

Approcci multidisciplinari differenti e punti di criticità nella pianificazione delle reti ecologiche: considerazioni su alcuni aspetti di ecologia animale

Corrado Battisti

Ufficio Conservazione Natura, Provincia di Roma, via Tiburtina, 691, 00159 Roma; e-mail: c.battisti@provincia.roma.it

Pervenuto il 3.11.2009; accettato il 28.11.2009

Riassunto

In questo lavoro si prendono in esame le differenze tra gli approcci multidisciplinari (ecologi animali *sensu stricto* vs. pianificatori ambientali *sensu lato*) utilizzati nel settore della pianificazione di rete ecologica. L'uso acritico di unità di rete ecologica definite *a priori*, rappresentate su carta da poligoni e necessariamente circoscritte a sistemi chiusi in mappe deterministiche, può sottovalutare la complessità, il dinamismo, la stocasticità dei sistemi ecologici. Inoltre focalizzare l'attenzione sulle tradizionali aree *core*, *corridors* e *buffer* può paradossalmente far perdere di vista il ruolo dominante della matrice in termini di sorgente di disturbi e di area con funzione connettiva diffusa e può indurre ulteriori trasformazioni antropiche di questi settori territoriali, spesso di considerevole estensione. Il concetto di rete ecologica, se non adeguatamente supportato dai concetti disciplinari di base, può inoltre essere utilizzato come slogan e perdere di significato. L'inserimento dei siti Natura 2000 nelle unità di rete ecologica viene attuato automaticamente senza una lettura critica del ruolo che gli stessi svolgono in un'ottica di connettività per le specie in essi ospitate. Infine, si sottolinea l'urgenza di inserire set di indicatori (es., specie animali sensibili alla frammentazione) selezionati in modo oggettivo per verificare l'efficacia delle misure proposte nei piani.

PAROLE CHIAVE: Reti Ecologiche / Ecologia / Pianificazione / Rete Natura 2000 / Paradigmi / Design / Indicatori

Planning in ecological network and animal ecology: critical considerations on several points of weakness.

Ecological Network planning bases conservation actions on a strong theoretical skeleton offered by disciplines such as population and landscape ecology, insular biogeography, community ecology, and population genetics and on a large set of phenomena-related concepts at individual, population and community levels. Nevertheless, a lack of precise definitions or of a body of practical information regarding implementation have hindered many Ecological Network (EN) projects whose effectiveness for species conservation appears to be dubious. In this sense, in this paper I would like to stimulate discussion on problematic aspects on EN discipline. In particular, the "road map" of this paper include a close examination on: the EN approach (site-based or target-oriented?); the multidisciplinary debate; how to select target (biological) species; the ENs as networks of territorial objects (what about functional connectivity or structural contiguity?); the role of Nature 2000 Network; the weakness of the EN approach as a persuasive tool or an alibi.

KEY WORDS: Ecological Networks / Ecology / Environmental Planning / Nature 2000 Network / Paradigms / Design / Indicators

Frammentazione ambientale, connettività e pianificazione di reti ecologiche

La frammentazione degli ambienti naturali (FA) determinata dall'azione antropica storica e attuale rappresenta, a livello globale, una seria minaccia alla diversità biologica e ai processi ecologici (ANDRÉN, 1994; FAHRIG, 1997; FAHRIG, 2003; LINDENMAYER e FISHER, 2006a; cfr. la revisione in BATTISTI e ROMA-

NO, 2007). Nella biologia della conservazione e nella pianificazione ambientale è stato evidenziato come gli effetti della FA sulla biodiversità e i processi ecologici potrebbero essere mitigati predisponendo una serie di strategie di risposta focalizzate su singole specie e siti (BENNETT, 1999; KAREIVA e WENNERGREN, 1995; BIERWAGEN, 2005; CROOKS e SANJAYAN, 2006). In questo senso, lo scopo principale della *connectivity conser-*

vation, uno specifico settore disciplinare della biologia della conservazione, dovrebbe essere quello di mantenere in uno stato di conservazione sufficiente gli ecosistemi naturali in paesaggi frammentati, in particolare, 1) sottoponendo a specifici regimi di tutela i frammenti residui, 2) incrementando la superficie di habitat a disposizione delle specie sensibili nei frammenti stessi, 3) ripristinando/mantenendo la loro connettività reciproca, tenendo conto delle differenze specie-specifiche nella capacità di dispersione, riducendo l'isolamento dei frammenti di habitat attraverso il mantenimento di una elevata "permeabilità" della matrice interposta tra essi, e infine consentendo lo scambio genico tra popolazioni di specie sensibili in modo tale da assicurarne la vitalità a medio-lungo termine (VAN LANGEVELDE *et al.*, 1998; CROOKS e SANJAYAN, 2006). Questo approccio generale, promosso da Enti territoriali su differenti scale spaziali (da nazionale a locale), rientra oramai da un decennio, tra quelli seguiti specialmente in Europa nel settore della pianificazione ambientale, prendendo la denominazione di *Greenways* in un contesto strettamente urbanistico e di Reti Ecologiche (RE) in un contesto più strettamente attinente alle scienze ecologiche (COUNCIL OF EUROPE, 1996; JONGMAN e PUNGETTI, 2004).

La pianificazione di RE basa le proprie strategie e azioni su un robusto background teorico proveniente da discipline scientifiche come l'ecologia di popolazione e l'ecologia del paesaggio, la biogeografia insulare, l'ecologia di comunità, la genetica di popolazione nonché su di un largo set di concetti e paradigmi relativi a fenomeni specifici legati ai diversi livelli gerarchici attraverso i quali è possibile inquadrare i sistemi ecologici (es., i concetti di *dispersal*, di metapopolazione e dinamiche *source-sink*).

La *mission* dei biologi della conservazione e dei pianificatori ambientali è pertanto quella di individuare strategie idonee che consentano di mitigare gli effetti della FA su specifici target sensibili (es., popolazioni, comunità, ecosistemi, processi) in determinate aree sottoposte a pianificazione. Tali strategie si sviluppano su livelli di scala di 'area vasta' (scala di paesaggio/regionale), coincidenti con quelli nei quali è possibile individuare *pattern* (configurazioni spaziali) di FA.

Nel definire queste strategie di risposta alla FA, utilizzando lo strumento della RE, un passaggio obbligato è quello del *planning design*. Attraverso di esso si dovrebbero individuare in specifiche aree di studio, e utilizzando adeguate scale e grane di restituzione cartografica, sistemi di aree caratterizzate gerarchicamente in funzione del ruolo che esse svolgono per i target sensibili di biodiversità. È stata quindi definita

una nomenclatura di aree di RE in grado di svolgere determinate funzioni: se di rilevante estensione e ospitanti popolazioni *source (core areas)*, se con un ruolo di mitigazione di pressioni e impatti da effetto margine (*buffer zones*) o se funzionali alla dispersione e al mantenimento della connettività tra popolazioni (*corridors, stepping stones*). Tale definizione, strettamente vincolata alla sfera dell'ecologia animale (livello di popolazioni, comunità), non è universale. Almeno in Italia, altri Autori hanno proposto altri approcci. Tra questi merita ricordare quelli di tipo strutturale basati su aspetti fitoclimatici e fitosociologici (es., BLASI, 2008) e quelli più onnicomprensivi, a diverso livello gerarchico (es., livello ecosistemico polivalente; MALCEVSKI *et al.*, 1996; MALCEVSKI, 2001). Questi ultimi mostrano interessanti implicazioni applicative nel settore della sostenibilità ambientale.

Tuttavia, per rimanere allo stretto ambito dell'ecologia di popolazione (e delle comunità), recentemente sono stati evidenziati alcuni punti di debolezza di questo approccio che prevede una esplicitazione nello spazio di unità di RE definite *a priori*, in modo univoco e spesso corrispondenti a *pattern* strutturali di unità ambientali, la cui funzionalità ecologica non risulta adeguatamente provata sulla base di dati oggettivi. Ad esempio, BOITANI *et al.* (2007) hanno evidenziato come l'assenza di obiettivi declinati nel tempo, nello spazio e verso target oggettivi, non consenta di stabilire l'efficacia di una strategia di RE. Seguendo questo stimolante dibattito, in questo lavoro si vogliono aggiungere ulteriori spunti di discussione critica sull'argomento maturati durante una esperienza decennale in un Ente territoriale. Quanto riportato in questo lavoro vuole proseguire il dibattito critico su alcuni aspetti settoriali, finalizzato a rendere questo filone scientificamente più robusto ed evitare la produzione di documenti di indubbio *appeal* scenografico ma di scarso contenuto ed efficacia.

Pianificazione di RE: un processo multidisciplinare

Nella pianificazione di RE vengono coinvolti ricercatori e professionisti provenienti da diverse discipline (ecologia di base e applicata, pianificazione urbanistica, ecc.). La *mission* di una tale strategia è rivolta alla conservazione della diversità biologica e dei processi naturali. È pertanto quasi ovvio ribadire come tutti gli appartenenti al gruppo di lavoro di RE dovrebbero acquisire la conoscenza di base e i paradigmi propri delle scienze naturali e dell'ecologia in particolare. Tuttavia, un fatto (e un problema) comune a tutte le strategie trasversali connotate come la RE è rappresentato dalla difficoltà da parte degli operatori (ecologi, pianificatori, biologi della conser-

vazione) di interagire e scambiare informazioni proprio a causa dei differenti linguaggi disciplinari specifici e della dispersione delle fonti cui accedere (es., riviste scientifiche; PRENDERGAST *et al.*, 1998; LINDENMAYER e FISHER, 2006b). Tale difficoltà può accentuare la distanza tra le differenti chiavi di lettura proprie delle diverse discipline, ciascuna solidamente ancorata a specifici paradigmi di base. Per gli ecologi una RE ha lo scopo di mitigare gli effetti della FA su alcune componenti della diversità biologica attraverso un piano (che costituisce un mezzo per raggiungere tale scopo), mentre per un urbanista pianificatore una RE può rappresentare uno strumento che, benché basato su alcuni assunti ecologici, consente di pianificare il territorio definendone le destinazioni d'uso in campo ambientale (il piano come fine; SELMAN, 2006) (Tab. I).

Approcci differenti tra discipline

La FA è un processo specie- e contesto-specifico nonché scala-dipendente e la sensibilità alla FA è un attributo a livello di specie (HENLE *et al.*, 2004; EWERS e DIDHAM, 2006). Pertanto, ogni specie biologica mostrerà una propria sensibilità alla FA, percependo i paesaggi frammentati in modo unico. Ciò richiederà la definizione, a determinate scale, di adeguate configurazioni ambientali idonee per tali specie sensibili (quindi specifici *design* di RE; CROOKS e SANJAYAN, 2006; LINDENMAYER e FISHER, 2006). Su questa base gli ecologi tenderanno ad analizzare e enfatizzare tale specie-specificità, oltre che le complesse e dinamiche relazioni tra le specie e le comunità in paesaggi ove gli ecosistemi sono “aperti”, seguendo un approccio che può essere definito *target-* e *process-oriented*. In modo differente, i pianificatori ambientali, anche per le esigenze dettate dai tempi tecnico-politico-amministrativi imposte dalla necessità di pervenire ad un

Piano, tenderanno a semplificare questa complessità, proponendo in modo deterministico mappe tematiche ove un certo numero di aree mostreranno un diverso ruolo o interesse secondo criteri di valore definiti *a priori* (approccio *site-based* orientato a definire *pattern* territoriali di tipo strutturale). Tali aree e *pattern* potranno coincidere con le esigenze di un determinato set di target sensibili, ma difficilmente saranno rappresentative della complessità ecosistemica di un'area.

Un'altra differenza di approccio nel confronto tra ecologi e pianificatori emerge anche nei tempi di lettura dei processi territoriali e degli effetti della FA sulla diversità biologica. Gli ecologi possono richiedere tempi lunghi per un'analisi dei processi complessi (le cui conseguenze possono anche essere contro-intuitive) ove, al contrario, un pianificatore deve chiudere un Piano di RE in breve tempo (es., 6 mesi-2 anni), sintetizzando le numerose informazioni in relazioni correlate da una o più cartografie di sintesi che, per condivisibili esigenze di rappresentazione, dovranno essere sintetiche e schematiche.

Una o poche mappe tematiche difficilmente potranno rappresentare una rete connettiva per più di una o poche specie target. Pertanto, gli ecologi difficilmente saranno soddisfatti dei poligoni (che richiamano ecosistemi “chiusi”) rappresentati sulle mappe come rappresentativi dell'intera complessità ecosistemica; al tempo stesso i pianificatori porranno l'esigenza di delimitare, sotto forma di ambiti perimetrati, gli spazi da indirizzare a destinazioni differenti (in forma di tutela e/o destinazione d'uso). Una singola mappa di RE, benché articolata con unità di RE (*core areas, buffer zones, corridors*) potrà, pertanto, soddisfare solo una ridotta gamma di esigenze ecologiche per determinati target. Essa quindi rappresenterà una mediazione tra esigenze ecologiche/conservazio-

Tab. I. Differenze concettuali tra ecologi e pianificatori ambientali nelle strategie di rete ecologica (RE).

	Ecologi <i>sensu stricto</i>	Pianificatori <i>sensu lato</i>
Mission della RE	Definizione di una strategia di conservazione della biodiversità, con particolare riferimento ai target sensibili alla FA	Definizione (<i>design</i>) di un piano territoriale ambientale
Approccio	<i>Target-oriented</i> (es., orientato su determinate specie sensibili alla FA a determinate scale spaziali e temporali), <i>pattern-</i> e <i>process-oriented</i>	Prevalentemente <i>pattern-oriented</i>
Enfasi su	Complessità, dinamismo, determinismo/stocasticità dei sistemi ecologici; analisi a lungo termine; ecosistemi come sistemi aperti	Sintesi finalizzata a disegnare mappe deterministiche con <i>pattern</i> di unità di RE; analisi a breve termine; ecosistemi come sistemi chiusi
Le unità di RE corrispondono a	Unità ecologico-funzionali idonee a specifici target (es., specie)	Unità ambientali riportate su carta con specifiche destinazioni d'uso e regime di tutela

nistiche e necessità della pianificazione territoriale, queste ultime mirate a definire un *design* inserito in un piano approvabile da un Ente e finalizzato all'avvio di azioni territoriali (politiche, norme, misure legate a specifici ambiti). In sintesi, gli Enti territoriali elaborano piani territoriali ove il *design* di RE può rivelarsi unico, deterministico e definitivo, almeno per un certo intervallo di tempo. Al contrario gli ecologi tenderanno a focalizzare l'attenzione sul dinamismo, funzionalità e complessità degli ecosistemi all'interno di paesaggi (*vide* L. Boitani; Tab. I).

La RE è una risposta *site-based* o *biological target-oriented*?

In un'ottica di pianificazione, la RE può essere interpretata come una strategia territoriale che segue un approccio di tipo *site-based* in un'area definita in senso politico-amministrativo (una Provincia, un'area protetta, una Regione) ove sono presenti *pattern* e processi di FA (JONGMAN, 1995). Un approccio *site-based* si avvia focalizzando dapprima l'attenzione su un sito/area definiti prima ancora che su uno specifico target (ad es., una specie), per poi definire strategie e azioni a livello territoriale (SUTHERLAND, 2000). Secondo un'ottica più strettamente ecologica, la RE dovrebbe invece prevedere un piano di azione target-specifico (approccio *biological target-oriented*) nel quale l'attenzione della strategia si focalizza su uno o più target di conservazione (es., specie o processi sensibili alla FA).

Si tratta di due approcci concettualmente differenti, di tipo *bottom-up* e *top-down*, che hanno portato in alcuni casi ad equivoci e alla nascita di due arene nel settore delle RE: la prima (*site-oriented*), 'territoriale' in senso stretto, dove il focus è prioritariamente incentrato sull'area di studio oggetto di pianificazione e, solo ad un secondo passaggio, sui target di conservazione specifici (specie, processi, ecc.), dai quali nel caso estrarre indicatori (MACKOVIN, 2000; VUILLEUMIER e PRÉLAZ-DROUX, 2002); la seconda (*target-oriented*), nella quale le azioni, benché collocate in aree di studio specifiche, sono strettamente focalizzate sui target biologici che divengono il fine ultimo della strategia (ad es., indirizzando il processo di *design* di RE). In quest'ultimo approccio il termine RE è spesso sostituito con altre definizioni (es., *species-specific landscape network*, *habitat network*; cfr. FOPPEN *et al.*, 1999; BRUINDERINK *et al.*, 2003 e i casi studio in CROOKS e SANJAYAN, 2006).

La selezione di specie target per le RE

Se si attua una risposta alla FA in termini di pianificazione è necessario anche dotare tale strumento di indicatori che consentano di verificare il successo o

meno della strategia (BOITANI *et al.*, 2007). Uno dei maggiori problemi nella pianificazione di RE è rappresentato dal fatto che molti piani non contengono una selezione di specie sensibili alla FA in grado di svolgere un ruolo di questo tipo. Se presenti, questi elenchi si rifanno spesso a set di specie (di interesse conservazionistico, carismatiche, ecc.) che possono non coincidere con quelle effettivamente sensibili alla FA e, ancor meno, possono essere in grado di svolgere un ruolo di indicatore. Spesso tali elenchi di specie si basano su informazioni aneddotiche e non su una letteratura scientifica che dimostri una oggettiva sensibilità alla FA delle specie selezionate (nonché il loro ruolo di indicatore; BATTISTI, 2008). Inoltre, malgrado alcuni autori abbiano provato a utilizzare specie con funzione di indicatore per la pianificazione di RE (BANI *et al.*, 2000, HESS e KING, 2002; BANI *et al.*, 2006, LORENZETTI e BATTISTI, 2007; AMICI e BATTISTI, 2009), altri hanno sottolineato come questo approccio potrebbe mostrare alcuni gravi limiti e incompletezze, ad esempio se applicato a comunità, ecosistemi e paesaggi nella loro totalità (es., ANDELMAN e FAGAN, 2000).

Conseguentemente, in assenza di informazioni di questo tipo le RE spesso vengono disegnate precauzionalmente assegnando semplicemente alle aree naturali di maggiore estensione il ruolo di aree *core*, alle situazioni di contiguità e continuità il ruolo di *corridors*, ai sistemi isolati il ruolo di *stepping stones*, seguendo un approccio *pattern-oriented* di tipo strutturale piuttosto che di tipo ecologico-funzionale. Uno dei pericoli di un *design* rigidamente strutturale è quello di enfatizzare i *pattern* delle tipologie ambientali più evidenti alle scale/grane utilizzate nella RE (es., tipologie forestali, reticoli idrografici principali) a scapito delle tipologie ambientali meno evidenti perché naturalmente di ridotte dimensioni (es., specchi d'acqua minori), dinamiche o temporanee (es., fasi successionali della vegetazione). Nell'ecologia del paesaggio le relazioni tra causa ed effetto, tra forma e funzione e tra contiguità/continuità e connettività costituiscono un tema di grande attualità (FORMAN, 1995).

EN e rete Natura 2000

Almeno in Europa, molti piani di RE a scale locali/regionali inseriscono automaticamente *a priori* l'attuale sistema di aree protette e la rete Natura 2000 (Direttive 79/409 e 92/43) tra le unità di RE. Siti di Importanza Comunitaria, Zone di Protezione Speciale e aree naturali protette sono unità definite sulla base dei valori di biodiversità in essi presenti, riferendosi, nel caso dei siti Natura 2000, ad appositi Allegati delle Direttive comunitarie. Ciò non dovrebbe implicare in modo automatico un loro ruolo in termini di funzionalità

ecologica per specie sensibili alla FA (molte delle quali non sono inserite in tali Direttive, benché di indubbio valore ecologico).

Inoltre lo stesso processo tecnico-politico-amministrativo che ha portato alla individuazione di molte aree naturali protette è ben differente da quello che ha portato a designare i siti Natura 2000: in alcuni contesti territoriali questo ha originato *pattern* spaziali spesso non coincidenti tra aree protette e siti Natura 2000 che sottolineano i diversi processi che hanno portato alla individuazione di questi ambiti (si veda l'esempio della Provincia di Roma in BATTISTI e GIPPOLITI, 2004).

Infine ogni sito Natura 2000 è stato designato in base alla presenza in esso di determinati tipi di habitat o specie di interesse conservazionistico che possono non coincidere con quelli presenti in siti limitrofi. La domanda che possiamo porci allora è: “perché inserire in un sistema coerente (la RE), e quindi connettere, ambiti con target (es., popolazioni di specie sensibili) differenti?”

E ancora: in un sito Natura 2000 i target di conservazione (tipi di habitat e specie) possono risultare minacciati da una serie di disturbi a scala locale (e.g., incendi, stress idrico, ceduzione, pascolo, specie aliene, bracconaggio, infrastrutture e consumo di suolo, ecc.; IUCN-CMP, 2006) che possono non coincidere con la minaccia alla più ampia scala di paesaggio rappresentata dalla FA. I paradigmi della *connectivity conservation* falliscono se applicati automaticamente a target che sono sensibili a disturbi antropogeni locali ben differenti dalla FA in termini di tipologia, scala di riferimento, regime nel tempo e nello spazio. Pur se un recente filone interpreta la FA come un *pattern* di eterogeneità a scala di paesaggio risultante da molteplici disturbi antropogeni a scala locale (NICHOLS *et al.*, 1998; TEWS *et al.*, 2004) è anche vero che la sensibilità delle specie alla FA può essere un fenomeno ben differente dalla sensibilità delle specie ai singoli specifici disturbi locali. La RE è un approccio che dovrebbe essere legato allo specifico processo (e *pattern*) di FA: conseguentemente gli strumenti e i paradigmi utilizzati nella pianificazione di RE alla scala di paesaggio possono non essere gli stessi di quelli necessari ad interpretare la risposta delle specie ai disturbi antropogeni a scala locale.

Punti di debolezza: la RE è uno strumento persuasivo? È un alibi?

Come sottolineato da BOITANI *et al.* (2007), la RE è una idea buona e intuitiva. In tal senso essa può apparire come un'idea persuasiva. Tuttavia, la persuasione può portare a sillogismi erronei (JOWETT e O'DONNELL, 1986). Nella pianificazione ambientale ci sono molti esempi di sillogismi di questo tipo, non scientifi-

camente testati. Ad esempio: “se le riserve naturali sono spazialmente contigue, allora la connettività funzionale sarà garantita per le specie sensibili”. Come sopra sottolineato la coincidenza tra contiguità spaziale e connettività funzionale non sempre esiste e dovrebbe essere testata per ogni specie e ogni sito (cfr. la revisione in BATTISTI e ROMANO, 2007).

Come già accennato, i pianificatori ambientali definiscono attraverso ausili cartografici e seguendo un approccio di tipo *pattern-oriented*, una RE come un sistema di aree in grado di svolgere differenti funzioni ecologiche (di *core areas*, di *corridors*, di *stepping stones*, ecc.) finalizzato ad avviare misure specifiche in questi ambiti. Tuttavia la conseguenza di un disegno “a nodi e rete” è quella di lasciare molto spazio “tra le maglie”. Ciò, potrebbe costituire, in alcuni contesti, un alibi, facilitando l'avvio di ulteriori trasformazioni territoriali nella matrice ambientale e in tutte quelle aree che non sono state precauzionalmente comprese nelle unità di RE. Al contrario, le aree che non sono state considerate secondo questo approccio *core-buffer-corridor* potranno invece comprendere ambiti strategici, ad esempio per la dispersione delle specie (si pensi a molti sistemi agricoli o ad aree degradate o con vegetazione in evoluzione).

L'enfasi assegnata alle unità di RE potrebbe portare ad una sottovalutazione del ruolo di conservazione mostrato dalla matrice ambientale esterna ad esse. Tale matrice può invece rappresentare un ambito ove investire prioritariamente per due motivi: 1) essa può comprendere settori nei quali si collocano le *driving forces* e disturbi antropogeni in grado di influenzare le componenti naturali presenti nei frammenti; 2) in essa, anche in regione della spesso preponderante estensione superficiale, specialmente se rapportata a quella esigua corrispondente ai frammenti, si svolgono molti importanti processi ecologici (dispersione, ciclo delle acque e dei nutrienti, flussi di energia). Queste matrici possono includere molte aree marginali, suburbane, agricole che, non rientrando nel sistema delle unità di RE, potranno essere esposte ad ulteriori progressive trasformazioni (cfr. BOITANI *et al.*, 2007). Esiste una vasta letteratura sugli effetti determinati da un incremento di “severità” della matrice sui frammenti ambientali residui (cfr. la revisione in BATTISTI e ROMANO, 2007). Pertanto occorre molta cautela nel pianificare: la RE può rivelarsi una trappola concettuale per gli ecologi e costituire un alibi per accelerare l'antropizzazione del territorio.

RE come un *panchreston*, uno slogan, un non-concetto?

BUNNELL (1999) e LINDENMAYER e FISCHER (2006b) hanno introdotto per la FA il concetto di problema

panchreston, intendendo con esso il significato di “buono per ogni cosa” (*good for everything*). Infatti la FA è un tema largamente utilizzato per definire molti differenti *pattern* e processi e in una così ampia varietà di situazioni da risultare privo di significato se non attentamente definito in termini di contesti, target, componenti, scale, livelli ecologici (FAHRIG, 2003). In modo analogo, una RE, considerata come uno strumento privo di obiettivi chiari e declinati e di indicatori per il monitoraggio per la verifica dell’efficacia delle misure adottate può essere anch’essa considerata un oggetto *panchreston*.

È attualmente disponibile un background di conoscenze e paradigmi che renderebbe la RE uno strumento robusto. E tuttavia importante chiedersi quanto di questo retroterra culturale permei effettivamente nella prassi urbanistica e nelle politiche territoriali. La fusione di due parole chiave, enfatiche, evocative e di facile accessibilità da parte del grande pubblico come «rete» e «ecologica» ha probabilmente portato, almeno in alcuni ambiti territoriali e sedi istituzionali, ad un uso eccessivo del concetto svuotandolo di significato (la RE come slogan). Se ad un messaggio così sintetizzato, potenzialmente utile in alcune fasi del processo di piano, non corrisponde un’idea forte (supportata appunto dalle basi disciplinari scientifiche), esso potrà rappresentare solo se stesso. La rete ecologica come slogan pertanto rientra in una terminologia «di moda» il cui destino è quello di tramontare con il sorgere di altri concetti più forti o ritenuti più attuali in un determinato momento (un discorso analogo può essere fatto per i concetti legati al tema della sostenibilità ambientale, di grande contenuto ma utilizzati spesso in modo troppo ricorrente e improprio).

In merito al potere evocativo (e fuorviante) dei due termini («rete» e «ecologica»), potenzialmente qualsiasi strategia o politica territoriale è una «politica di rete» con connotati «ecologici». Pertanto, almeno in molte amministrazioni pubbliche che pianificano e progettano sul territorio, tale termine è diventato un passepartout per qualsiasi voce di bilancio o attività che presenti anche un accenno minimo al sistema ambientale. La RE può diventare, in questo caso, un concetto con più valenze e significati e, al limite, un “non-concetto”. La non chiarezza nella terminologia che descrive determinati concetti in modo automatico non li rende più utili per analisi tecnico-scientifiche perché fuorvianti ed equivoci.

La RE: un design o un paradigma?

Per concludere, chi pianifica il territorio continuamente rammenta agli ecologi che la RE è uno strumento supportato da cartografie e indirizzato a definire ambiti di tutela e di destinazione d’uso del territo-

rio. Gli ecologi rispondono che la complessità, il dinamismo e la specificità dei sistemi può rendere difficile se non impossibile la definizione di configurazioni spaziali ove le unità di RE sono congelate nello spazio, almeno in un intervallo di tempo prestabilito. Il *design* di RE pertanto quasi obbliga gli ecologi a definire ambiti e poligoni, ovvero ecosistemi “chiusi”, mentre tali sistemi sono per riconosciuta definizione, dei sistemi “aperti” (KREBS, 2001). Inoltre, essi possono non essere connotati funzionalmente in modo univoco (ad es., attraverso specifiche unità di RE) per ampi set di target differenti (specie sensibili, processi, ecc.): pertanto essi non potranno essere rappresentativi della complessità delle risposte delle diverse specie, comunità e processi minacciati dalla FA. Tali ecosistemi e le intere configurazioni complessive (i *pattern* di RE) esprimeranno solo una semplificazione della complessità strutturale dell’area di studio.

Ogni ecologo che pianifica, progetta e gestisce un settore territoriale è consapevole della difficoltà di congelare in una mappa la complessa e dinamica gamma di processi legati alla FA. In accordo con LINDENMAYER e FISHER (2006b) e BOITANI *et al.* (2007) una serie di step concettuali e di modelli dovrebbe guidare lo sviluppo della strategia di *connectivity conservation* in un’area, facendo largo uso di set di indicatori (BATTISTI, 2003, 2008).

In sostanza, le strategie di RE dovrebbero essere basate su paradigmi, più che su *design*. In tal senso, l’enfasi assegnata dai pianificatori alle unità di RE riportate negli strumenti cartografici (ovvero al *design*) dovrebbe essere grandemente ridotta riconducendo questi ultimi ad un mezzo, ad uno step intermedio e facoltativo, e non al principale scopo della RE. Le cartografie di RE, lungi dall’essere il fine ultimo della strategia, dovrebbero essere considerate solo un mezzo per individuare misure di conservazione di specie, comunità, processi in paesaggi frammentati e più enfasi dovrebbe essere assegnata ai paradigmi di base (effetto area, isolamento, connettività, implicazioni) ed allo sviluppo disciplinare relativo al tema della selezione oggettiva degli indicatori di successo delle strategie.

Ringraziamenti

Desidero ringraziare Luigi Boitani e Kevin R. Crooks per le critiche e i suggerimenti ad una prima bozza del lavoro. Sono anche grato a Giovanni Amori, Francesco M. Angelici, Longino Contoli e Spartaco Gippoliti per gli ulteriori commenti al testo e le discussioni sull’argomento. Un anonimo revisore ha migliorato i contenuti del lavoro.

BIBLIOGRAFIA

- ANDELMAN S.J., FAGAN W.F., 2000. Umbrellas and flagships: Efficient conservation surrogates or expensive mistakes? *Proceedings National Academy of Sciences*, **97**: S954–S959.
- AMICI V., BATTISTI C., 2009. Selecting focal species in ecological network planning following an expert-based approach: a case study and a conceptual framework. *Landscape Research*, **34**: 545-561.
- BANI L., BAIETTO M., BOTTONI L., MASSA R., 2002. The use of focal species in designing a habitat network for a lowland area of Lombardy, Italy. *Conservation Biology*, **16**: 826-831.
- BANI L., MASSIMINO D., BOTTONI L., MASSA R., 2006. A multiscale method for selecting indicator species and priority conservation areas: a case study for broadleaved forests in Lombardy, Italy. *Conservation Biology*, **20**: 512-526.
- BATTISTI C., 2003. Habitat fragmentation, fauna and ecological network planning: toward a theoretical conceptual framework. *Italian Journal of Zoology*, **70**: 241-247.
- BATTISTI C., 2008. Le specie ‘focali’ nella pianificazione del paesaggio: una selezione attraverso un approccio expert-based. *Biologia ambientale*, **22**: 5-13.
- BATTISTI C., GIPPOLITI S., 2004. Conservation in the urban/countryside interface: a cautionary note from the Rome District (Central Italy). *Conservation Biology*, **18**: 581-583.
- BATTISTI C., ROMANO B., 2007. *Frammentazione e Connettività – dall’analisi ecologica alla pianificazione ambientale*. Città Studi edizioni - De Agostini, Novara.
- BIERWAGEN B.G., 2005. Predicting ecological connectivity in urbanizing landscapes. *Environment e Planning B: Planning and Design*, **32**: 763-776.
- BOITANI L., FALCUCI A., MAIORANO L., RONDININI C., 2007. Ecological networks as conceptual frameworks or operational tools in conservation. *Conservation Biology*, **21**: 1414-1422.
- BLASI C., 2008. Unità di paesaggio e rete ecologica territoriale: nuovi riferimenti per la conservazione e la pianificazione. In: Teofili C., Clarino R. (Eds.), *Riconquistare il paesaggio. La Convenzione Europea del Paesaggio e la Conservazione della Biodiversità in Italia*. WWF Italia ONG ONLUS, Ministero dell’Istruzione, dell’Università e della Ricerca: 245-256.
- BRUINDERINK G.G., VAN DER SLUIS T., LAMMERTSMA D., OPDAM P., POWELS R., 2003. Designing a coherent ecological network for large mammals in northwestern Europe. *Conservation Biology*, **17**: 549-557.
- BUNNELL F.L., 1999. Let’s kill a panchreston: giving fragmentation meaning. In: Rochelle J.A., Lehmann L.A., Wisniewski J. (Eds.), *Forest fragmentation – Wildlife and Management Implications*. Brill, Leiden, Netherlands: vi-xiii.
- COUNCIL OF EUROPE, 1996. *The Pan-European biological and landscape diversity strategy, a vision for Europe’s natural heritage*. Council of Europe, Strasbourg, France.
- CROOKS K.R., SANJAYAN M., 2006. *Connectivity Conserva-*
- tion*. Conservation Biology Series 14, Cambridge University Press, Cambridge.
- EWERS R.M., DIDHAM R.K., 2006. Confounding factors in detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological reviews*, **81**: 117-142.
- FAHRIG L., 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review Ecology and Systematic*, **34**: 487-515.
- FORMAN R.T., 1995. *Land Mosaics. The ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press, New York.
- FOPPEN R., GEILEN N., VAN DER SLUIS T., 1999. *Towards a coherent habitat network for the Rhine. Presentation of a method for the evaluation of functional river corridors*. IBN-DLO/RIZA, Ministry of Transport, Public Works and Water Management. IBN-research report 99/1, ISSN 0928-6896.
- HENLE K., DAVIES K.F., KLEYER M., MARGULES C., SETTELE J., 2004. Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodiversity and Conservation*, **13**: 207-251.
- HESS G.R., KING T.J., 2002. Planning open spaces for wildlife. I. Selecting focal species using a Delphi survey approach. *Landscape and Urban Planning*, **58**: 25-40.
- KAREIVA P., WENNERGREN U., 1995. Connecting landscape patterns to ecosystem and population processes. *Nature*, **373**: 299-302.
- KREBS C.J., 2001. *Ecology. The experimental analysis of distribution and abundance*. Vth edition.
- JONGMAN R.H.G., 1995. Nature conservation planning in Europe, developing ecological networks. *Landscape and Urban Planning*, **32**: 169-183.
- JONGMAN R.H.G., PUNGETTI G., 2004. *Ecological networks and greenways: concepts, design, implementation*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- JOWETT G.S., O’DONNELL V., 1992. *Propaganda and Persuasion* (3rd ed.). Thousand Oaks, Sage, CA.
- IUCN – CMP (The World Conservation Union – Conservation Measures Partnership), 2006. *Unified classification of direct threats*. Version 1.0.
- LINDENMAYER D.B., FISHER J., 2006a. *Habitat fragmentation and landscape change. An ecological and conservation synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- LINDENMAYER D.B., FISHER J., 2006b. Tackling the habitat fragmentation panchreston. *Trends in Ecology and Evolution*, **22**: 127-132.
- LORENZETTI E., BATTISTI C., 2007. Nature reserve selection on forest fragments in a suburban landscape (Rome, Central Italy): indications from a set of avian species. *Landscape Research*, **32**: 57-78.
- MACKOVIN P., 2000. A multi-level ecological network in the Czech Republic: implementing the Territorial System of Ecological Stability. *GeoJournal*, **51**: 211-220.
- MALCEVSCI S., 2001. Nuovi ecosistemi e Reti ecologiche. Uomini e Parchi oggi. Reti ecologiche. Centro Studi V. Giacomini, *Quaderni di Gargnano*, **4**: 94-100.
- MALCEVSCI S., BISOGNI L.B., GARIBOLDI A., 1996. *Reti ecologiche ed interventi di miglioramento ambientale*. Il Verde

- editoriale, Milano.
- NICHOLS W.F., KILLINGBECK K.T., AUGUST P.V., 1998. The influence of geomorphological heterogeneity on biodiversity. II. A landscape perspective. *Conservation Biology*, **12**: 371-379.
- PRENDERGAST J.R., QUINN R.M., LAWTON J.H., 1998. The gaps between theory and practice in selecting nature reserves. *Conservation Biology*. **13**: 484-492.
- SELMAN P., 2006. *Planning at the Landscape Scale*. Abingdon, Routledge.
- SUTHERLAND W.J., 2000. *The Conservation Handbook*. Blackwell Science, Massachussets.
- TEWS J., BROSE U., GRIMM V., TIELBÖRGER K., WICHMANN M.C., SCHWAGER M., JELTSCH F., 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography*, **31**: 79-92.
- VAN LANGEVELDE F., VAN DER KNAAP W.G.M., CLAASSEN G.D.H., 1998. Comparing connectivity in landscape networks. *Environment and Planning B: Planning and Design*, **25**: 849-863.
- VUILLEUMIER S., PRÉLAZ-DROUX R., 2002. Map of ecological networks for landscape planning. *Landscape and Urban Planning*, **58**: 157-170.