

CORRIDOI ECOLOGICI E INFRASTRUTTURE VERDI: UNO STUDIO RIFERITO ALLA SARDEGNA

Ignazio Cannas¹, Corrado Zoppi²

SOMMARIO

Un importante insieme di servizi ecosistemici (SE) forniti dalle infrastrutture verdi (IV) è fondato sulla conservazione ed il miglioramento della biodiversità.

Il secondo obiettivo della Strategia dell'Unione Europea sulla biodiversità fino al 2020 raccomanda che gli ecosistemi ed i servizi offerti siano conservati ed accresciuti mediante la realizzazione di IV, e che quelli degradati siano recuperati in ragione di almeno il 15%. In quest'ottica, la frammentazione degli habitat può essere considerata una delle cause più significative del decadimento dell'efficacia delle IV a rendere disponibili SE basati sugli habitat, in quanto ne depauperano la potenzialità del collegamento in rete degli habitat.

Il contributo definisce e sviluppa un approccio metodologico per individuare corridoi ecologici (CE) che colleghino i Siti della Rete Natura 2000 (SRN2) sulla base dell'identificazione di aree funzionali capaci di offrire SE legati al mantenimento ed all'accrescimento della biodiversità.

La metodologia si sviluppa in due fasi. Nella prima, si identificano le aree più adatte a far parte di un CE in relazione alla connettività tra i SRN2 in funzione di una idoneità ecologica. Nella seconda, si valutano i CE individuati nella prima fase con riferimento alla loro attitudine ad essere inclusi in una IV, a partire da una tassonomia territoriale fondata su caratteristiche concernenti l'appartenenza alla Rete Natura 2000, l'habitat suitability, ed i potenziali ricreativo e paesaggistico. La verifica dell'attitudine dei CI, individuati in termini di accessibilità, a far parte di una IV, è esportabile sia orizzontalmente, ad altri contesti regionali italiani o stranieri, sia verticalmente, perché la metodologia può dar luogo, in maniera incrementale, a progressive estensioni del contesto territoriale di riferimento, fino ad includere contesti regionali del livello NUTS 2, per l'Italia il livello delle Regioni.

La metodologia proposta ed applicata nel contributo ha, quindi, un potenziale importante in termini di futuri sviluppi della ricerca.

¹ Università degli Studi di Cagliari, Dipartimento di Ingegneria Civile, Ambientale e Architettura, Via Marengo 2, 09123, Cagliari, Email: ignazio.cannas@unica.it, Tel: 070.6755200 (Corresponding author).

² Università degli Studi di Cagliari, Dipartimento di Ingegneria Civile, Ambientale e Architettura, Via Marengo 2, 09123, Cagliari, Email: zoppi@unica.it, Tel: 070.6755213.

1 Introduzione

La pianificazione spaziale, sia di livello urbano che di livello territoriale, può affrontare in modo efficace le questioni della creazione, dello sviluppo e del monitoraggio delle attività relative a corridoi ecologici, a reti di IV e di SE.

I corridoi ecologici (CE) sono importanti elementi spaziali in grado di migliorare la coerenza strutturale delle reti ecologiche, supportando la connettività in termini di migrazione delle specie selvatiche, la loro distribuzione geografica e relativo scambio genetico. Quali elementi connettivi, i CE potrebbero minimizzare le minacce derivanti dall'elevata pressione ambientale generata dagli esseri umani, come pratiche agricole e forestali, inquinamento, infrastrutture improprie e urbanizzazione. Tali minacce possono causare notevoli impatti negativi sull'ambiente e frammentazione della matrice ecosistemica (D'Ambrogi *et al.*, 2004).

Baudry *et al.* (1988) sostengono che gli spostamenti delle specie, all'interno di un contesto di rete ecologica, dipendono da fattori correlati alla fauna e alla flora selvatici, e si realizzano attraverso elementi spaziali connettivi definiti come CE.

La connettività dei CE, in contrapposizione al concetto di connessione, che esprime una semplice contiguità ecosistemica, racchiude in sé aspetti fisico-territoriali (posizione spaziale degli ecosistemi e loro continuità fisica; presenza, tipo e dimensione di elementi naturali e antropici) e aspetti ecologico-funzionali (percezione funzionale delle specie, loro esigenze ecologiche e comportamentali e loro grado di specializzazione) (Battisti *et al.*, 2004; D'Ambrogi *et al.*, 2013, 2015).

Una infrastruttura verde (IV), riportando una definizione operativa, è una “rete di aree naturali e semi-naturali pianificata a livello strategico con altri elementi ambientali, progettata e gestita in maniera da fornire un ampio spettro di servizi ecosistemici (SE). Ne fanno parte gli spazi verdi (o blu, nel caso degli ecosistemi acquatici) e altri elementi fisici in aree sulla terraferma (incluse le aree costiere) e marine. Sulla terraferma, le infrastrutture verdi sono presenti in un contesto rurale e urbano”³. Inoltre, “grazie all'operato degli ultimi 25 anni nell'istituzione e consolidamento della rete, la struttura portante delle IV dell'Unione Europea è già una realtà. La rete comprende una riserva di biodiversità da cui si può attingere per ripopolare e rivitalizzare ambienti che versano in condizioni di degrado e che può catalizzare lo sviluppo delle IV. Ciò contribuirà inoltre a ridurre la frammentazione dell'ecosistema, potenziando la connettività tra siti della rete Natura 2000 e raggiungendo così gli obiettivi dell'articolo 10 della Direttiva Habitat”⁴. È evidente che il concetto di IV è strettamente legato ai SE ed implica, inoltre, una rete spaziale di aree da proteggere operativamente (Liquete *et al.*, 2015).

L'implicazione è che anche che le IV rivestono una notevole importanza in questioni come il ripristino della biodiversità, la riduzione della frammentazione degli ecosistemi e la loro capacità di fornire SE (Commissione Europea, 2012). Di conseguenza, un obiettivo globale delle politiche di gestione delle IV può essere identificato dalla questione del ruolo svolto dalle IV nel promuovere e migliorare la fornitura di SE e il ripristino degli habitat (EEA, 2014; Liquete *et al.*, 2015).

In questo studio, viene proposto un approccio metodologico per identificare i potenziali CE in grado di connettere i Siti della Rete Natura 2000 (SRN2), sulla base di una priorità funzionale di unità areali (UA), relativamente alla loro idoneità a fornire SE in materia di valorizzazione della biodiversità.

La metodologia consiste di due fasi: nella prima, si identificano le UA più idonee per l'inclusione in un potenziale CE sulla base della loro connettività, quindi sul loro contributo negativo alla frammentazione; nella seconda, si valutano, attraverso un modello a scelta discreta, le UA costituenti i CE, individuati nel punto precedente, in relazione alla loro idoneità di essere incluse in una IV metropolitana (IVM), partendo da una tassonomia territoriale basata su caratteristiche di biodiversità legate ai SRN2, sul valore di conservazione e sulle attività ricreative e potenziali paesaggistici, proposta da Lai e Leone (2017).

³ Comunicazione della Commissione al Parlamento Europeo, al Consiglio, al Comitato Economico e Sociale Europeo e al Comitato delle Regioni concernente “Infrastrutture verdi – Rafforzare il capitale naturale in Europa”, COM (2013) 249 final, Bruxelles, 6 maggio 2013.

⁴ Ibid.

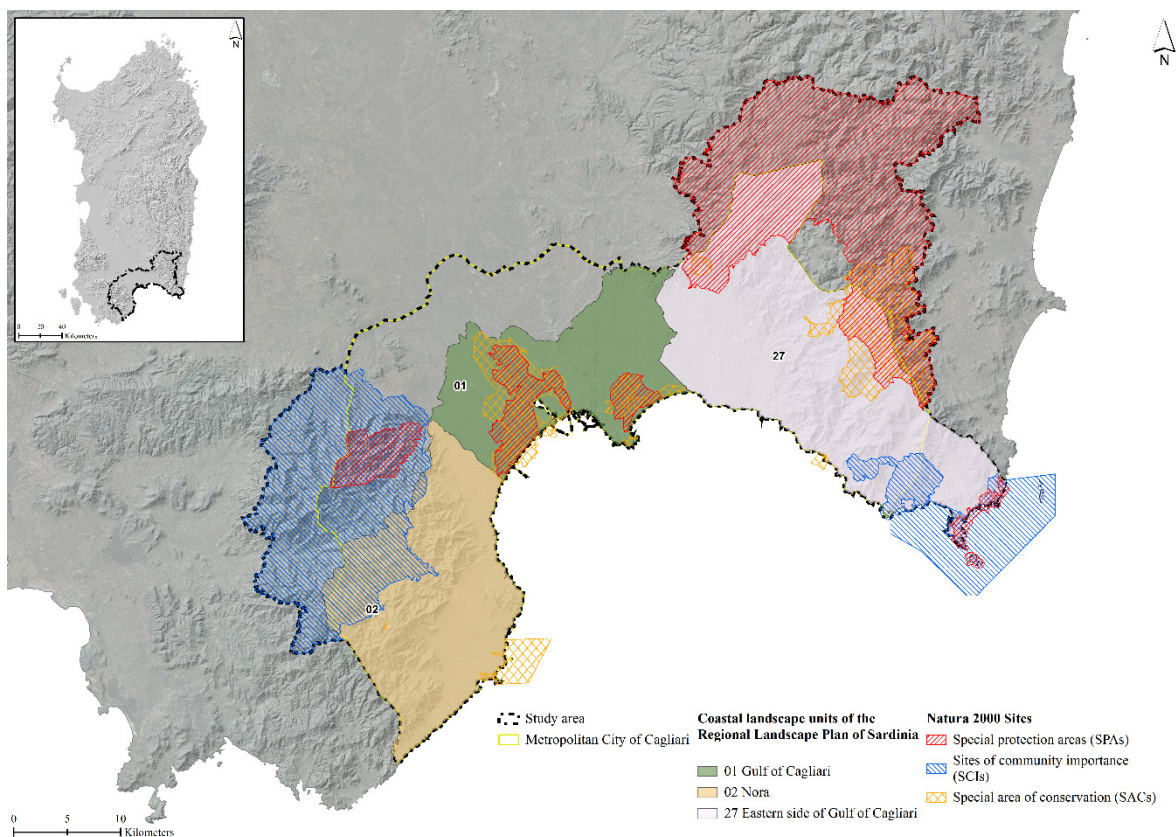
Il contributo è organizzato come segue: nella seconda sezione vengono discusse le metodologie utilizzate per sviluppare quanto sopra menzionato e vengono descritte le componenti del database spaziale utilizzato per l'approccio metodologico, ossia identificare i CE e individuare i rapporti tra i CE e le IVM; nella terza sezione vengono discussi i risultati; infine, nell'ultima parte vengono esposte le conclusioni, presentando le implicazioni sulle politiche di pianificazione, mettendo in evidenza alcuni *caveat* e proponendo suggerimenti per una ricerca futura.

1.1 Area di studio

Lo studio si focalizza sul contesto della Città Metropolitana di Cagliari, un'area amministrativa situata nella Sardegna meridionale (Figura 1), istituita ai sensi della L.R. n. 2016/2, comprendente, nei suoi confini, 17 Comuni. La superficie totale è di 1.247 km². I più importanti nodi di trasporto strategico regionale identificabili nell'area di studio sono il Porto di Cagliari e l'Aeroporto Internazionale di Elmas. La popolazione residente ammonta a circa 430.000 abitanti.

L'area metropolitana, utilizzando la classificazione di livello 1 del CORINE⁵ Land Cover (CLC) (EEA, 2013), mostra la seguente copertura del suolo: 10%, artificiale; 32%, agricola; 52%, aree forestali e semi-naturali; 3%, zone umide; 3%, corpi idrici. Aree artificiali, zone umide e principali corpi idrici sono situati in posizione centrale nella Città Metropolitana e sono circondati da aree rurali. Foreste e aree semi-naturali si trovano principalmente nei lati occidentali e orientali.

Figura 1 - Area di studio: la Città Metropolitana di Cagliari e le estensioni relative ai SRN2 e agli ambiti del PPR.



Fonte: nostre elaborazioni.

L'area di studio, oltre a comprendere la Città Metropolitana di Cagliari, interessa anche alcune estensioni territoriali riguardanti tre ambiti paesaggistici del Piano Paesaggistico Regionale della Sardegna (PPR) e i confini dei SRN2 localizzati nella Città Metropolitana (Figura 1).

⁵ CORINE è l'acronimo di COOrdination de l'INformation sur l'Environnement [coordinamento dell'informazione sull'ambiente].

La dimensione totale dell'area di studio è di circa 1.786 km², ed include 30 Comuni e 19 SRN2, dei quali 6 Zone di Protezione Speciale (ZPS), 3 Siti di Importanza Comunitaria (SIC) e 10 Zone Speciali di Conservazione (ZSC).

2 Metodologia

La Convenzione sulla diversità biologica⁶ definisce un “ecosistema” come “un complesso dinamico formato da comunità di piante, di animali e di microrganismi e dal loro ambiente non vivente, le quali grazie alla loro interazione, costituiscono un'unità funzionale” e suggerisce un approccio ecosistemico che integri la gestione del territorio, dell'acqua e delle risorse biologiche, al fine di promuovere la conservazione e l'uso sostenibile.

Le metodologie scientifiche coinvolgono processi, funzioni e interazioni tra gli organismi e il loro ambiente. Gli esseri umani stessi sono, a loro volta, componenti degli ecosistemi e da essi traggono benefici, in termini di SE (MEA, 2003).

Il nostro studio si concentra su un tema che interpreta i CE come elementi spaziali composti da UA in grado di supportare la connettività degli habitat e la loro protezione e, in tal modo, favorire la fornitura di SE.

L'identificazione di UA prioritarie componenti i CE implica la definizione di una loro configurazione spaziale in una struttura connettività spaziale in grado di proteggere le funzioni della biodiversità e la loro persistenza a lungo termine (Snäll *et al.*, 2016).

Dal momento che un CE è intrinsecamente un collegamento spaziale fra nodi di una rete (ecologica, in questo caso), la sua identificazione è oggetto di metodi di modellazione spaziale e metodi di pianificazione, il cui scopo è identificare prioritariamente le UA che massimizzano l'offerta dei SE, garantendo allo stesso tempo efficienti spostamenti di diverse specie. Tale questione viene affrontata, nella prima metodologia proposta, individuando un insieme di potenziali CE, sulla base di diversi livelli di input (una potenziale idoneità biologica delle UA e un'integrità ecologica (Burkhard *et al.*, 2012) combinata in una mappa di resistenza, che rappresenta il costo che le specie animali devono sopportare per spostarsi da un sito ad un altro). Invece, nella seconda metodologia, si definisce un approccio operativo per valutare i CE così identificati come elementi di una IVM. Lai e Leone (2017) propongono una tassonomia dell'intera Città Metropolitana di Cagliari basata su tre fattori: un valore di conservazione, definito in termini di habitat di interesse comunitario (ai sensi delle disposizioni della Direttiva “Habitat” n. 92/43/CEE); un valore naturale, legato alla capacità della biodiversità di fornire SE; un valore di ricreazione, rappresentativo dei sentimenti e delle percezioni degli utenti sugli spazi aperti in termini di potenziale ricreativo (Tabella I).

I CE sono selezionati come collegamenti tra i SRN2 compresi nella Città Metropolitana di Cagliari, privilegiando le aree funzionali più adatte per essere incluse in un sistema connettivo tale da minimizzare la frammentazione paesaggistica. Attraverso un *overlay* dei risultati tassonomici di Lai e Leone e dei CE selezionati, viene effettuata una categorizzazione dicotomica degli elementi appartenenti ai CE, associando a ciascuno il valore 1 se l'elemento è incluso nella IVM, 0 se non lo è.

Nei due sottoparagrafi successivi vengono descritti i due temi focali dello studio, riguardanti: l'uno, l'individuazione di potenziali CE; l'altro, la caratterizzazione dei CE con riferimento alla IVM.

Nel primo, relativo all'identificazione dei CE, vengono descritti i materiali utilizzati, quali: la carta di copertura del suolo prodotta dalla Regione Autonoma della Sardegna (RAS); il sistema di monitoraggio regionale sardo; il concetto sull'integrità ecologica (Burkhard *et al.*, 2012) e lo strumento GIS utilizzato per l'analisi spaziale. Inoltre, viene discussa la mappatura dell'idoneità rispetto alla mappatura della resistenza e l'integrazione dei concetti di resistenza e connettività ecologica per l'identificazione dei CE.

⁶ La Conferenza di Nairobi per l'adozione della Convenzione sulla diversità biologica si è tenuta il 22 maggio del 1992. Come riportato sul sito ufficiale della Convenzione (<https://www.cbd.int/convention/> [ultimo accesso: 21 luglio 2017]), “La Convenzione è stata messa a disposizione per la firma il 5 giugno 1992 alla Conferenza delle Nazioni Unite sull'ambiente e lo sviluppo (Rio “Summit Terra”), rimanendo a disposizione fino al 4 giugno 1993, data alla quale aveva ricevuto 168 firme. La Convenzione è entrata in vigore il 29 dicembre 1993, ovvero 90 giorni dopo la 30° ratifica. La prima sessione della Conferenza delle Parti fu programmata dal 28 novembre al 9 dicembre 1994 alle Bahamas”.

Nel secondo, relativo alla caratterizzazione dei CE con riferimento alla IVM, viene descritto l'approccio metodologico di scelta discreta utilizzato per la valutazione dei CE identificati attraverso la identificazione delle UA prioritarie, ossia più idonee in termini di connettività. La valutazione è basata su un modello di scelta discreta (DCM), ovvero un modello *Logit* DCM (LM). Il LM è utilizzato per identificare i CE in termini di idoneità ad essere incluse in un IVM, a partire dalla tassonomia territoriale proposta da Lai e Leone (2017). Viene utilizzato un approccio discreto in quanto la variabile dipendente, che indica se un elemento territoriale appartiene alla IVM, assume valori che possono essere facilmente divisi in due gruppi reciprocamente esclusivi. In questo caso, i DCM dicotomici sono i più adeguati, mentre i modelli di regressione sarebbero preferibili se non fosse possibile identificare i raggruppamenti dei dati. Per quanto riguarda le variabili esplicative, non esiste alcuna perdita di informazioni in quanto tutti i valori delle variabili utilizzate nel modello non sono soggetti a trasformazioni. In questo studio viene utilizzato un modello LM per l'analisi spaziale per valutare se, e, in che misura i CE che connettono i SRN2 possano essere identificate come elementi di una IVM, le cui caratteristiche sono definite attraverso la tassonomia proposta da Lai e Leone (2017). Questo approccio costituisce un ulteriore passo avanti nell'uso dei DCM, in quanto utilizzato in diversi contesti scientifici e tecnici nel campo dell'analisi spaziale e della pianificazione regionale e urbana.

2.1 Individuazione di potenziali CE

In diversi studi (Adriaensen *et al.*, 2003; Beier *et al.*, 2003; EEA, 2014; Lechner *et al.*, 2017; Liqueste *et al.*, 2015; Sawyer *et al.*, 2011; Zeller *et al.*, 2012) si evince che un approccio funzionale all'identificazione spaziale dei CE si basa su una classe di algoritmi denominati *Least Cost Path* (LCP). Questo tipo di approccio consente di stabilire una priorità sulle UA per definire le connessioni tra i SRN2. Adriaensen *et al.* (2003) propongono una esaustiva spiegazione relativa a questa metodologia. Gli input sono costituiti da due elementi: uno rappresenta le unità spaziali che necessitano di essere analizzate in termini di connettività, dalle quali ha origine lo spostamento; l'altro rappresenta gli elementi spaziali di attrito/resistenza, ossia una griglia in cui ogni cella ha un valore di resistenza, cioè una variabile di costo, rispetto allo spostamento, associata in funzione del tipo di copertura di suolo presente nella cella. Un percorso del tipo LCP rappresenta la modalità meno costosa che potrebbe essere scelta dalle specie per gli spostamenti da una UA ad un'altra. In questo tipo di approcci si assume che le specie percepiscano il movimento come un costo rappresentato dalla resistenza opposta dalle UA al movimento, che rappresenta un valore composito di energia spesa per spostarsi, rischio di mortalità e impatto negativo sul futuro potenziale riproduttivo.

Sawyer (2011) afferma che gli approcci basati su LCP sono particolarmente idonei per analizzare e progettare i corridoi fra habitat basati sulla considerazione della resistenza al movimento delle specie. L'efficacia del LCP può essere influenzata dalla qualità dei dati di input, in questo senso le opinioni degli esperti, o altre tecniche, possono contribuire alla creazione di opportune mappe dei valori di resistenza. Seppure le analisi si basino su interpretazioni soggettive, l'approccio è molto utile per la gestione del territorio al fine di identificare dove i potenziali CE possano supplire alle priorità ambientali riscontrate per un particolare paesaggio.

In questo contributo viene sviluppata un'analisi di connettività basata sui seguenti passi: in primo luogo, viene costruita una mappa estesa su tutta l'area di studio usando i valori di idoneità disponibili in letteratura (RAS, 2010) e dati relativi all'integrità ecologica (Burkhard *et al.*, 2012); in secondo luogo, viene costruita una mappa di resistenza data dal valore inverso della mappa di idoneità combinata con la mappa dell'integrità ecologica; quindi, viene utilizzato *Linkage Mapper*⁷ per individuare i collegamenti tra i SRN2 come percorsi di costo minimo e, in tal modo, identificabili come potenziali CE.

Linkage Mapper è uno strumento GIS concepito per analizzare la connettività fra gli habitat in scenari di vasta scala riguardanti la fauna selvatica; utilizza, in input, mappe vettoriali di UA sorgenti di movimento e mappe raster di resistenza al movimento, dove le celle rappresentano valori che riflettono il costo energetico, la difficoltà o il rischio di mortalità nel muoversi nel paesaggio. Utilizzando l'approccio LCP e analisi del tipo

⁷ *Linkage Mapper* può essere scaricato all'indirizzo: <http://www.circuitscape.org/linkagemapper> [ultimo accesso: 21 luglio 2017].

Cost Weighted Distance (CWD), *Linkage Mapper* produce mappe di resistenza totale cumulata, definendo in tal modo UA potenzialmente utilizzabili per il movimento degli animali tra aree specifiche di interesse (McRae *et al.*, 2011), descrivendo in tal modo le caratteristiche di connettività tra le UA.

Utilizzando, come dati in input, uno shapefile contenente i SRN2 del contesto metropolitano di Cagliari e una mappa raster delle resistenze al movimento, *Linkage Mapper* definisce una mappa di resistenza totale cumulata legata al movimento, modellando le analisi di connettività attraverso dati di adiacenza e distanza, supportate da analisi CWD e algoritmi LCP. In tal maniera, possono essere individuati elementi lineari LCP ascrivibili come corridoi a basso costo e la spazialità dei pesi cumulati in una singola mappa raster basata su CWD (McRae *et al.*, 2011).

Il modello di calcolo di *Linkage Mapper* si basa sulla somma cumulativa delle mappe raster relative a coppie di aree analizzate secondo il metodo CWD. Ad esempio, se A e B sono due aree principali della rete che si vuole analizzare in termini di connettività, i potenziali corridoi LCP vengono normalizzati come segue:

$$NLCC_{AB} = CWD_A + CWD_B - LCD_{AB} \quad (1)$$

Dove $NLCC_{AB}$ è il corridoio normalizzato a basso costo che collega le aree principali A e B, CWD_A è la distanza ponderata rispetto al costo dall'area centrale A, CWD_B è la distanza ponderata rispetto al costo dall'area centrale B e LCD_{AB} è la distanza ponderata dal costo accumulata spostandosi lungo il percorso potenziale a basso costo che collega le due aree principali (McRae *et al.*, 2011).

Nei sottoparagrafi successivi vengono descritti i materiali utilizzati e la procedura seguita per la costruzione della mappa di resistenza finale, rappresentativa della priorità assegnabile alle UA per l'identificazione di un potenziale CE. Ogni mappa raster, descritta successivamente, viene creata con una risoluzione di 625 m² per pixel (un pixel = 25x25 m²), una risoluzione ottimale rispetto alla mappa di copertura del suolo della RAS. Inoltre, viene sempre utilizzato il livello 3 della classificazione CLC.

2.1.1 La Carta dell'uso del suolo

La RAS ha pubblicato, nel 2008, una mappa della copertura del suolo alla scala 1:25.000. Si tratta di un database geografico di unità spaziali la cui classificazione è stata adattata alla situazione locale considerando la codifica standard della CLC, fino al livello 5. Le unità areali rappresentano le coperture del suolo; mentre, le unità lineari rappresentano una potenziale rete idrografica (ad esempio canali e corsi d'acqua, fiumi, flussi e fossi) e la rete di trasporto (reti ferroviarie e stradali).

2.1.2 Il sistema di monitoraggio

La RAS, a partire dal 2008, ha attuato un sistema di monitoraggio relativo allo stato di conservazione degli habitat e delle specie di interesse comunitario nel territorio regionale (RAS, 2010), dove, per ciascun SRN2, sono stati mappati i valori di idoneità specie-specifica riferiti alla singola classe di copertura del suolo. I valori di idoneità derivano dalle analisi sviluppate nella "Rete Ecologica Nazionale" (REN) (Boitani *et al.*, 2002). Nella REN, l'elenco delle specie faunistiche analizzate non comprende tutte le specie elencate nella Direttiva Habitat e contenute nei formulari standard dei SRN2. Per questo motivo i valori di idoneità non sono identificati per tutte le specie del territorio regionale sardo, e la valutazione per singola classe CLC non include tutte le specie. I valori di idoneità sono definiti come segue: 0 (non idoneo), ossia elementi spaziali che non soddisfano i requisiti ecologici delle specie; 1 (bassa idoneità), ossia elementi spaziali che possono supportare la presenza della specie, ma in maniera non stabile nel tempo; 2 (idoneità media), ossia elementi spaziali che possono supportare la presenza stabile della specie, ma che nel complesso non risultano habitat ottimali; 3 (alta idoneità), cioè elementi spaziali ottimali per la presenza stabile della specie. Infine, la mappatura riguarda solo le superfici interne ai confini dei SRN2.

2.1.3 I valori di integrità ecologica

Burkhard *et al.* (2009, 2012) propongono una matrice in cui vengono assegnati valori qualitativi a 44 classi CLC in relazione alla capacità di fornire SE, su una scala da 0 (capacità non rilevante) a 5 (capacità molto

rilevante). Nella matrice, inoltre, vengono valutati anche sette indicatori relativi al concetto di integrità ecologica. Questi indicatori rappresentano le componenti principali della funzionalità di un ecosistema, ossia descrivono le strutture e i processi rilevanti per la funzionalità a lungo termine e la capacità di auto-organizzazione ecosistemica. I valori di integrità ecologica sono strutturati in correlazione: alle quantità e alle caratteristiche delle specie, in termini di diversità biotica; a fisicità degli habitat, in termini di eterogeneità abiotica; a questioni legate a bilanci energetici degli ecosistemi; a flussi di materia, in termini di stoccaggio e perdita dei nutrienti; a bilanci idrici, in termini di flussi di acqua biotica e efficienza metabolica). I valori più bassi di integrità ecologica corrispondono a tipi di copertura del suolo caratterizzati da significativi impatti antropici (ad esempio: tessuto urbanizzato, aree industriali o commerciali, siti minerari e discariche).

2.1.4 Mappatura dell'idoneità

I valori di idoneità possono essere definiti come la probabilità che le specie utilizzino determinati habitat. I modelli di idoneità possono contribuire a migliorare la rete ecologica e valutarne la connettività, in quanto mostrano la distribuzione di ambienti abitabili, o di risorse, in un paesaggio. Quindi, una mappa di idoneità rappresenta spazialmente la probabilità che determinate UA possano venire utilizzate da determinate specie (Boitani *et al.*, 2002; Wang *et al.*, 2008). In genere, i valori di idoneità sono determinati attraverso pareri di esperti e relativi a fondamentali variabili ambientali (Graves *et al.*, 2014; Zeller *et al.*, 2012). Nella nostra analisi di connettività abbiamo creato un valore globale di potenziale idoneità biologica, riferito a ciascuna classe CLC, utilizzando i dati disponibili nel sistema di monitoraggio della RAS (2010), disponibili solo per i SRN2, calcolando il valore medio ponderato rispetto a tutti i valori di idoneità di tutte le specie associate a ciascuna classe CLC. In questo modo, si vuole supportare una valutazione di idoneità di livello globale estendibile all'intera area di studio e non solo all'interno dei SRN2.

2.1.5 Mappatura dell'integrità ecologica

I valori di integrità ecologica mappati da Burkhard *et al.* (2009, 2012) descrivono aspetti relativi alla capacità funzionale di auto-organizzazione degli ecosistemi a lungo termine. In quest'ottica, il concetto di integrità ecologica può essere inteso come un valore di idoneità; dunque, assumiamo che le UA che mostrano elevati valori di integrità ecologica, ossia che sono in grado di fornire idonei habitat per diverse specie, sono molto efficaci anche nel supportare spazialmente la connettività ecologica.

2.1.6 Mappatura della resistenza cumulata

La resistenza riflette gli effetti delle caratteristiche morfologiche del paesaggio sul movimento delle specie e sulla mortalità, in termini di ostacolo ai flussi di specie, energia e materia (EEA, 2014; Forman, 1995; Graves *et al.*, 2014; Lechner *et al.*, 2017). I valori di resistenza possono essere reperiti in letteratura o stimati relativamente agli usi degli habitat (ad esempio sulla base dell'idoneità dell'habitat) (Beier *et al.*, 2009; Graves *et al.*, 2014). I valori di resistenza associati ad una cella di un raster sintetizzano le caratteristiche della cella, in termini di resistenza paesaggistica specifica. Un'area di studio può, in questo modo, essere divisa in UA più idonee e meno idonee. Le UA meno idonee possono essere considerate le più resistenti (Graves *et al.*, 2014). In questa prospettiva, LaRue e Nielsen (2008, come citati in Zeller *et al.*, 2012) suggeriscono di determinare i valori di resistenza come valori inversi dei valori di idoneità (EEA, 2014).

In questo studio, costruiamo una mappa raster di resistenza cumulata come segue. Innanzitutto, costruiamo le mappe raster sulla base dei valori inversi di idoneità e di integrità ecologica. In secondo luogo, i valori delle celle di queste mappe raster vengono impostati in un intervallo da 1 a 100⁸ (EEA, 2014); in terzo luogo, creiamo una nuova mappa raster come combinazione delle mappe precedentemente generate. Questa mappa combinata, elaborata per l'intera area di studio, ha il significato di essere rappresentativa di una scala di percezione globale delle specie, da un lato; dall'altro, di una percezione morfologica derivante dai SE forniti.

⁸ Come suggerito dal manuale di *Linkage Mapper* (McRae *et al.*, 2011), i valori della mappa di resistenza vengono impostati pari a: 1 per il valore di resistenza più basso; 100 per il valore più alto.

2.2 Modelli di scelta discreta

I modelli di scelta discreta (DCM) interpretano fenomeni rappresentati da un numero finito di possibili esiti, cioè da un insieme numerabile di eventi mutuamente escludentisi. Una prima formalizzazione di questo genere di modelli è stata proposta da McFadden (1976; 1980), che generalizzò il modello di Williams (1977) attraverso la teoria microeconomica classica della scelta dell'agente. Il comportamento dell'agente che tende, con la propria scelta di consumo, a massimizzare la propria utilità è integrata, nel modello di Williams, con l'inclusione della caratterizzazione degli agenti, che sono eterogenee e che possono essere o non essere note a chi definisce il modello. Qualora non fossero note, queste caratteristiche vengono attribuite agli agenti in maniera casuale (McFadden, 1976; 1980; 2000). I DCM proposti in letteratura fanno generalmente riferimento a questi riferimenti teorici (Ben-Akiva e Lerman, 1985; Ortúzar e Willumsen, 2001; Train, 2009), in quanto assumono la consapevolezza, da parte di chi definisce ed applica il DCM, dell'incompletezza dell'informazione disponibile sulla scelta dell'agente, e che il comportamento degli agenti non si caratterizza per una perfetta razionalità (Tversky, 1972).

I DCM sono largamente utilizzati in quanto se ne riconosce l'efficacia, teorica e tecnico-applicativa, nella formalizzazione di molteplici fenomeni in diversi campi di ricerca (Bhat, 2007).

Generalmente, i DCM consentono di analizzare le relazioni di dipendenza o correlazione tra gli esiti di fenomeni, purché siano un insieme finito, ed un insieme di fattori, identificati come possibili determinanti di questi esiti. Studi in questo senso sono proposti da Bockstael *et al.* (1991) con riferimento alle diverse modalità di pesca da parte dei turisti, da McFadden e Train (1978), in relazione ai modi di trasporto urbano, da McFadden (1980), in rapporto ai servizi alle famiglie orientati alla fruizione del trasporto urbano, da McFadden *et al.* (1987) relativamente alla scelta multipla riguardante i servizi telefonici, e da McFadden (1976) a riguardo della scelta dicotomica o multipla concernente l'offerta di servizi delle pubbliche amministrazioni ai diversi livelli. Inoltre, Pavlopoulos *et al.* (2010) utilizzano un DCM per studiare il fenomeno della mobilità dei salari in Europa, ed Ambrogi *et al.* (2009) per caratterizzare l'impatto di insiemi di determinanti esogeni in relazione all'efficacia di terapie cliniche.

In questo studio, si propone un'applicazione di un modello *logit* (LM), cioè un DCM in cui gli esiti possibili del fenomeno da caratterizzare sono due, quindi un DCM dicotomico. Questi esiti sono rappresentati da una variabile dicotomica che può assumere esclusivamente i valori "1" e "0". I LM si fondano sull'assunzione dell'esistenza, da verificare in relazione all'analisi dei risultati dell'implementazione del modello, di una relazione funzionale tra la variabile dicotomica ed un insieme di fattori determinanti.

Il LM che viene applicato in questo studio si rende operativo come segue.

1. Si definisce una variabile dicotomica relativa alle UA che fanno parte dei CE che mettono in comunicazione i SRN2 della Città metropolitana di Cagliari, la cui natura duale si riconosce nel fatto che una UA che è inclusa in un CE può far parte di una IVM (valore della variabile uguale a 1), oppure non farne parte (valore della variabile uguale a 0).
2. Le variabili esplicative, cioè i fattori determinanti, del LM sono quelli assunti da Lai e Leone (2017) per l'inclusione di una UA nella IV della Città Metropolitana di Cagliari.
3. La discussione delle stime del LM implica una valutazione di come le UA incluse nei CE della Città Metropolitana entrano a far parte della IVM, dell'influenza, in termini quantitativi, dei fattori determinanti su questa inclusione. In altre parole, si tratta di un'analisi relativa che esamina se, e con quale dimensione quantitativa, la Rete Natura 2000 della Città Metropolitana fa parte della IVM identificata secondo lo studio di Lai e Leone.

Una discussione approfondita relativa agli aspetti econometrici di questi modelli è disponibile in Greene (1993, pp. 666-672), Nerlove e Press (1973) e Zoppi e Lai (2013), su cui si basa il LM qui di seguito descritto.

Si considera un insieme di due eventi, Y_0 e Y_1 , con probabilità dell'evento $Y_i=j$ data da:

$$\text{Prob}(Y_i = 1) = \frac{e^{\beta' x}}{1 + e^{\beta' x}} \quad (2)$$

$$\text{Prob}(Y_i = 0) = \frac{1}{1 + e^{\beta' x}} \quad (3) \quad ^9$$

dove $j \in \{0, 1\}$, β è un vettore di coefficienti β_h , $h \in \{1, \dots, N\}$, e x è un vettore di caratteristiche x_h , $h \in \{1, \dots, N\}$, dell'UA k dove si verifica l'evento Y_i , $k \in \{1, \dots, M\}$. I coefficienti del vettore β sono stimati risolvendo il problema di massimizzazione della seguente funzione di verosimiglianza logaritmica, $\ln L$:

$$\ln L = \sum_{k=1}^M \sum_{j=0}^1 d_{kj} \ln \text{Prob}(Y_i = j) \quad (4)$$

(dove $d_{kj}=1$ se si verifica l'evento j , oppure $d_{kj}=0$ in caso contrario) nei coefficienti β . Questi coefficienti sono presenti in (4) secondo le formule (2) e (3) di $\text{Prob}(Y_i=j)$.

Le derivate di (4) rispetto ai coefficienti β' hanno la forma seguente:

$$\frac{\partial \ln L}{\partial \beta_h} = \sum_{k=1}^M [d_{kj} - \text{Prob}(Y_i = j)] x_h \quad (5)$$

I valori del vettore di coefficienti del vettore β che massimizzano (4) sono la soluzione del sistema che è definito dal porre uguale a zero le derivate espresse da (5). I coefficienti del vettore β consentono di calcolare gli effetti marginali di un cambiamento delle caratteristiche x sulla probabilità che l'evento accada, $\frac{\partial \text{Prob}(Y_i)}{\partial x_h}$, come segue:

$$\frac{\partial \text{Prob}(Y_i)}{\partial x_h} = [\text{Prob}(Y_i)] \{ \beta_h - \sum_{i=1}^N [\text{Prob}(Y_i)] \beta_i \} \quad (6)$$

Con la stima del modello si calcolano gli effetti marginali di (6), ad esempio in relazione ai valori medi dei coefficienti del vettore x , e le probabilità degli eventi j . Inoltre, la stima del modello consente di calcolare gli errori standard delle stime dei coefficienti del vettore β e degli effetti marginali di (6).

3 Risultati

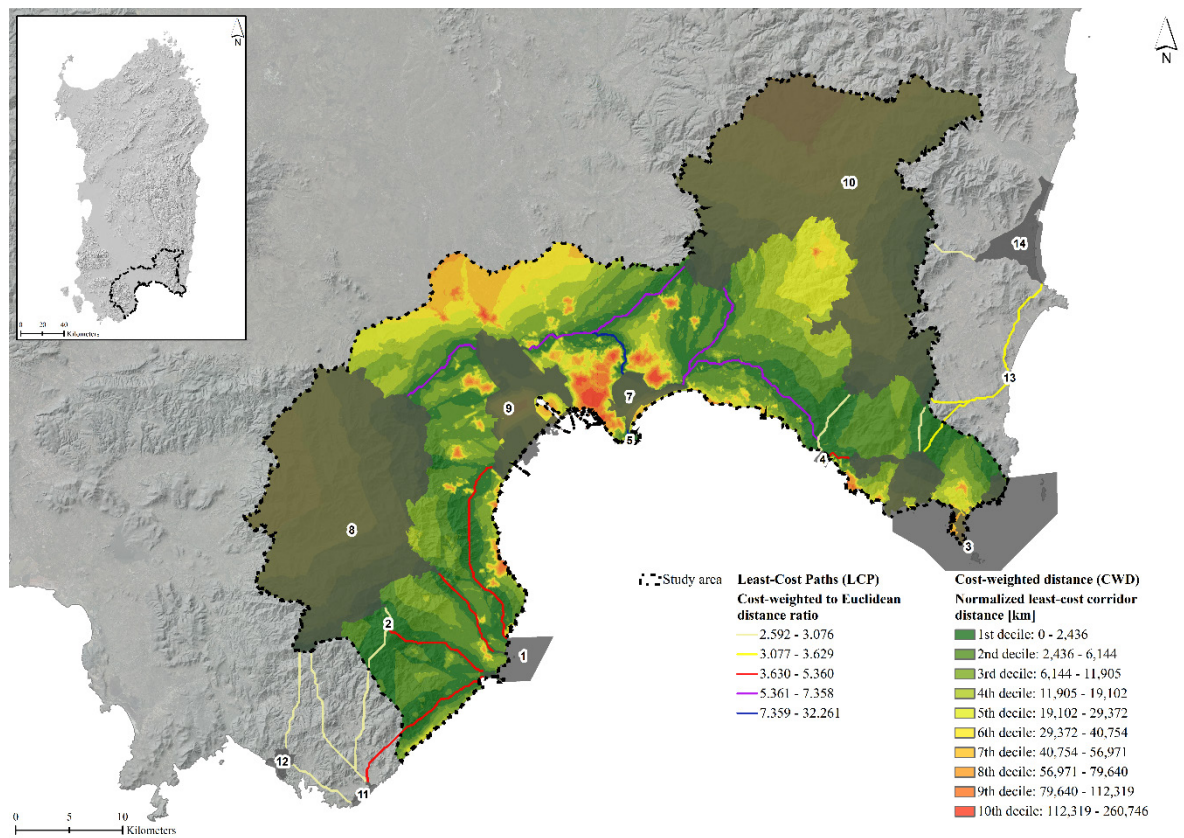
Nei paragrafi di questa sezione presentiamo e discutiamo i risultati degli approcci metodologici sviluppati per l'identificazione dei CE della Città Metropolitana di Cagliari e per la loro caratterizzazione in relazione al loro rapporto con una IVM.

3.1 CE nella Città Metropolitana di Cagliari

Al fine di evitare anomalie provenienti da effetti di bordo, abbiamo esteso le analisi oltre i limiti della nostra area di studio. I risultati, mostrati in Figura 2, ottenuti dalla prima metodologia utilizzando lo strumento GIS *Linkage Mapper*, sono stati: una mappa raster composita, dove ogni cella rappresenta il valore minimo di tutti i singoli livelli normalizzati dei percorsi, che mostra valori CWD compresi tra 0 e 260.746 km; uno shapefile che rappresenta i percorsi normalizzati a minor costo e che mette in evidenza la presenza di 24 potenziali corridoi lineari. Nella tabella degli attributi dello shapefile, per ogni percorso, viene calcolato un campo contenente il rapporto tra CWD e distanza Euclidea, che può, anche, essere considerato una metrica di qualità (McRae *et al.*, 2011). Ad esempio, il collegamento tra 7 e 9 (Figura 2) ha una lunghezza di 14 km e mostra un rapporto pari a 32,3 (dovuto alla presenza di diverse aree urbanizzate elevato valore di resistenza); mentre, il collegamento tra 1 e 9 (Figura 2), che ha una lunghezza di 19 km e presenta un rapporto pari a 5,4 (dovuto alla presenza di bassi valori di resistenza).

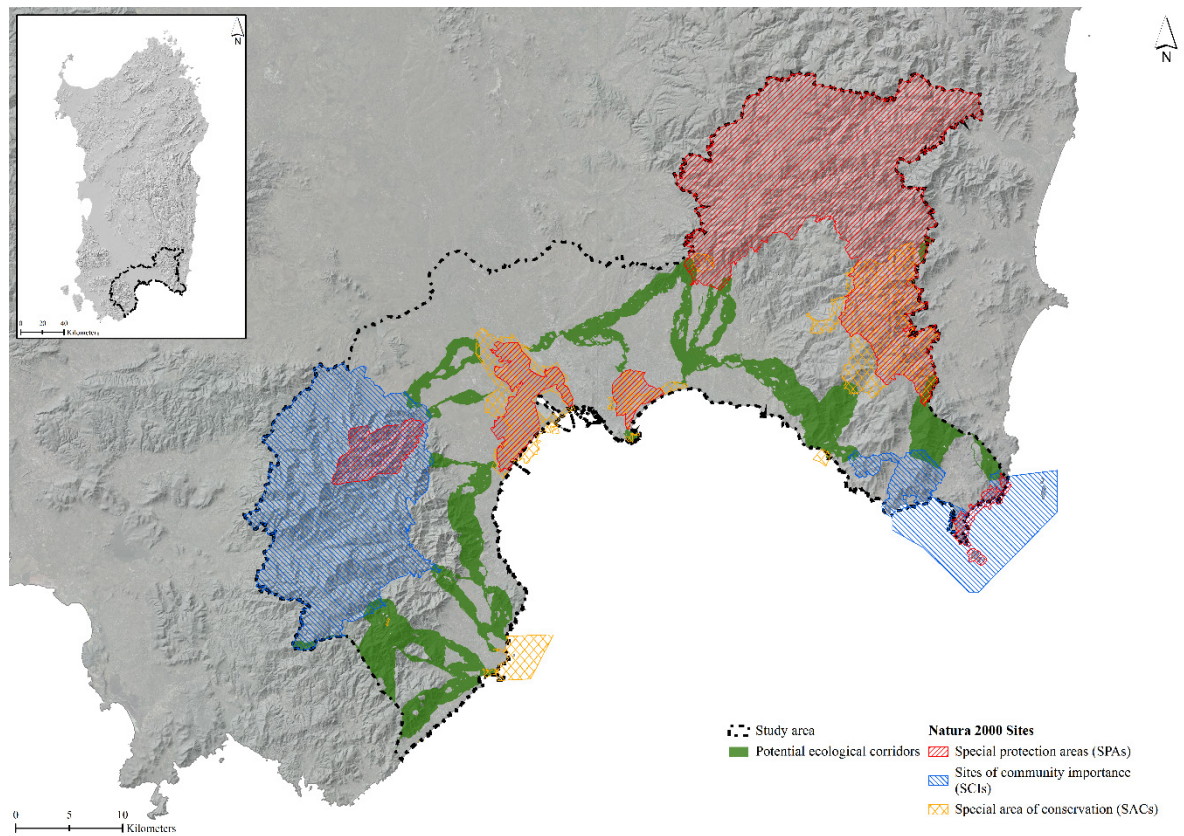
⁹ Assumendo che $\beta^* = \beta + q$ per i valori diversi da zero del vettore q , si individua un identico insieme di probabilità, in quanto tutti i termini che comprendono q vanno a zero. È, dunque, conveniente normalizzare β_0 in maniera tale che sia $\beta_0 = 0$. Secondo questa normalizzazione, la probabilità di $Y_i = 0$ è data da (2) (Greene, 1993, p. 666).

Figura 2 - I percorsi a minor costo rilevabili nel contesto metropolitano di Cagliari.



Fonte: nostre elaborazioni.

Figura 3 - I potenziali corridoi ecologici nel contesto metropolitano di Cagliari.



Fonte: nostre elaborazioni.

I potenziali CE sono stati delimitati spazialmente classificando la mappa raster dei valori CWD cumulati e normalizzati (Figura 2) in dieci decili e scegliendo il primo decile come valore di soglia per il confine spaziale del CE (Figura 3). Il primo decile, pari a 2,4 km, identifica un'area di 245 km², pari a circa il 14% dell'area di studio totale. La composizione del CE, in termini di classificazione CLC al livello 1, mostra la seguente proporzione: 0,71%, artificiale (1,75 km²); 36,24%, agricola (88,78 km²); 61,07%, forestale e semi-naturale (149,62 km²); 0,75%, zone umide (1,83 km²) e 1,22%, corpi idrici (3,00 km²).

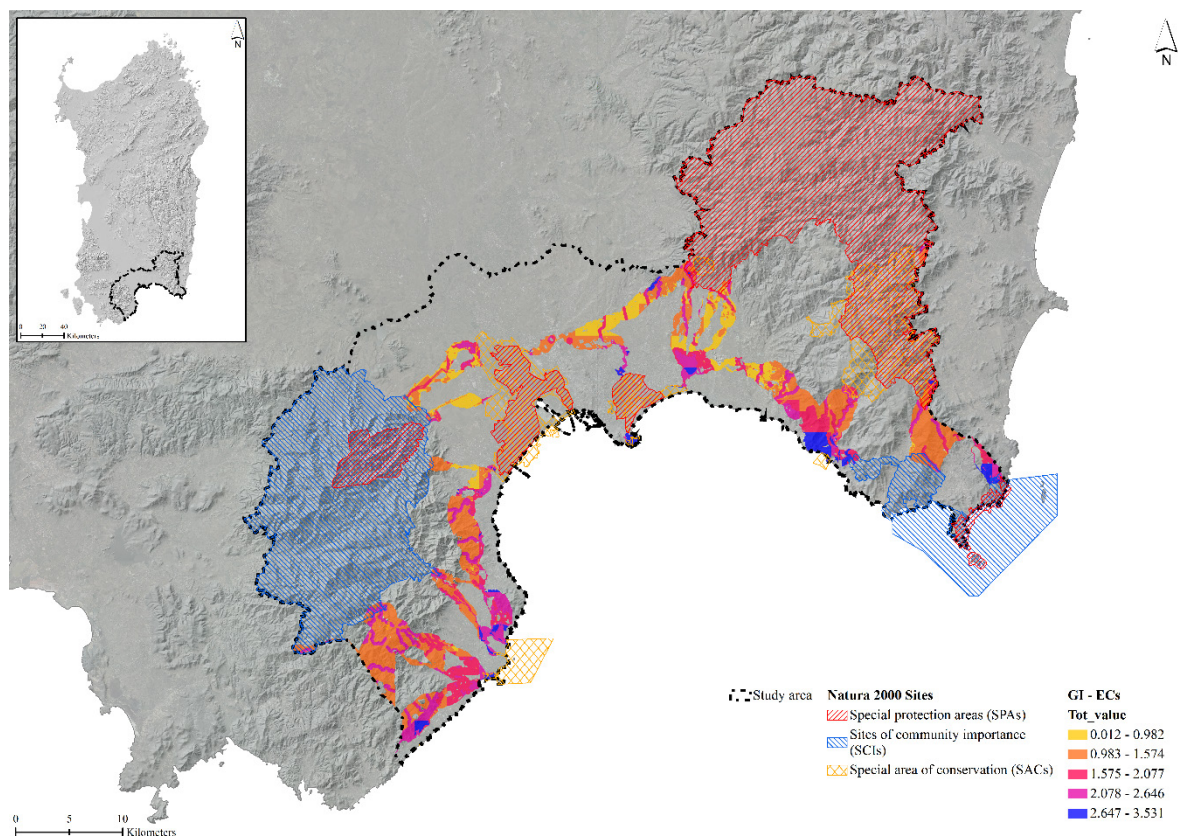
3.2 Caratterizzazione dei CE con riferimento alla IVM

I corridoi spazialmente definiti nella prima metodologia sono sottoposti ad un processo di *overlapping* con la tassonomia proposta da Lai e Leone (2017). In questo processo si definisce la variabile CE-IVM in cui è considerata far parte della IVM ogni UA avente un valore complessivo (Tot_value in Figura 4) superiore a 2. Attraverso la categorizzazione dicotomica della variabile CE-IVM (Tabella I) ed i valori derivanti dalla tassonomia spaziale di Lai e Leone (2017), si rende operativo il modello descritto dalle formule da (2) a (6) come segue:

1. la variabile dicotomica Y_i assume i valori 1 e 0, come indicato in precedenza;
2. le componenti del vettore di caratteristiche x_h , $h \in \{1, \dots, N\}$, sono i valori derivanti dalla tassonomia spaziale di Lai e Leone (2017), il che comporta $N=3$;
3. la sovrapposizione della IVM e dei CE identifica 6233 UA k dove si verifica l'evento Y_i , $k \in \{1, \dots, 6233\}$.

Le statistiche descrittive le variabili Y e x sono riportate nella Tabella I. Le stime degli effetti marginali delle variabili x sulla probabilità che una UA che fa parte di un CE sia inclusa nella IVM (l'evento corrispondente a $Y_i=1$), in base alla (6), sono mostrati nella (Tabella II). La stima del LM presenta una buona aderenza ai valori delle variabili, in quanto i valori della statistica chi-square non indica differenze significative tra le distribuzioni di probabilità osservata e calcolata dell'evento Y_i , sia con riferimento al test del quoziente delle verosimiglianze logaritmiche, che a quello di Hosmer e Lemeshow (1989) (Tabella II).

Figura 4 | La sovrapposizione dei potenziali CE e le IVM individuate dal Lai e Leone (2017).



Fonte: nostre elaborazioni.

Tabella 1 - Definizione delle variabili e statistiche descrittive.

Variabile	Definizione	Media	Deviazione standard
CE-IVM	Variabile dicotomica – Una UA che appartenga ad un CE: 0 se non è inclusa nella IVM; 1 se è inclusa nella IVM.	0.4008	0.4901
CONS_VAL	Variabile continua nell'intervallo [0,1]. Presenza di tipologie di habitat naturali di interesse comunitario (come elencati nell'Allegato I della Direttiva Habitat) e importanza in termini di conservazione che deriva da questa inclusione: CONS_VAL=0 per aree in cui non sono individuati habitat di interesse comunitario; oppure $CONS_VAL=P*(R+T+K)$ [valore normalizzato nell'intervallo [0,1] dove: habitat prioritari: $P=1.5$, habitat non prioritari: $P=1$; rarietà: $R=[1,5]$, a seconda del numero degli standard data form dei SRN2 regionali in cui gli habitat sono elencati: quanto più è alto il numero dei casi, tanto più è basso il valore di R; minacce: $T=[1,5]$, a seconda del numero di minacce registrate negli standard data form dei SRN2 dell'area di studio: quanto più è alto il numero delle minacce, tanto più è basso il valore di T; conoscenza: $K=[1,4]$, a seconda del livello di approfondimento della conoscenza disponibile, in relazione al sito in cui la UA è localizzata (ad esempio: numero di indagini in situ, disponibilità di dati di monitoraggio aggiornati ed attendibili), a riguardo degli habitat i classificati all'interno della Rete Natura 2000: quanto più è alto il livello dell'approfondimento, tanto più è alto il valore di K.	0.06373	0.1464
NAT_VAL	Variabile continua nell'intervallo [0,1]. Capacità potenziale della biodiversità presente di offrire SE fruibili dagli utenti in rapporto alle minacce ed alle pressioni cui è soggetta. Il valore della variabile è calcolato mediante il tool “Habitat quality” del software “InVEST” ¹⁰ . I dati necessari sono i seguenti: tipi di copertura del suolo come riportati nella carta regionale delle coperture dei suoli della Sardegna del 2008 (formato raster); mappe raster di dieci minacce selezionate in base alla loro caratterizzazione spaziale tra quelle elencate negli standard data form dei SRN2 presenti nell'area di studio. Le minacce selezionate sono le seguenti: coltivazioni agricole; pascolo; deforestazione; attività di produzione del sale; sentieri e strade pedonali e ciclabili; strade ed autostrade; aeroporti e aree urbanizzate; discariche; incendi e fasce di protezione dagli incendi; peso e gradiente di diminuzione in base alla distanza delle minacce di cui sopra a giudizio degli esperti; sensibilità di ogni tipo di copertura del suolo in relazione a ciascuna minaccia a giudizio degli esperti; esposizione degli habitat presenti alle fonti di degrado, in termini di debolezza/forza della protezione giuridica garantita dalle normative in vigore. Si considerano le tre categorie seguenti di regime di protezione: parchi naturali, aree protette e gestite dalla Agenzia Regionale delle Foreste Demaniali, SRN2.	0.6239	0.3140
RECR_VAL	Variabile continua nell'intervallo [0,1]. Attrattività per attività ricreative dei siti e degli habitat. Valore medio del numero di fotografie–utenti–giorno dal 2010 al 2014. Il calcolo è effettuato da “InVEST” (tool “Recreation”) su una griglia di 3 km di lato, e normalizzato nell'intervallo [0,1].	0.3613	0.3000

Fonte: nostre elaborazioni.

¹⁰ InVEST (Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs) è un programma open source nell'ambito della BSD open source license. Come indicato nella documentazione di InVEST, disponibile online all'indirizzo <http://data.naturalcapitalproject.org/nightly-build/invest-users-guide/html/index.html> [ultimo accesso: 21 luglio 2017], “InVEST is a tool for exploring how changes in ecosystems are likely to lead to changes in benefits that flow to people”. InVEST è sviluppato dalla Natural Capital Project, i cui partners sono: il Woods Institute for the Environment ed il Department of Biology della Stanford University; l'Institute on the Environment della Minnesota University; The Nature Conservancy; e, infine, The World Wildlife Fund (WWF).

Tabella II - Effetti marginali sulla probabilità dell'evento $Y_i=1$ delle variabili componenti del vettore x .

Variabile	Effetto marginale	Statistica z	Test di ipotesi: effetto marginale=0
Effetto marginale sulla probabilità che $Y_i=1$, $\partial \text{Prob}(Y_i=1)/\partial x_h$, $\text{Prob}(Y_i=1) = 0.401$			
<i>CONS_VAL</i>	1.14774	15.462	0.0000
<i>NAT_VAL</i>	1.62997	39.921	0.0000
<i>RECR_VAL</i>	1.33653	33.693	0.0000

Aderenza delle distribuzioni osservata e calcolata
 Test basato sul quoziente delle verosimiglianze logaritmiche
 Quoziente = 4332.987 – Prob. > chi-square = 0.00000 (3 gradi di libertà)
 Test di Hosmer and Lemeshow (1989)
 HL = 444.91669 – Prob. > chi-square = 0.00000 (8 gradi di libertà)

Fonte: nostre elaborazioni.

4 Conclusioni

Questo studio presenta e discute una metodologia per l'individuazione di CE che connettano i nodi della Rete Natura 2000, cioè SIC e ZSC identificati secondo il dispositivo tecnico e normativo della Direttiva Habitat, come, anche, ZPS, che fanno riferimento alla Direttiva “Uccelli” (147/2009/CE). La metodologia si applica al territorio della Città Metropolitana di Cagliari ed i CE si individuano attraverso misure di connettività ed integrità ecologica concernenti specie, habitat, tipi di copertura del suolo e capacità di rendere disponibili SE.

Recuperare e mantenere connessioni funzionali nelle reti ecologiche è una sfida cruciale per la pianificazione del territorio e l'ecologia del paesaggio. Porzioni di territorio in cui si riconoscono habitat al di fuori delle aree protette giocano un ruolo connettivo significativo per l'identificazione di reti spaziali di siti dotati di valori ambientali importanti. In questa prospettiva, nel nostro studio si sviluppa un approccio metodologico per individuare, in termini prioritari rispetto al loro potenziale connettivo, porzioni di territorio localizzate in continuità con le aree protette secondo le Direttive Habitat ed Uccelli. I risultati ottenuti mostrano come l'uso di *Linkage Mapper* sia molto efficace per identificare insiemi di CE. Inoltre, gli esiti dell'applicazione del modello alla Città Metropolitana di Cagliari pongono in evidenza come molte specie, caratterizzate da comportamenti eterogenei, traggano beneficio dalla migliorata connettività che la definizione dei CE e la loro identificazione come aree naturali da proteggere implicano. Il governo locale metropolitano, parimenti, dovrebbe rafforzare la propria consapevolezza della presenza, nel territorio della propria giurisdizione, della presenza di CE, e tenere conto del loro ruolo strategico per la protezione ambientale e la conservazione delle risorse naturali. L'importanza delle priorità ecologiche rappresentate da aree appartenenti a CE dovrebbe essere riconosciuta e sostenuta nei processi decisionali delle politiche pubbliche metropolitane. Mentre strategie specificamente orientate alla salvaguardia delle specie e dei siti vengono correntemente integrate nei piani territoriali delle aree protette, queste misure dovrebbero essere anche estese al di fuori dei loro confini per indirizzare efficacemente la questione della conservazione della biodiversità, implementando, nelle pratiche di gestione degli usi dei suoli, l'obiettivo di preservare e migliorare la connettività paesaggistica.

In secondo luogo, nello studio si valutano i CE in termini della loro adeguatezza a far parte della IVM identificata da Lai e Leone (2017). Questa valutazione si basa su un LM che stima se, e in quale dimensione quantitativa, i fattori utilizzati per l'individuazione della IVM influenzino l'inclusione nella IVM di UA appartenenti a CE. I risultati presentati nello studio sono coerenti con le aspettative dal punto di vista della significatività delle stime, che implicano che le politiche territoriali metropolitane che puntano ad far sì che i CE siano, in termini tecnici, parte della IVM, dovrebbero, ragionevolmente, rafforzare le caratteristiche dei CE che ne connotano l'inclusione nella IVM, in quanto, come dimostra quanto riportato nella (Tabella II), solo il 40% dell'area complessiva dei CE sarebbe parte della IVM, secondo quanto proposto da Lai e Leone (2017).

Questo esito implica un insieme di raccomandazioni relative all'attuazione delle politiche del territorio del governo metropolitano per migliorare e rafforzare le caratteristiche di IVM che si riconoscono nelle aree identificate come CE. Queste raccomandazioni mirano a migliorare le caratteristiche della Rete Natura 2000 metropolitana che riguardano la sua adeguatezza ad essere parte della IVM.

La prima raccomandazione è relativa alla presenza di habitat di interesse comunitario, e, tra questi, anche di habitat prioritari, localizzati al di fuori dei SRN2. Questi habitat non godono del regime di protezione delle Direttive Habitat ed Uccelli, e sono messi in pericolo dalle pressioni che provengono dalle politiche della pianificazione del territorio che puntano a nuove urbanizzazioni, ad esempio nuovi insediamenti residenziali o produttivi. Le azioni di piano a livello nazionale, regionale e metropolitano dovrebbero puntare ad accrescere la conoscenza scientifica concernente queste aree e ad individuare le misure di protezione ambientale, da attuare attraverso norme di piano efficaci. Inoltre, l'amministrazione della Città Metropolitana dovrebbe mettere in atto processi di *lobbying* nei confronti dell'Unione Europea e il Governo ed il Parlamento nazionali perché il regime di protezione ambientale vigente nelle aree protette ai sensi delle Direttive Habitat ed Uccelli venga esteso ad altre parti del territorio, per offrire un più alto grado di protezione ai CE che connettono i SRN2. Quest'ultima è una questione generale correlata alla Rete Natura 2000, che, ora come ora, identifica solo i nodi della rete (SIC, ZPS e ZSC) e le relative misure di conservazione, mentre quasi niente è stato definito e formalizzato a proposito dei rami, cioè i CE.

La seconda raccomandazione si riferisce alla capacità della biodiversità di rendere disponibili SE. Questa caratteristica dovrebbe essere protetta e potenziata per far sì che i CE siano quanto più possibile adeguati a far parte della IVM. Questo comporta che vengano messe in atto molte misure orientate, quali, ad esempio: miglioramento ed estensione della conoscenza scientifica a riguardo delle complesse relazioni che intercorrono tra i tipi di copertura del suolo e la produttività dei SE; accrescimento del livello di protezione delle aree caratterizzate dalla presenza di SE altamente produttivi; mitigazione o, anche, azzeramento dei futuri processi di trasformazione territoriale che implicano consumo di suolo; ed attuazione di politiche di piano basate sull'idea regolativa della conservazione e, possibilmente, dell'accrescimento dei livelli di produzione di beni e servizi offerti dagli ecosistemi. L'approccio pianificatorio fondato sui SE comporterebbe l'uso diffuso di misure di protezione delle risorse naturali e lo sviluppo di un sistema di monitoraggio puntuale ed efficace per individuare e bloccare danni agli ecosistemi ed al loro potenziale produttivo.

Infine, i nostri risultati implicano che il valore ricreativo delle aree è particolarmente importante, cioè che è da considerare con grande attenzione il loro potenziale produttivo di SE per il tempo libero, in particolare in relazione all'inclusione dei CE all'interno della IVM. L'impatto dell'attrattività per attività ricreative dei siti e degli habitat è più importante, per un 40% in termini probabilistici, secondo i risultati riportati nella (Tabella II), del loro valore in termini di conservazione del patrimonio naturale, quale caratteristica che favorisce l'inclusione dei CE nella IVM. Tuttavia, poiché l'attrattività è piuttosto volatile, rispetto ad altri fattori, e le sue modalità di misurazione altrettanto opinabili, si ritiene di segnalare questo aspetto della nostra analisi come riferimento per uno sviluppo futuro della ricerca, in quanto indirizzare in maniera rigorosa questa problematica implica lo sviluppo di studi che vanno oltre il contenuto e gli obiettivi di quanto qui discusso.

Vi è un'importante questione che necessita di essere discussa con riferimento all'utilizzo degli approcci, ecosistemici alla pianificazione spaziale in rapporto alla definizione ed all'implementazione di infrastrutture verdi che includono corridoi ecologici. Le misure di conservazione volte alla protezione di alcuni ecosistemi e della loro capacità produttiva di SE possono generare impatti negativi su altri ecosistemi e loro capacità di offerta di SE. Ad esempio, la conservazione di specie e habitat legati a SRN2 spesso confliggono con le attività agricole (produzione di foraggio e coltivi) e di pascolo, che pone in evidenza la necessità di indirizzare la problematica del possibile contratto tra SE produttivi (i primi) e di supporto (i secondi), secondo le classificazioni internazionali delle tipologie dei SE (Fisher *et al.*, 2009; MEA, 2003). È questa una pista importante per un futuro sviluppo della ricerca, e di particolare rilievo in relazione a quanto proposto in questo studio, poiché la disponibilità dei SE per il tempo libero, significativamente rilevante per l'inclusione di aree appartenenti a CE nella IVM, può essere notevolmente inficiata dalle misure conservative di habitat e specie, che spesso limitano fortemente, o impediscono, l'accessibilità di siti che sono particolarmente attrattivi per

turisti e residenti. In letteratura, la questione del trade-off tra SE è discussa in maniera qualificata da Kovács *et al.* (2015) in relazione a tre SRN2 localizzati nella Grande Pianura dell'Ungheria.

La metodologia proposta in questo studio può essere facilmente applicata ad altri contesti regionali italiani e dell'Unione Europea, poiché la Rete Natura 2000 è istituita in tutti gli Stati dell'Unione Europea, ai sensi della Direttiva Habitat, e i SRN2 sono sempre identificati e caratterizzati tramite gli *standard data form* definiti dalla Decisione dell'11 luglio 2011 (484/2011/UE), anche se i contesti nazionali presentano cornici istituzionali abbastanza diverse. La posizione che qui si propone è che la questione dell'individuazione e dell'istituzione dei CE come rami che connettono i nodi della Rete Natura 2000 potrebbe efficacemente essere indirizzata attraverso l'identificazione di una IV.

5 Riconoscimenti

Questo contributo è redatto nell'ambito del Programma di Ricerca “Natura 2000: valutazione dei piani di gestione e studio dei corridoi ecologici come rete complessa”, finanziato, per gli anni 2015-2018, dalla Regione Autonoma della Sardegna, nel quadro del Bando per la presentazione di “Progetti di ricerca fondamentale o di base”, annualità 2013, sviluppato presso il Dipartimento di Ingegneria Civile, Ambientale e Architettura (DICAAR) dell'Università di Cagliari.

6 Attribuzioni

Il contributo è frutto della ricerca comune degli autori, che hanno congiuntamente contribuito alla concezione e alla sua stesura, all'introduzione, alla discussione e alle conclusioni.

La redazione delle sezioni: “Individuazione di potenziali CE” e “CE nella Città Metropolitana di Cagliari” è di Ignazio Cannas. La redazione delle sezioni: “Modelli di scelta discreta” e “Caratterizzazione dei CE con riferimento alla IVM” è di Corrado Zoppi.

7 Bibliografia

- Adriaansen F., Chardon J.P., De Blust G., Swinnen E., Villalba S., Gulinck H., Matthysen E. (2003), “The application of ‘least-cost’ modelling as a functional landscape model”, in *Landscape and Urban Planning*, vol.64, pp. 233-247. DOI:10.1016/S0169-2046(02)00242-6.
- Ambrogi F., Biganzoli E., Boracchi P. (2009), “Estimating crude cumulative incidences through multinomial logit regression on discrete cause-specific hazards”, *Computational Statistics & Data Analysis*, vol. 53, pp. 2767-2779. DOI: 10.1016/j.csda.2009.01.001.
- Battisti C. (2004), Frammentazione ambientale, connettività, reti ecologiche. Un contributo teorico e metodologico con particolare riferimento alla fauna selvatica, Provincia di Roma, Assessorato alle politiche ambientali, Agricoltura e Protezione civile, Provincia di Roma, Roma.
- Baudry J., Merriam H.G. (1988), “Connectivity and connectedness: Functional versus structural patterns in landscapes”, in *Proceedings of the 2nd IALE Seminar “Connectivity in Landscape Ecology”*, vol. 29, pp. 23-28, Münsterche Geographische Arbeiten.
- Beier P., Majka D.R., Newell S.L. (2009), “Uncertainty Analysis of Least-Cost Modeling for Designing Wildlife Linkages”, in *Ecological Applications*, vol. 19, pp. 2067–2077. DOI: 10.1890/08-1898.1.
- Ben-Akiva M., Lerman S. (1985), *Discrete Choice Analysis: Theory and Application to Travel Demand* (Transportation Studies), Cambridge, MA, Stati Uniti, The MIT Press.
- Bhat C. (2007), “Econometric choice formulations: alternative model structures, estimation techniques, and emerging directions”, in Axhausen, K.W., a cura di, *Moving Through Nets: The Physical and Social Dimensions of Travel – Selected papers from the 10th International Conference on Travel Behavior Research*, Elsevier, Oxford, United Kingdom, pp. 45-80.
- Bockstael N.E., McConnell K.E., Strand I.E. (1991), “Recreation”, in Braden J.B., Kolstad C.D., *Measuring the Demand for Environmental Quality*, North Holland, Amsterdam, Olanda, pp. 227-270.

- Boitani L., Corsi F., Falcucci A., Maiorano L., Marzetti I., Masi M., Montemaggiori A., Ottaviani D., Reggiani G., Rondinini C. (2002), *Rete Ecologica Nazionale. Un approccio alla conservazione dei vertebrati italiani. Relazione finale*, Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, Roma.
- Burkhard B., Kroll F., Müller F., Windhorst W. (2009), "Landscapes' Capacities to Provide Ecosystem Services – a Concept for Land-Cover Based Assessments", in *Landscape Online*, vol. 15, pp. 1-22. DOI: 10.3097/LO.200915.
- Burkhard B., Kroll F., Nedkov S., Müller F. (2012), "Mapping ecosystem service supply, demand and budgets", in *Ecological Indicators*, vol. 2, pp. 7-29. DOI: 10.1016/j.ecolind.2011.06.019.
- D'Ambrogi S., Nazzini L. (2013), "Monitoraggio ISPRA 2012: La rete ecologica nella pianificazione territoriale", in: *Reticula* n. 3, ISPRA.
- D'Ambrogi S., Gori M., Guccione M., Nazzini L. (2015), "Implementazione della connettività ecologica sul territorio: il monitoraggio ISPRA 2014", in: *Reticula* n. 9. ISPRA.
- Commissione Europea, Direzione Generale Ambiente (2012), *The Multifunctionality of Green Infrastructure. Science for Environment Policy, In-depth Reports*, Documento disponibile all'indirizzo: http://ec.europa.eu/environment/nature/ecosystems/docs/Green_Infrastructure.pdf [ultimo accesso: 21 luglio 2017].
- Commissione Europea (2013), Comunicazione della Commissione al Parlamento Europeo, al Consiglio, al Comitato Economico e Sociale Europeo e al Comitato delle Regioni concernente "Infrastrutture verdi – Rafforzare il capitale naturale in Europa", COM (2013) 249 final, Bruxelles, 6 maggio 2013. Documento disponibile all'indirizzo: <http://ec.europa.eu/transparency/regdoc/rep/1/2013/IT/1-2013-249-IT-F1-1.Pdf> [ultimo accesso: 21 luglio 2017].
- EEA (European Environment Agency) (2013), *CORINE Land Cover*. Documento disponibile all'indirizzo: <http://www.eea.europa.eu/publications/COR0-landcover> [ultimo accesso: 21 luglio 2017].
- EEA (European Environment Agency) (2014), *Spatial analysis of green infrastructure in Europe*, in EEA, *Technical report 2/2014*, Publications Office of the European Union, Luxembourg. DOI: 10.2800/11170.
- Fisher B., Turner R.K., Morling P. (2009), "Defining and classifying ecosystem services for decision-making", in *Ecological Economics*, vol. 68, 643-653. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2008.09.014.
- Forman R.T.T. (1995), *Land mosaics. The ecology of landscapes and regions*, Cambridge University Press, Cambridge.
- Graves T., Chandler R.B., Royle J.A., Beier P., Kendall K.C. (2014), "Estimating landscape resistance to dispersal", in *Landscape Ecology*, vol. 29, pp. 1201-1211. DOI: 10.1007/s10980-014-0056-5.
- Greene W.H. (1993), *Econometric Analysis*, Macmillan, New York, NY, Stati Uniti.
- Hosmer D.W., Lemeshow S. (1989), *Applied Logistic Regression*, John Wiley & Sons, New York, NY, Stati Uniti.
- Kovács E., Kelemen K., Kalóczkai A., Margóczy K., Pataki G., Gébert J., Málovics G., Balázs B., Roboz A., Krasznai Kovács E., Mihók B. (2015), "Understanding the links between ecosystem service trade-offs and conflicts in protected areas", in *Ecosystem Services*, vol. 12, pp. 117-127. DOI: 10.1016/j.ecoser.2014.09.012.
- Lai S., Leone F. (2017), "Bridging biodiversity conservation objectives with landscape planning through green infrastructures: a case study from Sardinia, Italy", contributo proposto per la *17ª International Conference on Computational Science and Applications (ICCSA 2017)*, Trieste, 3-6 Luglio 2017, in stampa.
- Lechner A.M., Sprod D., Carter O., Lefroy E.C. (2017), "Characterising landscape connectivity for conservation planning using a dispersal guild approach", in *Landscape Ecology*, vol. 32, pp. 99-13. DOI: 10.1007/s10980-016-0431-5.
- Liquete C., Kleeschulte S., Dige G., Maes J., Grizzetti B., Olah B., Zulian G. (2015), "Mapping green infrastructure based on ecosystem services, and ecological networks: A Pan-European case study", in *Environmental Science & Policy* vol. 54, pp. 268-280. DOI: 10.1016/j.envsci.2015.07.009.

- McFadden D. (1976), "The revealed preferences of a government bureaucracy: empirical evidence", in *Bell Journal of Economics and Management Science*, vol. 7, pp. 55-72. DOI: 10.2307/3003190.
- McFadden D., Train, K. (1978), "The goods/leisure tradeoff and disaggregate work trip mode choice models", in *Transportation Research*, vol. 12, pp. 349-353. DOI: 10.1016/0041-1647(78)90011-4.
- McFadden, D. (1980), "Econometric models for probabilistic choice among products", in *The Journal of Business*, vol. 53, pp. 13-29.
- McFadden D., Train K., Ben-Akiva, M. (1987), "The demand for local telephone service: a fully discrete model of residential calling patterns and service choices", in *RAND Journal of Economics*, vol. 18, pp. 109-123.
- McFadden, D. (2000), "Disaggregate behavioral travel demand's RUM side. A 30-Year Retrospective", in Hensher D., a cura di, *Travel Behavior Research: The Leading Edge*, Pergamon Press, Oxford, Regno Unito, pp. 17-63.
- McRae B.H., Kavanagh D.M. (2011), *Linkage Mapper Connectivity Analysis Software*, The Nature Conservancy, Seattle, WA. Documento disponibile all'indirizzo: <http://www.circuit-scape.org/linkagemapper> [ultimo accesso: 21 luglio 2017].
- Millennium Ecosystem Assessment (2003), *Ecosystems and Human Well-being: A Framework for Assessment*, Island Press, Washington, DC, Stati Uniti.
- Nerlove M., Press S. (1973), "Univariate and multivariate log-linear and logistic models", in *Report No. R1306-EDA/NIH*, RAND Corporation, Santa Monica, CA, Stati Uniti.
- Ortúzar J. de D., Willumsen L.G. (2001), *Modelling Transport*, terza edizione, John Wiley & Sons, Chichester, Regno Unito.
- Pavlopoulos D., Muffels R., Vermunt J.K. (2010), "Wage mobility in Europe: a comparative analysis using restricted multinomial logit regression", in *Quality and Quantity*, vol. 44, pp. 115-129.
- Sawyer S.C., Epps C.W., Brashares J.S. (2011), "Placing linkages among fragmented habitats: do least-cost models reflect how animals use landscapes?", in *Journal of Applied Ecology*, vol. 48, pp. 668-678. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2011.01970.x.
- Snäll T., Lehtomäki J., Arponen A., Elith J., Moilanen A. (2016), "Green Infrastructure Design Based on Spatial Conservation Prioritization and Modelling of Biodiversity Features and Ecosystem Services", in *Environmental Management*, vol. 57, pp. 251-256. DOI: 10.1007/s00267-015-0613-y.
- Train K. (2009), *Discrete Choice Methods with Simulation*, seconda edizione, Cambridge University Press, Cambridge, Regno Unito.
- Tversky A. (1972), "Elimination by aspects: a theory of choice", in *Psychological Review*, vol. 79, pp. 281-299. DOI: 10.1037/h0032955.
- Wang Y.H., Yang K.C., Bridgman C.L., Lin L.K. (2008), "Habitat suitability modelling to correlate gene flow with landscape connectivity", in *Landscape Ecology*, vol. 23, pp. 989-1000. DOI: 10.1007/s10980-008-9262-3.
- Williams H.C.W.L. (1977), "On the formation of travel demand models and economic evaluation measures of user benefit", in *Environment and Planning A*, vol. 9, pp. 285-344.
- Zeller K.A., McGarigal K., Whiteley A.R. (2012), "Estimating Landscape Resistance to Movement: a Review", in *Landscape Ecology*, vol. 27, pp. 777-797. DOI: 10.1007/s10980-012-9737-0.
- Zoppi C., Lai S. (2013), "Differentials in the regional operational program expenditure for public services and infrastructure in the coastal cities of Sardinia (Italy) analyzed in the ruling context of the Regional Landscape Plan", in *Land Use Policy*, vol. 30, pp. 286-304. DOI: 10.1016/j.landusepol.2012.03.017.

ABSTRACT

An important set of Ecosystem services (ESs) delivered by green infrastructure (GI) is based on habitats and species protection and enhancement, that is on maintaining and improving biodiversity. Indeed, the second objective of the European Biodiversity Strategy recommends that ecosystems and their services are maintained and enhanced by establishing GI and restoring at least a 15% of the ecosystems which show up significant decay. From this perspective, habitat fragmentation can be considered one the most outstanding causes of a decreasing attitude of GI towards the delivery of habitat-based ESs, since it weakens the capacity to deliver such services by undermining the networking potential of habitats.

In this paper, we propose a study concerning the Metropolitan City of Cagliari which includes seventeen municipalities into a unique system of metropolitan government. Sixteen Natura 2000 sites (N2Ss) are located in the City, which amount to about 30% of the metropolitan area.

We propose a methodological approach to identify ecological corridors (EC) between N2Ss, based on the prioritization of functional land patches related to their suitability to delivering ESs concerning biodiversity maintenance and enhancement. The methodology consists of two steps: i. identifying the most suitable patches to be included in EC on the basis of their accessibility, that is, on their negative attitude towards contributing to landscape fragmentation; ii. assessing, through a discrete-choice-model, the ECs identified through point i in terms of their suitability to be included in a metropolitan GI, starting from the territorial taxonomy based on biodiversity characteristics connected N2Ss, habitat suitability, and recreational and landscape potentials proposed by Lai and Leone (*infra*).