficiente a garantire la sopravvivenza di popolazioni isolate? E, se non ci fossero i corridoi, almeno una parte di quel 98% non potrebbe trovare dei percorsi esterni ai corridoi? Infine diversi studi documentano i movimenti dei chipmunk orientali (*Tamias striatus*; Wegner e Merriam, 1979; Henderson e altri, 1985; Bennet e altri, 1994) o di altre specie che con scarse probabilità potranno essere i soggetti dei progetti sui corridoi perché sono relativamente adattabili agli habitat antropogenici e tollerano la frammentazione.

A dispetto delle imperfezioni di molti di questi studi osservativi, la maggior parte delle prove dimostra che i corridoi quasi certamente facilitano gli spostamenti di molte specie. In futuro, seguendo questo percorso di ricerca, si potranno fornire prove più evidenti dell'utilità dei corridoi. È possibile migliorare questi studi in due modi. Innanzitutto, è necessario porre un maggiore impegno nel documentare i percorsi degli spostamenti attuali, dedicando la stessa attenzione alla documentazione dei movimenti interni ed esterni ai corridoi tra le porzioni. Se si verificano dei movimenti esterni ai corridoi, la loro frequenza, confrontata con i passaggi via corridoio, deve essere descritta quantitativamente e le implicazioni per la viabilità della popolazione devono essere esplicitamente discusse. Secondo, le specie prese in esame dovrebbero essere quelle più rilevanti per la progettazione e la realizzazione di corridoi nei territori reali. Parlando più genericamente, si tratta delle specie che sono dipendenti dalle aree o sensibili alla frammentazione, perché presentano una mobilità limitata o perché hanno dei livelli di mortalità più elevati se si spostano tra porzioni di habitat adatte.

Malgrado la mancanza di randomizzazione – che può potenzialmente causare confusione – sia il principale aspetto negativo degli studi osservativi sui parametri demografici, non è una questione così grave negli studi osservativi degli spostamenti degli animali, poiché le unità sperimentali sono rappresentate da singoli animali o singoli corridoi. È difficile immaginare che la scelta di un percorso di spostamento attraverso un corridoio o una matrice possa essere legata ad un fattore estraneo e che potenzialmente provoca confusione.

Esperimenti sui movimenti di singoli animali

Abbiamo individuato quattro studi nei quali i movimenti dei singoli animali vengono misurati in territori controllati sperimentalmente (Tabella 3). Per varie ragioni i risultati di questi esperimenti hanno scarsa o nessuna importanza rispetto al valore conservativo dei corridoi. Innanzitutto le arvicole, i moscerini della frutta, i topi e le salamandre non sono il tipo di specie per le quali i corridoi sono progetta-

ti né sono surrogati adeguati per tali specie. Secondo, tutti e quattro gli studi utilizzano animali introdotti come “dispersori simulati”, in genere rilasciandoli in un corridoio o in “porzioni” minuscole (3 x 3 metri in Rosenberg 1994; una bottiglia da mezza pinta in Forney e Gilpin, 1989). Questi animali introdotti e gli ambienti nei quali sono stati rilasciati possono essere solo degli scarsi indicatori del comportamento dei dispersori reali. I corridoi artificiali disponibili a questi animali presentano una somiglianza insufficiente con i territori reali attraverso i quali gli animali si devono disperdere. Infine le lunghezze dei territori studiati erano 1 mm (Forney e Gilpin, 1989), 40 metri (Rosenberg 1994) e 300 metri (Andreassen e altri, 1996), mentre non sono stati dichiarati (ma erano chiaramente di diverse centinaia di metri) in Merriam e Lenoue, 1990. Solo Andreassen e altri (1996), confrontano esplicitamente la lunghezza del corridoio al diametro dell'home range delle specie considerate (30 metri), implicando perciò che tale distanza possa essere importante nei movimenti dispersivi.

Siamo scettici per ciò che riguarda i “sistemi a modello sperimentale” (Ims e altri, 1993; Wolff e altri, 1997), specialmente quando i risultati degli studi possono facilmente essere interpretati come lezioni per la conservazione e la pianificazione dell'utilizzo del territorio. In particolare, gli esperimenti nei territori fortemente controllati non offrono deduzioni significative sui valori della conservazione dei corridoi nei territori reali. Tuttavia, alcuni elementi di tali esperimenti possono essere inclusi negli studi osservativi. Ad esempio, Andreassen e altri (1996) rilevano che il movimento non viene inibito da competitori (arvicole in gabbia) e da predatori (escrementi di volpe) simulati. Tali trattamenti, se applicati anche ai territori reali, sia con una riproduzione vera che in un progetto che valuti l'impatto prima e dopo il controllo (Stewart-Oaten e altri 1986), potrebbero produrre suggerimenti validi sull'utilità dei corridoi.

Studi che rilevano l'impatto negativo dei corridoi

Vari autori hanno ragionato sull'impatto negativo e sugli altri svantaggi dei corridoi (Noss, 1987; Simberloff e Cox, 1987; Simberloff e altri, 1992; Hess, 1994). Abbiamo individuato solo tre studi che producono risultati rilevanti. Doves e altri (1997b) conducono l'unico studio esplicitamente progettato per esaminare l'argomento: provano la presenza abbondante del ratto nero esotico (*Rattus rattus*) nei corridoi e che tale abbondanza può influenzare l'utilità del corridoio per il nativo *Rattus fuscipes*. Gli autori hanno notato che i ratti neri sono residenti nella matrice e non utilizzano i corridoi per i movimenti tra porzioni e il *Rattus fuscipes* non avrebbe sostanzialmente nessuna pro-

Tabella 3. Osservazioni dei movimenti di animali rispetto ai corridoi potenziali in territori controllati sperimentalmente dal ricercatore.

Studio (a)	Tipo di utilizzo del corridoio documentato; misurazione dell'uso	Documentazione per (assenza di) spostamenti attraverso la matrice
Andreassen e altri, 1996. Lunghezza ottimale dei corridoi di movimento per le arvicole. (1)	Lunghezza ideale del percorso attraverso un corridoio artificiale di 300 metri; distanza massima, velocità, e numero totale di transiti completi nel corridoio	Non riferito
Forney e Gilpin, 1989 Struttura spaziale ed estinzione della popolazione: uno studio sulla <i>Drosophila</i> . (18)	Transiti attraverso fori di spillo che consentono il movimento tra bottiglie di plastica da mezza pinta (“porzione”); non quantificati (i moscerini non sono contrassegnati individualmente)	Non riferito (non c'è matrice disponibile) (b)
Merriam e Lenoue, 1990 Utilizzo dei corridoi da parte di piccoli mammiferi: misurazione sul campo per tre tipi di <i>Peromyscus leucopus</i> . (41)	Presenza nei corridoi recintati di ratti introdotti e rilasciati in recinti di fattorie e controllati via radio; percentuale di tempo percorso in movimento durante 48 ore; distanza totale percorsa in 48 ore	Non riferito; non sono stati studiati territori senza corridoi
Rosenberg, 1994 Efficacia dei corridoi biologici (per i movimenti di immigrazione delle salamandre). (49)	Spostamenti attraverso corridoi artificiali di 40 metri di salamandre introdotte (rilasciate in porzioni di 3 x 3 metri); numero di transiti completi nel corridoio	Stesso numero di passaggi via matrice e via corridoio

a. Titoli abbreviati e tradotti; vedere la bibliografia per la citazione completa e originale.

b. Questo studio dimostra soltanto che la connessione – non necessariamente via corridoio – aumenta la persistenza della popolazione.

I numeri tra parentesi rimandano ai testi in bibliografia

spettiva di dispersione tra le porzioni in

assenza dei corridoi. Stoner (1996) rileva che le scimmie urlatrici (*Alouatta palliata*) confinate negli habitat lineari hanno un carico di parassiti maggiore rispetto alle scimmie in habitat più vasti. Il sito "corridoio", tuttavia, era un'area nella quale l'habitat lineare era l'unico habitat disponibile adatto e Stoner saggiamente evita di fare qualsiasi deduzione circa i rischi dei movimenti nei corridoi. Seabrook e Dettmann (1996) documentano che i rospi esotici e velenosi delle canne (*Bufo marinus*) sono più frequenti nei "corridoi" (strade e tracciati di veicoli) e che probabilmente li utilizzano per disperdersi. I corridoi in questo studio (strade sterrate) non sono certo il tipo di strade protette che i conservazionisti stanno cercando di creare. È stato ampiamente osservato che molte specie di animali nocivi, tra cui patogeni ed esotiche, si disperdono in habitat disturbati quali le strade e i bordi stradali (Noss e Cooperrider, 1994). Inoltre, come è il caso di molte delle ricerche della Tabella 2, Seabrook e Dettman (1996) non forniscono alcuna prova della rapidità con la quale un rospo possa diffondersi attraverso i territori matrice. A tal proposito, Bennet (1990) rileva che i roditori esotici nell'area da lui studiata erano influenzati almeno dalla mancanza di connessione, risultando più abbondanti rispetto alle sei specie native nelle porzioni più piccole e più isolate. Le prove pratiche dell'impatto negativo dei corridoi progettati o protetti a scopo conservativo non risultano ancora emerse.

Conclusioni

Le generalizzazioni sul valore biologico dei corridoi rimangono vaghe a causa della natura particolare di ogni specie. Non esiste una risposta generica alla domanda: "I corridoi tra gli habitat permettono la connessione?" La domanda ha senso solo in relazione a una specie particolare e al territorio. Concludiamo comunque che le prove derivanti da ricerche ben progettate sostengono in genere l'utilità dei corridoi come strumento di conservazione. Quasi tutti gli studi sui corridoi suggeriscono che questi offrono dei benefici o vengono utilizzati dagli animali nei territori reali. Poiché molte ricerche hanno delle lacune di progettazione, soltanto dodici studi consentono di fare deduzioni significative rispetto al valore conservativo e dieci di questi offrono prove convincenti del fatto che i corridoi sono veicoli di connessione sufficienti per migliorare la viabilità delle popolazioni negli habitat da loro connessi. Nessuno studio ha a tutt'oggi dimostrato gli impatti negativi dei corridoi rispetto alla conservazione. Ci incoraggia il fatto che il numero e il rigore degli studi su questi argomenti sia in aumento. Confrontando gli approcci considerati in questo documento – analisi sperimentali o osservative di popolazioni target o di singoli animali – riteniamo che i progressi si possano ottenere più rapidamente seguendo uno o due approcci. Primo, gli esperimenti che utilizzano i parametri demografici come variabili dipendenti – anche se non sono replicati – possono dimostrare gli effetti demografici di particolari corridoi in determinati territori. Tali studi dovrebbero misurare le caratteristiche demografiche prima e dopo il trattamento sia nell'area trattata (dove un corridoio è stato creato o distrutto) che nell'area non trattata (dove le porzioni sono apparentemente isolate una dall'altra). Secondo, le osservazioni dei movimenti degli animali che si disperdono naturalmente in territori già frammentati possono dimostrare il valore conservativo dei corridoi se ci si impegna nella documentazione dei percorsi reali nei corridoi e nei territori matrice. Poiché la presenza dei corridoi tende ad essere associata e confusa con altre variabili, ad esempio la dimensione della porzione e la presenza di habitat marginali, le osservazioni delle condizioni demografiche nei vari territori risulta problematica, ma un'attenta selezione dei siti può ridurre questo rischio. Ci ha sorpreso il fatto che molti studi utilizzano gli uccelli come specie

focali e impieghino corridoi e barriere relativamente piccole rispetto alle loro capacità di movimento. Riteniamo che la scelta degli uccelli sia almeno in parte dovuta alla relativa facilità di censimento e riconosciamo che la scala territoriale è spesso superiore alle possibilità di controllo del ricercatore. Siamo del parere che sia necessaria una maggiore attenzione verso le specie con limitata mobilità e con densità di popolazione più bassa e, laddove possibile, chiediamo un'osservazione su scala territoriale pertinente sia alle specie focali che alle decisioni reali sulla conservazione.

I due approcci da noi difesi possono anche essere utilizzati per valutare proposte alternative ai corridoi, quali ad esempio i "passatoi" o la gestione "dell'intero territorio... come matrice a sostegno dell'intera comunità biotica" (Simberloff e altri, 1992). Gli esperimenti controllati e ripetuti sul movimento degli animali nei corridoi artificiali hanno scarsa utilità perché hanno poca pertinenza con il tipo di territorio e di specie per i quali vengono prese decisioni relative ai corridoi di conservazione. L'estrapolazione dei dati da specie e scale spaziali dissimili sono in genere prive di fondamento. D'altro canto, c'è una grande scarsità di letteratura sugli effetti dei corridoi a livello di comunità o di ecosistema. Ad esempio mancano totalmente studi rigorosi sugli effetti dei corridoi rispetto alla diffusione dei rischi di disturbo, delle invasioni di specie esotiche, sui tassi di predazione e sulla ricchezza o composizione delle specie.

Gli scettici hanno inoltre obiettato il costo finanziario dei corridoi (Simberloff e Cox, 1987; Simberloff e altri, 1992). Poiché i fondi sulla conservazione sono limitati, ciascun progetto dovrebbe essere considerato attentamente in termini di costi e benefici, valutando anche l'utilizzo alternativo del denaro che potrebbe essere investito nei corridoi. In alcuni casi il denaro da impiegare per la conservazione potrebbe essere meglio investito nell'acquisto di porzioni di habitat di elevata qualità benché isolati per specie in pericolo, piuttosto che nell'acquisto di corridoi di valore discutibile. Comunque molti progetti di conservazione sono costosi, così questo approccio critico non ha un valore univoco per i progetti relativi ai corridoi, che possono essere molto più economici rispetto ad altre alternative. Inoltre, i corridoi più costosi lo sono precisamente perché si situano presso popolazioni umane in aumento; il costo aggiuntivo dovrebbe essere considerato alla luce della prossimità dei benefici che ne deriverebbero – ecosistemi intatti, nuova creazione – per coloro che pagano per essi.

Gli scettici hanno giustamente puntualizzato che le prove scientifiche che sostengono l'utilità dei corridoi come strumenti di conservazione delle specie sono ancora deboli. Le autorità che si occupano dello sviluppo e chi si oppone alla conservazione travisano questo spirito di indagine e di autocriticismo scientifico liquidandolo come "una discordia tra esperti". Essi sono in grado di convincere le agenzie che si occupano di pianificazione del fatto che la perdita dell'habitat e la frammentazione deve procedere senza ostacoli e che spetta ai conservazionisti l'onere delle prove necessarie a proteggere ogni corridoio rimanente. La nostra analisi mostra che le prove prodotte da studi ben progettati sostengono l'utilità dei corridoi come strumenti di conservazione. Rimanendo uguali tutti gli altri fattori, e in mancanza di informazioni più complete, è possibile affermare che un territorio con collegamenti è preferibile ad un territorio frammentato. I territori naturali sono in genere più ricchi di connessioni rispetto ai territori modificati dagli uomini e i corridoi sono essenzialmente una strategia per conservare o aumentare una parte di questa connessione naturale (Noss, 1987). Pertanto, coloro che intendono distruggere gli ultimi residui di connessione naturale dovranno dimostrare che la distruzione dei corridoi non danneggia le popolazioni target.

* Traduzione a cura di Elisabetta Luchetti di "Do Habitat Corridors provide Connectivity?" pubblicato in *Conservation Biology*, pag. 1241-1252, Volume 12, N.6, Dicembre 1998.

** Paul Beier, Dipartimento di Scienze forestali, Northern Arizona University, Flagstaff, AZ 86011-5018, USA. Email paul.beier@nau.edu; Reed F. Noss, Istituto di Biologia della conservazione, 800 NW Starker Avenue, Suite 31C, Corvallis, OR 97330, USA.

Ringraziamo tutti i ricercatori che hanno condotto gli studi presi in esame; abbiamo cercato di trattare tutti con rispetto ed equità. Sappiamo che alcuni degli studi non erano stati elaborati per mettere alla prova le nostre ipotesi, e a dispetto delle nostre critiche, abbiamo trovato informazioni utili in tutti i documenti. C. S. Machtans ha rivisto una prima bozza del manoscritto.



Bibliografia

1. Andreassen, H. P., S. Halle e R. A. Ims. 1996. *Optimal width of movement corridors for root voles: not too narrow and not too wide*. *Journal of Applied Ecology*, 33:63-70.
2. Arnold, G. W., J. R. Weeldendurg e D. E. Steven, 1991. *Distribution and abundance of two species of kangaroo in remnants of native vegetation in the central wheatbelt of Western Australia and the role of native vegetation along road verges and fencelines as linkages*. Pagg. 273-280 in D. A. Saunders and R. J. Hobbs. *Nature conservation 2: the role of corridors*. Surrey Beatty and Sons, Chipping Norton, New South Wales, Australia.
3. Beier, P. 1993. *Determining minimum habitat areas and habitat corridors for cougars*. *Conservation Biology* 7:94-108.
4. Beier, P. 1995. *Dispersal of juvenile cougars in fragmented habitat*. *Journal of Wildlife Management* 59:228-237.
5. Bellamy, P. E.; S. A. Hinsley e I. Newton, 1996. *Local extinctions and recolonizations of passerine bird populations in small woods*. *Oecologia* 108:64-71.
6. Bennett, A. F., 1990. *Habitat corridors and the conservation of small mammals in a fragmented forest environment*. *Landscape Ecology* 4:109-122.
7. Bennet, A. F.; K. Henein e G. Merriam. 1994. *Corridor use and the elements of corridor quality: chipmunks and fencerows in a farmland mosaic*. *Biological Conservation* 68:155-165.
8. Bentley, J. M. e C. P. Catteral. 1997. *The use of brushland corridors and linear remnants by bird in southeastern Queensland Australia*. *Conservation Biology* 11:1173-1189.
9. Bierregaard, R. O.; T. E. Lovejoy, V. Kapos, A. A. dos Santos and R. W. Hutchings, 1992. *The biological dynamics of tropical rainforest fragments*. *BioScience* 42:859-866.
10. Brown, J. H. e A. Kodric-Brown, 1977. *Turnover rates in insular biogeography: effect of immigration on extinction*. *Ecology* 58:445-449.
11. Catteral, C. P., R. J. Green e D. N. Jones, 1991. *Habitat use of birds across a forest-suburb interface in Brisbane: implications for corridors*. Pagg. 247-258 in D. A. Saunders e R. J. Hobbs. *Nature Conservation 2: the role of corridors*. Surrey Beatty and Sons, Chipping Norton, New South Wales, Australia.
12. Date, E. M., H. A. Ford e H. F. Recker, 1991. *Frugivorous pigeons, stepping stones and weeds in northern South Wales*. Pagg. 241-245 in D. A. Saunders e R. J. Hobbs. *Nature Conservation 2: the role of corridors*. Surrey Beatty and Sons, Chipping Norton, New South Wales, Australia.
13. Desrochers, A. e S. J. Hannon, 1997. *Gap crossing decisions by forest songbirds during the post-fledging period*. *Conservation Biology* 11:1204-1210.
14. Dmowski, K. e M. Kozakiewicz. 1990. *Influence of a Shrub corridor on movements of passerine birds to a lake littoral zone*. *Landscape Ecology* 4:99-108.
15. Downes, S. J.; K. A. Handasyde e M. A. Elgar, 1997a. *The use of corridors by mammals in fragmented Australian eucalypt forests*. *Conservation Biology* 11:718-726.
16. Downes, S. J.; K. A. Handasyde e M. A. Elgar, 1997b. *Variation in the use of corridors by introduced and native rodents in south-east Australia*. *Biological Conservation* 82:379-383.
17. Dunning, J. B., R. Borgella, K. Clements e G. K. Meffe, 1995. *Patch isolation, corridor effect and colonization by a resident sparrow in a managed pine woodland*. *Conservation Biology* 9:542-550.
18. Forney, K. A. e M. E. Gilpin, 1989. *Spatial structure and population extinction: a study with Drosophila flies*. *Conservation Biology* 3:45-51.
19. Forsy E. A. e S. R. Humphrey, 1996. *Home range and movements of the lower keys marsh rabbit in a highly fragmented habitat*. *Journal of Mammalogy* 77:1042-1048.
20. Garret M. G. e W. L. Franklin, 1988. *Behavioral ecology of dispersal in black-tailed prairie dogs*. *Journal of Mammalogy* 69:236-250.
21. Gilpin, M. E. e I. Hanski, a cura di, 1991. *Metapopulation dynamics: empirical and theoretical investigations*. Linnean Society of London and Academic Press. London.
22. Gilpin, M. E. e M. E. Soulé, 1986. *Minimum viable populations: processes of species extinction*. Pagg. 19-34 in M. E. Soulé, a cura di. *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.

23. Haas, C. A., 1995. *Dispersal and use of corridors by birds in wooded patches on an agricultural landscape*. Conservation Biology 9:845-854.
24. Henderson, M. T., G. Merriam e J. Wegner, 1985. *Patchy environments and species survival: chipmunks in an agricultural mosaic*. Biological Conservation 31:95-105.
25. Hess, G., 1994. *Conservation corridors and contagious disease: a cautionary note*. Conservation Biology 8:256-262.
26. Heuer, K., 1995. *Wildlife corridors around developed areas in Banff National Park, Ecology base research report*. Parks Canada Banff Warden Service, Banff, Alberta, Canada.
27. Hobbs, R. J., 1992. *The role of corridors in conservation: solution or bandwagon?* Trends in Ecology and Evolution 7:398-392.
28. Hunter, M. L., 1996. *Fundamentals of conservation biology*. Blackwell Science, Cambridge, Massachusetts.
29. Hurlbert, S. H., 1984. *Pseudoreplication and the design of ecological field experiments*. Ecological Monographs 54:187-211.
30. Ims, R. A., J. Rolstad e P. Wegge, 1993. Predicting space use responses to habitat fragmentation: can voles *Microtus oeconomus* serve as an experimental model system (EMS) for capercaillie grouse *Tetrao urugallus* in boreal forest? Biological Conservation 63:261-268.
31. Inglis, G. e A. J. Underwood, 1992. *Comments on some design proposed for experiments on the biological importance of corridors*. Conservation Biology 6:581-586.
32. Johnsingh, A. J. T., S. N. Prasad e S. P. Goyal, 1990. *Conservation Status of the Chhila-Motichur corridor for elephant movement in Rajaji-Corbett National Parks Area, India*. Biological Conservation 51:125-138.
33. La Polla, V. N. e G. W. Barrett, 1993. *Effects of corridors width and presence on the population dynamics of the meadow vole*. Landscape Ecology 8:25-37.
34. Lens, L. e A. A. Dhondt, 1994. *Effects of habitat fragmentation on the timing of Crested Tit *Parus cristatus* natal dispersal*. Ibis 136:147-152.
35. Lindenmayer, D. B., R. B. Cunningham e C. F. Donnelly, 1993. *The conservation of arboreal marsupials in the montane ash forests of the central highlands of Victoria, south eastern Australia*. IV. The presence and abundance of arboreal marsupials in retained linear habitats (wildlife corridors) within logged forests. Biological Conservation 66:207-221.
36. Lindenmayer, D. B., R. B. Cunningham e C. F. Donnelly, B. J. Triggs, e M. Belvedere, 1994. *The conservation of arboreal marsupials in the montane ash forests of the central highlands of Victoria, south eastern Australia*. V. Patterns of use and the microhabitat requirements of the mountain brushtail possum in retained linear habitats (wildlife corridors). Biological Conservation 68:43-51.
37. MacClintock, L. R. F. Whitcomb e B. L. Whitcomb, 1977. *Evidence for the value of corridors and minimization of isolation in preservation of biotic diversity*. America Birds 31:6-12.
38. Machtans C. S; M. A. Villard e S. J. Hannon, 1996. *Use of riparian buffer strips as movement corridors by forest birds*. Conservation Biology 10:1366-1379.
39. Mansergh I. M. e D. J. Scotts, 1989. *Habitat continuity and social organization of the mountain pygmy-possum restored by tunnel*. Journal of Wildlife Management. 53:701-707.
40. Meffe, G. K. e C. R. Carroll, 1997. *Conservation reserves in heterogeneous landscapes*. Pagg. 305-343 in G.K Meffe e C.R. Carroll and contributors. Principles of conservation biology. Seconda edizione, Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.
41. Merriam, G. e A. Lenoue, 1990. *Corridor use by small mammals: field measurements for three experimental types of *Peromyscus leucopus**. Landscape Ecology, 4:123-131.
42. Mock P. J., Grishaver M., D. King., B. Crother. D. Bolger e K. Preston, 1992. *Baldwin Otay Ranch wildlife corridor studies*. Odgen Environmental, San Diego, California.
43. Nicholls A. O. e Margules C. R., 1991. *The design of studies to demonstrate the biological importance of corridors*. Pagg. 49-61 in D. A. Saunders e R. J. Hobbs. Nature Conservation 2: the role of corridors. Surrey Beatty and Sons, Chipping Norton, New South Wales, Australia.
44. Noss, R. F., 1987. *Corridors in real landscapes: a reply to Simberloff and Cox*. Conservation Biology 1:159-164.
45. Noss, R. F. e A. Cooperrider, 1994. *Saving Nature's Legacy: protecting and restoring biodiversity*. Defenders of wildlife and island Press, Washington D.C.
46. Noss, R. F., H. B. Quigley, M. G. Hornocker, T. Merrill e P. Paquet. 1996. *Conservation biology and carnivore conservation*. Conservation Biology 10:949-963.
47. Prevet. P. T., 1991. *Movement paths of koalas in the urban-rural fringes of Ballarat, Victoria: implication for management*. Pagg. 259-271 in D. A. Saunders e R. J. Hobbs. Nature Conservation 2: the role of corridors. Surrey Beatty and Sons, Chipping Norton, New South Wales, Australia.
48. Primack, R. B., 1993. *Introduction to conservation biology: Sinauer Associates*, Sunderland, Massachusetts.
49. Rosenberg, D. K., 1994. *Efficacy of biological corridors*. Tesi di dottorato, Oregon State University, Corvallis.
50. Ruefenacht, B. e R. L. Knight, 1995. *Influences of corridor continuity and width on survival and movement of deer mice *Peromyscus maniculatus**. Biological Conservation 71:269-274.
51. Saunders, D. A e C. P. de Rebeira, 1991. *Values of corridors to avian populations in a fragmented landscape*. Pagg. 221-240 in D. A. Saunders e R. J. Hobbs. Nature Conservation 2: the role of corridors. Surrey Beatty and Sons, Chipping Norton, New South Wales, Australia.
52. Saunders, D. A e R. J. Hobbs, 1991. *Nature Conservation 2: the role of corridors*. Surrey Beatty and Sons, Chipping Norton, New South Wales, Australia.
53. Schiemgelow, F. K. A., C. S. Machtans e S. J. Hannon, 1997. *Are boreal birds resilient to forest fragmentation? An experimental study of short-term community responses*. Ecology 78:1914-1932.
54. Seabrook, W. A. e E. B. Dettmann, 1996. *Roads as activity corridors for cane toads in Australia*. Journal of Wildlife Management 60:363-368.
55. Simberloff, D. e J. Cox, 1987. *Consequences and costs of conservation corridors*. Conservation Biology 1:63-71.
56. Simberloff D, J. A. Farr, J. Cox e D. W. Mehlman, 1992. *Movement corridors: conservation bargains or poor investments?* Conservation Biology 6: 493-504.
57. Spackman, S. C. e J. W. Hughes, 1995. *Assessment of minimum stream corridor width for biological conservation: species richness and distribution along mid-order streams in Vermont, USA*. Biological Conservation, 71:325-332.
58. Stewart-Oaten A., W. W. Murdoch e K. R. Parker, 1986. *Environmental Impact assessment: pseudoreplication in time?* Ecology 67:929-940.
59. Stoner, K. E., 1996. *Prevalence and intensity of intestinal parasites in mantled howling monkeys (*Alouatta palliata*) in northeastern Costa Rica: implications for conservation biology*. Conservation Biology 10:539-546.
60. Suckling, G. C., 1984. *Population ecology of the sugar glider *Petaurus breviceps* in a system of habitat fragments*. Australian Wildlife Research 11:49-75.
61. Sutcliffe, O. L. e C. D. Thomas, 1996. *Open corridors appear to facilitate dispersal by ringlet butterflies (*Aphantopus hyperantus*) between woodland clearings*. Conservation Biology 10:1359-1365.
62. Tewes, M. E., 1994. *Habitat connectivity: its importance to ocelot management and conservation*. Pagg. 291-296 in Conservation corridors in the Central American region. Tropical Research and development, Gainesville, Florida.
63. Vermeulen, H. J. W., 1994. *Corridor function of a road verge for dispersal of stenotopic heathland ground beetles *Carabidae**. Biological Conservation 69:339-349.
64. Wegner J. F. e G. Merriam, 1979. *Movements by birds and small mammals between a wood and adjoining farmland habitats*. Journal of Applied Ecology 16:349-358.
65. Wolff, J. E. M. Shauber e W. D. Edge, 1997. *Effects of habitat loss and fragmentation on the behavior and demography of grey tailed voles*. Conservation Biology 11:945-956.

Continuità, Reti ecologiche, Riqualficazione del paesaggio. Elementi di progetto di uno spazio fisico sostenibile

di Adriano Paoletta*

Spazio fisico e sostenibilità

E' solo da poco tempo che la dimensione spaziale delle trasformazioni è stata inclusa tra gli indicatori più significativi atti a verificare lo stato di alterazione del nostro pianeta.

Con l'“Impronta ecologica” elaborata da Wackernagel e Rees¹ e lo “Spazio ambientale” definito dal Wuppertal Institut², viene posto, in maniera più complessiva, il problema della superficie nei termini di spazio fisico disponibile e di spazio fisico consumato per sostenere l'attuale modello sociale e insediativo.

Da queste elaborazioni si evince che qualunque equilibrato rapporto tra uomo e ambiente, e dunque qualunque ipotesi di società sostenibile, ha bisogno di spazio: di spazio per ridare autonomia ai processi naturali e ricomporre le corrette relazioni tra questi e la collettività; di spazio per recuperare la qualità originaria degli habitat; di spazio per permettere di abitare e produrre nel rispetto degli ecosistemi e dei loro equilibri; di spazio per permettere società non coatte dalla densità del proprio esistere³.

Per far questo, e quindi per proporre qualsiasi ipotesi di aumento della continuità naturale, di reti ecologiche, di riqualficazione del paesaggio diffusa all'intero pianeta, si devono modificare le modalità con cui si attuano i processi di trasformazione, eliminando i meccanismi aberranti che sottendono l'uso devastante del territorio. Ovvero si deve intervenire su quegli interessi che motivano l'attuale impianto insediativo; interessi che sono la causa prima della mancanza di continuità, della frammentazione delle connessioni, del degrado del paesaggio e che derivano dai profitti che la trasformazione dello spazio fisico produce in una società fondata sui consumi e sull'imprenditorialità.

Ciò implica che sia corretto intervenire contemporaneamente sugli effetti e sulle cause; utilizzando gli strumenti disponibili, mantenendo però presente ipotesi e obiettivi complessivi. In tale maniera i risultati, seppur minuti, divengono parte di un progetto, e non obiettivo essi stessi, non appagano ma stimolano e rimandano ad una ipotesi migliorativa.

In caso contrario l'aumento della continuità naturale, la rete ecologica, la riqualficazione del paesaggio si ridurrebbero a palliativi, “sfridi” di un uso insostenibile dello spazio fisico⁴.

Dimensioni del problema

Nell'ultimo decennio la superficie annua occupata dal costruito nel mondo può essere stimata intorno ai cinque milioni di ettari⁵.

Le superfici agricole aumentano detraendo terreno alle aree naturali, e si riducono per l'urbanizzazione, che solitamente si estende in aree agricole qualificate, e per il degrado dei suoli, a causa delle cattive conduzioni delle coltivazioni⁶.

Contemporaneamente aumenta l'intensità della produzione che con il suo crescere annulla livelli di naturalità⁷.

Ma più che le quantità assolute di superficie interessate il dato significativo è il livello di penetrazione degli insediamenti all'interno degli

ambiti naturali e della loro conseguente frammentazione.

Ad esempio in Italia la superficie occupata da insediamenti è l'8%; ma il numero di areali superiori a 100 Kmq. non interessati da viabilità di medio ed alto scorrimento è solo di 347, il numero di areali superiori a 100 Kmq. non interessati da centri abitati è ridotto a 978, il numero di unità di “aree selvagge” superiore a 20 kmq. è di 289 e il numero di ambiti costieri di sviluppo litorale superiore a venti chilometri liberi da edificato è solo di 7⁸.

A livello percettivo la risultante di tale condizione è un paesaggio destrutturato in cui le forme della natura sono state trasformate o distrutte dall'azione antropica e in cui i segni dell'uomo non si relazionano con il contesto ma lo utilizzano come sfondo amorfo della loro presenza.

La gravità della situazione è anche rileggibile dalla distribuzione delle aree protette: frammentate, casuali, di ridotte dimensioni, anche la loro esistenza risponde alle garanzie di redditività dei terreni e di possibilità per ciascun individuo di trasformare, garanzie che il modello ritiene indiscutibili⁹.

Le origini del problema

Nella società contemporanea la trasformazione dello spazio fisico crea profitti attraverso il prelievo delle risorse (acqua, minerali, legname, etc.), attraverso l'uso (occupazione di suolo per edifici, infrastrutture, agricoltura, etc.) attraverso la realizzazione di manufatti.

Come noto il prelievo di risorse permette la vendita, da parte di un soggetto, di un bene comune, il cui prezzo è, prima del prelievo, sottostimato e infinitamente minore al valore del depauperamento che il suo uso indiscriminato comporta per la collettività; i vantaggi sono recuperati dai singoli, gli svantaggi sono ribaltati sull'intera collettività¹⁰. Anche l'uso dei terreni consente una elevata redditività. La regolamentazione del reddito fondiario ed edilizio ad esempio è sempre stata contrastata dalla presenza di una monolitica aggregazione di interessi che non hanno permesso, in nessun paese, una valutazione ambientalmente e socialmente più corretta, attraverso il ridimensionamento dei profitti scaturenti dall'edificazione.

Se un ettaro di vigneto rende circa 24 milioni l'anno, un ettaro di costruito con la tipologia a palazzine, quando esse siano vendute, rende circa 60 miliardi: due dati non commensurabili che spronano alla costruzione dei terreni.

Ma anche l'uso agricolo, sebbene in misura minore, diviene, in un mercato che gratifica la produzione quantitativa e lascia alla produzione di qualità solo alcune nicchie, una attività destrutturante in considerazione del fatto che la redditività aumenta significativamente con l'impiego di fitofarmaci e concimi chimici, con la monocoltura, con la meccanizzazione¹¹.

L'agricoltura tradizionale si svolgeva in un tessuto promiscuo di attività e presenza di segni naturali (filari, siepi, boschi, acque, etc.); essa si adattava alla morfologia e utilizzava senza danneggiarle le potenzialità dei siti. L'agricoltura contemporanea è una vera e propria “fabbrica”, regola i prodotti con meccanismi artificiali, struttura una morfologia ottimale alla produzione intensiva, ignora i segni e i processi naturali e come una “fabbrica” produce impatti elevati.

Sono i modelli specializzati e industrializzati che alterano maggiormente i rapporti con l'ambiente; proprio nel perimetrare le aree dominate dai processi residenziali, agricoli, produttivi, si aliena dal loro interno qualunque elemento o fenomeno che riduca la redditività specifica della merce o della funzione.

Dove c'è agricoltura, dove ci sono gli insediamenti, non c'è più natura; il rapporto con i sistemi naturali è negato e ricontestualizzato in ambi-

ti remoti (una non meglio localizzata campagna dove le relazioni tra individuo e ambiente siano ricomposte, una campagna frutto più di una memoria collettiva che di un reale riscontro fisico).

Altro meccanismo che altera e frammenta lo spazio fisico è la realizzazione di opere, attività che crea profitti e per questo viene attuata anche in assenza di necessità o in presenza di soluzioni alternative.

Questa condizione è sostenuta dall'intervento pubblico che in buona parte della sua totalità finanzia l'esecuzione di opere. E' così diffusa questa abitudine che nei bilanci delle amministrazioni i finanziamenti, anche quando afferiscono a capitoli di spesa ambientali, hanno per oggetto interventi manufatti strutturali o infrastrutturali.

La conservazione, azione diversa per modalità di attuazione, per fini, per forme organizzative, ha finanziamenti ridotti, e la riqualificazione diffusa (composta da forestazione, rimozione delle tracce di degrado, manutenzione dei sistemi) non è quasi mai presente in modo significativo nei bilanci degli stati¹².

Di fatto l'orientamento dell'investimento pubblico è volto alla costruzione di manufatti e risulta funzionale all'imprenditoria e al mercato del lavoro esistente.

Le condizioni sinteticamente riassunte non sono nuove ma in tempi recenti hanno avuto una progressiva crescita nella loro diffusione spaziale e nella crescente capacità di incidere negativamente nell'ambiente.

Oggi questa crescita è ulteriormente aggravata dal modificarsi del rapporto tra chi gestisce il territorio e la grande imprenditoria.

Gli accordi all'interno dell'Organizzazione Mondiale del Commercio (WTO), il ruolo della Banca Mondiale e del Fondo Monetario Internazionale, hanno ridotto la capacità degli stati nell'indirizzo delle trasformazioni e nella gestione del territorio, concedendo agli imprenditori un indiscriminato potere e una incontrollata mobilità sull'intero pianeta¹³.

Qualunque imprenditore, non avendo limitazioni indotte dagli effetti negativi che il suo agire produce sul tessuto sociale e nell'ambiente, può effettuare una qualunque trasformazione, in un qualunque sito del pianeta a patto che garantisca un seppur minimo guadagno alla comunità (sotto forma di lavoro) e al governo (sotto forma di denaro o di potere).

Auspicato dalle popolazioni occidentali quale liberatorio superamento di qualsiasi limitazione, supportato dall'esaltazione dei media e della sottocultura, il mercato globale è stato imposto nel mondo attraverso prestiti e aiuti condizionati ed ha inciso pesantemente sull'esistenza e sulla salute della popolazione.

Il mercato globale, costringendo all'indebitamento e alla immobilità le amministrazioni, che in tale maniera non garantiscono più né il benessere della collettività né la salvaguardia dell'ambiente, ha permesso che anche l'uso delle comunità locali, oltre all'uso dello spazio fisico in cui vivono, sia tornato ad essere una risorsa liberamente utilizzabile dall'imprenditore.

Spazio fisico e spazio sociale sono di nuovo merce in un destino, prevedibile, che nega proprio quelle possibilità individuali che costituiscono la base teorica e promozionale della globalizzazione.

Risoluzione del problema

Partendo dunque dalla constatazione che agli ambiti naturali si sostituiscono attività che creano profitti nel loro farsi o nel loro funzionare, mantenendo l'attuale contesto operativo, le soluzioni perseguibili per aumentare la continuità, ricomporre il tessuto delle reti ecologiche e riqualificare il paesaggio sono sintetizzabili in due ipotesi di percorso: o si creano dei finanziamenti tali che gli interventi e le azioni progettate

per la loro attuazione siano ugualmente vantaggiosi rispetto all'uso/trasformazione di quelle aree, o si riducono i profitti che scaturiscono dalla trasformazione delle aree stesse.

In una società di libero mercato la strada perseguibile non può che essere la prima, in quanto essa non impone vincoli e si risolve all'interno delle variabili economiche.

Per rendere economicamente conveniente l'intervento o si definiscono dei finanziamenti pubblici che agevolino il mantenimento e la gestione delle aree, o si rende l'ambito una risorsa commerciale, ovvero si consente, nel quadro dell'obiettivo di conservazione, riqualificazione, restauro, una utilizzazione conveniente (visite pagate, "bonus" per produzione di ossigeno o altre amenità). Comunque in ambedue le ipotesi si preleva denaro dalla collettività e si consegna ad un singolo individuo abiurando il concetto del bene condiviso e confermando il diritto alla trasformazione in virtù della proprietà dei suoli o delle capacità imprenditoriali.

In una società di stato si risolverebbe ponendo dei vincoli, in quanto l'interesse comune definito dall'apparato pubblico sarebbe ritenuto superiore all'interesse privato.

Sistema sicuramente più semplice, che perde però di valore o quando lo stato definisce il suo interesse lontano dalla collettività (lo utilizzata come mercanzia per l'autosostentamento dei gruppi al potere) o quando lo stato è occupato dall'interesse dei privati.

E' evidente che il nodo della conservazione è risolvibile in maniera ambientalmente corretta, senza gli sprechi e le ingiustizie della società di mercato, senza l'irragionevole imposizione dello stato o del profitto, solo ed esclusivamente se sussiste un interesse diffuso e comune. Ed è quindi fondamentale che le comunità locali e l'intera collettività si facciano carico del comprendere, del conservare, del gestire eliminando quelle condizioni aberranti in cui l'arricchimento dei singoli si attua attraverso la distruzione di ambiti spaziali che sono patrimonio comune e attraverso lo sfruttamento o l'alterazione di risorse.

Le comunità devono poter gestire il proprio spazio fisico e garantire attraverso la cura di questo la propria autonomia produttiva e culturale, assumendo quella capacità di reazione agli stimoli esterni e agli interessi individuali che rende una comunità non succube, ma consapevole e propositiva¹⁴.

Ancor più in generale è indispensabile sviluppare una riflessione sul peso che l'economia ha assunto all'interno della vita delle società contemporanee.

Lo strumento di analisi e di regolazione del denaro è divenuto il criterio di gestione delle società, unico elemento di giudizio e unico ambito di azione; impone regole tematiche, sue proprie, non condivise e non condivisibili e si posiziona come unico sistema di definizione di scelte e di aggregazione delle comunità.

L'economia contemporanea è regolata da una minima minoranza di persone che con il loro agire garantiscono in primo luogo i propri interessi; e con le loro scelte, malgrado il fatto di non essere elette e di non rappresentare le volontà comuni, coinvolgono tutta la popolazione planetaria.

Di fatto questo sistema consente il superamento della democrazia riducendo le amministrazioni al ruolo di esecutori di scelte fortemente condizionate o definite da un ridotto manipolo di imprenditori.

Nelle recenti evoluzioni dei rapporti tra imprenditori e governi ancora di più è emerso il ruolo di sudditanza volontariamente scelto da parte di questi ultimi nei confronti di interessi esterni a quelli delle comunità; così gli stati democratici sono in realtà governati da interessi profondamente antisociali e antidemocratici.

L'attuale economia non è gestita dalle comunità e non porta benessere

ad esse; è invece il motore primo di tutte le trasformazioni operate dall'uomo contro le società e contro l'ambiente in quanto essa non è prioritariamente interessata né alle una, né all'altro¹⁵.

Per permettere dunque la composizione di una rete ecologica, il miglioramento degli attuali livelli di naturalità, la conservazione e riqualificazione dell'ambiente bisogna modificare il modello¹⁶. Si tratta in primo luogo di definire quali siano le possibilità che il sistema naturale concede alla collettività e adattare le esigenze di questa a quello. Il contrario di come si sta operando: oggi si definiscono le voglie della collettività e si cerca di accontentarle. E questo è tipico della società dei consumi che si basa appunto sull'aumento dei desideri dei cittadini e sul loro soddisfacimento anche quando siano gratuiti e ingiustificati.

Nel breve periodo si possono migliorare alcuni meccanismi di aggressione allo spazio fisico: intervenendo sul reddito fondiario, riducendo i profitti della trasformazione edilizia; intervenendo sul lotto minimo edificabile, aumentandone le superfici; ribaltando tutti gli oneri di urbanizzazione anche ambientali su chi costruisce, al fine di ridurre le case sparse (una delle maggiori cause del frazionamento delle unità ambientali); regolamentando la qualità del prodotto agricolo, indirizzando verso una produzione non quantitativa.

E' possibile nel breve periodo orientare i finanziamenti pubblici verso attività di riqualificazione, riducendo le opere di infrastrutturazione, recuperando un maggiore impiego della manodopera, al fine di ricomporre un nuovo rapporto tra spazio insediato e non insediato e, all'interno dello spazio insediato, tra manufatto e morfologia originaria. Consapevoli che il continuo, ed esponenzialmente crescente, consumo di spazio comporta sia la distruzione di habitat incontaminati (consumo di ambienti naturali), sia l'aumento di intensità di uso delle aree in cui è già consolidata la presenza dell'uomo (consumo del livello di naturalità nelle aree insediate), l'inversione di tendenza deve interessare tutti i territori e riguardare sia la conservazione delle aree naturali qualificate, sia la riqualificazione e il restauro di aree in stato di alterazione, sia il ripristino e il recupero di aree destrutturate.

L'azione da avviare deve dunque affrontare il problema dell'esistenza di superfici non insediate, non parcellizzate, non degradate, non artificializzate, garantendo il mantenimento di una quantità significativa e contemporaneamente affrontare il problema del livello di naturalità in esse presenti, intervenendo per la conservazione e riqualificazione¹⁷.

* *Responsabile Piano e Programma WWF Italia*



Bibliografia

1. Abramovitz J.N., *Sostenere le foreste nel mondo*, in Brown L.R., Flavin C., French H., *State of the World 1998*, Edizioni Ambiente, Milano, 1998
2. Abramovitz J.N., *Ecosistemi: conversione in aumento*, in Worldwatch Institute, *Vital Signs 1997*, Editoriale Verde Ambiente, Roma, 1997
3. Amoroso B. *Della globalizzazione*, Edizioni la Meridiana, Molfetta 1996
4. Bardi A., Fraticelli F., Petrella S., *Ecosistema Italia*, Dossier Attenzione, n.3, ott.96
5. Bardi S., *Il consumo di suoli agricoli*, in Paoletta A., Pietrobelli E. (a cura) *Agricoltura e ambiente*, Dossier Attenzione n.10/11, giu/set. 1998
6. Bologna G., Paoletta A. (a cura), *L'impronta ecologica. Uno strumento di verifica dei percorsi verso la sostenibilità*, Dossier Attenzione, n.13, mar, 1999
7. Brecher J., Costello T., *Contro il capitale globale*, Feltrinelli, Milano, 1996
8. Carley M., Spapens P., *Condividere il mondo*, Edizioni Ambiente, Milano, 1999
9. Chomsky N. *Sulla nostra pelle*, Marco Tropea Editore, Milano, 1999
10. Faggi P., *La desertificazione*, Etaslibri, Milano, 1991
11. Gardner G., *Area irrigata: in aumento*, in Worldwatch Institute, *Vital Signs 1999*, Edizioni Ambiente, Milano, 1999
12. George S., Sabelli F., *Crediti senza frontiere*, Edizioni Gruppo Abele, Torino, 1994
13. Halweil B., *Aree coltivate a cereali: in calo*, in Worldwatch Institute, *Vital Signs 1999*, Edizioni Ambiente, Milano, 1999
14. Hinderberger F., Luks F., Stewen M., *Economia, ecologia, politica*, Edizioni Ambiente, Milano, 1999
15. Pratesi F. *I mangiatori di terra*, in Attenzione n. 9, mar.1998
16. Paoletta A., *Società dei consumi e consumo di territorio*, in Attenzione n.13, mar. 1999
17. Rifkin J., *Il secolo Biotech*, Baldini & Castoldi, Milano, 1998
18. Smith J.E., *Bioteologie*, Zanichelli, Bologna, 1998
19. Rifkin J. *La fine del lavoro*, Baldini & Castoldi, Milano, 1995
20. Wackernagel M., Rees W. *L'impronta ecologica*, Edizioni Ambiente, Milano, 1996
21. Istituto Wuppertal, *Verso un'Europa sostenibile*, Maggioli Editore, Rimini, 1995
22. Wuppertal Institut, *Futuro Sostenibile*, EMI, Bologna, 1997

NOTE

1. Wackernagel M., Rees W. *L'impronta ecologica*, Edizioni Ambiente, Milano, 1996.
L'impronta dell'Italia elaborata e integrata da Wackernagel dimostra che la superficie usata direttamente o indirettamente pro capite è 4,2 ettari mentre la reale disponibilità nel paese è di 0,5 ettari pro capite. Il WWF dopo aver pubblicato sull'impronta un dossier della rivista Attenzione (Bologna G., Paoletta A. (a cura), *L'impronta ecologica. Uno strumento di verifica dei percorsi verso la sostenibilità*, Dossier Attenzione, n.13, mar, 1999), ha avviato una serie di applicazioni sperimentali su territori comunali (Cosenza, Siena) e regionali (Liguria) del metodo configurato da Wackernagel e Rees.
2. Wuppertal Institut, *Verso un'Europa sostenibile*, Maggioli Editore, Rimini, 1995; Wuppertal Institut, *Futuro Sostenibile*, EMI, Bologna, 1997; Carley M., Spapens P., *Condividere il mondo*, Edizioni Ambiente, Milano, 1999
3. In precedenza le variabili che utilizzavano l'estensione superficiale afferivano a temi settoriali (foreste tagliate, urbanizzazioni, degrado, ecc.). Attualmente lo spazio a cui si fa riferimento è quello dei sistemi naturali, quello dedicato alla produzione di alimenti e materia secondo modalità che non destrutturino i processi naturali, lo spazio fisico finalizzato al recupero attraverso processi naturali delle alterazioni derivanti dall'azione dell'uomo (assorbimento da parte della vegetazione di CO₂). La mancanza dello spazio e di riduzioni delle risorse ha un indotto negativo anche sull'assetto sociale: aumenta l'aggressività degli interessi e stimola al controllo autoritario, violento, totalizzante dello spazio e delle risorse e quindi delle società ad esse relazionate.
4. Il sistema sociale è strutturato in modo tale da organizzare irresponsabilità, le ripercussioni ecologiche sono effetti interni superabili soltanto attraverso una trasformazione dell'intero sistema sociale (Hinderberger F., Luks F., Stewen M., *Economia, ecologia, politica*, Edizioni Ambiente, Milano, 1999).
5. Elaborazioni su questo tema sono state svolte per la quantificazione internazionale da The World Resources Institut, *World Resources 1996-97*, Oxford University Press, New York-Oxford, 1996; Paoletta A., *Società dei consumi e consumo di territorio*, in Attenzione n.13, mar. 1999; per la quantificazione nazionale Pratesi F. *I mangiatori di terra*, in Attenzione n.9, mar.1998; Bardi S., *Il consumo di suoli agricoli*, in Paoletta A., Pietrobelli E. (a cura) *Agricoltura e ambiente*, Dossier Attenzione n.10/11, giu/set. 1998.
6. L'aumento dell'intensità produttiva è anche dimostrato dal continuo incremento delle aree irrigue, circa 263 milioni di ettari nel 1998 (Gardner G., *Area irrigata: in aumento*, in Worldwatch Institute, *Vital Signs 1999*, Edizioni Ambiente, Milano, 1999). Molti sono gli esempi di tentativi di coltivazioni, in modo particolare di cereali, che hanno alterato ecosistemi fragili portando erosione superficiale, degrado, abbandono. Queste situazioni spesso sono state determinate dalla politica agricola sostenuta dagli organismi internazionali (vedere tra gli altri Faggi P., *La desertificazione*, Etaslibri, Milano, 1991). Il taglio delle foreste è quantificato in 16 milioni di ettari l'anno (Abramovitz J.N., *Sostenere le foreste nel mondo*, in Brown L.R., Flavin C., French H., *State of the World 1998*, Edizioni Ambiente, Milano, 1998). A queste superfici vanno aggiunte quelle degli altri ecosistemi naturali "convertiti" ad usi produttivi che in totale per alcuni paesi asiatici, nel corso degli anni ottanta, arrivano quasi al 30% della superficie del paese (Abramovitz J.N., *Ecosistemi: conversione in aumento*, in Worldwatch Institute, *Vital Signs 1997*, Editoriale Verde Ambiente, Roma, 1997).
7. Ad esempio la superficie cerealicola è diminuita dal 1981 (massimo storico) al 1998 di 48 milioni di ettari, il 7% del totale, ma la produzione di cereali dal 1950 al 1998 è quasi triplicata (Halweil B., *Aree coltivate a cereali: in calo*, in Worldwatch Institute, *Vital Signs 1999*,

Edizioni Ambiente, Milano, 1999). Dal 1961 al 1990 in Italia la resa per ettaro del frumento è aumentata da 19,1 a 29,7 quintali; quella del granturco da 32,9 a 77,1 quintali; quella dei pomodori da 103,7 a 196,5 quintali. Per ottenere questi risultati vi è stato un aumento significativo dell'artificializzazione del modo di produzione; ad esempio la quantità di azoto per ettaro nello stesso periodo è passata da 22,3 a 63,3 Kg. all'anno; quella del fosforo da 25,4 a 50,4 Kg; quella del potassio da 8,2 a 29,7 Kg.

8. La Carta delle Aree selvaggio individua gli areali che non sono disturbati dall'azione dell'uomo. Essa perimetra tali aree sia considerando l'uso del suolo e la presenza di infrastrutture e di insediamenti ma anche un intorno che si considera potenzialmente disturbato dalla presenza dell'azione umana. Per quanto attiene agli ecosistemi la carta non contribuisce a qualificarne la consistenza; essa però fornisce importanti informazioni sull'assetto del territorio (Bardi A., Fraticelli F., Petrella S., *Ecosistema Italia*, Dossier Attenzione, n.3, ott.96).
9. Nella generalità dei casi queste aree, anche quando si presentano come ambiti di elevata qualità, esistono solo qualora si sia sviluppata nei loro confronti una domanda limitata di trasformazione. Così il territorio protetto, per la maggior parte, si trova in territori montani, lontani dalle pianure, dalle coste, ai margini delle aree sciistiche.
10. "Gli economisti definiscono il bene pubblico come un bene accessibile a chiunque (nessuno può essere escluso dal suo uso): l'utilizzo da parte di chiunque non sottrae alcunché all'utilizzo da parte di altri (la cosiddetta "non rivalità nel consumo" (Hinderberger F., Luks E., Stewen M., *Economia, ecologia, politica*, Edizioni Ambiente, Milano, 1999)
11. L'interesse dei produttori ad un continuo aumento della produttività per ettaro sostiene la ricerca sugli organismi geneticamente modificati che nonostante gli impatti ambientali e i rischi per la popolazione, aumentano la produttività e quindi i profitti (Rifkin J., *Il secolo Biotec*, Baldini & Castoldi, Milano, 1998; Smith J.E., *Biotecnologie*, Zanichelli, Bologna, 1998).
12. Per avere un riferimento sull'azione nociva svolta dai finanziamenti pubblici, nei primi tra anni di esistenza la Convenzione sulla diversità biologica (CBD), costituita a seguito del Summit mondiale di Rio del 1992, ha concesso finanziamenti per 335 milioni di dollari in favore della protezione della natura. Nello stesso periodo i sussidi concessi per attività di depauperamento delle risorse sono stati di 1.800 miliardi di dollari (importi 5,373 volte superiori) (Tuxill J., Bright C., La rete della vita perde sempre più fili, in Brown L.R., Flavin C., French H., *State of the World 1998*, Edizioni Ambiente, Milano, 1998).
13. Sugli effetti della globalizzazione nella società e nell'ambiente si veda anche: Rifkin J. *La fine del lavoro*, Baldini & Castoldi, Milano, 1995; Amoroso B. *Della globalizzazione*, Edizioni la Meridiana, Molfetta 1996; Brecher J., Costello T., *Contro il capitale globale*, Feltrinelli, Milano, 1996; George S., Sabelle F., *Crediti senza frontiere*, Edizioni Gruppo Abele, Torino, 1994.
14. Attualmente al disfare operato dagli imprenditori corrisponde una disponibilità delle comunità locali a consumare le proprie risorse a fronte di benefici anche modesti nel breve tempo. Le comunità povere svendono il proprio capitale perseguendo una ricchezza economica che raramente è duratura e condivisa e che solitamente le porta ad essere più povere.
15. La considerazione dell'ambiente è variabile subalterna al mantenimento e all'accrescimento del profitto, obiettivo principale dell'attuale economia. Se è vero che il capitale ha sempre governato lo stato, oggi è un capitale concentrato in pochi paesi che come nell'epoca coloniale governa il mondo e tratta gli i territori come ambito di conquista produttiva e di mercato da attuare anche militarmente. In questo lo sviluppo del WTO è il meccanismo per supportare tale colonizzazione in quanto esso è portatore di un modello che è sociale, culturale, di potere. Tra le conseguenze previste dall'estendersi dei "valori americani" tra i paesi aderenti al "nuovo strumento" (WTO) è quello di condurre "agli Stati Uniti interventi di vasta portata negli affari interni di altri paesi" e di "acquisizione del controllo di settori cruciali dell'economia di altri paesi da parte di imprese con sede negli Stati Uniti" e in genere "benefici per i ricchi e per il mondo economico" (Chomsky N. *Sulla nostra pelle*, Marco Tropea Editore, Milano, 1999).
16. Sono in corso di svolgimento interessanti elaborazioni, finalizzate alla riduzione del consumo delle risorse, che propongono una contabilità ambientale ovvero una valutazione economica complessiva delle azioni e delle merci implementata dai costi ambientali. Questo sforzo lodevole, se non palesa subito l'obiettivo della riduzione dei profitti rischia di ricordare quello per anni operato in campo urbanistico. In quel caso si assistette ad un confronto serrato tra coloro i quali volevano comporre un contesto insediativo qualificato e coloro i quali agivano alla ricerca dell'esclusivo profitto all'interno di quanto consentito dalla società. I primi, senza voler modificare i meccanismi che regolavano il reddito dei terreni e degli immobili, si sono trovati a immaginare soluzioni diverse utilizzando però regole e strumenti costituiti per garantire il profitto e non la qualità, e ciò ha portato a grandi fatiche e scarsi risultati.
17. Sembra necessario perimetrare gli ambiti insediativi e agricoli intensivi per contenerne l'espansione e successivamente ridurli. Porsi dei limiti, definire una ipotesi quantitativa complessiva di uso del suolo, è fondamentale. Supponendo che la superficie delle aree urbanizzate attualmente sia circa l'8% della superficie totale dell'Italia, che essa non sia concentrata ma distribuita così da interessare la totalità del paese e che gran parte delle aree agricole di pianura hanno già attualmente un livello di artificializzazione elevatissimo, l'obiettivo potrebbe essere ricondurre, nel breve termine, entro il 20% del totale del paese le superfici a questa conduzione. Contemporaneamente si dovrebbero definire modelli insediativi, produttivi e di mobilità incentrati sulla conservazione dell'ambiente per il resto del territorio e si dovrebbe intervenire per migliorare le condizioni ambientali all'interno del 20% perimetrato. Perimetrando e riducendo gli insediamenti si permetterebbe di riposizionarli nella natura e non costringere questa all'interno di città e attività. In questa azione diffusa si interviene con livelli sempre più complessi in relazione alla presenza di habitat conservati, disturbati e degradati.

Habitat conservati	Habitat disturbati	Habitat degradati
	Eliminazione del disturbo	Eliminazione del disturbo
	Riqualficazione	Riqualficazione
		Ripristino, Restauro etc.
	Normative di uso	Normative di uso
Area protetta	(Area protetta)	(Area protetta)

I DOSSIER DEL WWF

I Dossier possono essere inviati su richiesta, a fronte rimborso spese.

Per informazioni:

Via Garigliano, 57 - 00198 Roma tel. 06/844971

ROMA: 3 anni di amministrazione. Critiche all'operato. Proposte per il prossimo futuro.

AA.WW. - Gennaio 1997

Area Rete Territoriale. Unità Trasformazioni. Interventi ed Azioni 1.1.1997-10.2.1997

a cura di V. Tosatti

Aprile 1997

Area Rete Territoriale. Unità Trasformazioni. Interventi ed Azioni 10.2.1997- 8.6.1997

a cura di V. Tosatti

Giugno 1997

Urbanistica, tra riforma e deregulation

a cura di M. Caforio, G. Ponti, V. Tosatti

Luglio 1997

Cosa succede in città? Analisi delle scelte urbanistiche in 15 città

a cura di M. Caforio

Luglio 1997

Master Plan della Costa Smeralda: Un progetto non sostenibile

a cura di: M. Caforio e Delegazione WWF

Sardegna

Luglio 1997

Vertenza coste 1997

a cura di: S. Bardi

Gennaio 1998

Piani Urbani del Traffico per una mobilità ecosostenibile

a cura di A. Donati; introduzione di G.

Benedetto

Gennaio 1998

Kyoto: El Gringo sta cambiando il clima del Pianeta

a cura di Aldo Iacomelli

marzo 1998

Il problema corre sull'onda- Elettrosmog: biosfera a rischio

a cura di Sara Fioravanti, Aldo Iacomelli,

Fabio Macchia, Luca Ramacci, Guido Santonocito

Marzo 1998

Nuovo gravemente alla salute - Gli inquinanti da traffico e il rischio cancerogeno derivante da benzene e da idrocarburi aromatici contenuti nelle benzine e nei gas di scarico-

Campagna di ricerca 1997

a cura di Aldo Iacomelli, Marco Viviani,

Marta Geranzani, Ilaria Palchetti, Michele

Maccaluso

Maggio 1998

Il sistema energetico: proposte per il DPEF e per la tariffa elettrica

a cura di Aldo Iacomelli e Franco Iacovoni

Maggio 1998

Ecosistema Italia:

a qualcuno piace caldo

a cura di Aldo Iacomelli, Bruno Petriccione,

Lucilla Carotenuto, Laura Crisante

Giugno 1998

Vuoto a rendere

a cura di A. Iacomelli e E. Pietrobelli

Giugno 1998

Traffico motorizzato e mutamenti climatici

a cura di A. Iacomelli

Dicembre 1998

Concessioni autostradali: resiste il grande patto sul cemento

a cura di A. Donati, M. Adduci, P. Fanilli

Marzo 1999

500 buone azioni e 10 proposte per la tutela dell'ambiente e del paesaggio

a cura dell'Area legale Istituzionale

Ottobre 1999

SPECIALE PARCHI

Un Parco e la sua Economia. Indagine sul Parco Nazionale d'Abruzzo e la politica di sviluppo locale

Studio realizzato dal WWF Italia in collaborazione con IZI 1998

Linee Guida WWF per il Piano del Parco

a cura di M. Caforio, P. Lombardi, A. Paolella, I. Pratesi

Novembre 1998

ECOSISTEMA ITALIA

Dossier a cura del Settore Diversità Biologica

Lista Rossa dei Vertebrati Italiani

a cura del Settore Diversità Biologica

realizzato da: E. Calvario, S. Sarrocco

Febbraio 1997

Piano di conservazione dell'orso bruno nelle Alpi orientali

a cura del Settore Diversità Biologica

realizzato da P. Ciucci e L. Boitani - Istituto di Ecologia Applicata

Febbraio 1997

L'impatto della pesca sportiva nei mari italiani

a cura dell'Unità Diversità Biologica

realizzato da V. Crespi e E. Leonardi

Agosto 1997

3° Brown bear Workshop. Atti - Tarvisio, 13-14 dicembre 1996

a cura dell'Unità Diversità Biologica - AAVV

Agosto 1997

Libro Rosso degli Animali d'Italia (vertebrati)

a cura di F. Bulgarini, E. Calvario, F. Fraticelli, F. Petretti, S. Sarrocco

Agosto 1997

Da un'ottica di sistema ad un'ottica di rete: una nuova visione per la gestione dei parchi in Italia, tre ipotesi di rete per la promozione del turismo

di Alessandro Bardi*

Premessa

I Parchi Nazionali italiani costituiscono un grande giacimento di biodiversità per l'Unione Europea e certamente una parte molto importante di quella Rete ecologica nazionale alla cui costituzione è legata la salvaguardia dei meccanismi dell'evoluzione che sono alla base della naturalità della penisola italiana.

Anche nel nostro Paese quindi si sta infatti affermando il principio di salvaguardare la natura non soltanto all'interno delle aree protette, ma in una Rete Ecologica Nazionale costituita da aree naturali con diverso livello di tutela connesse tra loro, già promosso a livello internazionale e verso cui si sono mossi i primi passi a livello comunitario con l'attuazione della Direttiva Habitat e la costituzione della Rete Natura 2000.

I grandi parchi nazionali non dovranno quindi essere elementi separati di un sistema di aree protette, mai i nodi di una rete che dovrà vederli collegati tra loro e con le altre aree protette da "corridoi" ecologici, da territori cioè che pur soggetti a vincoli di tutela meno severi di quelli delle aree protette dovranno conservare un grado di naturalità o seminaturalità sufficiente a renderli elementi di collegamento tra un'area e l'altra, consentendo contatti e scambi tra le diverse popolazioni animali e vegetali.

I Parchi nazionali possono quindi costituire un *continuum* naturale di grande importanza non solo ecologica, ma anche di grandissima potenzialità per lo sviluppo del turismo.

Questa continuità consente infatti di integrare e diversificare l'offerta turistica dei Parchi nazionali andando a costituire un complesso turistico di grande valenza e interesse tanto per il pubblico nazionale che internazionale.

Nel seguito vengono descritte tre ipotesi per un'offerta turistica integrata e diversificata nei parchi nazionali basate proprio su una visione di rete del Sistema e non di sviluppo di ciascun suo elemento.

La rete dei parchi

In primo luogo si può progettare la Rete dei Parchi, costituita da percorsi attrezzati con strutture di sosta e pernottamento che attraversino i grandi parchi nazionali e li colleghino tra loro, a disposizione di escursionisti a piedi, in mountain bike, a cavallo e anche in automobile.

Per i punti di sosta e pernottamento gestiti si possono prendere come riferimento le "gites" francesi, punti di accoglienza a diverso grado di gestione, di comfort e di servizio utilizzabili dalle diverse categorie di escursionisti.

A modello per tali percorsi possono essere presi il Kungleden, sentiero attrezzato lungo 260 km che in Svezia collega e attraversa i parchi nazionali di Abisko, Sareke Padjelanta, oppure i circuiti che collegano i rifugi dolomitici o il "Sentiero dell'inglese", promosso dal WWF Italia nel Parco nazionale dell'Aspromonte. Lungo questi sentieri, resi percorribili con relativa facilità anche da attrezzature come ponticelli, ferrate ed altre, si trovano a distanze "di tappa" rifugi, semplici bivacchi,

punti di sosta nonché ostelli e punti di rifornimento anche presso i centri abitati che vengono attraversati.

La "Rete dei Parchi" non potrà prescindere dai grandi itinerari escursionistici già individuati sul territorio, come ad esempio il Sentiero Italia del CAI e la Via dei parchi individuata dal WWF Italia e dall'Associazione Vie Verdi d'Europa, che ne potranno costituire alcuni degli assi principali.

Altresì dovrà comprendere anche strade e linee ferroviarie, con reti a diversi ordini di importanza che colleghino i parchi tra loro e con i grandi centri urbani e costituiscano itinerari per coloro che non possono o non vogliono compiere lunghe escursioni.

Risulta quindi fondamentale la progettazione della "Rete dei Parchi" nelle sue componenti, ovvero i tracciati degli itinerari e i luoghi di sosta, per le diverse tipologie di escursionisti e quindi con diversi livelli di percorribilità e accoglienza.

La necessità di infrastrutturazione è determinata per la scelta dei tracciati di tali percorsi e per la localizzazione delle infrastrutture tanto all'interno che all'esterno dei Parchi Nazionali.

In generale le situazioni ambientali presenti nei parchi nazionali consentono di individuare i seguenti criteri generali per progettazione:

- utilizzazione all'interno dei parchi della rete di sentieri individuata dall'Ente di gestione nel rispetto delle norme da questo poste in vigore, mentre la localizzazione delle infrastrutture dovrà rispettare le indicazioni di assetto del territorio contenute nel Piano di gestione e nel Piano socio-economico;
- utilizzazione di percorsi già esistenti o recupero di antichi percorsi di valore storico e/o culturale (ad esempio tratturi, strade storiche, ecc.);
- individuazione di percorsi escursionistici in aree naturali o agricole percorribili senza interruzioni dovute a strade, ferrovie, centri industriali e senza dover utilizzare strade asfaltate;
- realizzazione di nuove infrastrutture soltanto in aree di minor sensibilità ambientale e rispetto delle aree di maggior valenza naturalistica (ad esempio Siti di Importanza comunitaria dell'Unione Europea);
- preferenza del recupero di edifici preesistenti alle nuove realizzazioni;
- localizzazione delle infrastrutture ricettive tenendo conto di: lunghezza delle tappe delle diverse tipologie di escursionisti (escursionisti giornalieri nei parchi, escursionisti di randonee, escursionisti in mountain bike, escursionisti a cavallo);
- necessità di consentire agli escursionisti di transitare nelle vicinanze di centri abitati almeno ogni 2-3 giorni;
- adeguamento della rete stradale e ferroviaria esistente al fine di essere integrata nella Rete dei Parchi, anche con interventi di riqualificazione tesi ad eliminare le discontinuità ecologiche provocate dalle infrastrutture di trasporto;
- necessità di promozione dell'ecosviluppo nei centri abitati marginali e sfavoriti.

Un aspetto fondamentale del successo dell'intero progetto è legato alle modalità di gestione della "Rete dei parchi", tanto per quel che riguarda i percorsi che per le strutture ricettive, da definire in fase di progettazione.

Per quel che riguarda i percorsi si potrà prevedere che all'interno dei Parchi la loro gestione sia garantita dagli Enti Parco, mentre all'esterno dei parchi si potrà promuovere l'"adozione" di tratti ben definiti dei percorsi da parte di associazioni ambientaliste, sportive, di volontariato e di categoria (WWF, CAI, Legambiente, Agriturist), APT, Pro Loco o anche da parte di operatori turistici interessati alla loro utilizzazione. Analogamente si potrà procedere per la gestione dei punti tappa con considerazioni particolari per quel che riguarda gli ostelli e le locande interessate dal percorso. Queste potranno essere gestite da privati a livello imprenditoriale: gli enti di gestione dei parchi potranno promuovere, anche ricorrendo a finanziamenti dello Stato o dell'Unione Europea, la nascita di imprenditoria giovanile allo scopo.

La ricettività lungo il percorso potrà essere garantita anche da strutture tipo “bed & breakfast” nei centri attraversati che hanno il vantaggio di diffondere i benefici economici indotti dal turismo nel tessuto sociale e di favorire scambi culturali tra i turisti e le popolazioni locali. Il loro inserimento tra le attrezzature comprese nel percorso potrà avvenire soltanto a fronte della soddisfazione di standard di qualità del servizio e soprattutto di condivisione delle problematiche ambientali applicata in pratiche concrete quali il risparmio di acqua ed energia, l'uso di prodotti rispettosi dell'ambiente, la raccolta differenziata, la collaborazione con l'ente parco, la disponibilità di materiali naturalistici quali libri, filmati e binocoli per i clienti.

Le strutture ricettive gestite commercialmente a fronte dell'adeguamento agli standard richiesti si goveranno della comunicazione che verrà effettuata per lanciare la “Rete dei Parchi” e per promuoverne la fruizione da parte del pubblico.

La comunicazione potrà essere svolta a livello nazionale e internazionale, attraverso la stampa periodica specializzata, guide e pubblicazioni specifiche, programmi e servizi televisivi e l'organizzazione di eventi lungo tratti specifici dei percorsi (raduni, transumanze, eventi sportivi, ecc).

Questo progetto è già stato elaborato nelle sue linee principali dal WWF Italia che potrà esserne il fulcro e l'elemento propulsivo del coinvolgimento delle diverse figure, pubbliche e private, che possono dar vita alla sua realizzazione.

La rete delle case della natura

Il successo di un parco nazionale deve certamente essere misurato in termini di conservazione della natura e appositi indicatori consentono di ottenere valutazioni precise in tal senso.

L'affermazione di un parco nazionale ottenuta attraverso il consenso delle popolazioni locali è strettamente legata all'impulso che il parco riesce a dare all'economia locale, dovuto ai finanziamenti convogliati dallo Stato per la gestione corrente e per gli investimenti e all'indotto economico generato nelle produzioni tipiche, nell'artigianato, nei servizi e soprattutto nel turismo.

Una delle attrattive più forti per il turista in un parco nazionale è l'osservazione della fauna, come è stato dimostrato da numerosi studi in tutto il mondo. E' indubbio che il successo dei grandi parchi nazionali africani è dovuto alla possibilità di osservare la fauna con facilità, così come avviene per certi versi in Italia per i parchi nazionali d'Abruzzo, del Gran Paradiso e dello Stelvio e nelle Oasi gestite dal WWF Italia.

Altrettanto importanti a questo scopo sono le strutture che consentono al turista di “leggere” l'ambiente naturale, non solo nelle componenti faunistiche, ma anche in quelle geologiche o botaniche, di comprendere fenomeni naturali e i meccanismi dell'ecologia.

Si tratta quindi di dotare i parchi di strutture in grado di consentire l'osservazione della fauna e la lettura dell'ambiente naturale da parte del pubblico, di conoscerli e di apprezzarli. Tale compito è proprio degli Enti di gestione, che possono ricorrere eventualmente allo scopo anche a risorse dell'Unione Europea.

Tali infrastrutture dovranno costituire i nodi di una rete integrata distribuita sul territorio le cui maglie saranno percorsi e itinerari all'interno dei parchi stessi.

La numerosità dei parchi e l'entità delle risorse disponibili consentono di progettare questa rete nel suo complesso e per ciascun parco, attingendo ad esperienze nazionali ed internazionali per la definizione della rete e per la progettazione di ciascuna struttura.

I parchi sono il regno della Natura e quindi nei Parchi si devono trovare strutture d'avanguardia di tipo naturalistico a livello di quelle delle grandi città o addirittura superiore, come avviene spesso all'estero, in grado di svolgere in modo ottimale funzioni educative, didattiche, turistiche, ricreative e di ricerca.

Nella progettazione della rete si dovrà tenere conto di diverse esigenze:

- caratterizzare i parchi per i loro elementi più significativi differenziandoli tra di loro;
- dotare i centri presenti nei parchi di strutture naturalistiche differenziate in grado di caratterizzarli a di attrarre visitatori;
- favorire la realizzazione degli interventi più importanti nei centri meno favoriti dai flussi turistici.

Le componenti degli interventi che costituiranno la rete saranno: aree faunistiche, orti botanici, centri visitatori, musei, giardini naturalistici, sentieri naturalistici, strutture per l'osservazione della fauna, parchi didattici a tema, aree di sosta e ricreazione. La tipologia degli interventi risulterà proprio dalla combinazione di queste componenti, come risulta dalle esperienze ormai consolidate a livello nazionale e internazionale.

La gestione di queste strutture dovrà essere a carico degli Enti parco, che potranno svolgerla sviluppando occupazione a livello locale o creando indotto attraverso l'esternalizzazione dei servizi.

La gestione da parte dell'Ente parco garantirà la correttezza e la coerenza dell'informazione e il coordinamento dell'immagine delle diverse strutture tra loro e con la gestione del parco, sarà garanzia della qualità della gestione e favorirà il coordinamento tra le strutture presenti nei diversi parchi.

Molto importante sarà la promozione della Rete delle Case della Natura a livello nazionale e locale attraverso strumenti di comunicazione, onde favorirne il successo in termini di numero di visitatori e quindi di educazione e sensibilizzazione e, di riflesso, di indotto economico per le popolazioni locali.

La rete dello sport

I parchi nazionali sono aree ad elevato livello di integrità ambientale: la qualità dell'ambiente, la presenza di aree naturali, la qualità dell'aria, della acque, delle produzioni tipiche generalmente risultato di tecniche tradizionali non industrializzate, dei centri urbani e più in generale della vita che vi si può condurre li rendono luoghi salutarissimi. I parchi sono quindi luoghi d'elezione per gli sportivi, che vi possono svolgere le loro attività in condizioni ideali.

Il sistema dei Parchi può quindi dotarsi di una rete di strutture sportive in grado di garantire servizi ottimali alle popolazioni locali, ma anche di integrare l'offerta turistica o addirittura di attirare un turismo sportivo e di ospitare sessioni di allenamento di sportivi.

La Legge quadro per le aree protette ha associato alla conservazione della Natura, finalità primaria dei parchi nazionali, lo sviluppo economico e visto che il turismo costituisce certamente uno dei canali più importanti per tale prospettiva lo sport può costituire uno dei settori da valorizzare.

La sfida di garantire lo sviluppo economico grazie al turismo potrà infatti essere vinta soltanto attirando nei parchi non solo gli amanti della natura e della vita all'aria aperta, ma anche altre categorie di turisti, quali ad esempio gli anziani, i bambini, gli amanti della gastronomia o i salutisti, richiamandoli con offerte turistiche specifiche. Gli sportivi costituiscono certamente una di queste categorie e quindi nei parchi nazionali dovrà essere realizzata una rete di strutture e di opportunità ad essi dedicata.

Questa rete integrata di strutture ed opportunità sportive sarà costituita da impianti ed opportunità, differenziati tra i diversi parchi e le diverse zone di uno stesso parco in relazione alle condizioni ambientali e climatiche e alle indicazioni dei Piani di gestione e dei Piani Socio Economici dei parchi.

I nodi di tale rete saranno costituiti da Centri sportivi e da Aree e Percorsi sportivi disseminati sui territori dei parchi in maniera integrata. La localizzazione degli impianti sportivi, che potranno comprendere piscine, palestre, campi di atletica, campi da calcio, campi da tennis, pallacanestro, pallavolo, aree verdi per attività fisica a corpo libero, il

pattinaggio, attività ludica per i più piccoli e sport quali il tiro con l'arco, le bocce, ecc, sarà dettata dalle indicazioni dei Piani di Gestione e dei Piani Socio-Economici dei parchi, e dalla necessità di rispondere tanto alle esigenze delle popolazioni locali che a quelle del turismo. La qualità dell'ambiente naturale e la bellezza dei paesaggi può rendere particolarmente salutare e piacevole la pratica degli sport all'aria aperta a minimo impatto ambientale quali ad esempio la corsa, lo sci di fondo, il ciclismo su strada o in mountain bike, l'equitazione, l'orientamento e, in particolari condizioni, lo sci alpinismo e l'arrampicata. Sono invece da escludere strutture per sport ad eccessivo impatto sull'ambiente naturale, quali ad esempio il parapendio e il volo a vela, il moto cross o altri.

Per questi sport all'aria aperta dovranno essere identificate localizzazioni e percorsi dotandoli dei servizi minimi necessari al loro svolgimento, seguendo i seguenti criteri:

- compatibilità con le indicazioni di Piano;
- funzionalità delle strutture allo sviluppo economico del territorio del Parco;
- stagionalizzazione dell'utilizzo con l'alternanza di sport diversi nelle diverse stagioni;
- utilizzo esclusivo delle strutture da parte degli sportivi;
- preferenza del recupero di edifici già esistenti per le strutture di servizio;
- realizzazione di strutture di servizio ex novo con tipologie costruttive a ridotto impatto ambientale e tipiche dei territori interessati.

Tali criteri meritano alcuni commenti in relazione agli sport più frequentemente praticati in aree naturali.

Itinerari appositi per lo sci di fondo, per la mountain bike, per l'equitazione e per la corsa campestre potranno essere identificati in relazione alle indicazioni di piano in aree a tutela orientata e in aree di sviluppo, preferibilmente con sviluppo circolare con partenza e arrivo da e ai poli in cui verranno concentrate le strutture di servizio quale noleggi, stalle e maneggi, punti di ristoro, parcheggi che potranno essere utilizzati in inverno per lo sci di fondo e dalla primavera all'autunno per gli altri sport.

La tranquillità degli sportivi e degli escursionisti porta ad evitare, se non per tratti brevi, la sovrapposizione dei percorsi sportivi, che tra l'altro possono essere particolarmente affollati in periodi, orari e aree particolarmente favorevoli, con la rete di sentieri naturalistici presenti in ciascun parco nazionale.

La realizzazione di questi percorsi richiederà:

- la localizzazione di strutture di servizio in aree facilmente raggiungibili in ogni stagione dell'anno, dotate di parcheggi, e preferibilmente recuperando edifici preesistenti;
- la dotazione dei percorsi di cartelli esplicativi dei diversi circuiti nei punti principali dei percorsi quali ad esempio la partenza e i luoghi di sosta, e di segnaletica direzionale;
- la sistemazione dei percorsi per gli sport a cui sono destinati con l'installazione di barriere di sicurezza in punti pericolosi, ponticelli, fontanelle e aree di sosta eventualmente dotate di ripari per i cavalli nel caso di percorsi equestri.

Particolarmente importanti per la reale funzionalità di questi percorsi sono le attività di manutenzione e di esercizio, quali la manutenzione e la sostituzione della attrezzature, il drenaggio e, nel caso delle piste dello sci da fondo, la marcatura dei solchi per gli sci nei diversi percorsi. La rete dello sport dovrà prevedere anche l'offerta di opportunità, e se necessario di infrastrutture, anche per sport quali l'arrampicata e lo sci alpinismo, anche e soprattutto allo scopo di regolamentare attività in molti casi preesistenti all'istituzione dei parchi. Questi sport, a causa del loro impatto ambientale sull'ambiente naturale e sulla fauna, non potranno verosimilmente essere svolti in tutti i parchi nazionali, ma potranno invece trovare siti adatti in aree marginali e meno sensibili di alcuni di essi.

Per quanto riguarda l'arrampicata, sport al quale possono essere associati flussi turistici consistenti anche di stranieri in aree particolarmente favorevoli per questo sport in stagioni quali la primavera e l'autunno, è bene distinguere tra le attività a bassa quota e quelle a bassa quota.

La regolamentazione e quindi sostanzialmente la localizzazione delle prime in aree non sensibili, se presenti, è dovuta al disturbo che può essere provocato da arrampicatori e soprattutto concentrazioni di essi con danni alla fragile flora rupicola e grave disturbo all'avifauna nidificante: sono noti infatti casi di nidificazioni di uccelli rapaci non andate a buon fine a causa del disturbo arrecato alle pareti rocciose dagli arrampicatori che vi si erano concentrati.

Nel Parco nazionale degli Ecrins, in Francia, una speciale commissione autorizza l'apertura di nuove vie per l'arrampicata dotate di chiodi fissi in relazione all'impatto che queste possono provocare.

Alle quote più basse, dove più abbondanti sono le specie di flora e fauna presenti sulle pareti, questo problema può essere particolarmente grave. E' per questo che dovranno essere identificate le pareti non interessate da nidificazioni di uccelli da rapaci e non ospitanti flora rara o minacciata, dove far concentrare gli arrampicatori, sia con il divieto di arrampicata nelle pareti sensibili, ma soprattutto con strutture e servizi in grado di favorire le pareti prescelte quali parcheggi, vicinanza di ostelli e campeggi, distribuzione gratuita di guide alle diverse vie di arrampicata con indicazione del grado di difficoltà.

Altrettanto importante è la regolamentazione di attività di arrampicata e alpinistiche alle quote più alte dove minore è il rischio di impatto su flora e fauna, ma è necessario comunque salvaguardare la solitudine, se non forse la "Wilderness" di territori altrimenti assolutamente indisturbati.

Infine particolarmente delicata è la gestione dello sci alpinismo nei parchi nazionali: per tale sport dovranno essere infatti individuate aree specifiche, prive di rischi quali le valanghe e le zone rocciose, da delimitarsi onde evitare il danno all'ambiente, ad esempio allo sviluppo della vegetazione arborea che alle più alte quote viene spesso recisa dal passaggio degli sci.

Molto importante sarà la promozione della Rete dello Sport a livello nazionale e locale, onde renderla un elemento trainante del Sistema dei Parchi.

* *Vice Segretario Generale WWF Italia*

Bibliografia

1. Angle, G. (a cura di, 1991): "Habitat, la gestione degli ambienti naturali", WWF Italia
2. Bardi A. (1997): "I manager dello sviluppo sostenibile nei Parchi"; Atti della Prima Conferenza Nazionale aree Naturali Protette, Ministero dell'Ambiente, Roma.
3. Blasi C. (1997): "La carta ecologica e la carta dei sistemi di Paesaggio d'Italia"; Atti dei convegni Lincei n.132 Convegno sul tema: "Parchi e riserve naturali: Conservazione e ricerca ieri e oggi", Roma 5 giugno 1996, Accademia Nazionale dei Lincei, Roma.
4. Bologna G. (1997): "Conservazione e ricerca in Italia: una proposta del WWF"; Atti dei convegni Lincei n.132 Convegno sul tema: "Parchi e riserve naturali: Conservazione e ricerca ieri e oggi", Roma 5 giugno 1996, Accademia Nazionale dei Lincei, Roma.
5. Karrer F. & Ciampi S. (a cura di): "Professionalità ambientali: competenze integrate per uno sviluppo sostenibile", A.F. Forum, Associazione per l'alta formazione, Franco Angeli.
6. Raffa M. (1998), "Formazione, occupazione, cooperazione ed imprese nei parchi", Ministero dell'Ambiente, "Atti della Prima Conferenza Nazionale sulle aree Naturali Protette", Istituto Poligrafico e Zecca dello Stato, Roma
7. Richez G. (1992): "Parcs nationaux et tourisme en Europe", Editions L'Harmattan, Parigi
8. Rossi G. (1993): "Affare Parco", Ente Autonomo Parco Nazionale d'Abruzzo, Pescasseroli.
9. WWF Italia (1998), "Linee guida per la redazione dei piani parco", Dossier della Rivista Attenzione, WWF Italia, Roma

La Carta delle aree selvagge come base per l'individuazione di possibili connessioni

di Fabrizio Bulgarini*

L'Europa è un continente così densamente abitato da aver cambiato radicalmente volto nel corso degli ultimi 25 secoli. In particolare, l'Italia con gli attuali 187 abitanti per Km², conserva solo le tracce di una naturalità ed integrità del territorio tale da essere considerata "selvaggia", fatta forse eccezione per le più alte zone alpine. Alcune aree però, come i Monti del Gennargentu e le faggete del Parco Nazionale d'Abruzzo mantengono una loro naturalità e l'impatto dell'uomo è assolutamente limitato, tanto che i processi ecologici sono tuttora vitali. Ebbene questi spazi rappresentano oggi e potranno rappresentare ancor di più in futuro, grazie ad opportuni criteri di gestione, i nostri spazi selvaggi.

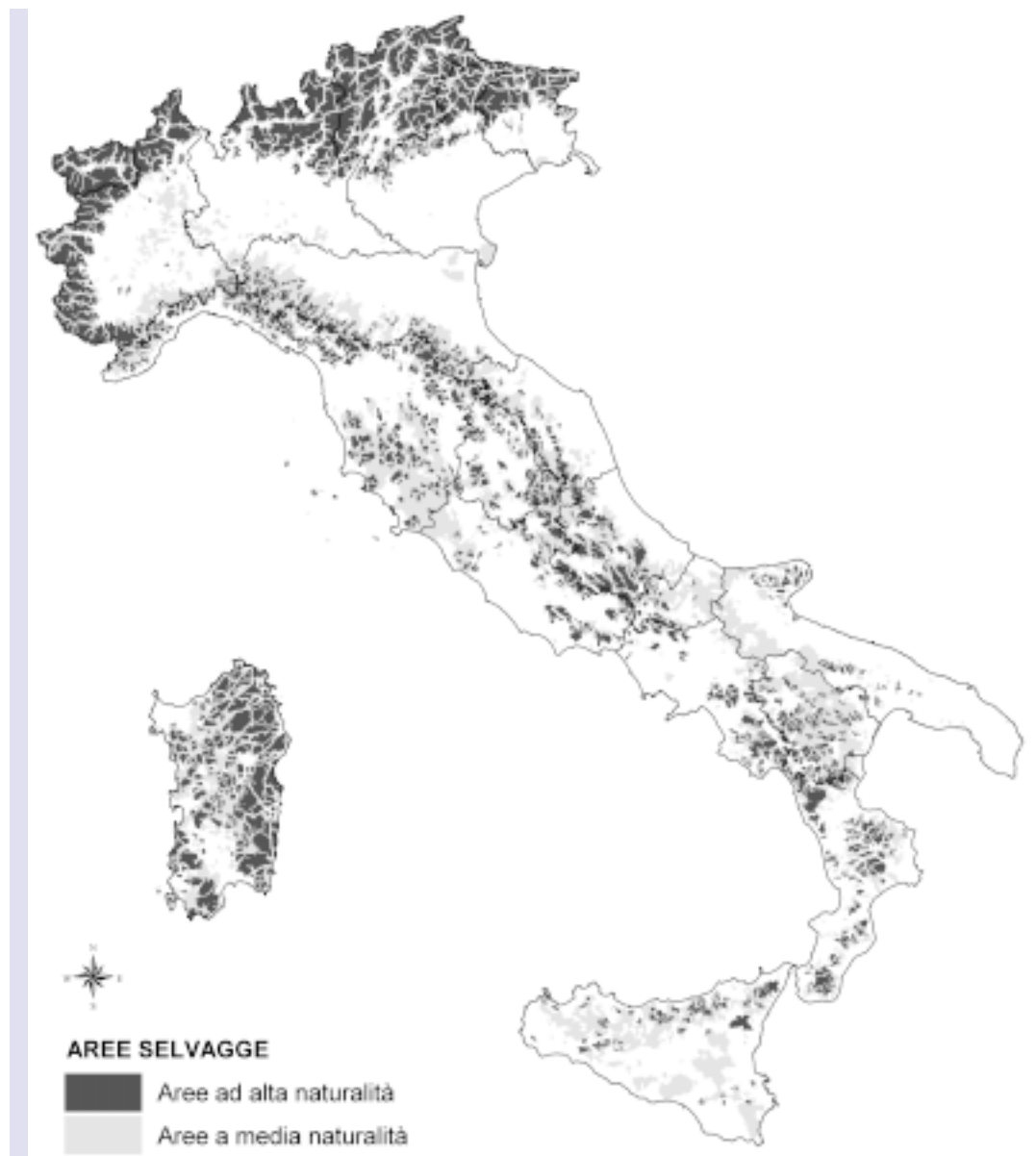
A voler essere rigorosi, già dal Neolitico il paesaggio della nostra Penisola non può più essere definito integralmente naturale, cioè prodotto dell'evoluzione indisturbata dipendente solo da fattori ambientali. La

civiltà etrusca e quella romana, tanto in età repubblicana che imperiale, hanno determinato invece un sostanziale arretramento degli ambienti palustri e lagunari nelle pianure e una sistematica distruzione delle grandi selve soprattutto nelle zone pianeggianti. Oggi possiamo ragionevolmente considerare che l'Italia abbia appena il 10% della fauna, della flora e degli ambienti naturali che esistevano in epoca romana, le zone umide si sono ridotte del 90%, le nostre foreste sono ormai boschi "gestiti" dall'uomo e molto meno del 10% delle nostre coste può essere considerato ancora naturale.

Il WWF Italia ha realizzato, nell'ambito dello studio Ecosistema Italia, una carta delle aree a basso impatto antropico. La frammentazione degli habitat, causata dalla sovrapposizione di infrastrutture (stradali, abitazioni, insediamenti industriali) e di attività umane (agricoltura, turismo, caccia) sui territori naturali, è sicuramente l'elemento di base dell'alterazione ambientale nel nostro Paese. La lunghissima e complessa storia della presenza umana in Italia ha portato la nostra Penisola ad essere uno degli esempi più evidenti di esasperazione della mosaicizzazione del paesaggio. Questa alterazione, oltre a presentare un ovvio impatto paesaggistico, provoca profonde modificazioni nelle biocenosi. Per le specie più mobili e con ampi territori, come ad esempio i grandi mammiferi carnivori, la frammentazione degli habitat comporta dirette ripercussioni sulla loro biologia.

Le elaborazioni che hanno consentito la stesura della prima carta delle aree selvagge in Italia, consentono di identificare alcune problematiche. Quattro aspetti condizionano l'analisi e i suoi risultati e devono essere brevemente ricordati per comprendere i limiti concettuali di una carta delle aree selvagge:

- la scala cartografica: nonostante i moderni sistemi di cartografia informatizzata che permettono di passare ad infiniti livelli di scala, l'analisi ha una sua validità ad una scala più grande.
- il set di parametri ambientali e dei loro valori che fungono da soglia per identificare le aree: questo è il momento della massima arbitrarietà, poiché il set di parametri utilizzati è una scelta che condiziona il risultato dell'analisi.
- la quantità di dati a disposizione: la scelta dei parametri ambientali da utilizzare è condizionata da quali dati ambientali sono disponibili. In Italia non sono molti i dati ambientali disponibili con una copertura omogenea di tutto il territorio nazionale: a livello locale o regionale esistono



1. La Valle dell'Isarco e dell'Adige, dal Brennero a Verona. Le ampie valli sono diboscate, trasformate dall'agricoltura intensiva e dagli insediamenti industriali e in più vi corrono importanti vie di comunicazione che vedono in alcuni casi procedere, contigue, la strada statale ad elevata densità di traffico, la ferrovia più importante per i collegamenti passeggeri tra l'Italia e il centro Europa e una delle più importanti arterie autostradali transalpine per volume di traffico leggero (autoveicoli) e pesante (autocamion). Ne risultano particolarmente influenzati i sistemi alpini occidentali dello Stelvio, del Cevedale e soprattutto del complesso Adamello Brenta che vengono così ad essere quasi completamente isolati dal resto delle Alpi centro-orientali. Il fatto non può non avere importanti effetti sulle possibilità di ricongiungimento spontaneo della locale relictta popolazione di Orsi bruni con i più fiorenti nuclei est-europei in espansione.
2. Milano-Varese. Confine di Stato. In questo tratto la porzione di catena alpina in territorio italiano è estremamente esigua e questa ulteriore cesura, in una zona ad elevata densità abitativa ed industriale, accresce la separazione fra i due tronconi delle Alpi. Considerando solo il territorio in chiave di confini politici in effetti a questo punto le Alpi italiane appaiono divise in due metà.
3. L'Appennino Tosco-Emiliano, tra Bologna e Firenze. Questo tratto dell'Appennino, sebbene si restringa, rappresenta un fondamentale ponte di comunicazione tra la catena appenninica e centro-settentrionale (e quindi il resto della Penisola) e il sistema ligure da cui la connessione con le Alpi è diretta. La linea ferroviaria e l'autostrada (di cui è previsto il raddoppio) corrono per buona parte in galleria o in viadotto, fatto che ne riduce l'effetto barriera ai fini degli spostamenti della grande fauna terrestre, come è confermato dalla emigrazione del Lupo dall'Appennino tosco-emiliano fino alle Alpi Marittime.
4. I territori attraversati dall'Autostrada del Sole, tra Firenze e Napoli. L'autostrada del Sole e la linea ferroviaria Napoli-Roma-Firenze corrono in buona parte in importanti sistemi vallivi, fra cui la Valdarno, la Val di Chiana, la Valle del Tevere, la Valle del Sacco. Ciò accentua l'effetto cesura che le valli esercitano già di per sé nel territorio collinare e montano. L'aspetto più grave è probabilmente rappresentato nella Val di Chiana, dalla netta cesura fra il comprensorio delle Colline Metallifere e della Maremma senese-grossetana da un lato e dal complesso appenninico vero e proprio dall'altro. Inoltre a sud di Roma, si verifica la netta separazione fra i gruppi pre-appenninici dei Lepini, degli Ausoni e degli Aurunci e la catena appenninica principale. La progressiva marginalizzazione del comprensorio lepino ai fini della presenza del Lupo e dell'Aquila reale può essere interpretata come un progressivo processo di insularizzazione dell'anti-appennino tirrenico.
5. L'Irpinia. In questa zona si riscontrano le minori quote appenniniche, fatto che associato ad un intenso processo storico di deforestazione, fa della zona irpina un punto di cesura fra la porzione centrale e quella meridionale (Pollino, Sila, Orsomarso, Aspromonte, Cilento). Probabilmente l'effetto di barriera è in qualche modo mitigato dalla bassa densità di insediamenti, dallo scarso livello di industrializzazione e dalla mancanza di grandi vie di comunicazione.
6. Il Tavoliere foggiano. L'elevata antropizzazione di questa area avutasi negli ultimi decenni priva di fatto il Promontorio del Gargano di qualsiasi collegamento ecologico con il resto del Paese. Anche se l'isolamento del promontorio del Gargano dal resto della Penisola risale a tempi molto antichi, e ciò è evidenziato anche dalla presenza di entità faunistiche sue proprie, come ad esempio il particolare ecotipo di Capriolo, la situazione attuale ha prodotto un'interruzione di ampiezza tale da impedire quasi totalmente contatti ecologici con la dorsale appenninica.

eccellenti set di dati territoriali, ma la condizione di copertura omogenea di tutto il territorio riduce di molto le possibilità di scelta dei parametri. Inoltre i vari parametri sono organizzati con livelli di aggregazione molto differenti (in continuo, a griglia, per unità amministrative, ecc.).

- la qualità dei dati disponibili: questa è una ulteriore condizione che appesantisce l'analisi e ne determina il risultato. In Italia la qualità dei dati è fortemente disomogenea sia tra parametri ambientali diversi che all'interno di uno stesso parametro.

L'analisi ha utilizzato come elemento di partenza una cartografia nazionale dell'uso del suolo, da questa prima selezione sono state poi escluse tutte le aree dei Comuni con una densità superiore alla media nazionale di 187 abitanti/km². Sono poi state sottratte delle fasce ai lati delle strade, di ampiezza variabile tra 1 Km (autostrada) e 500 metri (strada minore). Sono stati sottratti inoltre tutte le aree occupate dai centri abitati superiori a 200 abitanti, un'area di 10 km di raggio per i centri più grandi di 1.000.000 di abitanti e una di 5 km di raggio per i centri con più di 100.000 abitanti e infine un'area di 2 km di raggio per i centri con più di 50.000 abitanti. Per ultimo, abbiamo tolto tutte le aree che avevano una superficie più piccola di 10 km². Il significato principale del risultato ottenuto è la individuazione di macro-aree che

hanno ancora dimensioni e contenuti che potrebbero essere un indice di valore conservazionista da verificare sul campo con apposite indagini. Solo il 20,8% del territorio italiano può, con la metodologia utilizzata, essere considerato "selvaggio". Completamente trasformate dall'uomo risultano la Val Padana, i corsi dei grandi fiumi, il versante Adriatico, tutto il Salento, la Sicilia centromeridionale e la costa tirrenica. A questo si aggiunge l'elevata frammentazione delle aree selvagge provocata dalle reti di infrastrutture di trasporto e dagli insediamenti umani. La più grande area selvaggia italiana è, non a caso, quella del complesso del Gran Paradiso, in Valle d'Aosta. Nella tabella seguente vengono riportate le dieci aree di maggiore estensione.

Num.	Denominazione	Regione	Superfic. (ettari)
1	Gran Paradiso - Mont Avic	Valle d'Aosta	232.900
2	Monte Rosa - Val Grande	Piemonte	194.600
3	Adamello - Brenta	Veneto/Trentino Alto Adige	101.200
4	Spluga -Alpi bergamasche	Lombardia	100.100
5	Monviso	Piemonte	93.600
6	Dolomiti	Trentino Alto Adige	82.900
7	Stelvio	Lombardia/Trentino Alto Adige	73.800
8	Pizzo Bernina	Lombardia	70.500
9	Dolomiti bellunesi	Veneto	62.900
10	Argentera	Piemonte	50.200

La maggior parte delle aree selvagge è concentrata nelle zone di montagna, a quote superiori ai 2.000 metri. In Sicilia si assiste ad una elevatissima antropizzazione del territorio che ha portato ad una estensione delle aree selvagge estremamente modesta (appena 1611 km² complessivi) peraltro estremamente frammentata, con solo due aree che raggiungono dimensioni di un certo interesse (Monti Peloritani e Etna). Un discorso a parte merita la Sardegna, in cui si hanno due grandi sistemi divisi dalla Valle del Campidano: ad occidente il Sulcis-Iglesiente, territorio ancora oggi selvaggio, e ad oriente il complesso Supramonte-Barbagia-Gennargentu, con i sistemi montuosi e collinari circostanti.

La tabella seguente riassume i dati relativi alle aree selvagge su base regionale.

Regione	Superficie (in ettari)	Densità	Percentuale di aree selvagge
Valle d'Aosta	326.352	36	72.2
Piemonte	2.539.894	169	29.6
Lombardia	2.385.907	371	22.3
Veneto	1.836.456	238	13.3
Trentino Alto Adige	1.360.730	65	57.2
Friuli Venezia Giulia	784.413	153	30.6
Liguria	541.811	309	24.9
Emilia Romagna	2.212.442	177	9.6
Toscana	2.299.249	154	20.0
Marche	969.283	147	10.6
Umbria	845.604	96	21.3
Lazio	1.722.740	298	13.7
Abruzzo	1.079.413	116	22.4
Molise	443.764	75	10.2
Campania	1.359.533	414	13.0
Basilicata	999.227	61	20.8
Calabria	1.508.032	137	18.8
Puglia	1.935.701	208	4.4
Sicilia	2.570.668	193	6.3
Sardegna	2.408.989	68	40.0
ITALIA	30.130.208	188	20.8

La frammentazione delle aree selvagge italiane assume livelli preoccupanti in quattro grandi aree del nostro Paese, dove la totale antropizzazione del territorio ha creato fratture tali da isolare ecologicamente territori limitrofi ad alta valenza. Nel box vengono descritte le aree maggiormente problematiche da questo punto di vista.

1. La Valle dell'Isarco e dell'Adige, dal Brennero a Verona;
2. Milano-Varese;
3. L'Appennino Tosco-Emiliano, tra Bologna e Firenze;
4. I territori attraversati dall'Autostrada del Sole, tra Firenze e Napoli;
5. L'Irpinia;
6. Il Tavoliere foggiano.

* *Coordinatore Unità Diversità Biologica WWF Italia*

Le siepi come possibili elementi di una rete ecologica di Eleonora Scagliusi*

Partendo dal presupposto, oramai reso comune a tutti i paesi dell'Unione, che per la conservazione della biodiversità è necessario il mantenimento di un numero sufficiente di siti dove vengono salvaguardate le condizioni di vita naturali, la creazione di reti ecologiche conferisce un'ulteriore dimensione alla politica di protezione della natura prescindendo da confini amministrativi¹.

La oramai nota "Rete Natura 2000" persegue la realizzazione di una rete ecologica organica di spazi naturali protetti, volta a mantenere la biodiversità mediante la conservazione di alcune tipologie di habitat (circa 250) e di alcune specie della fauna selvatica (circa 200) e della flora (circa 430) su tutto il territorio europeo (vedi "Natura 2000: ostacoli e opportunità", "Attenzione" n.14 Luglio 1999).

Anche il Ministero dell'Ambiente ha "sposato" l'approccio delle reti ecologiche, come dimostra il documento strategico elaborato dal Servizio Conservazione della Natura: Rapporto interinale del tavolo settoriale Rete ecologica nazionale.²

Parallelamente a questi 'macro-progetti' si rende indispensabile la realizzazione di interventi maggiormente localizzati che identifichino potenziali segmenti di una più ampia rete ecologica dispersa su tutto il territorio³.

Una delle azioni possibili è l'aumento della biodiversità negli agroecosistemi come, ad esempio, il mantenimento e/o il ripristino degli elementi fissi del paesaggio di valore ambientale e faunistico: le siepi⁴, gli arbusti, i cespugli, gli alberi, i frangivento, i boschetti, i maceri, i laghetti, le vecchie sistemazioni agricole.

Le siepi sono elementi lineari più o meno continui in ambito agricolo, di regola tra differenti appezzamenti colturali o lungo i corsi d'acqua. In molti casi rappresentano una possibilità concreta di differenziazione degli ambienti agrari, al contrario di strutture più impegnative quali le grandi superfici boscate a pieno campo. La loro importanza può essere considerevole soprattutto ai fini della biodiversità complessiva; il loro ruolo è quello di costituire un connettivo diffuso che si traduce in una serie di micro-corridoi e di piccole unità di habitat⁵. Si definiscono così strutture ad alta valenza naturalistica che possono diventare lo scheletro bioecologico su cui poggia l'intero territorio agricolo, fonte di diversità fra le specie animali e vegetali e rifugio per la fauna. La realizzazione di siepi è poi un'operazione che non presenta particolari difficoltà e che consente di ottenere in breve tempo una crescita rapida e rigogliosa delle piantine solo seguendo alcune tecniche semplici ma precise. In realtà le regole fondamentali sono quattro: scelta delle piantine, preparazione del terreno, pacciamatura e corretta messa a dimora.

Selezionare specie strettamente autoctone non è sufficiente, sarebbe ottimale riuscire a reperire piantine di ecotipi locali in modo da non "inquinare" il patrimonio genetico delle specie spontanee presenti nell'area. È auspicabile, inoltre, utilizzare un discreto numero di specie ad habitus differente per diversificare le nicchie dei potenziali "fruttoristi".

A seconda del clima, dei tipi di coltura e della morfologia del suolo, un territorio agrario è razionalmente dotato di siepi se queste coprono il 2-4% della superficie complessiva (50-100 metri lineari per ettaro).

Si possono impiantare lungo scarpate, rive di fossi e di torrenti, bordi di strade, confini di campi e proprietà o dintorni di costruzioni rurali; siti ideali anche perché altrimenti difficilmente utilizzabili.

A tale fine è però indispensabile il coinvolgimento degli agricoltori attraverso una concreta dimostrazione della convenienza economica, grazie anche alla politica agricola europea, nella ripiantumazione di siepi o di fasce boscate⁶. È anche necessario evidenziare che la messa a dimora di alberi o arbusti non crea problemi alle pratiche colturali.

Si tratta quindi di incentivare la motivazione produttiva che spinge l'agricoltore ad effettuare l'impianto: produzione di biomassa legnosa, in special modo di legna da ardere, intesa come fonte rinnovabile di energia.

Le siepi in campagna si prestano quindi ad erogare una serie di benefici⁷ perché:

- Funzionano da barriere frangivento. La forza del vento viene ridotta del 30-50% in una fascia larga 10-15 volte l'altezza della siepe, difendendo così le colture dal disseccamento, aumentando la produttività dei campi protetti.
- Producono legna da ardere. 12 km di siepi sono sufficienti per coprire il fabbisogno di una famiglia che usi solo questa fonte di energia, per la cucina e per riscaldare l'abitazione e l'acqua.
- Forniscono ottimo legno da opera se comprendenti grandi alberi con legname di qualità (farnia, acero di monte, ciliegio selvatico e così via).
- Sono composte da numerose specie arboree ed arbustive di interesse apistico, fonte di nettare e polline.
- Ospitano popolazioni di organismi predatori (in particolare insetti ed uccelli) in grado di eliminare grandi quantità di organismi appartenenti a specie "nocive" per le colture.
- Costituiscono un habitat, un riparo, una fonte di alimentazione ed una sede di riproduzione per numerose specie selvatiche: esse quindi contribuiscono ad arricchire la "campagna" di presenze faunistiche, che risentono negativamente delle continue e repentine modifiche dell'habitat coltivato, aumentando il valore naturalistico e venatorio.
- Elevano il valore bioecologico e la diversificazione della campagna per la presenza, al loro interno, di specie floristiche e faunistiche, in un ambiente rurale altrimenti impoverito ed ecologicamente banalizzato. Parallelamente, migliorano il profilo paesaggistico, accrescendo pertanto il valore ricreativo e le potenzialità agrituristiche dei nostri ambienti rurali.
- Oltre agli effetti benefici di tipo faunistico, tali elementi svolgono altre funzioni utili per l'ambiente e le produzioni agrarie, tra cui la riduzione dell'erosione del suolo, la funzione di barriera frangivento, l'incremento della presenza di insetti pronubi e di predatori/parassiti dei fitofagi.

* *Dottore in Scienze Naturali*

1 Si veda a questo proposito: Ministero per le risorse agricole, Alimentari e Forestali - WWF, testi di G.Angle e Franco Marchesi. *Prati*. - Ministero per le risorse agricole, Alimentari e Forestali - WWF, testi di G.Angle. *Il Paesaggio agricolo*. WWF. *Per la difesa della natura: Ambiente e agricoltura Campagna per la campagna*. WWF. *Per la difesa della natura: La siepe*. WWF Habitat a cura di G.Angle. *Guida alla gestione degli ambienti naturali*. Forman R.T.T., 1995. Land Mosaic. Cambridge University Press.

2 Tale documento è stato redatto per la Programmazione dei fondi strutturali 2000-2006 (Deliberazione C.I.P.E. 22 dicembre 1998):

3 Autorità di Bacino del Po, WWF Italia, GRAS srl, *Il Reticolo fluviale come elemento per la ricostruzione della continuità ambientale nel bacino padano*. 1999.

4 Una siepe di antiche origini può ospitare fino a 30 specie di alberi ed arbusti, 600 piante erbacee, 20 mammiferi, 65 uccelli e oltre 1500 specie di insetti.

5 S. Malcevschi, L.G. Bisogni, A. Gariboldi, *Reti ecologiche ed interventi di miglioramento ambientale*. Il Verde Editoriale, 1996.

6 Le siepi possono essere: arbustive, quando sono costituite da cespugli e da arbusti di dimensioni massime di 5-6 m, e arboree quando arbusti e cespugli sono dominati da elementi arborei. Le fasce boscate, viceversa, sono formazioni vegetali lineari che raggiungono uno spessore di almeno 6 m.

7 Autorità di Bacino del Po, Studi preparatori per la redazione del Piano di Bacino, S.P. 4.1 "Usa del Suolo e Agricoltura" ATT. 4.15 Rinaturazione del territorio rurale e tutela dei valori riconoscibili del paesaggio rurale, 1997.

L'acquisto di terreni quale strumento per la conservazione della natura a lungo termine

di Alessandro Bardi*

Come evidenziato anche dal Secondo Rapporto sullo stato dell'ambiente in Europa elaborato nel 1998 dall'Agenzia Europea per l'Ambiente il consumo del suolo, ovvero l'occupazione di territori naturali, seminaturali o soggetti ad agricoltura estensiva da parte di impianti per l'agricoltura intensiva, insediamenti civili o industriali rappresenta uno dei più gravi problemi ambientali nei paesi dell'Unione Europea.

Tale minaccia mette a rischio soprattutto la biodiversità ed ha carattere di estrema gravità per l'irreversibilità del fenomeno, tanto da poter essere considerato più preoccupante di altre forme di degrado quali ad esempio quelle legate all'inquinamento per le quali sono attivabili misure di mitigazione.

Ogni anno nei paesi dell'Unione centinaia di migliaia di ettari di territorio vengono occupati dal cemento: 60.000 circa in Italia, 50.000 in Germania. Questo fenomeno provoca la distruzione di ambienti naturali importanti per la conservazione della biodiversità o, fatto ugualmente grave, la loro frammentazione in porzioni sempre più piccole che perdono la loro capacità di garantire il perdurare dei meccanismi dell'evoluzione che consentono la presenza della vita sulla terra.

Altrettanto grave è lo sfruttamento non sostenibile di territori naturali con attività economiche e produttive che fanno perdere loro le caratteristiche di naturalità. Quando la spinta economica è sufficientemente forte, anche aree tutelate e ricadenti all'interno di aree protette, soprattutto se soggette a vincoli di tutela più generali, sono soggette a queste trasformazioni d'uso.

Per fronteggiare tutto ciò negli ultimi anni si sta affermando in numerosi paesi europei lo strumento dell'acquisto per garantire la tutela a lungo termine degli ecosistemi: in Inghilterra il National Trust e la Royal Society for the Protection of Birds, in Olanda l'associazione Natuurmonumenten, in Francia il Conservatoire du Littoral e l'associazione Espace Naturel de France e in Italia il WWF hanno costituito un patrimonio immobiliare di valore naturalistico di parecchie centinaia di migliaia di ettari di grande valore e di enorme importanza per la conservazione. Il Programma LIFE Natura dell'Unione Europea ha finanziato fino ad oggi per la conservazione l'acquisto di circa 160.000 ettari di territorio nei paesi membri.

L'acquisto di territori naturali risulta spesso fondamentale per garantire con la proprietà, non solo la tutela degli ecosistemi, ma anche e soprattutto l'applicazione delle migliori tecniche di gestione naturalistica in grado di salvaguardarne la funzionalità ecologica. Per questo, l'acquisto dei terreni da parte di organismi di conservazione (enti gestori di aree protette, ONG, fondazioni, ecc), associato ad adeguati interventi di gestione, rappresenta il più forte strumento di tutela a lungo termine di un'area naturale. L'allargamento delle aree di proprietà dell'ente gestore è ad esempio un obiettivo fondamentale per le grandi aree protette (Parchi Nazionali) che in molti casi solo in questo modo possono effettivamente garantire forme di tutela più restrittiva degli habitat maggiormen-

te vulnerabili. L'acquisto può essere l'unico strumento in grado di consentire l'attivazione di strategie concrete di conservazione soprattutto nei paesi dove non è presente un attento controllo del rispetto dei vincoli di tutela ambientale e sono in atto l'abusivismo edilizio, il bracconaggio e altre pratiche illecite.

Si pone il problema se sia accettabile la spesa di risorse per la conservazione nell'acquisto di aree trasformate per interventi di restauro ambientale.

Tra i criteri per valutare l'opportunità di un intervento di acquisto dovrebbero esserci i seguenti:

- importanza attuale o potenziale dell'area per habitat e specie prioritarie ai sensi della Direttiva Habitat (92/43) e della Direttiva Uccelli (79/409);
- esistenza o possibilità concreta di instaurare vincoli di tutela sui terreni da acquistare o garanzie dell'ente che opera l'acquisto sulla conservazione dell'area;
- possibilità di estendere tramite l'acquisto la superficie di un'area già tutelata o di creare collegamenti tra aree protette;
- esistenza di fattori di minaccia in atto e quindi l'urgenza delle misure di tutela volte a scongiurare sia la distruzione diretta che lo sviluppo di attività umane non sostenibili;
- potenzialità di comunicazione dell'intervento atte a promuovere una gestione sostenibile di territori simili nella regione di intervento.

In linea di principio la priorità dovrebbe essere sempre l'acquisto di aree che ancora contengono habitat naturali o seminaturali in buone condizioni e che sono minacciate di distruzione o degrado. Ci sono casi, tuttavia, in cui anche l'acquisto di aree più profondamente trasformate con lo scopo di restaurarvi condizioni di maggiore naturalità, può avere un rilevante significato conservazionistico. Ad esempio:

- aree dove sia possibile ricreare habitat "estinti" o in grave riduzione (tipicamente questo è il caso delle zone umide o delle foreste planiziali) di dimensioni significative rispetto alla loro estensione complessiva nella regione di intervento;
- aree adiacenti ad habitat prioritari e gravemente ridotti dove sia possibile estendere l'habitat naturale o ricreare altri habitat che aumentano la diversità complessiva;
- aree adiacenti ad habitat vulnerabili che possano funzionare da zone cuscinetto per attenuare fattori di degrado originati dalle attività economiche nelle aree circostanti;
- aree che connettono habitat frammentati e permettono di ricreare estensioni maggiori e più compatte;
- terreni trasformati inclusi in habitat più estesi o zone di uso intensivo delle risorse incluse all'interno di aree protette la cui rinaturalizzazione consentirebbe una migliore gestione conservazionistica dell'habitat.

L'analisi costi-benefici di un intervento di acquisto di un'area naturale e quindi la possibilità di confrontare tra di loro interventi diversi è sempre comunque uno studio molto complesso perché tiene conto di aspetti non solo finanziari ed economici, ma anche di benefici ambientali e sociali difficilmente riconducibili a valutazioni economiche.

A tale riguardo va sottolineato che in un progetto di restauro ambientale al costo dell'acquisto dei terreni vanno assommati i costi di ripristino degli ambienti naturali che possono essere molto variabili oscillando tra i valori minimi che si hanno quando si lascia sostanzialmente alla natura di riconquistare spontaneamente i terreni acquistati e valori massimi che si hanno quando sono

richiesti interventi di movimenti di terra e regimazione delle acque così importanti da rendere questi interventi non opportuni. D'altro canto occorre sottolineare come gli effetti importanti per la conservazione della biodiversità, per la tutela del paesaggio e per l'attivazione di benefici economici indotti soprattutto dalla fruizione da parte del pubblico a lungo termine rendono sempre vantaggioso il rapporto costi benefici sul lungo periodo, anche con costi di acquisto dei terreni elevati, purché non sia necessaria una onerosa manutenzione annua. E' bene sottolineare comunque come tali interventi possono risultare economicamente più vantaggiosi in senso lato all'interno di aree protette, dove i costi dei terreni risultano mediamente più bassi dei valori di mercato e i benefici ambientali garantiti dai vincoli di tutela più elevati.

Nei casi in cui gli interventi di rinaturalizzazione assumessero una importanza di rilievo, oltre alle limitate risorse dedicate esplicitamente alla conservazione (come Life Natura) dovrebbero rendersi utilizzabili anche altri strumenti, come le misure ambientali legate alla Politica Agricola Comunitaria e i Fondi Strutturali. Gli interventi di rinaturalizzazione, infatti, possono servire anche scopi diversi come la riduzione dell'intensità delle colture agricole, la diversificazione del reddito nelle zone rurali, la creazione di fonti alternative di occupazione legate alla fruizione degli ambienti naturali. Ancor più giustificabile sarebbe l'uso di questi strumenti per interventi di ricostruzione di habitat naturali in territori fortemente trasformati (tipicamente le aree di agricoltura intensiva). Per altro questo è un obiettivo di non secondaria importanza in Europa dove la creazione di una solida base ecologica per la conservazione passa anche per la diversificazione biologica delle aree più pesantemente trasformate.

Dove la necessità di un intervento di rinaturalizzazione riguarda un'area dove si è verificata in tempi recenti la distruzione di un habitat prioritario, non è escluso che le risorse non possano essere richieste a chi ha operato la distruzione. Il principio della rifusione del danno ambientale e della copertura dei costi di ripristino dello *status quo ante* è affermato in varie legislazioni e dovrebbe essere più estesamente utilizzato. La rifusione potrebbe includere l'acquisto dell'area per includerla in una proprietà dedicata alla conservazione.

Il WWF Italia ha maturato nel campo dell'acquisizione di aree per la conservazione un'esperienza significativa. Le campagne per l'acquisto di aree naturali al fine di conservarle hanno sempre trovato un notevole sostegno nei volontari dell'associazione e nel pubblico. Fondamentale è stato anche in molte occasioni il sostegno della D.G.XI della Commissione e del programma LIFE in particolare.

La maggior parte degli acquisti operati dal WWF Italia ha riguardato sia aree che mantengono importanti valori naturalistici e che per vari motivi erano minacciate da degrado o distruzione, che aree seminaturali o anche più intensamente trasformate con lo scopo di estendere habitat naturali.

Tra le prime va inserita la Riserva di Monte Arcosu acquistata nel 1986 in Sardegna di 3.000 ettari (finanziamento ACNAT) per salvaguardare uno degli ultimi nuclei di Cervo sardo (*Cervu elaphus corsicanus*) presenti sull'isola di 70 esemplari. Oggi, grazie anche all'acquisto di 700 ettari limitrofi del Monte Lattias nel 1996 (finanziamento LIFE) nella Riserva sono presenti oltre 800 cervi sardi e la riserva è tutt'ora l'unica aerea protetta effettivamente gestita presente sull'isola della Sardegna, arcipelaghi limitrofi esclusi.

L'acquisto del Bosco dei Rocconi (Grosseto) di 150 ettari, dove sono presenti il Lanario (*Falco biarmicus*), il Biancone (*Circaetus galli-cus*), il Falco pecchiaiolo (*Pernis apivorus*) e il lupo, ha consentito di attivare una gestione sostenibile di un bosco secolare di leccio (*Quercus ilex*) e ha aperto la strada all'istituzione di due riserve naturali della regione Toscana di 1.000 ettari complessivi. In entrambi questi casi l'acquisto ha evitato il taglio di formazioni boschive che hanno recuperato spontaneamente un ottimo livello di naturalità.

Gli acquisti effettuati tra il 1985 e il 1998 lungo le sponde della laguna di Orbetello (Grosseto) con fondi dell'Associazione e del Programma Life, per complessivi 60 ettari, hanno interessato invece, insieme a varie formazioni naturali, anche aree agricole, adiacenti alle aree di maggior naturalità, con lo scopo di evitare lo sviluppo di strutture insediative e di favorire il ritorno di habitat naturali, anche con l'avvio di progetti di restauro ambientale.

Analogamente, con il progetto LIFE Steppe in Sardegna, sono stati acquistati 23 ettari di terreni agricoli e di pascolo nella piana di Ozieri a cui si aggiungono altri 19 ettari affittati nella stessa zona, con lo scopo di controllare il pascolo al fine di preservare associazioni vegetali uniche ed ecologicamente dipendenti dal pascolo stesso.

L'importanza dei contributi comunitari per tali interventi porta ad auspicare un sempre maggiore attenzione da parte della Direzione Generale ambiente della Commissione ai progetti di acquisto, come è emerso anche dai lavori della 5° sessione della LIFE Week svoltasi a Brussels tra il 20 e il 22 ottobre 1999 e dedicata proprio a questa problematica.

Concludendo è importante sottolineare che comunque la costituzione in tutti i paesi dell'Unione di un patrimonio naturale di proprietà sottratto allo sfruttamento economico che sta crescendo in questi ultimi anni grazie all'impegno della Commissione delle Comunità Europee, delle Associazioni ambientaliste e di alcuni governi rappresenta la più importante eredità da trasferire alle future generazioni europee.

* *Vice Segretario Generale WWF Italia*

Bibliografia

1. Conservatoire de l'Espace Littoral et des Rivages Lacustres – Atti del Convegno "Utiliser les politiques foncière pour la protection du littoral Méditerranéen" – Hyères 21-22 Aprile 1995
2. Fundació Territori i Paisatge – *Memòria d'activitats 1998* – Barcellona 1999
3. D. Legrain – *Le conservatoire du littoral* – Editions Locales de France, 1998
4. C. Shine – *Legal Tools and facilitation of land use policies for coastal conservation* – Atti del Convegno "Les outils de politique foncière au service de la conservatoir des zones cotières de la Méditerranée" – Barcellona, 13-15 Ottobre 1999
5. Conservatoire de l'Espace Littoral et des Rivages Lacustres – *Etude préparatoire au renforcement et à l'harmonisation de politique de protection offenesives du littoral méditerranéen, par l'outil foncier notamment, dans le pays riverains de l'Union Européenne* – 1er rapport d'Etape, Aprile 1999

La rete ecologica dei torrenti alpini tipici

di Lorenzo Betti*

I corsi d'acqua permanenti, e particolarmente quelli che scorrono o hanno origine nell'Arco Alpino, dalla fascia altitudinale superiore (rivi e torrenti di alta montagna) fino a quella inferiore (fiumi pedemontani e planiziali dell'area prealpina), costituiscono tipici ecosistemi aperti. I processi ecologici, la composizione delle comunità biotiche e la rete trofica al loro interno, infatti, sono strettamente vincolati agli scambi di materia ed energia con il territorio del bacino imbrifero che essi solcano.

Oltre ad essere influenzato dalla qualità geologica e geochimica dei substrati dell'impluvio, dal tipo prevalente di alimentazione idrica (glaciale, nivale, pluviale diretta, di falda etc.), dall'altitudine, dalla pendenza dell'alveo, dalle condizioni geomorfologiche, dalla granulometria dei substrati etc., l'ambiente fluviale è fortemente condizionato dal continuo e intenso scambio di materia organica, inerte o vivente, tra l'ambiente terrestre e quello acquatico. Al contrario degli ecosistemi lacustri, nei quali la rete trofica comprende un ciclo interno dei nutrienti approssimativamente chiuso e quantitativamente determinante, negli ecosistemi d'acqua corrente la fonte trofica primaria è di origine esterna, e consiste nell'apporto, complessivamente enorme, di sostanza organica inerte proveniente dal bacino imbrifero che vi convoglia le acque ruscellanti. Quantitativamente, la porzione prevalente del detrito organico è costituita dai residui e dalle spoglie degli organismi vegetali e, secondariamente, animali che popolano l'intero territorio dell'impluvio. Tramite l'azione di trasporto esercitata dalle acque affluenti, particolarmente in seguito alle precipitazioni atmosferiche e durante il disgelo primaverile-estivo esso finisce nel corso d'acqua alimentando una vasta e varia categoria di organismi che compongono la cosiddetta *comunità macrozoobentonica*.

Si tratta di un complesso gruppo funzionale di organismi, tassonomicamente anche molto distanti tra loro, che mostrano come caratteristiche comuni un adattamento spinto alla vita a contatto con i fondali dei fiumi e dei torrenti e dimensioni non microscopiche, generalmente superiori a 1 mm. Tra di essi prevalgono le larve di numerosi ordini di insetti (Plecoteri, Efemeroteri, Tricotteri, Ditteri etc.), ma comprendono anche crostacei, molluschi, anellidi, nematodi e altri gruppi minori di invertebrati. Pur essendo presenti e abbondantemente diffusi, gli organismi invertebrati microscopici, le alghe, i vegetali macrofitici e gli stessi decompositori hanno un ruolo e un peso senz'altro molto inferiore rispetto a quello dei macroinvertebrati bentonici.

Nello svolgimento della loro attività biologica, infatti, la fauna macrobentonica attinge per il proprio nutrimento all'abbondante detrito organico veicolato del corso d'acqua, producendone la progressiva degradazione fisica. Ogni gruppo ecologico usufruisce di porzioni differenti del detrito organico e con modalità differenti, sicché si individuano varie categorie di organismi, distinguendo ad esempio macroraccoglitori, tagliuzzatori, macrofiltratori, raccoglitori, microraschiatori, microfiltratori a seconda della qualità dimensionale del detrito di cui si nutrono e delle modalità di alimentazione. La *elevata diversità biologica delle comunità macrozoobentoniche naturali*, che coincide con la forte diversità microambientale tipica dei corsi d'acqua alpini, si traduce, dunque, anche in una elevata varietà di nicchie ecologiche occupate dai singoli gruppi di organismi.

In assenza dei processi di degradazione del detrito organico ad opera della fauna bentonica, le grandi quantità di sostanza organica inerte presente nelle acque correnti andrebbero incontro a processi di decomposizione e degradazione batterica, con il risultato di un *diffuso inquinamento organico* evidenziato soprattutto dal forte incremento dei nutrienti e da fenomeni anche acuti di eutrofizzazione. Per questo la comunità macrozoobentonica è il principale agente della cosiddetta *autodepurazione organica dei corsi d'acqua*, che si attua tramite questo riciclaggio del detrito organico drenato dall'intero bacino imbrifero. Su questo primo e fondamentale passaggio, che determina la *trasformazione della sostanza organica inerte in sostanza organica vivente*, si basa tutta la struttura della rete trofica fluviale. L'abbondante biomassa dei macroinvertebrati detritivori, infatti, costituisce la fonte alimentare prevalente per i macroinvertebrati carnivori e, soprattutto, per la maggior parte della fauna ittica. Chiudono il ciclo, infine, attingendo per il proprio nutrimento sia alla fauna ittica, sia ai macroinvertebrati bentonici, numerosi *predatori terrestri* tra i quali è sufficiente ricordare il Toporagno d'acqua, la Lontra, il Merlo acquaiolo, il Martin pescatore, gli Aironi, la Biscia tassellata e numerosi anfibi, nonché, ovviamente, l'Uomo stesso tramite la pesca. Un altro importante processo, tuttavia, contribuisce a chiudere il ciclo della materia organica attraverso l'ambiente acquatico (ambiente terrestre ➡ ambiente fluviale ➡ ambiente terrestre).



I

macroinvertebrati bentonici, infatti, sono per la maggior parte larve acquatiche di insetti a vita adulta aerea. Dopo aver trascorso gran parte del ciclo vitale sui fondali dei corsi d'acqua, sfruttando le abbondanti risorse alimentari trasportate dalla corrente, essi, tramite la metamorfosi, escono dall'ambiente acquatico per trascorrere la vita adulta, generalmente assai breve (solo poche ore in alcuni efemerotteri), nell'ambiente subaereo.

Pur essendo nota nel mondo scientifico da alcuni decenni, l'importanza e la centralità dell'azione biologica dei macroinvertebrati bentonici nel riciclo della sostanza organica inerte in ambiente fluviale è stata riconosciuta in Italia a livello normativo solo molto recentemente. A causa di questa scarsa attenzione normativa, e di una gestione settoriale e di breve termine delle risorse idriche, per decenni i naturali processi di autodepurazione del reticolo idrografico sono stati trascurati. Numerosissimi fattori di alterazione ecologica diffusa dei corsi d'acqua (rettifiche, restringimenti e regolarizzazioni idrauliche degli alvei, grandi prelievi idrici, arginature rigide etc.) hanno contribuito, e contribuiscono tuttora, a ridurre e deprimere la diversità specifica della comunità macrozoobentonica e, di conseguenza, la stessa capacità di autodepurazione dei corsi d'acqua. La banalizzazione fisica degli ambienti acquatici e la riduzione delle portate (talora totale), in particolare, hanno prodotto una diffusa semplificazione delle comunità macrozoobentoniche e, di conseguenza, *una diffusa inibizione, parziale o totale, delle capacità di autodepurazione del reticolo idrografico*. Questo ha determinato la riduzione diffusa della qualità biologica e complessiva delle acque correnti, aggravata dagli artificiali incrementi locali dell'apporto organico soprattutto in corrispondenza degli scarichi civili non depurati e dalla diffusa eliminazione delle fasce di vegetazione riparia che, tramite la spontanea azione "filtrante" delle piante, sono capaci in condizioni naturali di una forte riduzione dell'apporto di fosfati e, soprattutto, di nitrati nelle acque di scorrimento sotterraneo.

* *Naturalista ittiologo - Trento*

Ripristino della continuità ecologica all'interno della riserva naturale speciale del Torrente Orba

di Elonora Scagliusi* e Maurizio Quirino**

L'Autorità di Bacino del Fiume Po in collaborazione con il WWF Italia e il Cras s.r.l. ha realizzato uno studio inerente la riqualificazione degli ambienti fluviali con il ripristino della continuità biologica longitudinale e trasversale. Sono state svolte attività di ricerca ed analisi degli ambiti interessati, definizione di criteri per la rete ecologica ed individuazione di linee operative. Tali strumenti sono stati impiegati in via sperimentale e come esempio di applicazione di una metodologia standardizzata per la ricostituzione della continuità ecologica in ambito fluviale, in tre aree del Bacino del Po. In Piemonte è stata scelta la Riserva Naturale Speciale del Torrente Orba, facente parte del Parco Fluviale del Po tratto alessandrino vercellese, in quanto presenta una situazione emblematica di area protetta con una serie di interruzioni ecologiche che ne riducono l'importanza naturalistica e la valorizzazione del patrimonio ambientale.

La Riserva è stata istituita nel 1995 ed è costituita da due porzioni di area, entrambe situate lungo il Torrente, separate fra loro da una serie di strutture di origine antropica, la cui presenza ne compromette la continuità ecologica.

Il relativo Piano d'Area è in via di redazione, e attualmente non sono previsti interventi di pianificazione territoriale, è assente anche una zonizzazione del territorio della Riserva, ad esclusione della protezione integrale prevista per i siti di localizzazione delle garzaie, almeno nel periodo di nidificazione.

La principale valenza naturalistica si identifica proprio con la presenza di alcune garzaie, che erano estese circa tre volte l'attuale, la cui tutela ha costituito l'obiettivo dell'istituzione della Riserva Speciale. La riduzione di tali siti è stata causata dal taglio di alcune parcelle di pioppeto da arboricoltura; alcuni esemplari arborei ospitavano i nidi degli Ardeidi.

Le principali attività antropiche che risultano avere un impatto sulla continuità ecologica, oltre l'interruzione di continuità esistente fra le due aree, sono le attività sia estrattive (da quelle attive a quelle ormai dismesse), che agricole (è presente un'agricoltura intensiva sia cerealicola che arborea in alcuni tratti fin sulle sponde del Torrente Orba) nonché le strutture viarie (bretella autostradale di collegamento A26-A7 e, in concomitanza, una strada statale).

Interessanti risultano essere alcuni dei siti di cava, abbandonati da tempo, spontaneamente colonizzati da salici; tali saliceti risentono attualmente di un progressivo abbassamento della falda idrica, probabilmente causata dall'aumento delle captazioni per usi civili e agricoli. Le sponde del Torrente Orba, nel tratto interessato dalla Riserva, sono caratterizzate dalla presenza di primate, realizzate a fini protettivi, per oltre il 90% della loro estensione, che sono ancora in costruzione nella zona compresa tra le due porzioni di area protetta. In alcuni tratti, la disposizione dei prismi nasconde diversi metri di spessore della sponda e ricopre anche parte del letto del fiume. Dove il posizionamento è avvenuto qualche decennio fa, la sponda ha subito un processo di naturalizzazione con la comparsa di una vegetazione spondale semi-naturale e, in alcuni casi, si è anche assistito ad un deposito di sedimenti fluviali.

Un ulteriore impatto negativo è causato da due dighe (di cui una di origine romana da poco ristrutturata) utilizzate per la captazione di acqua a scopo agricolo, sprovviste sia di strutture per il superamento, da parte della fauna ittica, di tali barriere (quali, ad esempio, rampe per la risalita dei pesci), che di sistemi di controllo del rilascio del minimo deflusso vitale (in alcuni tratti del torrente in alcuni periodi dell'anno il livello dell'acqua scende abbondantemente al di sotto del MDV), o ancora di opere di inserimento paesaggistico, e così via. Un'ultima notazione riguarda le attività agricole, solo da pochi anni di tipo intensivo. Queste, come già accennato, si spingono fino a ridosso dell'asta fluviale in diversi punti, diminuendo la disponibilità di risorse per la fauna selvatica e limitando la fascia naturale di protezione del Torrente.

Tenendo, quindi, presente l'obiettivo generale di ricostituzione della continuità ambientale nella Riserva, si possono delineare i seguenti obiettivi specifici:

- individuare gli studi da effettuare, o quelli da avviare prioritariamente e per i quali effettuare la fattibilità economica e tecnico-operativa;
- realizzare un'unica area senza alcun tipo di interruzione;
- rinaturare le sponde fluviali in cui sono stati realizzati interventi di difesa spondale con prismi di cemento, e le aree di estrazione di materiale inerte, attualmente abbandonate;
- individuare attività agricole ecocompatibili;
- individuare criteri ed azioni per il superamento delle altre barriere presenti nell'area.

Ne discende che la principale azione da attuare è la connessione delle due riserve in un'unica area protetta su cui effettuare la zonizzazione secondo gli obiettivi della legge istitutiva, garantendo la salvaguardia del patrimonio naturalistico e, contemporaneamente, permettendo una fruizione adeguata alle caratteristiche dell'area.

Perseguendo gli obiettivi sopra enunciati, si tratta inoltre di:

- realizzare il Piano d'Area;
- realizzare studi specifici su tematiche primarie relative alla Riserva: studi settoriali su vegetazione, fauna, ecosistemi, sulle attività antropiche per la valutazione dell'abbassamento della falda e dei conseguenti problemi causati alle fitocenosi igrofile; censimento delle discontinuità ecologiche presenti nell'area;
- realizzare la fattibilità idraulica e tecnico-economica per interventi di Ingegneria Naturalistica per le protezioni spondali;
- riconvertire le attività agricole presenti in attività che siano ecocompatibili e/o a impatto ridotto (ad esempio prati stabili);
- convertire le particelle arboree adibite ad arboricoltura in formazioni ripariali autoctone;
- ripristinare la seriazione vegetazionale nelle zone con ridotta velocità di corrente;
- realizzare interventi per il superamento delle barriere individuate: scale risalita pesci, sottopassi per la fauna, percorsi obbligati per il capriolo;
- realizzare superfici boscate in funzione della nidificazione degli Ardeidi, e della relativa struttura spaziale (sia verticale che orizzontale) delle fitocenosi arboree ripariali.

Questi strumenti, messi a punto dal WWF, risultano essere utili incentivi per le istituzioni competenti in pianificazione del territorio e gestori delle aree naturali. I principali soggetti coinvolti, ognuno con competenze e responsabilità specifiche, potrebbero essere i seguenti:

- Autorità di bacino: in quanto promotore dell'iniziativa generale di ripristino della continuità nel Bacino del Po, dà indirizzi in merito agli interventi di pianificazione territoriale a Regione, Amministrazione provinciale di Alessandria ed Ente Parco.
- Ente di gestione: redige il Piano Naturalistico che è attualmente in fase di avvio.
- Enti locali: i Comuni devono, seppure ancora in assenza del Piano d'Area (che diventa strumento urbanistico a tutti gli effetti come previsto dalla L.394/941), tenere in considerazione nella pianificazione di loro competenza, la presenza della Riserva e dei relativi vincoli; possono quindi essere promotori di attività a minor impatto ambientale anche nelle aree limitrofe alla Riserva stessa.
- Associazioni ambientaliste: promotori di idee, criteri, indirizzi di tutela e di valorizzazione ambientale delle azioni da avviare e, successivamente, da verificare e monitorizzare.
- Agricoltori, Cavatori, Cacciatori e relative associazioni presenti: nel caso in esame il WWF, congiuntamente alle associazioni di categoria, può individuare incentivi, indennizzi e strumenti operativi per realizzare praticamente la riconversione e la trasformazione delle attività non compatibili.

* *Dottore in Scienze Naturali*

** *WWF Sezione Regionale Piemonte*

La rete ecologica della Provincia di Milano

di Sergio Malcevschi*

L'esigenza di riequilibrio in un'area fortemente antropizzata quale quella metropolitana milanese ha portato, nel 1998, ad una proposta di rete ecologica nella Provincia di Milano, nell'ambito dei lavori del Piano Territoriale di Coordinamento Provinciale.

È stata realizzata una carta delle unità ecosistemiche, sulla base di analisi in scala 1:10.000; si è anche condotta un'analisi delle dinamiche trasformative intervenute nel territorio. Il lavoro di proposta di progetto ha consentito la redazione di una carta della rete ecologica in scala 1:75.000 utilizzabile per il processo complessivo di pianificazione territoriale di coordinamento a livello provinciale. Al fine di favorire il raggiungimento degli obiettivi è stata inoltre individuata una serie di neo-ecosistemi (tipologie di intervento con finalità di "nature restoration"), capaci di conseguire obiettivi aggiuntivi di valenza territoriale.

In termini generali l'obiettivo di realizzare una rete ecologica polivalente costituisce un'evoluzione della politica degli ultimi trent'anni basata sull'istituzione di Parchi e Riserve, in cui attuare prioritariamente finalità di conservazione dell'esistente.

È questa, tra l'altro, la logica delle più recenti norme in materia ambientale (vedi in particolare la direttiva "Habitat" europea,

recentemente recepita anche nel nostro paese col DPR 357/97). Si sono assegnati alla Rete ecologica in progetto i seguenti obiettivi generali e specifici:

- riequilibrio ecologico a livello di area vasta ed a livello locale;
- consolidamento degli obiettivi di tutela della biodiversità attraverso il sistema delle aree protette regionali e sub-regionali (anche in relazione al recepimento della direttiva "Habitat" attraverso il DPR 357/97);
- contributo al miglioramento del bilancio del carbonio sull'area provinciale, nell'ottica degli accordi di Kyoto, attraverso la costituzione di stock di biomasse stabili;
- contributo alla integrazione degli aspetti ecologici con le attività agricole, nell'ottica del rispetto dei regolamenti CEE 2078/92 e 2080/92, nonché delle più recenti indicazioni europee in materia;
- contributo alla riduzione del rischio idrogeologico;
- contributo alla riduzione dell'inquinamento idrico diffuso, di quello non trattato, di quello residuo a valle degli impianti di depurazione;
- contributo alla riduzione di impatti diffusi da rumore, polveri, aerosol;

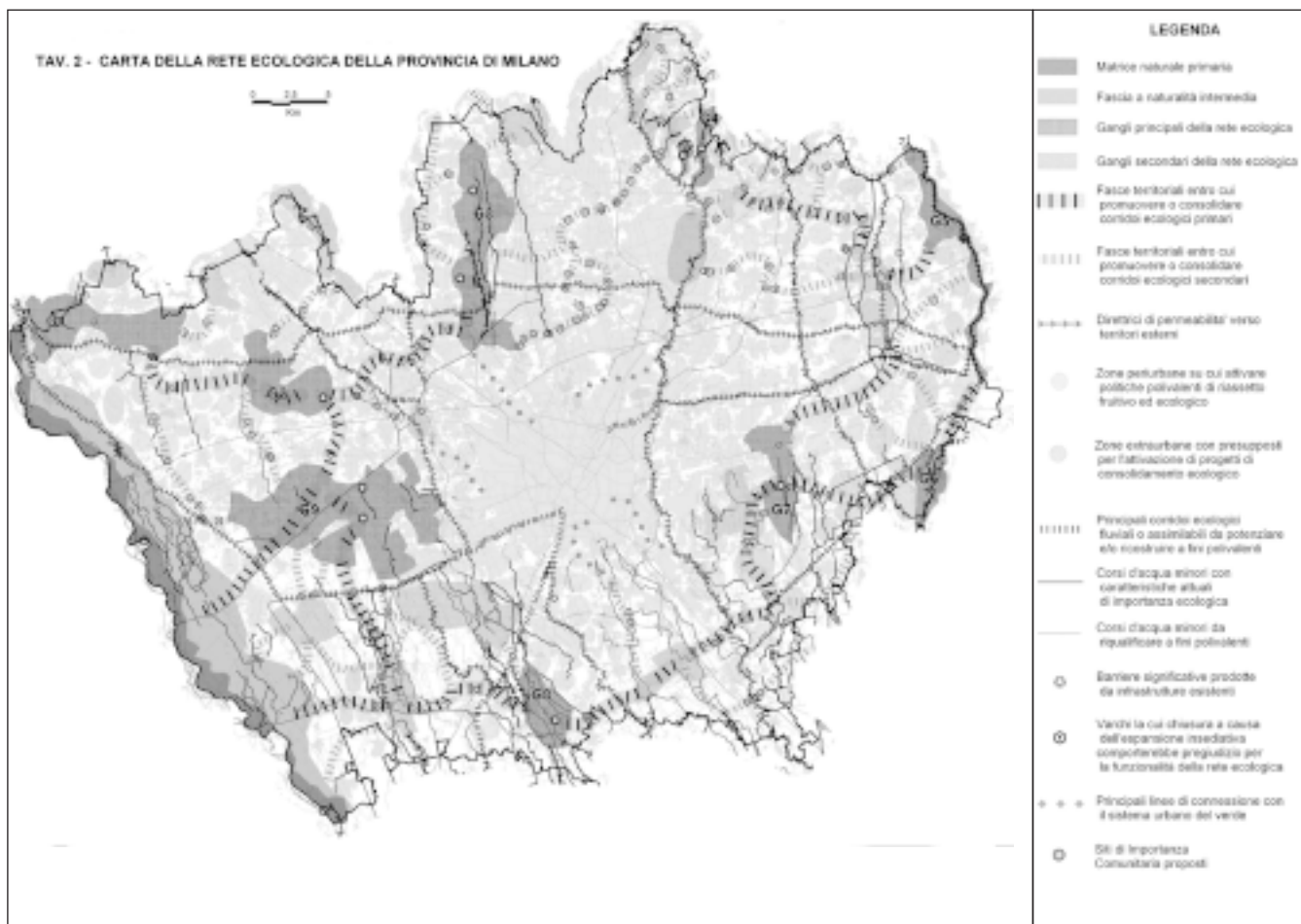


Figura 1. Progetto della rete ecologica in Provincia di Milano, che prevede la gerarchizzazione degli elementi e la loro articolazione in reti parziali specializzate.

- offerta di siti per produzioni naturali diversificate ed a basso impatto (legname, acquaculture estensive, coltivazioni “biologiche” senza l’uso di sostanze di sintesi);
- offerta di opportunità per attività fruttive diversificate;
- riqualificazione del contesto ambientale di vita e di lavoro per le popolazioni presenti;
- offerta di opportunità di integrazione del reddito degli operatori agricoli attuali;
- offerta di opportunità di nuova occupazione legata alle attività professionali e realizzative necessarie alla costruzione della rete ecologica, nonché alle possibilità di innovazione tecnologica in tema di ingegneria naturalistica;
- non ostatività nei confronti delle altre previsioni del PTC provinciale;
- congruenza con i contenuti delle norme in materia paesistica nazionali e regionali.

Dal punto di vista più strettamente tecnico, il progetto di rete ecologica proposto dalla ricerca ha obbedito ai seguenti criteri tecnici:

- differenziazione tra aree primarie dal punto di vista naturalistico (ove prevale la conservazione ed il consolidamento dell’esistente), ed aree artificializzate in cui ricostruire un ecosistema funzionale (ove gli elementi di naturalità non costituiscano necessariamente una nuova matrice continua, ma possano avere una struttura di rete);
- previsione di una struttura complessiva di rete che comprenda non solo elementi di connessione (corridoi), ma anche nodi in grado di svolgere funzioni specifiche (gangli);
- appoggio prioritario degli elementi della rete agli elementi naturali esistenti, ancorché di origine antropica; criterio integrativo in tale individuazione è l’appoggio ad istituti di tutela esistenti o proposti (parchi e riserve di vario ordine);
- adozione di un modello gerarchico di rete basato sull’individuazione di elementi funzionali a ranghi successivi di importanza : un livello primario di gangli e corridoi da considerare come scheletro di base del sistema, un livello secondario di gangli e corridoi di rafforzamento del livello primario, un livello di ambiti minori con valenza di reti locali, ancorché non inserite nel sistema di connessione principale;
- differenziazione tra un sotto-sistema “terrestre” di connessione, ed un sotto-sistema legato alle acque dotato di caratteristiche specifiche; mantenimento comunque di una stretta relazione tra i due sotto-sistemi;
- attribuzione di un ruolo centrale, ai fini degli obiettivi di funzionalità, al riconoscimento non solo degli elementi naturali residui, ma anche alle barriere ed ai fattori di frammentazione;
- utilizzazione per il rispetto dei punti precedenti dei criteri di funzionalità ecosistemica ed utilizzo del concetto di specie guida (l’identificazione, ad esempio, di un corridoio sul territorio non può essere fatta solo su basi grafiche, ma richiede una preventiva comprensione dei processi ecosistemici in giuoco).

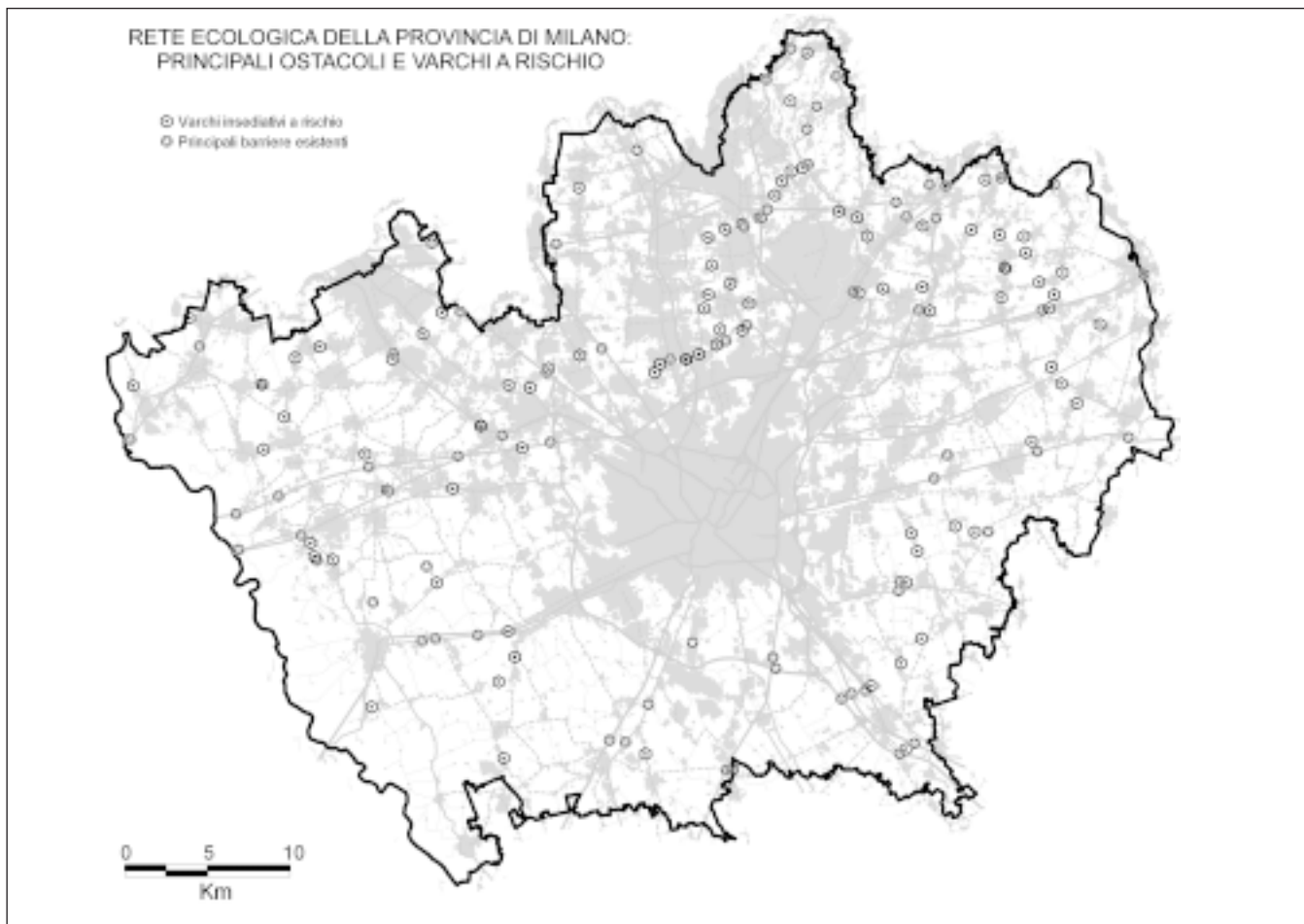


Figura 2. Punti prioritari di criticità territoriale ai fini delle prospettive di rete ecologica in Provincia di Milano.

L'applicazione dei criteri precedenti si è tradotta, ai fini della proposta di progetto per la Provincia di Milano, nella realizzazione di una carta della rete ecologica di area vasta con l'indicazione dei seguenti elementi:

- matrici naturali primarie in grado di costituire sorgente di diffusione per elementi di interesse ai fini della biodiversità;
- fasce di appoggio alla matrice naturale primaria;
- linee di permeabilità ecologica lungo corsi d'acqua;
- sistemi legati ai corsi d'acqua, distinti nelle seguenti categorie:
 - principali corridoi ecologici fluviali o assimilabili da potenziare e/o ricostruire a fini polivalenti;
 - corsi d'acqua minori con caratteristiche attuali di importanza ecologica;
 - corsi d'acqua minori da riqualificare a fini polivalenti;
- gangli primari e secondari della rete ecologica;
- fasce territoriali entro cui promuovere o consolidare corridoi ecologici primari e secondari;
- direttrici di permeabilità verso territori esterni;
- barriere significative prodotte da infrastrutture esistenti;
- varchi la cui chiusura a causa dell'espansione insediativa comporterebbe rischi significativi per la rete ecologica;

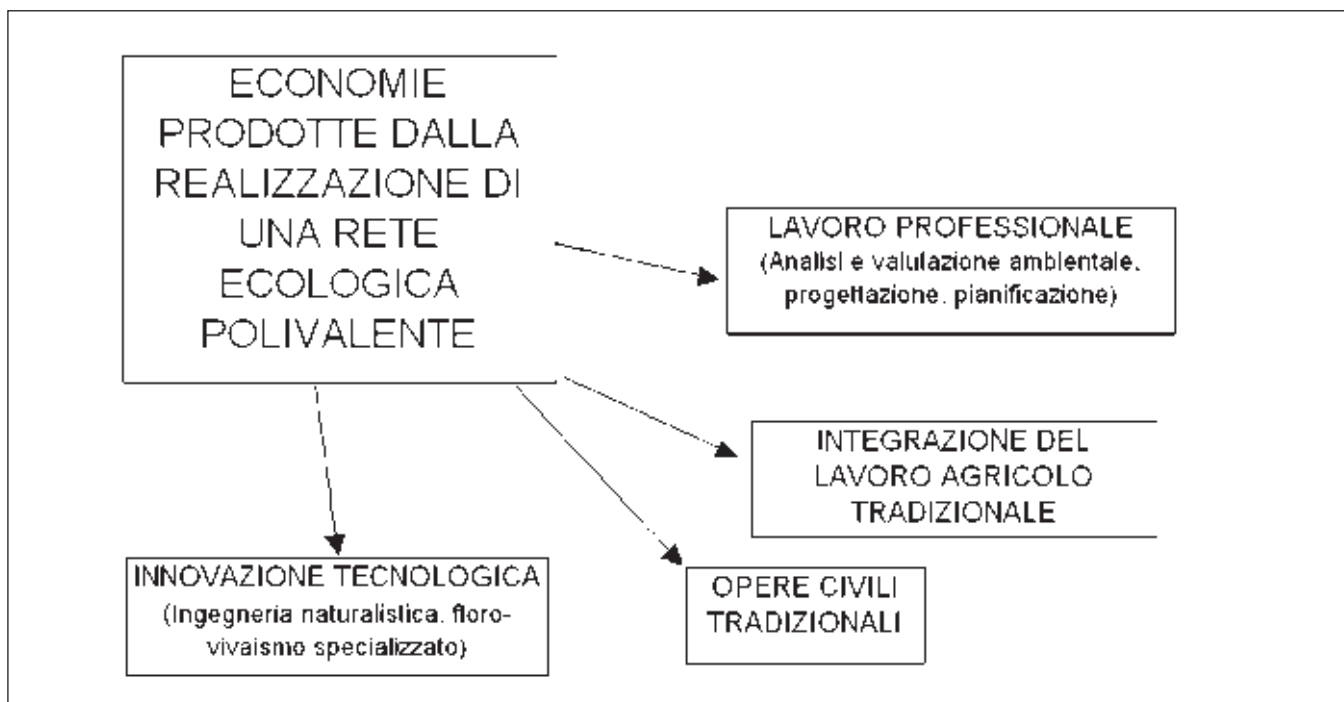
- zone extraurbane con presupposti per l'attivazione di progetti di consolidamento ecologico;
- zone periurbane su cui attivare politiche polivalenti di riassetto fruitivo ed ecologico;
- fasce di margine tra agricoltura ed insediamenti con implicazioni di tipo ecologico.

La figura 1 sintetizza la proposta progettuale avanzata.

La ricerca si è posta anche il problema della fattibilità economica della rete ecologica proposta.

Una stima dei costi che potrebbe avere la realizzazione di un primo livello di rete ecologica in Provincia di Milano è stata di circa 2.000 MLD in 10 anni. Una cifra di questo livello costituisce in realtà solo una frazione di quanto già si sta spendendo per interventi connessi all'ambiente (opere di disinquinamento, opere per il riassetto idraulico, opere per lo smaltimento dei rifiuti ecc.). Le economie per coprire tale ipotesi potrebbero derivare sia da fonti pubbliche che da fonti private, che sono state individuate dalla ricerca (almeno ad un primo livello).

** Laboratorio di Valutazione di Impatto Ambientale. Dipartimento di Biologia animale dell'Università di Pavia.*



IPOTESI PROGRAMMATICA PER LA PROVINCIA DI MILANO :

2.000 MLD in 10 anni

50% per consolidamento dell'occupazione attuale

50% per nuova occupazione

Figura 3. Opzioni di governo associabili ad un programma di ricostruzione della rete ecologica in Provincia di Milano.

Reti ecologiche: corridio biologico tra il parco lombardo della valle del Ticino ed il parco agricolo sud Milano. Un'esperienza applicativa

di **Andrea Agapito Ludovici***

Il concetto di rete ecologica nasce dalla considerazione che, attualmente, il patrimonio biologico da tutelare non può essere garantito dalla sola istituzione di aree protette che sono spesso delle "isole" naturali in territori estremamente antropizzati. Si tratta di un progetto d'integrazione tra le presenze naturali (aree protette) con una serie di altri elementi (in alcuni casi da costruire) che emergono dalla lettura del territorio, delle sue vocazioni e delle sue opportunità. Una rete ecologica è basata essenzialmente sull'identificazione delle seguenti principali categorie:

- le core areas, destinate alla conservazione dei principali tipi di habitat (generalmente aree protette) che rappresentano i veri e propri bacini di biodiversità all'interno dei quali sopravvivono popolazioni animali sufficientemente stabili;
- i corridoi biologici o ponti biotici che rappresentano le connessioni ambientali per il collegamento biologico (principalmente genetico) tra popolazioni della stessa specie tra loro isolate (generalmente i corridoi sono specie-specifici);
- le stepping stones intese come aree naturali di varia dimensione, geograficamente poste in modo tale da costituire punti di appoggio per trasferimenti di organismi tra grandi bacini di naturalità quando non esistono corridoi continui. Tali unità possono, se opportunamente allineate, vicariare, entro certi limiti, corridoi continui; in questo caso possono svolgere un'importante funzione di rifugio (Malcevschi et alii, 1997);
- le restoration areas o zone di restauro ambientale e sviluppo naturale sono aree che consentono di ampliare la rete ecologica, recuperando zone degradate e/o abbandonate;
- le buffer zone o zone cuscinetto, destinate a proteggere la rete ecologica dalle influenze esterne dannose.

Vi sono ancora molti problemi da risolvere nella progettazione di una rete ecologica e nell'identificazione dei suoi elementi costitutivi, soprattutto relativi al tipo di territorio, al grado di antropizzazione, di naturalità, di frammentarietà e alla "biopermeabilità" (si tratta di una valutazione relativa alla continuità ecologica dell'ambiente o di particolari componenti o popolazioni animali).

Il WWF Lombardia ha così promosso un progetto per l'individuazione di criteri per la progettazione di corridoi biotici tra il Parco Lombardo della Valle del Ticino e il Parco Agricolo Sud Milano. L'area interessata è caratterizzata da un'estrema antropizzazione (siamo nell'hinterland milanese), da lembi di natura limitati, isolati fra loro, da vaste zone agricole e dalle numerose infrastrutture che spesso costituiscono barriere insormontabili.

I due parchi, che confinano tra loro, presentano tra loro un'estrema discontinuità territoriale che non favorisce la continuità ecologica degli ambiti naturali. Vi è quindi la necessità di ricreare connessioni naturali più stabili e funzionali. Per far questo è però necessario considerare anche che, come si è detto, la progettazione di corridoi biologici in territori a matrice fortemente antropica può presentare numerosi problemi:

- i corridoi possono essere controproducenti se, ad esempio, favoriscono la diffusione di specie indesiderate e/o invasive (che spesso hanno una capacità di diffusione superiore alle specie che si intende tutelare); è necessario quindi prevedere opportune contromisure (buffer zone, interventi di controllo delle specie invasive...);
- le specie animali e vegetali non sempre vanno dove si progettano i corridoi; non è, infatti, detto che le aree disponibili per la progettazione di corridoi siano effettivamente utilizzate dalle specie che si intende favorire; è necessario, oltre alle analisi territoriali classiche, avere informazioni storiche che possano in parte compensare l'eventuale deficit di dati;
- non vi sono sufficienti informazioni sulle dimensioni minime vitali delle specie significative: vi è quindi il problema di valutare correttamente le situazioni dove è effettivamente necessario costituire un corridoio e dove, eventualmente, non lo è o è addirittura controproducente.

Il progetto.

Il progetto si è sviluppato in quattro fasi.

1. studio della bibliografia generale e ricerca di dati ed informazioni sull'area in questione.
2. Definizione su base cartografica (CTR 1:10000) degli elementi (tipologie di uso del suolo, classi di capacità d'uso, biotopi relitti, barriere...) utili per l'individuazione dei corridoi biotici.
3. Individuazione del gruppo zoologico di riferimento su cui "dimensionare" i corridoi biotici;
4. Elaborazione delle carte relative alle potenzialità ambientali per gli anfibi per consentire, mediante il confronto con le altre carte tematiche, l'individuazione di fasce preferenziali su cui progettare i corridoi.

L'area di studio.

L'area oggetto di studio è un'area posta nella parte occidentale del Parco Agricolo Sud Milano, a circa 15 km ad Ovest di Milano, nei Comuni di Corbetta, Cislano, Cusago, Bareggio, Albairate e Vittuone. Questa porzione di territorio è piuttosto significativa sia per l'uso del suolo che per i lembi di natura residui.

Il gruppo zoologico di riferimento

Gli anfibi sono stati utilizzati come gruppo zoologico di riferimento in quanto sufficientemente conosciuti, risultano adeguati (è in corso di definizione l'*Atlante Erpetologico Lombardo* a cura della sezione lombarda della *Societas Herpetologica Italica*) alle vocazioni ambientali dell'area e all'eventuale progettazione e dimensionamento dei corridoi.

In funzione delle caratteristiche biologiche ed ecologiche degli anfibi è stata prodotta una cartografia tematica (scala 1:10000), riguardo le tipologie di uso del suolo, le classi di capacità d'uso, i biotopi naturali o seminaturali (boschi, fontanili, stagni, comunque biotopi importanti per gli anfibi...) e le barriere ecologiche. Ogni carta è stata suddivisa in quadranti di 1 kmq ciascuno, al quale è stato associato un giudizio in funzione dei parametri presi in considerazione (presenza di biotopi, densità e tipologie di barriere...).

È stato così possibile, attraverso l'analisi topologica, con un software GIS, sovrapporre e confrontare le categorie presenti sulle mappe. Si è ottenuta una sintetica "carta dei corridoi", che ha permesso di evidenziare i quadranti "migliori" (es. aree con alta densità di zone umide, con poche barriere e usi del suolo compatibili) e quelli "peggiori" (alta urbanizzazione, presenza minima di aree naturali...). Successivamente è stato possibile individuare i percorsi più adeguati per la costituzione di corridoi biotici per anfibi tra il Parco Agricolo Sud Milano ed il Parco Lombardo della Valle del Ticino.

Conclusioni e prospettive

È stata messa a punto una metodologia per la progettazione di corridoi biotici. La cartografia elaborata consente, infatti, di impostare la ricerca di corridoi all'interno di fasce preferenziali definite dal confronto e sovrapposizione degli elementi positivi e negativi considerati e dall'utilizzo degli indicatori ambientali sopradescritti.

La progettazione esecutiva dei corridoi biologici, che costituisce la fase finale di questo lavoro, dovrà essere sviluppata con rilievi sul campo, nelle aree selezionate come le più favorevoli, per poter individuare specificatamente (a scala di progetto) gli interventi necessari per ricreare i corridoi e/o superare le barriere presenti. Infine si dovrà procedere a indagini specifiche su alcune specie di anfibi per verificare le effettive consistenze delle popolazioni rimaste e prevedere interventi che ne garantiscano la vitalità.

Sarà così possibile definire le azioni necessarie per pianificare e progettare i corridoi biotici (superamenti di barriere, ampliamento di zone d'appoggio o di nodi, indicazioni gestionali, le aree da acquisire, la normativa più idonea...) tra il Parco Lombardo Valle del Ticino e il Parco Agricolo sud Milano.

* *Ufficio Ambiente WWF Lombardia*

Bibliografia

1. Agapito Ludovici A., 1992 - *Il WWF Lombardia per la tutela degli anfibi*. Quad. Civ. Staz. Idrobiol., 19 (I): pag. 23-26;
2. AAVV., 1988 - *Indagini idrobiologiche sui corsi d'acqua superficiali*. Assessorato all'Ecologia, Provincia di Milano;
3. Bagnoli C., 1992 - *Il progetto anfibi del WWF Italia: strategia nazionale di tutela degli anfibi italiani vulnerabili*. Quad. Civ. Staz. Idrobiol., 19 (I): 43-46;
4. Boano G., Sindaco R., 1992 - *Distribuzione e status di Rana latastei in Piemonte*. Quad. Civ. Staz. Idrobiol., 19 (I): pag. 59-68;
5. Bogliani G., 1995 - *Gli effetti della frammentazione degli habitat sulle popolazioni e comunità di uccelli*. Bot.Mus.St.Nat.Lunigiana, 9: 149-154;
6. Bonini L., Gentili A., Razzetti E., Scali S., 1987 - *Progetto atlante erpetologico lombardo*. Societas Herpetologica italiana, sez. Lombardia;
7. Brehem K., Luneburg H., Theede J., 1992 - *The first toad tunnel and drift fence system without interference of geomagnetic orientation of amphibians*. Quad. Civ. Staz. Idrobiol., 19 (I): pag. 79-92;
8. Burgess R. L., Sharpe D. M., 1981 - *Forest island dynamics in man-dominated landscapes*. Springer-Verlag, New York ;
9. Corbett K., 1987 - *The conservation of european reptiles and amphibians*. Christopher Helm, London;
10. De Maria G., 1992 - *Inventario delle zone umide del territorio italiano*. Ist. Poligrafico e Zecca dello Stato;
11. Den Boer P.J., 1970 - *On the significance of dispersal power for populations of carabid beetles (Coleoptera, carabidae)*. Oecologia 4;
12. Ersal 1993- *Progetto Carta Pedologica. I suoli del Parco Agricolo Sud Milano Regione Lombardia:1-194;*
13. Ferri V., 1990 - *Anfibi e rettili in Lombardia*. WWF Lomb., Quad. 5 (90): 1-173;
14. Ferri V., Agapito Ludovici A., Schiavio M.R., 1992 - *Problematiche di gestione delle popolazioni di Rana latastei delle riserve naturali lombarde di "Monticchie" e "Le Bine"* Quad. Civ. Staz. Idrobiol., 19 (II): 131-138;
15. Forman R. T.T., Gordon M., 1986 - *Landscape ecology*. John Wiley and Sons, New York
16. Fusari F., 1992 - *Salvataggio dei rospi comuni (Bufo bufo) sul Lago d'Iseo (Riva di Solto, Bergamo)*. Quad. Civ. Staz. Idrobiol., 20 (II): pag. 17-20;
17. Giovine G., 1992 - *Intervento di salvataggio della batracofauna nell'area del Lago di Endine (Val Cavallina, Bergamo)* durante il 1992, Quad. Civ. Staz. Idrobiol., 19 (I): pag. 33-38;
18. Griffiths A. G., 1995 - *Newts and salamanders of Europe*. Poyser natural history;
19. Harris L. D., 1984 - *The fragmented forest: island biogeography theory and the preservation of biotic diversity*. University of Chicago press, Chicago;

Reti ecologiche
dossier dicembre 1999



WWF Italia

Via Po, 25/c

00198 Roma

Tel. 06.844971

Fax 06.84497352

Sito internet: <http://www.wwf.it>