



Università
Ca' Foscari
Venezia

Corso di Laurea
in Scienze Ambientali

Tesi di Laurea Magistrale

—
Ca' Foscari
Dorsoduro 3246
30123 Venezia

Effetti scala-dipendenti del disturbo antropico sulla ricchezza specifica

Relatore

Ch. Prof. Gabriella Buffa
Corr. Silvia Del Vecchio

Laureanda

Veronica Milano
Matricola 845212

Anno Accademico
2014 / 2015

INDICE

ABSTRACT	4
1. INTRODUZIONE	6
1.1 Il concetto di scala in ecologia	6
1.2 La ricchezza specifica nelle comunità vegetali	8
1.3 Il disturbo antropico	9
1.3.1 Il disturbo intermedio.....	11
1.4 Obiettivo del lavoro	12
2. AREA DI INDAGINE	13
2.1 Rete Natura 2000	14
2.2 SIC e ZPS.....	15
2.3 Inquadramento geomorfologico e idrogeologico	16
2.4 Inquadramento climatico.....	18
3. MATERIALI E METODI	20
3.1. Campionamento della vegetazione.....	20
3.1.1 Gli habitat forestali d'indagine	21
3.2 Analisi dei dati.....	23
3.2.1 Stima della ricchezza: curva di rarefazione	23
3.2.2 La ricchezza di specie	23
3.3 Categorizzazione del disturbo antropico.....	24
3.4 Effetto del disturbo sulla ricchezza specifica	28
4. RISULTATI	30
4.1.1 Analisi della ricchezza in specie	30
4.1.2 Unità ecosistemiche.....	32
4.2 Risposta degli habitat forestali al disturbo antropico	33
4.2.1 Ricchezza in specie.....	33
4.2.2 Specie forestali	35
4.2.3 Specie generaliste.....	35
5. DISCUSSIONE	37
6. CONCLUSIONI.....	39

7.BIBLIOGRAFIA.....	40
8.SITOGRAFIA	46
9.ALLEGATI	48
ALLEGATO 1a: Elenco floristico delle specie forestali.....	49
ALLEGATO 1b: Elenco floristico delle specie generaliste.....	50
ALLEGATO 2: Legenda Corine Land Cover 2006.....	51

ABSTRACT

La ricchezza specifica delle comunità forestali dipende dalla loro organizzazione strutturale e funzionale, risultato di complesse interazioni di fattori abiotici e biotici. Le comunità sono inserite in matrici territoriali complesse, dove il disturbo antropico è diventato un elemento in grado di incidere sulla diversità e la ricchezza degli habitat.

Il presente studio ha lo scopo di indagare se vi sia una relazione tra la ricchezza in specie degli habitat forestali e il disturbo antropico, quantificato attraverso le categorie di uso del suolo del territorio ed alcuni indici del paesaggio.

Per valutare la ricchezza specifica sono stati effettuati 80 rilievi vegetazionali in aree SIC e ZPS della porzione pianiziale e collinare della Regione Veneto, durante le stagioni vegetative 2013 e 2014. I rilievi sono rappresentativi degli habitat forestali Natura 2000 più diffusi nell'area di studio: 9260-91L0, 91H0 e 91E0. La scelta dei punti di rilevamento è stata effettuata secondo un piano di campionamento randomizzato stratificato (CRS), preselezionando *patches* afferenti ad un medesimo habitat in ambiente GIS e imponendo il criterio casuale di selezione all'interno di ogni strato. Le coordinate geografiche dei punti sono state generate in maniera casuale, attraverso la funzione "Create Random Points" disponibile in ArcGIS 9.3.

Al fine di rendere confrontabile la valutazione della ricchezza tra diversi plot è stata utilizzata una superficie standard di rilievo di 80 mq.

I dati raccolti sono stati digitalizzati e ordinati all'interno del software Turboveg. Terminato il lavoro di campo, si è proceduto allo studio della matrice di uso del suolo utilizzando come base cartografica le tipologie di uso del suolo codificate secondo la legenda Corine Land Cover 2006 al 5^o livello di dettaglio.

Si è poi proceduto ad una analisi scala-dipendente dell'effetto del disturbo sulla ricchezza specifica totale e la ricchezza di alcuni gruppi funzionali (specie forestali e specie generaliste), individuando buffers circolari aventi come punto centrale quello del plot e raggio crescente. Entro essi, intersecando l'area buffer con il Corine Land Cover, è stato possibile quantificare le superfici (mq) afferibili al

disturbo (artificiali ed agricolo) e le superfici relative all'estensione dell'habitat e al suo grado di isolamento a diverse scale. Le categorie Corine Land Cover 2006 utilizzate sono il risultato di un riarrangiamento razionale (basato su giudizio esperto) delle classi originarie.

Dall'analisi spaziale del disturbo è emerso che a raggi inferiori di 500m la matrice territoriale risulta descritta quasi esclusivamente da una sola categoria di uso del suolo, mentre a raggi maggiori di 500m la superficie territoriale viene descritta attraverso tutte le sue componenti. Determinati i buffers di studio (500m e 2500m), si è proceduto al calcolo delle aliquote percentuali di uso del suolo riferibili al disturbo e ad alcune variabili di paesaggio. L'analisi statistica è stata eseguita attraverso un modello lineare generalizzato per dati non normalmente distribuiti. Tale modello è stato costruito utilizzando la ricchezza totale in specie e la ricchezza dei gruppi funzionali di specie come variabili dipendenti e le superfici di disturbo all'interno dei buffer, la forma e l'area della *patch* in cui era inserito il plot di rilevamento ed il grado di isolamento a 500 e 2500m come variabili indipendenti. I risultati ottenuti rispecchiano alcuni modelli generali riportati in letteratura. L'analisi ha dimostrato che per il buffer a 2500 m la ricchezza specifica totale diminuisce all'aumentare del disturbo, mentre la risposta dei gruppi ecologici (specie forestali e generaliste) variano in funzione della scala di analisi. Inoltre anche la forma, l'area della patches ed il grado di isolamento sono predittori significativi dell'effetto misurato.

1. INTRODUZIONE

1.1 Il concetto di scala in ecologia

La conservazione della biodiversità e la gestione del territorio richiedono una conoscenza approfondita delle relazioni che si instaurano tra l'ecosistema e l'uomo. La complessità delle tematiche ambientali che caratterizzano molte aree rende infatti necessario approfondire la conoscenza dei processi ecologici che stanno alla base del funzionamento degli ecosistemi.

Uno degli aspetti che ha assunto un ruolo centrale nell'analisi degli ecosistemi è il concetto di scala e deriva dal riconoscimento che la funzionalità dei sistemi ecologici e i loro aspetti distintivi, l'organizzazione, la struttura e la composizione, ed il livello di diversità o eterogeneità, dipendono dall'integrazione di differenti processi che agiscono a scale spazio-temporali diverse (Schneider, 2001). Ad esempio, la perdita globale di biodiversità, la distribuzione dei gas serra e degli inquinanti atmosferici, ed i cambiamenti climatici globali, hanno tutti origine e sono conseguenza di fenomeni che avvengono a scala locale. Come affermato da Levin (1992), lo studio della struttura spaziale (pattern) e del dominio spaziale (scala) dei fenomeni costituisce oramai un argomento centrale in ecologia e unifica tutte le sue discipline, dalla biologia delle popolazioni all'ecologia ecosistemica, dalla ecologia di base a quella applicata.

Nell'analisi delle interazioni tra gli organismi ed in generale nell'analisi dei processi ecologici è quindi molto importante tener presente la scala di osservazione del fenomeno ed è necessario studiare i differenti fenomeni a diverse scale di osservazione spaziale, tenendo presente che il concetto ecologico di scala spaziale comprende sia l'estensione sia la grana (dimensione del pixel) (Forman e Godron 1986, Turner, 1989, Wiens 1989). L'estensione è la superficie presa in esame dallo studio. La grana è la dimensione dell'unità di osservazione.

Il riconoscimento del concetto di scala è relativamente recente (Wiens, 1989; Steele, 1991; Levin, 1992) e la parola “scala” sta diventando una parola d’ordine in ecologia (Wiens, 1989).

Molti studi hanno dimostrato che diversi fenomeni ecologici sono scala-dipendenti: alcuni fenomeni possono mutare a scale di analisi diverse, mentre altri rimangono costanti (Wiens, 1989). Secondo Wiens (1989) ogni problematica va affrontata alla scala adeguata, tuttavia, spesso questa viene determinata in modo arbitrario e non è sempre appropriata al fenomeno oggetto di studio. Secondo Levin (1992), non esiste una singola scala naturale alla quale i fenomeni ecologici dovrebbero essere studiati; piuttosto, i sistemi mostrano generalmente una variabilità caratteristica in un intervallo di scale spaziali, temporali e di organizzazione. Nasce quindi l’esigenza di definire modelli operativi multiscalarari a seconda del tipo di studio affrontato, e di implementare la ricerca in questo campo.

Un esempio di pattern multiscalarare è la ricchezza in specie (MacArthur e Wilson, 1967; MacArthur et al., 1963; Wilson, 1961; Brown et al., 1995; Rosenzweig, 1995; Hanski & Gilpin, 1997). La relazione specie-area (SAR) è stata da tempo riconosciuta come concetto centrale in ecologia, incorporata in teorie fondamentali come la teoria della Biogeografia delle Isole o la teoria della Frammentazione (Fahrig, 2003). La sua importanza è legata anche alle ricadute applicative nel campo della conservazione della biodiversità, nella valutazione dei tassi di estinzione (Pimm et al., 2000; Hubbell, 2011), nella identificazione degli hotspots di biodiversità (Myers et al., 2000) e nella pianificazione delle aree protette (Wilcox et al., 1985; Soule et al., 1986). Importanti strategie di conservazione della diversità in aree protette sono state basate sullo studio della relazione che sussiste tra numero di specie e area in cui si trovano (Shafer, 1990; Battisti e Romano, 2007).

Tuttavia, il contesto in cui sono inseriti gli habitat può incidere in modo significativo sulla struttura e funzionalità delle comunità in essi contenute (Fischer e Lindenmayer, 2007). Gli habitat naturali si configurano spesso come *patches* inserite all’interno di matrici territoriali fortemente modificate e possono assumere caratteristiche diverse in base al territorio che li circonda. Ad esempio,

diverse categorie di uso del suolo possono avere effetti differenti sulla diversità specifica delle comunità vegetali (Amici et al., 2015).

La categoria di uso del suolo che desta maggiormente interesse è quella legata all'utilizzo antropico del territorio. Questo rappresenta una minaccia importante per l'ecosistema naturale e si verifica a diversi livelli di intensità (Blair et al., 2004). La conseguenza più importante è la trasformazione permanente dell'ambiente che comporta l'alterazione degli habitat, del clima, dell'idrogeologia e della produzione primaria (Sukopp & Starfinger, 1999; Kinzig & Grove, 2001).

L'occupazione del suolo da parte dell'uomo e il suo utilizzo determinano una fonte di disturbo per le specie che risiedono nelle aree naturali. Questo evento è potenzialmente in grado di modificare le opportunità di nicchia ecologica per le diverse specie presenti in un sistema e può quindi comportare una perdita di ricchezza in specie (Shea & Chesson, 2002). Gli effetti che la matrice esercita sulle comunità sono difficilmente quantificabili, perché presuppongono il monitoraggio a diverse scale di osservazione e l'analisi di un gran numero di variabili (Fischer & Lindenmayer, 2007). E' pertanto fondamentale individuare poche variabili misurabili in modo omogeneo anche su aree vaste, a diverse scale, che siano in grado di riassumere le innumerevoli componenti che caratterizzano le pressioni dei sistemi complessi, come le matrici territoriali (Fischer & Lindenmayer, 2007).

1.2 La ricchezza specifica nelle comunità vegetali

La diversità degli organismi si riferisce alla varietà e variabilità degli organismi viventi e dei sistemi ecologici in cui essi vivono (C.B.D., 1992). Essa permette di descrivere le comunità attraverso due componenti fondamentali: 1) la ricchezza, la quale corrisponde al numero di specie che la compongono, 2) l'equitabilità o equiripartizione, basata sull'abbondanza relativa delle specie e sui loro rapporti di dominanza (Odum, 1988).

La ricchezza in specie è misura fondamentale nella descrizione delle comunità vegetali, e rappresenta un parametro relativamente semplice da misurare ed analizzare. Essa può essere localmente influenzata da molti fattori, biotici ed

abiotici. I fattori abiotici (luce, temperatura, disponibilità di acqua e tipologia di suolo), regolando la crescita e lo sviluppo delle specie, selezionano quelle più adatte a sopravvivere in determinate condizioni ambientali. I fattori biotici si identificano principalmente con i fenomeni di competizione e/o facilitazione intra ed inter specifica (Grubb, 1987; Pianka, 1988; Gauss, 1934; Malloch et al., 1980).

La ricchezza specifica è inoltre influenzata dalla scala di campionamento (Arrhenius, 1921, Gleason, 1922, Cain, 1938, McIntosh, 1985). In letteratura una delle più importanti relazioni spaziali che lega la ricchezza specifica e la scala di studio viene spiegata attraverso la relazione Specie-Area (SAR)(Arrthenius, 1921). Essa rappresenta un modello fondamentale in ecologia, perché si assume che la ricchezza di specie sia controllata dalla disponibilità di un determinato habitat su un dato territorio (Scheiner, 2003).

Questa importante relazione afferma che all'aumentare della superficie di campionamento vi è un progressivo aumento delle specie vegetali censite (Arrthenius 1921, Gleason, 1922, Cain, 1938, McIntosh, 1985, Dengler, 2009). Questo avviene per due ragioni: 1) maggiore è la superficie campionata, maggiore sarà il numero di specie censite; 2) maggiore è il numero di individui campionati, maggiore è la probabilità di incontrare nuove specie (Scheiner, 2003).

La ricchezza in specie di una comunità può, tuttavia, essere influenzata da altri fattori scala-dipendenti, come l'eterogeneità territoriale in cui è inserita (Jentsch et al., 2012). L'eterogeneità spaziale è presente a tutti i livelli di scala e costituisce la base fondamentale della struttura e del funzionamento degli ecosistemi naturali o antropici. L'analisi dell' influenza della matrice territoriale sulla ricchezza in specie delle comunità vegetali, a diverse scale, rappresenta perciò uno strumento molto utile per comprendere i rapporti tra il paesaggio, i processi biofisici e le attività socio-economiche (Wu, 2004; Amici et al., 2015).

1.3 Il disturbo antropico

Il disturbo antropico è un termine generico che indica una serie alquanto ampia di attività umane. Esse possono avere effetti estremamente negativi sull'ecosistema agendo in maniera indiretta (Sukopp e Perner, 1983; Gilbert, 1989), ad esempio

alterando qualità dell'aria, dell'acqua e del suolo (Sukopp e Starfinger, 1999), i regimi di temperatura e delle precipitazioni (Landsberg, 1981; Oke, 1982), e creando discontinuità nel paesaggio naturale (frammentazione) (Kowarik, 1995), ed in modo diretto, sottraendo spazio alle comunità naturali.

Una grave minaccia per la ricchezza in specie delle comunità vegetali e per lo stato di conservazione degli habitat risulta essere il disturbo antropico inteso come progressiva sottrazione di suolo e destinazione di questo alla produzione agricola o all'urbanizzazione (Wilson, 1988; Thompson e Jones, 1999; McKinney, 2004a; Li u et al., 2003). Una sfida per la comunità scientifica è capire come l'uso del suolo influisca sulla ricchezza in specie, al fine di migliorare le azioni di conservazione della biodiversità (McKinney 2002a).

Il disturbo antropico può comportare alcuni effetti osservabili e tra loro divergenti sulle comunità. Esso può comportare, infatti, la diminuzione e scomparsa delle specie autoctone locali, con effetti di traslocazione, perdita di abbondanza ed in alcuni casi la completa estinzione dei taxa, determinando una progressiva omogeneizzazione della composizione in specie delle comunità vegetali (Elton, 1958; McKinney, 2006). La diminuzione delle specie è strettamente correlata all'intensità del disturbo, che spesso determina un cambiamento significativo delle condizioni ambientali (Sukopp e Starfinger, 1999). Alcune specie sono strettamente legate alle condizioni abiotiche e biotiche di particolari habitat, e quando il disturbo è molto elevato vengono meno le primarie condizioni di sviluppo e riproduzione delle specie, aumentando la probabilità di estinzione locale delle stesse (McKinney, 2006).

Il disturbo antropico, però può comportare anche un aumento della ricchezza in specie. Questo fenomeno avviene, ad esempio, attraverso la facilitazione di gruppi di specie generaliste in grado di sopravvivere in condizioni ambientali dinamiche, le quali vengono favorite dalle modificazioni del territorio operate dall'uomo (Niemelä 1999). L'aumento del numero di specie può avvenire anche come conseguenza dell'ingresso di specie esotiche (McKinney 2002a; 2006; Kühn et al., 2004). L'uomo molto spesso è il promotore principale dell'introduzione delle specie non native per diversi motivi: dall'introduzione accidentale (camion, aerei, navi etc.) all'importazione di specie da coltivazione (Mack e Lonsdale 2001).

Queste specie molto spesso sono caratterizzate da elevati livelli di plasticità, da una produzione di semi molto elevata, un tasso di dispersione e una crescita veloce, che rende facile la colonizzazione di nuovi ambienti (McKinney, 2002b; 2004b).

1.3.1 Il disturbo intermedio

La teoria del disturbo intermedio fu elaborata da Connell negli anni '70 del secolo scorso (Connell, 1978) e prevede che il numero di specie in una comunità sia legato all'intensità del disturbo. In particolare, la maggior diversità in specie spesso è riscontrabile all'interno di comunità che sono caratterizzate da livelli intermedi di disturbo (figura 1).

La teoria del disturbo intermedio afferma che le comunità in equilibrio sono caratterizzate da un basso livello di diversità in specie, in quanto arriva a conclusione il processo di esclusione competitiva. Essa favorisce le specie più competitive a discapito delle specie meno competitive nell'occupazione della nicchia ecologica di appartenenza. La competizione intra- e interspecifica regola in maniera determinante la diversità in specie degli habitat. Dal lato opposto, quando le comunità sono soggette a livelli di disturbo estremamente elevati, poche sono le specie in grado di far fronte a condizioni ambientali fortemente limitanti (Connell, 1978).

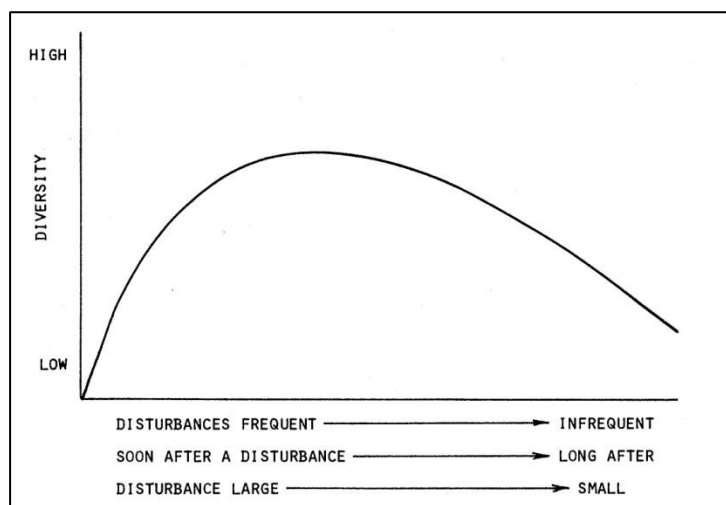


Figura 1: grafico dell'ipotesi di Disturbo Intermedio (Connell, 1978).

La più alta diversità in specie viene mantenuta quando la composizione in specie è continuamente cambiata, attraverso: intensità e frequenza di disturbi a livello intermedio; quando le specie hanno la stessa capacità di colonizzare e di resistere ai cambiamenti ambientali; gradualmente cambiamenti ambientali che permettono alle specie di adattarsi (Connell, 1978). La teoria suggerisce che la più alta diversità viene mantenuta a scale intermedie di disturbo (Connell, 1978).

1.4 Obiettivo del lavoro

Molte ricerche in ambito ecologico hanno spesso approfondito la relazione che lega la ricchezza in specie alla scala di indagine (Scheiner, 2003). Viceversa, il tema che lega la ricchezza specifica al disturbo misurato a scale differenti è stato trattato marginalmente e solo in tempi molto recenti. L'obiettivo del presente lavoro è quello di quantificare e misurare gli effetti del disturbo antropico, inteso come uso del suolo, sulla ricchezza in specie di alcune comunità forestali, misurato a diverse scale spaziali. Lo studio è stato condotto all'interno della Regione Veneto, in alcune aree SIC e ZPS dell'area pianiziale e collinare.

2. AREA DI INDAGINE

L'area di indagine comprende i Siti della Rete Natura 2000 della Regione Veneto, inclusi nella porzione collinare e, parzialmente, pianiziale (figura 2). Le aree studiate si collocano spazialmente all'interno del Parco Regionale del Delta del Po, lungo il corso del Fiume Adige, nei versanti dei monti Berici, nelle aree ripariali del fiume Brenta e Piave, e nell'area dei Colli Asolani.

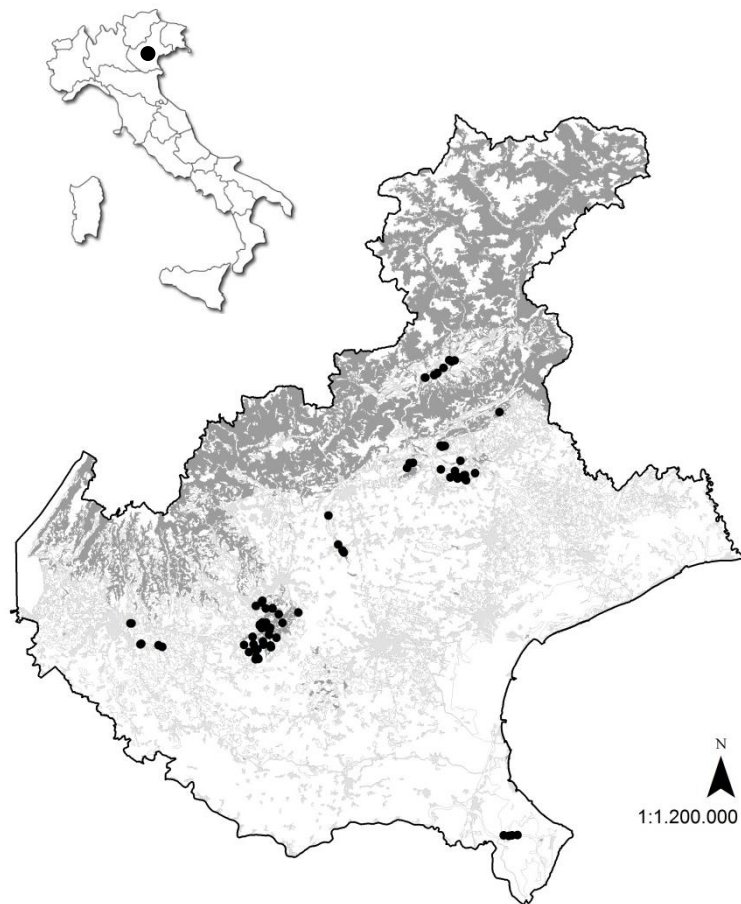


Figura 2: Area di Studio con localizzazione dei punti di campionamento.

2.1 Rete Natura 2000

La Rete Natura 2000 è un sistema di aree interconnesse e non contigue designate al fine di mantenere, e all'occorrenza migliorare, lo stato di conservazione dei tipi di habitat naturali e semi-naturali e delle specie in essi contenute. La sua istituzione è stata promossa dalla "Direttiva Habitat" (92/43/CEE) e rappresenta un importante progetto europeo per la tutela e conservazione della biodiversità. La Direttiva ha come scopo primario quello di mantenere le funzionalità ecologiche di habitat e specie nella regione biogeografica¹ di appartenenza ed è stata recepita in Italia con il D.P.R. n.357 del 1997. Successivamente, il Decreto n.120 del 2003 ha attribuito alle Regioni il compito di provvedere all'attuazione della Direttiva all'interno del proprio territorio di appartenenza con opportuni strumenti di designazione e gestione dei siti (Buffa & Lasen, 2010).

Ad ogni habitat (individuato su base fitosociologica ed inserito nel Manuale di Interpretazione dell'Unione Europea) viene assegnato un codice numerico identificativo a quattro cifre, per permettere una migliore distinzione e suddivisione tra tutti gli habitat d'Europa. La prima cifra indica la macro-categoria (ad esempio il codice degli habitat forestali inizia con il numero 9), mentre i restanti tre codici indicano le sottocategorie, che corrispondono a suddivisioni geografiche, fitogeografiche ed ecologico-compositive (Buffa & Lasen, 2010).

Gli habitat riconosciuti nei Siti Natura 2000 del Veneto, sono complessivamente 76, suddivisi in Siti di Interesse Comunitario e Zone di Protezione Speciale. Circa un terzo degli habitat sono prioritari, ovvero rappresentano habitat naturali e semi-naturali che rivestono un'importante ruolo ecologico-funzionale e sono a rischio di scomparsa sul territorio europeo. I siti che attualmente ricoprono il territorio veneto sono 128, distribuiti su oltre un quinto del territorio (415.000 ettari), suddivisi in 67 Zone di Protezione Speciale e 120 Siti di Importanza Comunitaria (Buffa e Lasen, 2010). Le aree di maggiore estensione ricadono all'interno della provincia di Belluno, mentre nel restante territorio veneto, in ordine di

¹ La regione biogeografica rappresenta una semplificazione degli ambienti e delle specie raggruppate per uniformità di fattori storici, biologici, geografici, climatici e biologici. Le regioni biogeografiche europee sono nove: alpina, atlantica, del Mar Nero, boreale, continentale, macaronesica, mediterranea, pannonica e steppica. Per quanto riguarda la Regione Veneto sono state individuate le regioni alpina e continentale (Buffa & Lasen, 2010).

distribuzione, vi sono le aree montane e collinari, le aree planiziali e costiere, ed infine i percorsi della rete idrografica principale (Buffa & Lasen, 2010).

2.2 SIC e ZPS

La Rete Natura 2000 si compone di due differenti tipologie di aree protette: le Zone Speciali di Conservazione (ZSC) che attualmente vengono definite con il nome di "Siti di Interesse Comunitario" (SIC) e le Zone di Protezione Speciale (ZPS). Le aree SIC e ZPS oggetto di studio vengono riportate in tabella 1:

Tipo	Codice Sito	Denominazione
SIC	IT3210012	Val Galina e Progno Borago
SIC	IT3210042	Fiume Adige tra Verona Est e Badia Polesine
SIC	IT3220037	Colli Berici
ZPS	IT3230032	Lago di Busche - Vincheto di Cellarda - Fontane
SIC	IT3230088	Fiume Piave dai Maserot alle grave di Pederobba
SIC	IT3240002	Colli Asolani
SIC	IT3240004	Montello
SIC	IT3240005	Perdonanze e corso del Monticano
SIC	IT3240015	Palu' del Quartiere del Piave
ZPS	IT3240023	Grave del Piave
ZPS	IT3240025	Campazzi di Onigo
ZPS	IT3240026	Prai di Castello di Godego
SIC	IT3240030	Grave del Piave - Fiume Soligo - Fosso di Negrisia

Tabella 1: Elenco dei Siti Natura 2000 oggetto di indagine.

2.3 Inquadramento geomorfologico e idrogeologico

L'origine della pianura veneta risale alla fine dell'era Terziaria quando l'orogenesi alpina, esauriti i principali fenomeni intensi, ha continuato la fase di sollevamento dei rilievi montuosi e lo sprofondamento dell'avanpaese pedemontano, creando una vasta depressione planiziale che nel Quaternario si è progressivamente riempita mediante l'accumulo di depositi alluvionali (ARPAV, 2008).

Dal punto di vista tettonico, la pianura veneta è interessata da una serie di discontinuità parallele, orientate in direzione NO-SE, appartenenti al Sistema Scledense; si tratta di fratture caratterizzate da piani di faglia subverticali, che suddividono il substrato roccioso della pianura in blocchi indipendenti a profondità diverse. Da ciò deriva una morfologia della Base del Quaternario a "gradoni" che assume profondità molto variabili da luogo a luogo, ma mediamente crescenti procedendo da nord verso sud. In definitiva, la pianura veneta rappresenta la conseguenza del graduale riempimento della depressione del basamento Terziario mediante l'accumulo, in era Quaternaria, di depositi alluvionali appartenenti ai grandi sistemi fluviali, intervallati da sedimenti derivanti dall'innalzamento marino (ARPAV, 2008). Nella Pianura veneta si possono individuare quattro grandi sistemi fluviali alpini, quali quelli del Tagliamento, del Piave, del Brenta e dell'Adige. Questi grandi sistemi fluviali hanno dato origine ad ampie strutture deposizionali, dalla caratteristica morfologia a ventaglio, dette megaconoidi o megafan alluvionali (figura 3)(ARPAV, 2008).

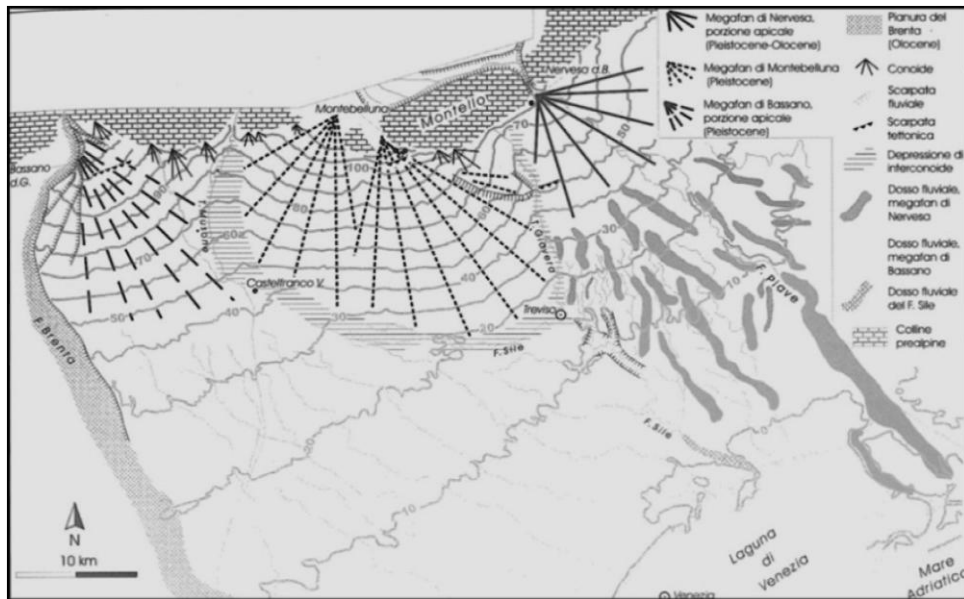


Figure 3: schema geomorfologico della pianura veneta centrale. Fonte: (ARPAV, 2005).

L'area oggetto di studio si suddivide in due ambiti pedo-geografici: rilievi prealpini e pianura alluvionale. I litotipi più diffusi nell'area prealpina sono di tipo calcareo. E' possibile distinguere formazioni calcaree che presentano una certa percentuale di componente terrigena ed assumono le caratteristiche dei calcari marnosi presenti nei Lessini e sulla dorsale del Col Visentin. La morfologia dei colli Berici è invece condizionata dalla litostratigrafia: nel settore occidentale prevalgono calcari arenaceo-marnosi più erodibili, mentre il settore orientale è dominato da formazioni di calcari di scogliera (Regione Veneto, 1990). I sistemi collinari del trevigiano invece si estendono al piede dei versanti dei rilievi prealpini, costituiti da formazioni prevalentemente terrigene. La pianura alluvionale al contrario deriva dalla deposizione di sedimenti da parte dei fiumi (Adige, Brenta, Piave e Tagliamento e a sud dal Po) e al suo interno possiamo distinguere "l'alta" e la "bassa" pianura (ARPAV, 2005).

Un'importante caratteristica della pianura veneta è la forte classazione dei sedimenti e la marcata differenziazione delle forme alluvionali all'allontanarsi dal piede delle Prealpi. L'alta pianura si estende per una fascia di circa 15-20 km costituita prevalentemente da ghiaia e matrice sabbiosa. Questi depositi di origine fluviale del tipo "a canali intrecciati" formano ampi conoidi, con pendenze piuttosto accentuate, generalmente superiori a 3-4%. I substrati dei suoli sono molto grossolani e perciò molto permeabili favorendo l'infiltrazione delle acque

meteoriche nel sottosuolo, questo fenomeno comporta un terreno ben drenato, asciutto e fertile (ARPAV, 2005). Situazione che cambia radicalmente nel punto in cui la comparsa delle prime intercalazioni fini, all'interno della sede ghiaiosa, porta alla fuoriuscita della falda freatica. Si delinea così la nota fascia delle "risorgive" che costituisce un confine naturale tra l'alta e la bassa pianura. Nel territorio più a valle, nella bassa pianura, a causa della diminuzione della capacità di trasporto dei corsi d'acqua, i depositi sono di tipo sabbioso-argilloso. I substrati sedimentari si differenziano notevolmente da quelli dell'alta pianura perché risalenti a diverse ere geologiche (Sornini, 1984).

2.4 Inquadramento climatico

La particolare posizione geografica del Veneto conferisce caratteri distintivi al suo clima. Da un punto di vista biogeografico, l'area collinare a pianiziale del Veneto centrale viene inserita nella Regione Eurosiberiana, Provincia Appennino-Balcanica e Subprovincia Padana (Rivas-Martinez & Pennas, 1999). Per quanto riguarda l'inquadramento bioclimatico (figura 4)(Rivas-Martinez, 2004), l'area si suddivide in una parte nord-occidentale, avente un clima prettamente continentale e una parte orientale, con un bioclima temperato oceanico, con una variante submediterranea a nord e steppica a sud. La regione si colloca, infatti, in una zona di transizione, al confine tra l'area continentale dell'Europa centrale a Nord e l'area mediterranea a Sud. A questo bisogna aggiungere l'influenza da una parte del mar Adriatico, che esercita un'azione mitigatrice, e dall'altra della catena alpina, con un effetto orografico (ARPAV, 2005).

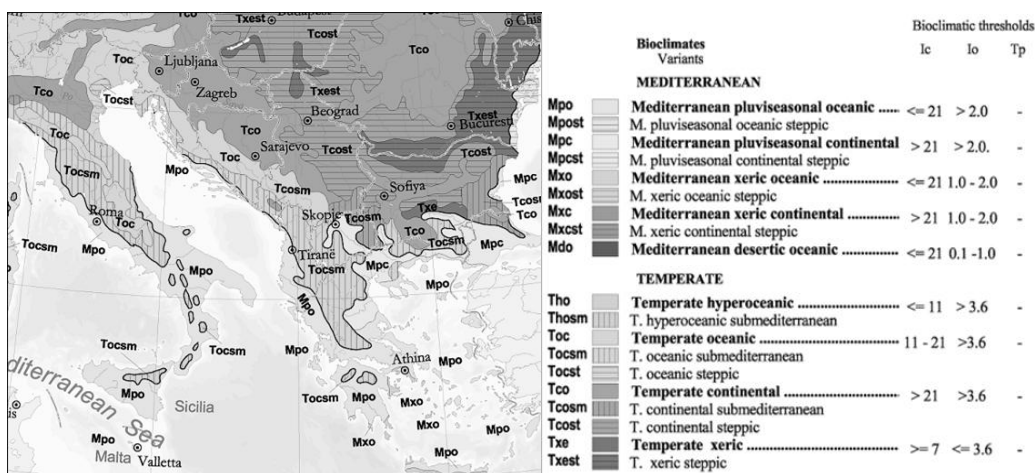


Figura 4: regioni bioclimatiche dell'Italia Orientale. Fonte: http://www.globalbioclimatics.org/form/tb_map/index.htm

Ciò che ne risulta sono delle condizioni climatiche intermedie tra le tipologie submediterraneo umido e subcontinentale (ARPAV, 2005). Nell'area alpina si riscontra un clima di tipo continentale con escursioni termiche diurne e notturne molto accentuate (determinate dal frequente fenomeno dell'inversione termica per cui l'aria fredda e pesante si raccoglie nel fondovalle), con piogge più abbondanti nei mesi estivi o a regime equinoziale nella fascia prealpina. Nella pianura il clima risulta invece influenzato dal clima sia continentale che submediterraneo, caratterizzato da inverni rigidi e ed estati calde ad elevata umidità. Il termotipo risulta essere ovunque meso temperato superiore (Rivas-Martinez, 1996), le temperature medie variano da nord verso sud, assumendo valori da 0°C a 7°C nelle quote più alte (zona prealpina) e valori compresi tra i 12-13°C in pianura. (ARPAV, 2005).

Per quanto riguarda le precipitazioni medie annue, queste risultano essere più intense in corrispondenza dei rilievi prealpini, diminuendo nella fascia dell'alta pianura fino a raggiungere i valori minimi nella bassa pianura, in particolare nel settore più meridionale della regione. In generale si passa dai 1980 mm/anno del settore alpino, 1050-1250 mm/anno nel settore prealpino, ai 620 mm/anno del Polesine (ARPAV, 2005).

In pianura la distribuzione delle piogge presenta generalmente un minimo estivo, in corrispondenza del massimo delle temperature medie mensili, mentre i valori massimi si rilevano in tarda primavera (generalmente in giugno) e nel mese di novembre. Le differenze stagionali, comunque, sono meno marcate passando dalle aree settentrionali della pianura a quelle meridionali (ARPAV, 2005).

3. MATERIALI E METODI

3.1. Campionamento della vegetazione

Durante il periodo primaverile ed estivo del 2013 e 2014 sono stati effettuati dei rilievi fitosociologici all'interno delle aree SIC e ZPS oggetto di studio.

Preliminarmente sono stati individuati gli habitat forestali con la maggior estensione areale all'interno del sistema Natura 2000 regionale. Questi corrispondono agli habitat, aventi codice identificativo: 9260, 91L0, 91H0 e i 91E0 (European Commission, 2007).

I punti di campionamento sono stati scelti attraverso una procedura di Campionamento Random Stratificato (CSR) all'interno della cartografia delle aree SIC e ZPS della Rete Natura 2000 della Regione Veneto. La cartografia 1:10.000 è stata reperita in formato vettoriale (Shp) dal portale della Regione Veneto (<http://www.regione.veneto.it/web/ambiente-e-territorio/rete-natura-2000-download>), dove al suo interno risultano definite, per ogni poligono(area), le tipologie di habitat Natura 2000 corrispondenti. Il sistema di riferimento geografico utilizzato è Gauss Boaga Monte Mario Italy 1. I punti di campionamento sono stati generati mediante il software ArcGis 9.3, attraverso la funzione "*Create Random Points*". All'interno di ciascuno strato, rappresentato dalle diverse tipologie degli habitat forestali selezionati, sono stati generati i punti di rilievo in modo casuale. Al fine di rappresentare adeguatamente la possibile variabilità spaziale degli habitat, in funzione della loro estensione territoriale, il numero di plot per Sito risulta proporzionale alla copertura di una data tipologia di habitat in un dato Sito. I punti generati casualmente sono stati quindi trasferiti in un GPS da trekking (Garmin, GPSmap 62s) e individuati in campo tramite le coordinate geografiche. Qualora i punti generati casualmente fossero stati localizzati in aree non idonee al rilevamento sono stati spostati. In tutti questi casi sono state registrate le nuove coordinate geografiche. I punti generati casualmente corrispondono alle coordinate del punto centrale delle stazioni nelle quali sono stati, in seguito, effettuati i rilievi.

Una volta individuato il punto di campionamento, in base all'approccio fitosociologico classico, il rilevamento della comunità è stato eseguito su un'unità di vegetazione uniforme per composizione in specie e per i rapporti tra le diverse specie, la quale rappresenta il "Popolamento Elementare" della comunità (Pignatti, 1995).

Allo scopo di ottenere dati di ricchezza confrontabili, è stata assegnata un'area fissa di campionamento, parametro che dipende fortemente dalla struttura e complessità della comunità vegetale indagata. La superficie standard scelta nel presente studio per tutti gli habitat forestali è di 80 mq. Questa dimensione rappresenta una superficie sufficiente per la descrizione degli ambienti indagati (Westhoff & Van der Maarel, 1973; Chytrý & Otýpková, 2003).

In ogni plot sono state rilevate tutte le specie vascolari presenti. Le specie non riconosciute in campo sono state raccolte e determinate in laboratorio attraverso la "Flora d'Italia" (Pignatti, 1982). L'elenco floristico per plot ha permesso la quantificazione della ricchezza specifica per ogni punto campionato.

3.1.1 Gli habitat forestali d'indagine

Gli habitat forestali oggetto di studio rappresentano le comunità boschive più rappresentative dell'area centrale veneta.

All'interno del manuale italiano di interpretazione degli habitat (Biondi & Blasi, 2009) è possibile individuare una descrizione riferita a ciascun habitat Natura 2000 che ha permesso di definire gli habitat oggetto d'indagine.

Gli habitat indagati sono rappresentati da:

- Boschi di *Castanea sativa* (habitat 9260): boschi acidofili ed oligotrofici dominati da castagno. Rientrano in questo codice anche i vecchi castagneti da frutto che presentino specie dello strato arbustivo ed erbaceo con un certo grado di naturalità. Sono invece da escludere gli impianti da frutto produttivi e in uso. Le specie prevalenti in questo habitat sono: *Castanea sativa*, *Q. pubescens*, *Carpinus betulus*, *Ostrya carpinifolia*, *Prunus avium*, *Sorbus torminalis*, *Erythronium dens-canis*, *Epimedium alpinum*, *Polygonatum multiflorum*, *Vinca minor*, *Symphytum*

tuberosum, Viola reichenbachiana, Pteridium aquilinum, Viola riviniana, Sambucus nigra, Vincetoxicum hirundinaria, Ruscus aculeatus.

- Querceti di rovere illirici (*Erythronio-Carpinion*) (habitat 91L0): boschi mesofili a dominanza di *Quercus robur, Q. petraea, Q. cerris e Carpinus betulus*, spesso caratterizzati da un sottobosco molto ricco con numerose geofite a fioritura primaverile. Sono qui incluse formazioni a ecologia diversificata quali i quercocarpineti planiziali e i boschi collinari a carpino bianco e rovere. Questi boschi trovano la loro massima espressione nella Regione biogeografica Alpina e in quella Continentale. La comunità è dominata, fisionomicamente e strutturalmente da: *Quercus robur, Carpinus betulus, Castanea sativa, F. ornus, Cyclamen purpurascens, Epimedium alpinum, Erythronium dens-canis, Primula vulgaris, Prunus avium, Polygonatum multiflorum, Vinca minor, Ligustrum vulgare, Ostrya carpinifolia, Sorbus torminalis, Helleborus viridis, Tamus communis, Viola odorata, Salvia glutinosa.*

- Boschi pannonici di *Quercus pubescens* (habitat 91H0): boschi di querce xerofili, collinari, con *Quercus pubescens* dominante, che si sviluppano su suoli calcarei in stazioni molto secche ed esposizioni calde. A causa di condizioni ambientali estreme i boschi sono spesso aperti, di bassa statura e a crescita lenta. La comunità è dominata, fisionomicamente e strutturalmente da: *Fraxinus ornus, Quercus pubescens, Prunus mahaleb, Ruscus aculeatus, Cotinus coggygia, Cornus mas, Lonicera xylosteum, Rosa arvensis, Sorbus torminalis, Carex flacca, Vinca minor, Melittis melissophyllum, Sorbus domestica, Quercus cerris, Lonicera caprifolium, Geranium sanguineum, Bromus erectus, Carex umbrosa.*

- Foreste alluvionali di *Alnus glutinosa e Fraxinus excelsior* (*Alno-Padion, Alnion incanae, Salicion albae*) afferibile all'habitat 91E0. Sono foreste ripariali e paludose di *Alnus spp., Fraxinus excelsior e Salix spp.* presenti lungo i corsi d'acqua, sia nei tratti montani e collinari che planiziali, o sulle rive dei bacini lacustri e in aree con ristagni idrici non necessariamente collegati alla dinamica fluviale. Si sviluppano su suoli alluvionali spesso inondati, prevalentemente in macrobioclima temperato. La comunità è dominata prevalentemente da: *Salix alba, Rubus caesius, Urtica dioica, Humulus lupulus, Populus nigra, Alnus glutinosa, Sambucus nigra, Equisetum telmateja, Alnus incana, Carex acutiformis, Fraxinus excelsior, Frangula alnus, Acer*

campestre, *Ulmus minor*, *Viburnum opulus*, *Carex pendula*, *Acer pseudoplatanus*, *Ranunculus ficaria*, *Cirsium oleraceum*, *Solanum dulcamara*, *Carex remota*, *Carex elata*.

3.2 Analisi dei dati

3.2.1 Stima della ricchezza: curva di rarefazione

Per stimare la ricchezza specifica totale in termini di presenza-assenza delle specie in funzione del numero di plot totali eseguiti durante la fase di campo è stata costruita la curva di rarefazione.

In termini statistici la rarefazione individua un set di campioni in cui ogni campione può ragionevolmente essere considerato casuale rispetto al loro complesso, ciò significa che l'ordine del campionamento e la sua disposizione nello spazio non ha nessuna rilevanza (Colwell et al., 2004). La curva costruita rappresenta il numero di specie osservate in funzione dello sforzo di campionamento (Hurlbert, 1971; Simberloff, 1972; Heck et al., 1975).

L'analisi è stata eseguita sull'intero set di rilievi attraverso la funzione *Sample rarefaction (Mao's tau)* (Colwell, 2004) del software Past 3 (Hammer et al., 2009).

3.2.2 La ricchezza di specie

Per ogni plot campionato è stata determinata la ricchezza specifica totale, come il numero di specie vascolari presenti. Successivamente, le specie presenti sono state classificate in gruppi ecologici o funzionali, sottoinsiemi di specie che condividono caratteristiche ecologiche e fitocenologiche (Bartha et al., 2008; Smith et al., 2007). I gruppi funzionali presi in considerazione nel presente studio sono: specie strettamente forestali, cioè specie arboree, arbustive ed erbacee la cui ecologia è confinata agli ambiti boschivi (allegato 1a); specie generaliste, cioè specie tipiche di habitat aperti e disturbati, ruderali, come campi coltivati, prati, margini boschivi, bordi di strade (allegato 1b). In questo gruppo sono state inserite anche le specie aliene. Le prime sono quindi specie descrittive dell'habitat; le ultime sono state

considerate indicatrici di disturbo. Per ogni gruppo è stata calcolata la frequenza percentuale sul totale delle specie presenti in ogni plot.

3.3 Categorizzazione del disturbo antropico

Allo scopo di definire le relazioni tra disturbo antropico e ricchezza di specie è stata compiuta un'analisi del contesto spaziale di ogni plot.

Per misurare il disturbo a scale spaziali differenti sono stati utilizzati settori circolari detti buffers, aventi come punto di origine il plot. Il buffer è una circonferenza immaginaria che racchiude la superficie all'interno della quale è stato valutato il disturbo.

I raggi dei buffer sono stati determinati attraverso una prima analisi foto-interpretativa delle aree in cui sono stati eseguiti i campionamenti, per osservare quali fossero le condizioni del contorno. Successivamente è stato possibile valutare il raggio minimo di studio attraverso un sub-campione di plot estratti con una procedura random.

Dall'analisi effettuata è emerso che a buffer inferiori a 500m, la matrice di uso del suolo non veniva descritta nella sua intera complessità. Dall'analisi di figura 5, appare chiaro come a raggi troppo piccoli vi sia una categoria di uso del suolo prevalente, mentre a raggi superiori ai 500m, il territorio risulta molto più eterogeneo.

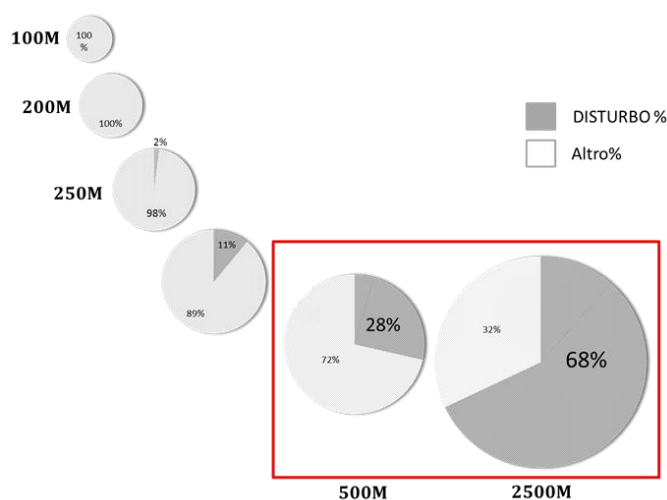


Figura 5: Studio del buffer più rappresentativo.

Pertanto per indagare la relazione ricchezza-disturbo, sono stati presi in considerazione all'interno dello studio due buffer aventi raggio 500m e 2500m (breve – scala locale, e lungo raggio – scala di paesaggio).

Successivamente alla determinazione dei buffer di studio, si è proceduto con la quantificazione delle superfici relative al disturbo.

Ogni superficie di un dato territorio appartiene ad una categoria di uso del suolo (<http://www.eea.europa.eu/publications/COR0-landcover>). Il programma CORINE (Coordination of Information on the Environment), varato dal Consiglio della Comunità Europea nel 1985, è nato con la funzione principale di verificare lo stato dell'ambiente nella Comunità, per orientare politiche comuni, controllarne gli effetti e proporre eventuali miglioramenti. All'interno dei progetti che compongono il programma CORINE si inserisce il progetto CORINE-Land Cover, che costituisce il livello di indagine sull'occupazione del suolo, specificamente finalizzato al rilevamento e al monitoraggio delle caratteristiche del territorio, con particolare interesse alle esigenze di tutela (ISPRA, 2010). Il progetto CORINE-Land Cover ha portato alla realizzazione di una base informativa riguardante la copertura del suolo alla scala 1:100.000. La legenda è articolata in 5 unità gerarchiche dette Classi: Classe 1-Superfici Artificiali, Classe 2- Superfici Agricole Utilizzate, Classe 3- Territori Boscati e Semi-Naturali, Classe 4- Zone Umide, Classe 5 – Corpi Idrici, e 91 sottocategorie di dettaglio complessive, che si riferiscono a unità spaziali omogenee o composte da zone elementari appartenenti ad una stessa classe, chiaramente distinguibili dalle unità circostanti (allegato 2). Nel presente lavoro è stata utilizzata la cartografia del Corine Land Cover aggiornata al 2006, con una scala di dettaglio al 5° livello per la Classe 3, con l'ausilio del software ArcGIS 9.3.

Per ogni buffer sono state determinate le superfici in metri quadrati di tutti i poligoni in esso contenuti e in un secondo momento sono state sommate tutte le superfici dei poligoni appartenenti alla stessa categoria.

I risultati ottenuti sono stati raccolti in una tabella riassuntiva, dove ad ogni plot sono stati associati l'habitat corrispondente e le superfici afferenti al disturbo. I dati assoluti sono stati, successivamente, convertiti in percentuale rispetto alla superficie dei buffer.

La matrice Uso del Suolo del Corine Land Cover 2006 è stata riarrangiata mediante parere esperto per definire le categorie più congrue per misurare l'effetto del disturbo. Le classi di uso del suolo interpretate come disturbo sono riportate in Tabella 2:

Classi Corine Land Cover 2006	Livello di dettaglio	Matrice	Classi e sotto categorie Corine Land Cover
Classe 1: Superfici Artificiali	3°	DISTURBO	Completa
Classe 2: Superfici Agricole Utilizzate	3°		Completa
Classe3: Territori Boscati e Ambienti Semi-Naturali	2°		Categorie: 33: Zone aperte con vegetazione rada
	3°		324: Aree a vegetazione boschiva ed arbustiva in evoluzione 334: Aree percorse da incendi
	4°		3117 Boschi e piantagioni a prevalenza di latifoglie non native 3121 Boschi a prevalenza di Pini Mediterranei 3125 Boschi e piantagioni a prevalenza di Conifere non native
	5°		31325: Boschi misti di conifere e latifoglie non native

Tabella 2: classi Corine Land Cover 2006 utilizzate nello studio e categorizzazione del disturbo antropico.

Le superfici calcolate come disturbo appartengono quindi alle superfici artificiali che corrispondono alla classe 1 del Corine Land Cover accorpate alle superfici agricole costituite dall'intera classe 2 ed alcune categorie della classe 3, quest'ultime inserite perché non sono state ritenute aree di origine naturale ma di origine antropica come ad esempio i boschi a prevalenza di pini mediterranei.

Le sottocategorie della classe 3 rimanenti e le classi 4 e 5 non sono state considerate nel presente studio perché non rilevanti ai fini della quantificazione del disturbo.

Successivamente, per ogni plot sono stati calcolati tre indici paesaggistici, con riferimento ai modelli area-isolamento.

Dimensione della patch: intesa come superficie (mq) del poligono della patch contenente il plot. La dimensione dell'habitat consente di definire l'estensione in metri quadrati di superficie occupata sul territorio. Questo indice fa riferimento alla relazione specie-area, secondo la quale le aree grandi contengono più specie delle aree piccole. Molti studi mostrano inoltre che l'area dell'habitat risulta più importante dell'isolamento e di molte altre variabili nel predire il numero di specie potenzialmente presenti. Inoltre, le aree grandi consentono il sostentamento di specie che necessitano di vivere nella parte più interna degli habitat (*core area species*).

Forma della patch: intesa come la complessità della forma. Questa caratteristica strutturale si traduce soprattutto nella protezione delle specie della core area (la porzione interna al poligono dove il disturbo è minimo perché più lontana dal perimetro esterno). Una forma più o meno circolare, o comunque compatta, risulta meno vulnerabile rispetto a una forma più allungata. Per determinare il grado di compattezza delle patches contenenti i plot è stato utilizzato l'indice di compattezza K (Bosch, 1978; Davis, 1986) che viene definito attraverso la formula l.1:

$$K = \frac{2\sqrt{\pi A}}{P} \quad (I.1)$$

In cui:

- A: area (m²) del patch
- P: perimetro (m) del patch.

L'indicatore K esprime un valore adimensionale. I valori che tendono a zero rappresentano poligoni estesi in lunghezza mentre per valori tendenti a 1 i poligoni sono perfettamente circolari.

Isolamento: Il criterio considera il ruolo negativo esercitato dall'isolamento sulla ricchezza in specie di un habitat. L'isolamento, infatti, rappresenta un ostacolo per il flusso genico tra le popolazioni, rendendole più suscettibili all'estinzione. La distanza tra superfici occupate da habitat dello stesso tipo gioca un ruolo critico nella teoria della metapopolazione: il tasso di ricolonizzazione di un'area, dopo

un'estinzione locale risulta più alto quando le aree ospitanti lo stesso habitat sono vicine tra loro. Considerare la vicinanza e la connettività tra habitat dello stesso tipo ha assunto un ruolo rilevante nei recenti sforzi conservazionistici riguardanti specie in pericolo di estinzione. All'interno di ogni buffer (500 m e 2500 m) sono state quindi quantificate le superfici di tutti i poligoni afferenti al medesimo habitat forestale rappresentato nel plot di riferimento. Queste sono state poi espresse in copertura percentuale all'interno delle due diverse estensioni (figura 6).

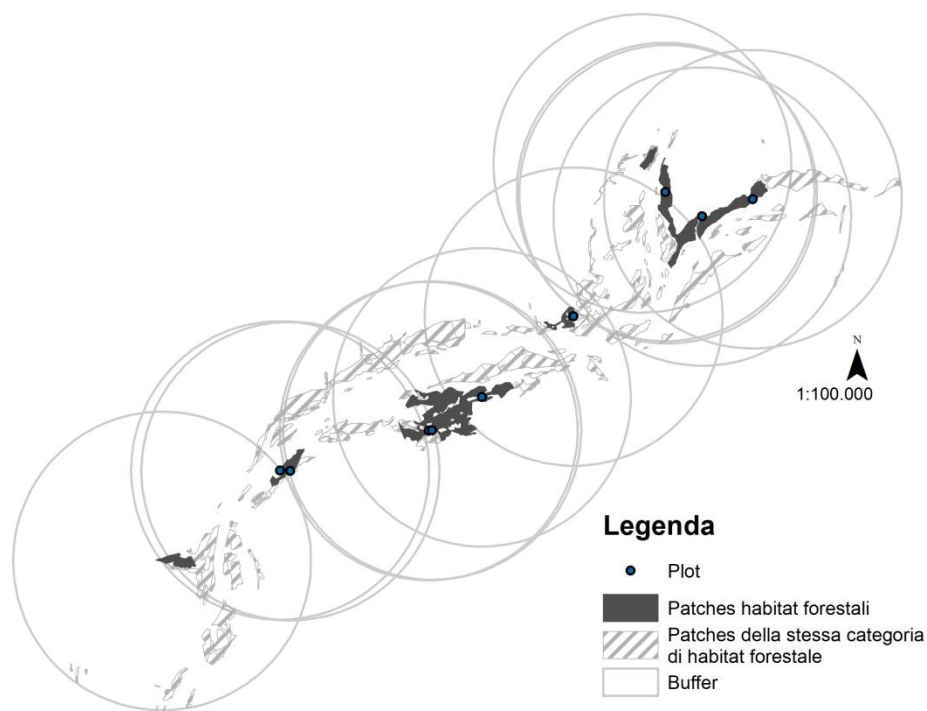


Figura 6: esempio grafico dell'isolamento (SIC: Fiume Piave dai Masarot alle Grave di Pederobba). All'interno di ogni buffer di studio è stata quantificata la copertura (mq) di tutte le patches riferite alla tipologia di habitat forestale Natura 2000 del plot di riferimento.

3.4 Effetto del disturbo sulla ricchezza specifica

Per determinare l'effetto del disturbo sulla ricchezza in specie è stato applicato un Modello Lineare Generalizzato.

Il modello lineare generalizzato (GLZ) è una generalizzazione del modello generale lineare della regressione multipla. Nella sua forma più semplice, un modello lineare specifica la relazione (lineare) tra una variabile dipendente (o risposta) Y, e un insieme di variabili predittive (X) in modo che:

$$Y = b_0 + b_1X_1 + b_2X_2 + \dots + b_kX_k$$

Il modello lineare generalizzato può essere utilizzato per prevedere le risposte sia per variabili dipendenti con distribuzioni discrete che per variabili dipendenti lineari. I modelli GLZ ammettono una distribuzione esplicitamente non normale o non continua della variabile dipendente ed i valori di significatività risultanti sono l'effetto di una combinazione lineare delle variabili predittive con la variabile dipendente (Green and Silverman, 1994; McCullagh and Nelder; 1989).

Il ricorso a tale modello nel presente studio risulta giustificato in quanto la distribuzione delle variabili dipendenti non rispetta le assunzioni che caratterizzano la distribuzione normale; com'è noto il GLZ consente di rimuovere l'ipotesi di normalità mediante l'uso di opportune funzioni link (McCullagh & Nelder, 1989). La distribuzione utilizzata nell'analisi è la Poisson con funzione link in base logaritmica.

Per determinare l'effetto del contesto spaziale a diverse scale sulla ricchezza in specie sono state individuate tre variabili dipendenti: Ricchezza specifica totale, ricchezza in specie strettamente forestali e ricchezza in specie generaliste.

Le variabili indipendenti sono definite dalle superfici percentuali delle categorie di uso del suolo identificate come disturbo a 500 m e 2500 m, dall'area e forma della *patches* di studio e dalla superficie forestale quantificata all'interno di ogni buffer di analisi. L'elaborazione è stata eseguita mediante il software Statistica.

4.RISULTATI

4.1.1 Analisi della ricchezza in specie

L'analisi della curva di rarefazione ha evidenziato che gli 80 campioni raccolti in base al disegno sperimentale sono esaustivi per la valutazione della ricchezza in specie. La curva di rarefazione relativa, infatti, mostra una tendenza ad appiattirsi in corrispondenza del 50° plot (figura 7).

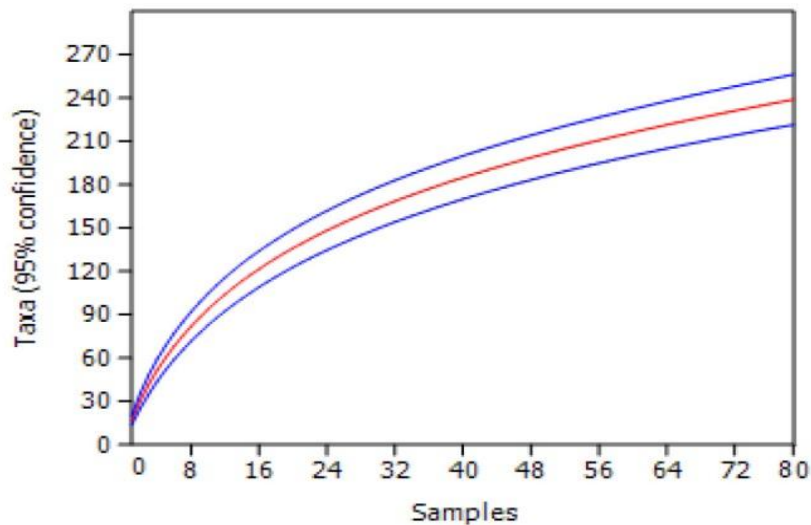


Figura 7: curva di rarefazione dei plot censiti.

Il pool totale di specie riscontrate all'interno degli 80 plot è di 239 taxa. La ricchezza in specie media per plot è di $17 (\pm 5)$.

Dei 239 taxa (pool totale di specie), 90 rientrano nel gruppo delle specie strettamente forestali e rappresentano il 37,65% del pool di specie totale; 119 sono state classificate come generaliste (49,79%).

Le specie strettamente forestali rappresentano mediamente il 61,3% delle specie per plot con una deviazione standard del 23,3%, mentre le specie generaliste costituiscono il 26,8% con una deviazione standard del 21,4% della media per plot (tabella 3).

Habitat	N° rilievi	Pool totale di specie	n. medio specie per plot (st dev)	n. medio sp. Forestali per plot (st dev)	n. medio sp. Generaliste per plot (st dev)
Totale	80	239	17±5	61,3±23,3%	26,8±21,4%

Tabella 3: riepilogo dati sulla ricchezza in specie.

Nel pool di specie strettamente forestali, le più diffuse sono essenze arboree come: *Fraxinus ornus*, *Acer campestre*, *Ostrya carpinifolia*, *Quercus pubescens*, *Salix alba*, *Carpinus betulus*, *Castanea sativa*, *Prunus avium*, *Quercus robur*, *Fraxinus excelsio*. Tra le specie arbustive, *Hedera helix*, *Ligustrum vulgare*, *Lonicera xylosteum*, *Cotinus coggygria*, *Cornus mas*, *Euonymus europaeus*, *Crataegus monogyna*, *Corylus avellana*, *Rosa arvensis*, *Sambucus nigra*, *Clematis vitalba*, *Viburnum lantana*, *Prunus mahale*. Le specie erbacee più frequenti sono *Tamus communis*, *Asparagus acutifolius*, *Brachypodium sylvaticum*, *Poa palustris*, *Viola alba*, *Epimedium alpinum*, *Equisetum arvense*, *Erythronium dens-canis*, *Euphorbia amygdaloides*, *Hepatica nobilis*, *Polygonatum multiflorum*, *Vinca minor*.

All'interno del pool di specie forestali sono state rinvenute due specie di interesse conservazionistico: *Ruscus aculeatus*; categoria IUCN Nazionale: LC; Categoria IUNC globale: NE; *Galanthus nivalis*; categoria IUCN Nazionale: LC; Categoria IUNC globale: NT (IUCN, 2013).

Tra le specie generaliste, le più diffuse sono risultate essere *Alliaria petiolata*, *Carex flacca*, *Equisetum arvense*, *Galium aparin*, *Parietaria officinalis*, *Rubus caesius*, *Rubus ulmifolius*, *Urtica dioica*, *Viola hirta*.

22 specie rilevate sono elencate nelle liste delle specie aliene. Di queste, 5 (*Impatiens glandulifera*, *Platanus hybrida*, *Prunus domestica*, *Prunus laurocerasus* e *Vitis riparia*) sono classificate come aliene Casuali; 10 come Naturalizzate (*Acer negundo*, *Ambrosia artemisiifolia*, *Bidens frondosa*, *Duchesnea indica*, *Erigeron annuus*, *Impatiens balfourii*, *Impatiens parviflora*, *Morus nigra*, *Sicyos angulatus*, *Xanthium italicum* ssp *orientale*); 7 come Invasive (*Ailanthus altissima*, *Amorpha fruticosa*, *Apios americana*, *Parthenocissus quinquefolia*, *Phytolacca americana*, *Robinia pseudoacacia*, *Buddleja davidii*) (Celesti-Grapow et al., 2010).

4.1.2 Unità ecosistemiche

Dall'analisi di uso del suolo all'interno dei buffers a 500 m e 2500 m e dagli indici di paesaggio (tabella 4), è emerso che le categorie di disturbo antropico occupano una superficie media pari al 68,6% ($\pm 27,8$) all'interno del buffer a 500 m. A 2500 m le categorie di disturbo ricoprono mediamente il 79,7% ($\pm 16,5$) della superficie totale. Le aree forestate occupano, al contrario, una superficie trascurabile: all'interno del buffer a 500 m la copertura media è pari al 28,1% ($\pm 16,9$), e diminuisce nel buffer a 2500 m ($13,8\% \pm 9,2$) (Tabella 4).

	Disturbo	Superficie forestale (%)
Buffer 500	68,6 \pm 27,8%	28,1 \pm 16,9%
Buffer 2500	79,7 \pm 16,5%	13,8 \pm 9,2%

Tabella 4: riepilogo risultati del disturbo e della superficie forestale per i buffer a 500m e 2500m.

La superficie media delle *patches* contenenti i plot rilevati nel presente studio è pari a 15,7 ettari, con una deviazione standard di 14 ha. Inoltre per quanto concerne la forma delle *patches* mediamente tendono ad essere meno compatte e ad avere una forma che si sviluppa principalmente in lunghezza con un valore medio di 0,28 ($\pm 0,20$).

4.2 Risposta degli habitat forestali al disturbo antropico

4.2.1 Ricchezza in specie

Dal modello lineare generalizzato (tabella5) emerge che la ricchezza totale in specie è inversamente proporzionale alla percentuale di territorio urbanizzato e/o agricolo (disturbo). La relazione ricchezza specifica/disturbo risulta significativa ($p=0,0003$) alla scala di paesaggio (buffer 2500), mentre alla scala locale le due variabili risultano non correlate (Tabella 5; fig. 8, F).

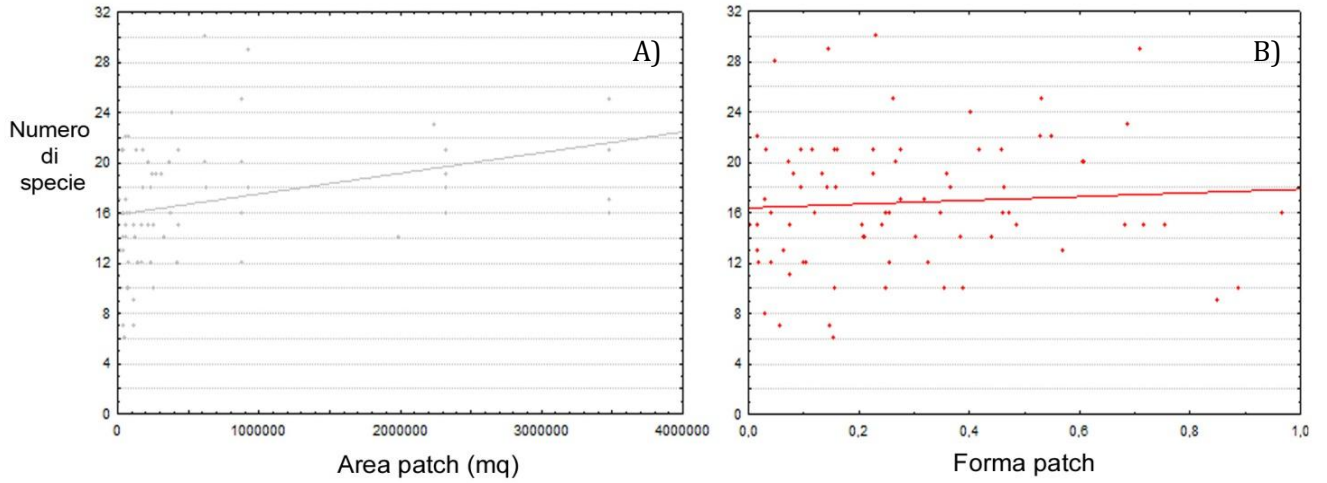
La superficie della patch in cui è contenuto il plot non influenza il numero di specie totali, mentre quest'ultimo è significativamente influenzato dalla forma della *patches* e dal grado di isolamento. In particolare, maggiore è il grado di compattezza della patch con forme regolari (valore che tende a 1) maggiore risulta essere il numero di specie censito (Tabella 5; fig.8, B). La ricchezza specifica dei plot tende, inoltre, ad incrementare quando alla scala locale (buffer 500) sono presenti superfici della stessa categoria di habitat (Tabella 5; fig.8, C), quindi al diminuire dell'isolamento. L'influenza del fattore connettività diventa non significativa alla scala più ampia (buffer 2500).

Categorie	b	SE	W	p-Value
Disturbo 500m	-0,001541	0,001622	0,9030	0,341979
Disturbo 2500m	-0,008963	0,002486	13,0031	0,000311***
Area patch	0,000000	0,000000	1,0962	0,295101
Forma patch	0,001720	0,000764	5,0602	0,024482**
Superficie forestale 500m	0,004766	0,002205	4,6724	0,030651*
Superficie forestale 2500m	0,001220	0,004103	0,0884	0,766243

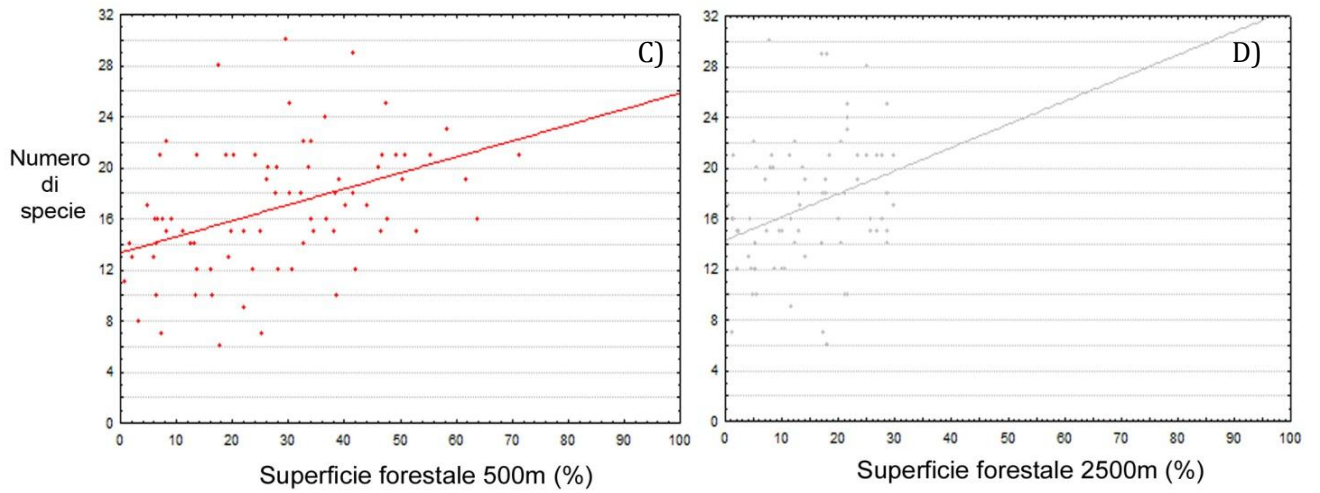
b= beta estimate; SE= standard Error; W= wald-stat.; p-Value=significance

Tabella 5: ricchezza specifica totale (var.dip.) in funzione delle variabili indipendenti.

AREA E FORMA DELLA PATCH FORESTALE



SUPERFICIE FORESTALE



DISTURBO

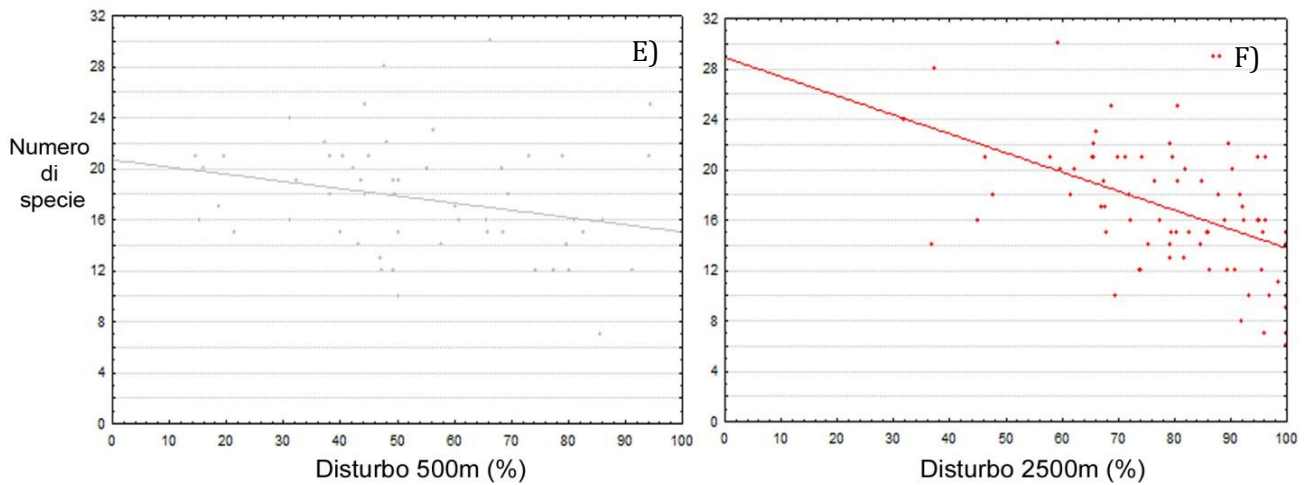


Figura 8: scatter-plot della var. dip. ricchezza specifica in funzione delle variabili indipendenti. (A) Numero totale di specie e area della patch; (B) Numero totale di specie e forma della patch; (C) Numero totale di specie e superficie forestale a 500 m; (D) Numero totale di specie e superficie forestale a 2500 m; (E) Numero totale di specie e disturbo a 500 m; (F) Numero totale di specie e disturbo a 2500 m.

4.2.2 Specie forestali

Le specie strettamente forestali (tabella 6, figura 9) mostrano una risposta significativa al disturbo misurato all'estensione più ampia. La ricchezza in specie forestali è, inoltre, positivamente correlata alla superficie della patch e alla copertura forestale del medesimo habitat nel buffer di 2500 m (Tabella 6; figura 9, A figura 9, D).

Categorie	b	SE	W	p-Value
Disturbo 500m	-0,006524	0,000862	57,295	0,89586
Disturbo 2500m	-0,007062	0,001288	30,041	0,000000***
Area patch	0,000004	0,000078	20,724	0,000005**
Forma patch	-0,002992	0,000450	44,150	0,56790
Superficie forestale 500m	0,001325	0,001093	1,469	0,225535
Superficie forestale 2500m	0,016774	0,002006	69,896	0,000000***

b= beta estimate; SE= standard Error; W= wald-stat.; p-Value=significante

Tabella 6: specie forestali (var.dip.) in funzione delle variabili indipendenti.

4.2.3 Specie generaliste

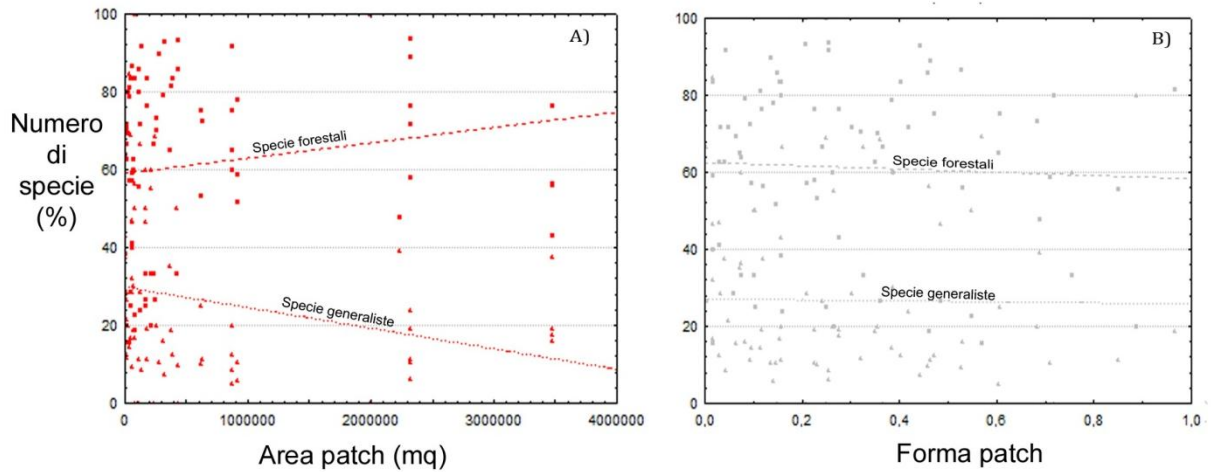
Le specie generaliste (tabella 7, figura 9) mostrano una dipendenza dal disturbo, sia alla scala locale che al buffer di 2500 m, aumentando significativamente all'aumentare della percentuale di territorio urbano e/o agricolo (figura 9,E;F). Viceversa, l'incidenza delle specie generaliste diminuisce all'aumentare della superficie della patch che contiene il plot (figura 9, A) e all'aumentare della superficie boscata della stessa categoria di habitat, sia al buffer 500 che al buffer 2500 (figura 9, C;D).

Categorie	b	SE	W	p-Value
Disturbo 500m	0,016183	0,001324	149,3561	0,001080***
Disturbo 2500m	0,008784	0,002253	15,2058	0,000096***
Area patch	-0,000001	0,000004	12,6854	0,000369**
Forma patch	-0,002105	0,000591	12,6739	0,89371
Superficie forestale 500m	-0,006858	0,002049	11,2066	0,000815**
Superficie forestale 2500m	-0,041975	0,003762	124,4627	0,000000***

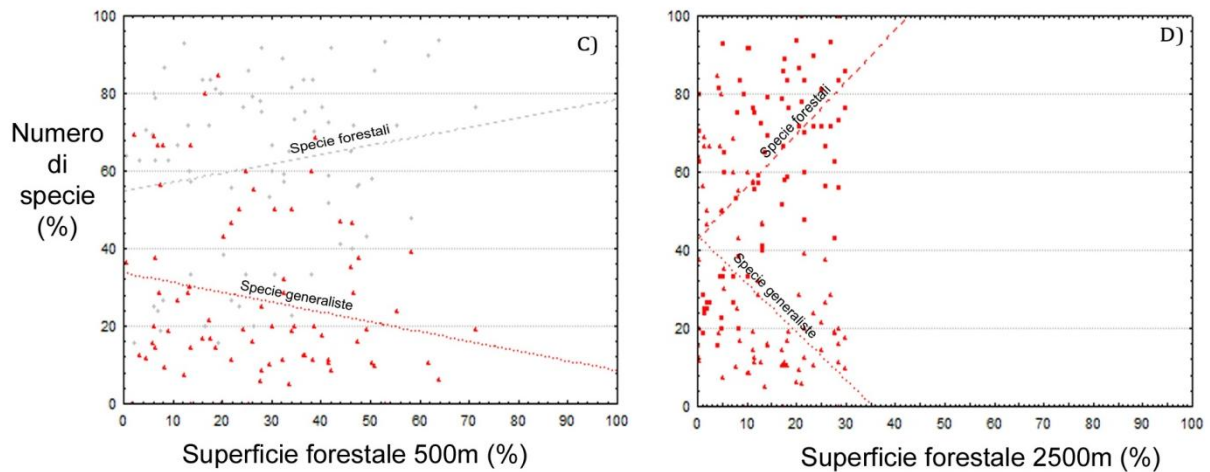
b= beta estimate; SE= standard Error; W= wald-stat.; p-Value=significante

Tabella 7: specie generaliste (var.dip.) in funzione delle variabili indipendenti.

AREA E FORMA DELLA PATCH FORESTALE



SUPERFICIE FORESTALE



DISTURBO

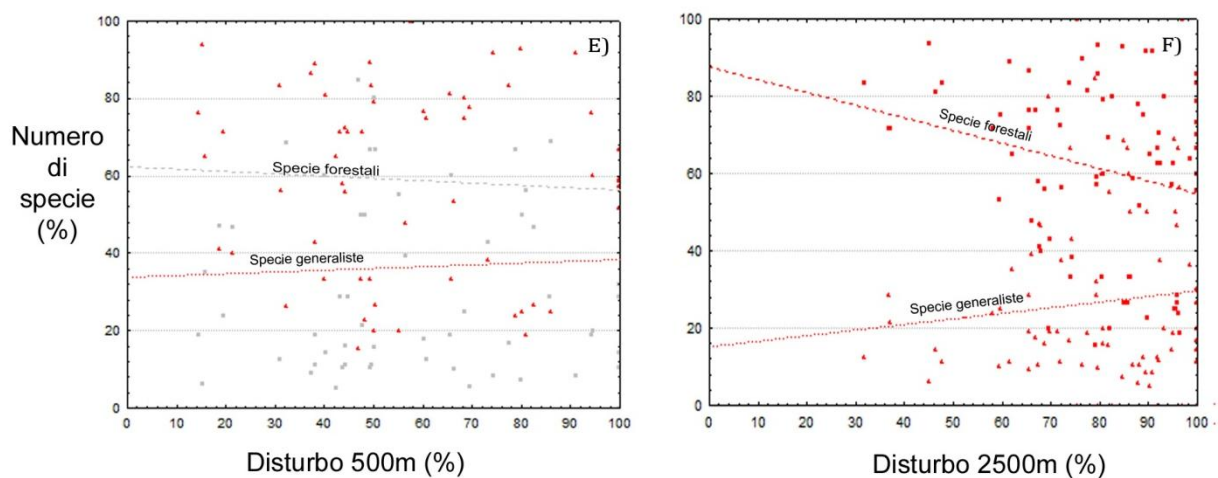


Figura 9: scatter-plot delle var. dip. specie forestali e generaliste in funzione delle variabili indipendenti. (A) Numero totale di specie (%) e area della patch; (B) Numero totale di specie (%) e forma della patch; (C) Numero totale di specie (%) e superficie forestale a 500 m; (D) Numero totale di specie (%) e superficie forestale a 2500 m; (E) Numero totale di specie (%) e disturbo a 500 m; (F) Numero totale di specie (%) e disturbo a 2500 m.

5.DISCUSSIONE

I risultati dello studio, coerentemente con precedenti lavori (Jelinski e Wu, 1996; Wu et al., 2000; Millington et al., 2003, Amici et al., 2015), dimostrano l'esistenza di una relazione significativa tra la ricchezza in specie di habitat forestali ed il disturbo antropico.

Il disturbo antropico può alterare la ricchezza di specie di una comunità attraverso una combinazione di fattori: i) rimozione diretta di individui; ii) alterazione diretta e indiretta delle condizioni ambientali come illuminazione, umidità, caratteristiche del suolo; iii) alterazione indiretta delle relazioni biotiche (ad es., erbivoria, impollinazione, competizione e/o facilitazione). L'influenza della matrice territoriale (patch context) sulla ricchezza in specie e qualità delle comunità vegetali è stata riconosciuta da molto tempo e rappresenta un elemento caratteristico degli studi sulla frammentazione e perdita di habitat naturali. Numerosi studi (Fahrig, 2003; Harrison & Bruna, 1999; Debinski & Holt, 2001) hanno infatti dimostrato che la ricchezza di specie nei frammenti residui di habitat dipende da: i) la superficie della patch; patch con superficie troppo piccola sono inadatte a supportare alcune categorie di specie; ii) l'effetto margine (*edge effect*), che altera l'area interna (core area) dell'habitat; iii) isolamento della patch che provoca limitazione della dispersione delle specie.

Lo studio effettuato attraverso un'analisi multiscalare ha dimostrato che all'aumentare dell'estensione spaziale si ha un aumento della percentuale di territorio sottoposta a disturbo antropico inteso come uso del suolo artificiale e agricolo e una corrispondente diminuzione della ricchezza specifica. Questo risultato è conseguenza della probabile inclusione all'interno del raggio di analisi di elementi del paesaggio che agiscono da barriera alla normale dispersione dei taxa (Amici et al., 2015). Questo è confermato dal fatto che all'aumentare della superficie forestale contenuta nella patch, il numero di specie per plot tende ad aumentare nuovamente. Le comunità forestali sono molto influenzate dall'eterogeneità spaziale, dalla presenza, o meno di habitat della stessa tipologia, dall'estensione e dalla loro disposizione nello spazio (Battisti e Romano, 2007). Tuttavia quando la matrice territoriale racchiude in se stessa ulteriori *patches* della

stessa tipologia di habitat e queste sono spazialmente compatte le comunità forestali tendono a mantenersi in equilibrio.

L'analisi dei gruppi ecologici di specie, identificati a seconda della nicchia che naturalmente tendono ad occupare all'interno delle comunità boschive, ha permesso di evidenziare pattern diversi. Le specie strettamente legate all'habitat forestale sono risultate più vulnerabili rispetto alle specie generaliste, che risultano essere favorite dal disturbo. Tuttavia, mentre le specie forestali rispondono, diminuendo, solo al disturbo misurato alla maggiore estensione, le specie generaliste risultano favorite sia dal disturbo alla scala locale che da quello misurato alla scala più ampia. I due gruppi di specie, sostanzialmente, hanno evidenziato modelli di variazione opposti per quanto riguarda due parametri spaziali importanti: superficie della patch e isolamento, misurato come percentuale di territorio coperta da superfici boscate della stessa categoria.

Le specie forestali sono significativamente legate all'estensione della patch e alla presenza di una consistente copertura forestale della stessa tipologia di habitat che assicura la presenza di un pool di specie congruente all'habitat e la possibilità di scambio tra le popolazioni di specie. Questo a ragione del fatto che le comunità forestali necessitano di superfici estese per una corretta conservazione e tutela delle specie presenti.

Al contrario, come già evidenziato da altri studi, le specie generaliste aumentano al diminuire della superficie della patch (effetto margine) e all'aumentare di habitat aperti (non forestali o artificiali) (Huston, 1999; Lindenmayer & Franklin, 2002; Buffa & Villani, 2012), che favoriscono la loro dispersione. Queste specie a seconda dell'intensità del disturbo al margine, e della conseguente modificazione dei parametri ambientali, penetrano nella comunità boschiva e possono entrare in competizione con le specie autoctone arrivando a determinarne l'estinzione locale.

6. CONCLUSIONI

Il disturbo, che nello studio è stato considerato in termini di aree gestite e modificate dall'uomo, si è rivelato quindi un predittore importante sia per la ricchezza totale in specie che per la ricchezza di specifici gruppi ecologici ad entrambe le scale spaziali considerate. In particolare, l'estensione più ampia considerata in questo studio (buffer 2500) consente di cogliere al meglio i pattern di variazione e risulta quindi più predittiva nella valutazione degli effetti del disturbo sulla ricchezza di specie.

Anche se raramente le strategie di conservazione si basano esclusivamente sulla ricchezza di specie, i risultati ottenuti in questo studio sottolineano che la valutazione del rischio basata solo sulla misura del disturbo antropico diretto, locale, porta a sottostimare gli effetti cumulativi degli impatti del disturbo sulla ricchezza di specie.

7.BIBLIOGRAFIA

- Amici A., Rocchini D., Filibeck G., Bacaro G., Santi E., Geri F., Landi S., Scoppola A., Chiarucci A., (2015). Landscape structure effects on forest plant diversity at local scale: Exploring the role of spatial extent. *Ecological Complexity* 21 (2015) 44–52.
- ARPAV, (2005). Carta dei Suoli del Veneto. Treviso.
- ARPAV,(2008). Le acque sotterranee della pianura veneta - I risultati del progetto SAMPAS. Padova: Grafiche Brenta Limena.
- Arrhenius O., (1921). Species and Area. *Journal of Ecology*, 9, 95-99.
- Bartha S., Merolli A., Campetella G., Canullo R., (2008). Changes of vascular plant diversity along a chronosequence of beech coppice stands, central Apennines, Italy. *Plant Biosystems* 142: 572–583.;
- Battisti C., and Romano B., (2007). Frammentazione e connettività: dall'analisi ecologica alla pianificazione ambientale. CittàStudi.
- Biondi E., Blasi C. (Eds.), (2009). Manuale Italiano di interpretazione degli habitat della direttiva 92/43 EEC. <http://vnr.unipg.it/habitat/index.jsp>.
- Blair A. C., and Wolfe L. M. (2004). The evolution of an invasive plant: an experimental study with *Silene latifolia*. *Ecology* 85.11: 3035-3042.
- Bosch W., (1978). A procedure for quantifying certain geomorphological features. *Geog. Analysis* 10: 241–247
- Brown J. H., Mehlman D. W., and Stevens G. C., (1995). Spatial variation in abundance. *Ecology* 76.7: 2028-2043.
- Buffa G. e Villani C., (2012). Are the ancient forests of the Eastern Po Plain large enough for a long term conservation of herbaceous nemoral species?, *Plant Biosystems* 146:4, 970-984
- Buffa G., Lasen C., (2010). Atlante dei siti Natura 2000 del Veneto. Venezia: Direzione Pianificazione Territoriale e Parchi-Regione Veneto.
- Cain M.D., (1938). The specie-area curve. *American Midland Naturalist*, 19, 573-581.
- (C.B.D.)Convention on Biological Diversity, (1992). United Nations Conference on Environment and Development, Rio de Janeiro, Brazil.

- Celesti-Grapow L., Pretto F., Carli E., Blasi C. (eds.), (2010). Flora vascolare alloctona e invasiva nelle regioni d'Italia. Università La Sapienza Ed, Roma.
- Chytrý, M., Otýpková, Z., 2003. Plot sizes used for phytosociological sampling of European vegetation. *J. Veg. Sci.* 14(4), 563–570.
- Colwell R. K., Mao C. X. & Chang J., (2004). Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. *Ecology*, 85(10), 2717-2727.
- Connell J.H.,(1978). Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. *Science, New Series*, Vol. 199, No. 4335, pp. 1302-1310.
- Davis J.C., (1986). *Statistics and data analysis in geology*. New York: John Wiley and Sons
- Debinski D.M., Holt R.D., (2001). A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conserv Biol* 14: 342–355.
- Dengler J., (2009). Which function describes the species–area relationship best? A review and empirical evaluation. *J. of Biogeography* 36: 728– 744.
- Elton C., (1958). *The Ecology of Invasions by Animals and Plants*. Methuen, London, UK.
- European Commission,(2007). Interpretation Manual of European Union Habitats. Tratto da http://ec.europa.eu/environment/nature/legislation/habitatsdirective/docs/2007_07_im.pdf.
- Fahrig L., (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 34: 487–515.
- Fischer J., & Lindenmayer D. B., (2007). Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography*, 16(3), 265-280.
- Forman, R.T.T. and Godron M., (1986). *Landscape Ecology*. John Wiley & Sons, New York.
- Gauss G.F, (1934). *The Struggle for Existence*. Dover. New York
- Gilbert P., (1989). *Human nature and suffering*. Lawrence Erlbaum Associates, Hove.

- Gleason H.A., (1922). On the relation between species and area. *Ecology*, 3, 158-162.
- Green P.J. & Silverman B.W., (1994). *Nonparametric Regression and Generalized Linear Models: A Roughness Penalty Approach*. Chapman & Hall, London.
- Grubb P.J., (1987). Global trends in species-richness in terrestrial vegetation: a view from the northern hemisphere. *Organization of Communities Past and Present. Symposia of the British Ecological Society 27*, Blackwell Scientific Publications, Oxford (1987), pp. 99–118.
- Hammer Ø., Harper D.A.T. & Ryan P.D. (2009). PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontological Electronica* 4: 1-9.
- Hanski I. and Gilpin M.E., (1997). *Metapopulation biology: ecology, genetics, and evolution*. Vol. 1. San Diego: Academic press.
- Harrison S. and Bruna E. (1999). Habitat fragmentation and large-scale conservation: what do we know for sure? *Ecography* 22: 225–232.;
- Heck J.R., K. L., van Belle G., & Simberloff, D., (1975). Explicit calculation of the rarefaction diversity measurement and the determination of sufficient sample size. *Ecology*, 1459-1461.
- Hubbell S.P., (2011). Species-area relationships always overestimate extinction rates from habitat loss. *Nature* 473: 368–371.)
- Hurlbert S. H., (1971). The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. *Ecology*, 52(4), 577-586.
- Huston M.A., (1999). Local processes and regional patterns: appropriate scales for understanding variation in the diversity of plants and animals. *Oikos* 86, 393–401.
- ISPRA, (2010). *La realizzazione in Italia del Progetto Corine Land Cover 2006*, 50Rome: Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale.
- IUCN, (2013). *Lista Rossa della flora italiana. Policy species e altre specie minacciate*. Società Botanica Italiana.
- Jelinski D. E., & Wu J., (1996). The modifiable areal unit problem and implications for landscape ecology. *Landscape ecology*, 11(3), 129-140.

- Jentsch A., Steinbauer M. J., Alt. M. Retzer V., Buhk C., & Beierkuhnlein C., (2012). A systematic approach to relate plant-species diversity to land use diversity across landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 107(3), 236-244.
- Kinzig A.P., Grove J.M.,(2001). Urban–suburban ecology. Pages. 733-746. in Levin SA, ed. *The Encyclopedia of Biodiversity*. San Diego: Academic Press.
- Kowarik I., (1995). On the role of alien species in urban flora and vegetation. *Plant invasions – general aspects and special problems* (ed. by P.Pyšek, K.Prach, M.Rejmánek & M.Wade), pp. 85–103. SPB. Academic Publishing, Amsterdam.
- Kühn I., & Klotz S., (2006). Urbanization and homogenization–comparing the floras of urban and rural areas in Germany. *Biological conservation*, 127(3), 292-300.
- Landsberg H. E., (1981). *The urban climate* Academic Press, New York.
- Levin, S. A. (1992). The problem of pattern and scale in ecology: the Robert H. MacArthur award lecture. *Ecology*, 73(6), 1943-1967.
- Lindenmayer D.B., Franklin J.F., (2002). *Conserving Forest Biodiversity. A Comprehensive Multi-Scaled Approach*. Island Press, Washington.
- Liu J., Daily G.C., Ehrlich P.R., Luck G.W., (2003). Effects of household dynamics on resource consumption and biodiversity. *Nature* 421, 530–533.
- MacArthur R. H., Wilson E.O., (1967). *The theory of island biogeography*. *Monographs in Population Biology* 1.
- MacArthur R.H., Edward O., (1963). An Equilibrium Theory of Insular Zoogeography. *Wilson Evolution* Vol. 17, No. 4, pp. 373-387
- Mack R.N. and Lonsdale W.M., (2001) Humans as Global Plant Dispersers: Getting More Than We Bargained For. *BioScience* 95, Vol. 51 No. 2.
- Malloch D. W., Pirozynski K. A., & Raven P. H., (1980). Ecological and evolutionary significance of mycorrhizal symbioses in vascular plants (a review). *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 77(4), 2113-2118.
- McCullagh P., Nelder J., (1989). *Generalized linear models*, 2nd ed. Chapman & Hall, New York.

- McIntosh R.P., (1985). The background of ecology. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- McKinney M.L., (2002a). Do human activities raise species richness? Contrasting patterns in United States plants and fishes. *Global Ecol. Biogeography* 11, 343–348.
- McKinney M.L., (2002b). Urbanization, biodiversity, and conservation. *Bioscience* 52, 883–890.
- McKinney M.L., (2004a). Do exotics homogenize or differentiate communities. Roles of sampling and exotic species richness. *Biol. Invasions* 6, 495–504.
- McKinney M.L., (2004b). Measuring floristic homogenization by non-native plants in North America. *Global Ecol. Biogeography*. 13, 47–53.
- McKinney M.L., (2006). Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation* this issue.
- Millington, A. C., Velez-Liendo X. M., & Bradley A. V., (2003). Scale dependence in multitemporal mapping of forest fragmentation in Bolivia: implications for explaining temporal trends in landscape ecology and applications to biodiversity conservation. *ISPRS Journal of photogrammetry and remote sensing*, 57(4), 289-299.
- Myers N., Mittermeier R.A., Mittermeier C.G., da Fonseca G.A., Kent J., (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853–858.
- Niemelä J., (1999). Ecology and urban planning. *Biodiversity and Conservation* 8: 119–131
- Odum E. P., (1988). *Basi di ecologia*, Piccin, Roma
- Oke T. R., (1982). The energetic basis of the urban heat island. *Quarterly Journal of Royal Meteorology Society*, 108 (1982), pp. 1–24.
- Pianka E.R., (1988). *Evolutionary Ecology*, 4th ed. Harper e Row. New York.
- Pignatti S., (1982). *Flora d'Italia* 3 Vol. Edagricole, Bologna.
- Pignatti S., (1995). *Ecologia Vegetale*. Torino: UTET.
- Pimm S.L., Raven P., (2000). Biodiversity: extinction by numbers. *Nature* 403: 843–845.
- Regione Veneto, (1990). *Carta Geologica del Veneto*, scala 1:250.000. Venezia.

- Rivas-Martínez S., (1996). Bioclimatic map of Europe. Serv. Cart. Università León.
- Rivas-Martínez S., (2004). Global Bioclimatics. Clasificación Bioclimática de la Tierra. Versione 27-08-04. (<http://www.globalbioclimatics.org/>).
- Rivas-Martínez S., Penas A., 1999 (1996). Biogeographic map of Europe. Itinera Geobotánica, 13.
- Rosenzweig M. L., (1995). Species diversity in space and time. Cambridge University Press.
- Schneider D. C., (2001). The Rise of the Concept of Scale in Ecology The concept of scale is evolving from verbal expression to quantitative expression. *BioScience*, 51(7), 545-553.
- Scheiner S.M., (2003). Six types of species-area curves. *Global Ecology & Biogeography Letters*, 12, 441-447.
- Shafer C.L., (1990). Nature Reserves. Island Theory and Conservation Practice. Smithsonian Institution Press, Washington and London, 189 pp.
- Shea K., & Chesson P. (2002). Community ecology theory as a framework for biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution*, 17(4), 170-176.
- Simberloff D., (1972). Properties of the rarefaction diversity measurement. *American Naturalist*, 414-418.
- Smith T. M., Smith R. L., (2007), Elementi di ecologia. Editore Pearson 728 p.
- Sornini L., (1984). Geologia e Geomorfologia di una porzione della pianura a sud-est di Verona. (Sezione Scienze della Terra ed., Vol. II).
- Soule M.E., Simberloff D., (1986). What do genetics and ecology tell us about the design of nature reserves? *Biol Conserv* 35: 19-40.)
- Steele J. H., (1991). Can ecological theory cross the land-sea boundary?. *Journal of Theoretical Biology*, 153(3), 425-436.
- Sukopp H. and Starfinger U., (1999). Disturbance in urban ecosystems. In: Walker, L.R. (ed.), and *Ecosystems of the World 16. Ecosystems of Disturbed Ground*. Elsevier Science, pp. 397-412.
- Sukopp H., Perner W., (1983). Urban environments and vegetation. In: Holzner, W., Werger, M.J.A., Ikusima, I. (Eds.), *Man's Impact on Vegetation*. Dr. W. Junk Publishers, The Hague, pp. 247-260.

- Thompson K., Jones A., (1999). Human population density and prediction of local plant extinction in Britain. *Conservation Biol.* 13, 185–189.
- Turner M. G., (1989). Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annual review of ecology and systematics*, 171-197.
- Westhoff V., Van Der Maarel E., (1973). The Blaun-Blanquet approach. In Whittaker R.H. (Ed.), *Ordination and Classification of Plant Communities. Handbook Veg. Sci.*
- Wiens J. A., (1989). Spatial scaling in ecology. *Functional ecology*, 385-397.
- Wilcox B.A., Murphy D.D., (1985). Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. *Am. Nat* 125: 879–887.
- Wilson E.O., (1961). The nature of the taxon cycle in the Melanesian ant fauna *Amer. Nat.*, 95 (1961), pp. 179–193.
- Wilson E.O., (1988). Community structure in the flora of islands in Lake Manapouri, New Zealand. *J. Ecol.* 76: 1030–1042.
- Wu J., Jelinski D.E., Matt Luck & Paul T. Tueller, (2000). Multiscale Analysis of Landscape Heterogeneity: Scale Variance and Pattern Metrics. *Geographic Information Sciences Vol. 6. No. 1.*
- Wu J., (2004). Effects of changing scale on landscape pattern analysis: scaling relations. *Landscape Ecology*, 19(2), 125-138.

8.SITOGRAFIA

- European Environment Agency:
<http://www.eea.europa.eu/publications/COR0-landcover>
- Manuale italiano di interpretazione degli habitat della Direttiva 92/43/CEE:
<http://vnr.unipg.it/habitat/index.jsp>.
- Regione Veneto:
<http://www.regione.veneto.it/web/ambiente-e-territorio/rete-natura-2000-download>
- Worldwide Bioclimatic Classification System:
http://www.globalbioclimatics.org/form/tb_map/index.htm

9.ALLEGATI

ALLEGATO 1a: Elenco floristico delle specie forestali

GRUPPO FUNZIONALE - SPECIE FORESTALI

SPECIE	STRUTTURA FISIOGNOMICA	SPECIE	STRUTTURA FISIOGNOMICA
<i>Acer campestre</i>	Arborea	<i>Juniperus communis</i>	Arbustiva
<i>Acer monspessulanum</i>	Arborea	<i>Laburnum anagyroides</i>	Arborea
<i>Acer pseudoplatanus</i>	Arborea	<i>Lamium orvala</i>	Erbacea
<i>Allium ursinum</i>	Erbacea	<i>Lathyrus vernus</i>	Erbacea
<i>Alnus glutinosa</i>	Arborea	<i>Ligustrum vulgare</i>	Arbustiva
<i>Alnus incana</i>	Arborea	<i>Lonicera caprifolium</i>	Arbustiva
<i>Anemone nemorosa</i>	Erbacea	<i>Lonicera xylosteum</i>	Arbustiva
<i>Anemone ranunculoides</i>	Erbacea	<i>Malus sylvestris</i>	Arbustiva
<i>Anemone trifolia</i>	Erbacea	<i>Melittis melissophyllum</i>	Erbacea
<i>Arum maculatum</i>	Erbacea	<i>Mercurialis perennis</i>	Erbacea
<i>Asparagus acutifolius</i>	Erbacea	<i>Mespilus germanica</i>	Arbustiva
<i>Asparagus tenuifolius</i>	Erbacea	<i>Mycelis muralis</i>	Erbacea
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	Erbacea	<i>Ostrya carpinifolia</i>	Arborea
<i>Cardamine bulbifera</i>	Erbacea	<i>Paliurus spina-christi</i>	Arborea
<i>Carex acutiformis</i>	Erbacea	<i>Paris quadrifolia</i>	Erbacea
<i>Carex elata</i>	Erbacea	<i>Phyllitis scolopendrium</i>	Erbacea
<i>Carex pilosa</i>	Erbacea	<i>Pistacia terebinthus</i>	Arbustiva
<i>Carex remota</i>	Erbacea	<i>Polygonatum multiflorum</i>	Erbacea
<i>Carex sylvatica</i>	Erbacea	<i>Populus alba</i>	Arborea
<i>Carpinus betulus</i>	Arborea	<i>Populus nigra</i>	Arborea
<i>Castanea sativa</i>	Arborea	<i>Primula vulgaris</i>	Erbacea
<i>Celtis australis</i>	Arborea	<i>Prunus avium</i>	Arborea
<i>Cercis siliquastrum</i>	Arborea	<i>Prunus mahaleb</i>	Arbustiva
<i>Clematis vitalba</i>	Erbacea	<i>Prunus spinosa</i>	Arbustiva
<i>Cornus mas</i>	Arbustiva	<i>Pulmonaria officinalis</i>	Erbacea
<i>Cornus sanguinea ssp. hungarica</i>	Arbustiva	<i>Quercus cerris</i>	Arborea
<i>Coronilla emerus</i>	Arbustiva	<i>Quercus petraea</i>	Arborea
<i>Corylus avellana</i>	Arbustiva	<i>Quercus pubescens</i>	Arborea
<i>Cotinus coggygria</i>	Arbustiva	<i>Quercus robur</i>	Arborea
<i>Crataegus monogyna</i>	Arbustiva	<i>Rhamnus catharticus</i>	Arbustiva
<i>Crataegus oxyacantha</i>	Arbustiva	<i>Rosa arvensis</i>	Arbustiva
<i>Cyclamen purpurascens</i>	Erbacea	<i>Rosa canina</i>	Arbustiva
<i>Dryopteris filix-mas</i>	Erbacea	<i>Ruscus aculeatus</i>	Arbustiva
<i>Epimedium alpinum</i>	Erbacea	<i>Salix alba</i>	Arborea
<i>Erythronium dens-canis</i>	Erbacea	<i>Salvia glutinosa</i>	Erbacea
<i>Euonymus europaeus</i>	Arbustiva	<i>Sambucus nigra</i>	Arbustiva
<i>Euphorbia amygdaloides</i>	Erbacea	<i>Solanum dulcamara</i>	Erbacea
<i>Euphorbia dulcis</i>	Erbacea	<i>Sorbus torminalis</i>	Arborea
<i>Frangula alnus</i>	Arbustiva	<i>Symphytum tuberosum</i>	Erbacea
<i>Fraxinus excelsior</i>	Arborea	<i>Tamus communis</i>	Erbacea
<i>Fraxinus ornus</i>	Arborea	<i>Tilia cordata</i>	Arborea
<i>Gagea lutea</i>	Erbacea	<i>Ulmus glabra</i>	Arborea
<i>Galanthus nivalis</i>	Erbacea	<i>Ulmus minor</i>	Arborea
<i>Galium aristatum</i>	Erbacea	<i>Viburnum lantana</i>	Arbustiva
<i>Galium elongatum</i>	Erbacea	<i>Viburnum opulus</i>	Arbustiva
<i>Helleborus viridis</i>	Erbacea	<i>Vinca minor</i>	Erbacea
<i>Hepatica nobilis</i>	Erbacea	<i>Viola alba</i>	Erbacea
<i>Humulus lupulus</i>	Erbacea	<i>Viola reichenbachiana</i>	Erbacea
<i>Isopyrum thalictroides</i>	Erbacea	<i>Viola riviniana</i>	Erbacea

ALLEGATO 1b: Elenco floristico delle specie generaliste

GRUPPO FUNZIONALE - SPECIE GENERALISTE

SPECIE	STRUTTURA FISIOGNOMICA	ALIENE	SPECIE	STRUTTURA FISIOGNOMICA	ALIENE
<i>Acer negundo</i>	Arborea	X	<i>Hordeum leporinum</i>	Erbacea	
<i>Agrimonia eupatoria</i>	Erbacea		<i>Hypericum perforatum</i>	Erbacea	
<i>Agropyron repens</i>	Erbacea		<i>Impatiens balfourii</i>	Erbacea	X
<i>Ailanthus altissima</i>	Arborea	X	<i>Impatiens glandulifera</i>	Erbacea	X
<i>Ajuga reptans</i>	Erbacea		<i>Impatiens parviflora</i>	Erbacea	X
<i>Alliaria petiolata</i>	Erbacea		<i>Iris pseudacorus</i>	Erbacea	
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	Erbacea	X	<i>Juglans regia</i>	Arborea	
<i>Amorpha fruticosa</i>	Arbustiva	X	<i>Laurus nobilis</i>	Arbustiva	
<i>Anacamptis pyramidalis</i>	Erbacea		<i>Lycopus europaeus</i>	Erbacea	
<i>Apios americana</i>	Arbustiva	X	<i>Lythrum salicaria</i>	Erbacea	
<i>Arabis hirsuta</i>	Erbacea		<i>Melampyrum nemorosum</i>	Erbacea	
<i>Aristolochia clematitis</i>	Erbacea		<i>Melampyrum pratense</i>	Erbacea	
<i>Artemisia verlotorum</i>	Erbacea		<i>Melica ciliata</i>	Erbacea	
<i>Aruncus dioicus</i>	Erbacea		<i>Morus nigra</i>	Arborea	X
<i>Avena barbata</i>	Erbacea		<i>Muscari botryoides</i>	Erbacea	
<i>Bidens frondosa</i>	Erbacea	X	<i>Oxalis fontana</i>	Erbacea	
<i>Bromus erectus</i>	Erbacea		<i>Parietaria officinalis</i>	Erbacea	
<i>Bromus inermis</i>	Erbacea		<i>Parthenocissus quinquefolia</i>	Arbustiva	X
<i>Buddleja davidii</i>	Arbustiva	X	<i>Peucedanum oreoselinum</i>	Erbacea	
<i>Calamagrostis varia</i>	Erbacea		<i>Phragmites australis</i>	Erbacea	
<i>Calamintha sylvatica</i>	Erbacea		<i>Phytolacca americana</i>	Erbacea	X
<i>Calystegia sepium</i>	Erbacea		<i>Platanus hybrida</i>	Arborea	X
<i>Campanula rapunculus</i>	Erbacea		<i>Poa palustris</i>	Erbacea	
<i>Campanula trachelium</i>	Erbacea		<i>Polygonum hydropiper</i>	Erbacea	
<i>Carex flacca</i>	Erbacea		<i>Polygonum lapathifolium</i>	Erbacea	
<i>Carex gracilis</i>	Erbacea		<i>Potentilla hirta</i>	Erbacea	
<i>Carex pendula</i>	Erbacea		<i>Potentilla reptans</i>	Erbacea	
<i>Centaurea species</i>	Erbacea		<i>Prunus domestica</i>	Arbustiva	X
<i>Cephalanthera damasonium</i>	Erbacea		<i>Prunus laurocerasus</i>	Arbustiva	X
<i>Chamaecytisus hirsutus</i>	Erbacea		<i>Pteridium aquilinum</i>	Erbacea	
<i>Chelidonium majus</i>	Erbacea		<i>Ranunculus bulbosus</i>	Erbacea	
<i>Chenopodium album</i>	Erbacea		<i>Ranunculus ficaria</i>	Erbacea	
<i>Circaea lutetiana</i>	Erbacea		<i>Robinia pseudoacacia</i>	Arborea	X
<i>Cirsium oleraceum</i>	Erbacea		<i>Rubus caesius</i>	Arbustiva	
<i>Colchicum autumnale</i>	Erbacea		<i>Rubus ulmifolius</i>	Arbustiva	
<i>Corydalis cava</i>	Erbacea		<i>Salvia pratensis</i>	Erbacea	
<i>Cruciata glabra</i>	Erbacea		<i>Saponaria officinalis</i>	Erbacea	
<i>Dactylis glomerata</i>	Erbacea		<i>Serratula tinctoria</i>	Erbacea	
<i>Deschampsia caespitosa</i>	Erbacea		<i>Sicyos angulatus</i>	Erbacea	X
<i>Duchesnea indica</i>	Erbacea	X	<i>Silene alba</i>	Erbacea	
<i>Epilobium hirsutum</i>	Erbacea		<i>Silene vulgaris</i>	Erbacea	
<i>Equisetum arvense</i>	Erbacea		<i>Stachys palustris</i>	Erbacea	
<i>Equisetum ramosissimum</i>	Erbacea		<i>Stachys species</i>	Erbacea	
<i>Equisetum telmateja</i>	Erbacea		<i>Stellaria media</i>	Erbacea	
<i>Erigeron annuus</i>	Erbacea	X	<i>Symphytum officinale</i>	Erbacea	
<i>Eruca sativa</i>	Erbacea		<i>Taraxacum laevigatum</i>	Erbacea	
<i>Festuca rubra</i>	Erbacea		<i>Teucrium chamaedrys</i>	Erbacea	
<i>Filipendula vulgaris</i>	Erbacea		<i>Thymus species</i>	Erbacea	
<i>Fragaria vesca</i>	Erbacea		<i>Torilis arvensis</i>	Erbacea	
<i>Galium aparine</i>	Erbacea		<i>Typha latifolia</i>	Erbacea	
<i>Galium lucidum</i>	Erbacea		<i>Typhoides arundinacea</i>	Erbacea	
<i>Galium mollugo</i>	Erbacea		<i>Urtica dioica</i>	Erbacea	
<i>Geranium molle</i>	Erbacea		<i>Valeriana dioica</i>	Erbacea	
<i>Geranium robertianum</i>	Erbacea		<i>Veronica hederifolia</i>	Erbacea	
<i>Geranium sanguineum</i>	Erbacea		<i>Vincetoxicum hirundinaria</i>	Erbacea	
<i>Glechoma hederacea</i>	Erbacea		<i>Viola hirta</i>	Erbacea	
<i>Helleborus niger</i>	Erbacea		<i>Viola odorata</i>	Erbacea	
<i>Helleborus odorus</i>	Erbacea		<i>Vitis riparia</i>	Erbacea	X
<i>Hieracium pilosella</i>	Erbacea		<i>Xanthium italicum ssp orientale</i>	Erbacea	X
<i>Hieracium sylvaticum</i>	Erbacea				

ALLEGATO 2: Legenda Corine Land Cover 2006

Legenda CORINE Land Cover 2006

con dettaglio al 4° livello per la classe 3
e al 5° livello per la classe 3.1.3

Classe	Nominativo
1	SUPERFICI ARTIFICIALI
11	Zone urbanizzate di tipo residenziale
111	Zone residenziali a tessuto continuo
112	Zone residenziali a tessuto discontinuo e rado
12	Zone industriali, commerciali ed infrastrutturali
121	Aree industriali, commerciali e dei servizi pubblici e privati
122	Reti stradali, ferroviarie e infrastrutture tecniche
123	Aree portuali
124	Aeroporti
13	Zone estrattive, cantieri, discariche e terreni artefatti e abbandonati
131	Aree estrattive
132	Discariche
133	Cantieri
14	Zone verdi artificiali non agricole
141	Aree verdi urbane
142	Aree ricreative e sportive
2	SUPERFICI AGRICOLE UTILIZZATE
21	Seminativi
211	Seminativi in aree non irrigue
2111	Colture intensive
2112	Colture estensive
212	Seminativi in aree irrigue
213	Risaie
22	Colture permanenti
221	Vigneti
222	Frutteti e frutti minori
223	Oliveti
23	Prati stabili (foraggiere permanenti)
231	Prati stabili (foraggiere permanenti)
24	Zone agricole eterogenee
241	Colture temporanee associate a colture permanenti
242	Sistemi colturali e particellari complessi
243	Aree prevalentemente occupate da colture agrarie con presenza di spazi naturali
244	Aree agroforestali
3	TERRITORI BOSCATI E AMBIENTI SEMI-NATURALI
31	Zone boscate
311	Boschi di latifoglie
3111	Boschi a prevalenza di leccio e/o sughera
3112	Boschi a prevalenza di querce caducifoglie (cerro e/o roverella e/o farnetto e/o
3113	Boschi misti a prevalenza di latifoglie mesofile e mesotermofile (acero-frassino,
3114	Boschi a prevalenza di castagno
3115	Boschi a prevalenza di faggio
3116	Boschi a prevalenza di specie igrofile (boschi a prevalenza di salici e/o pioppi e/o
3117	Boschi e piantagioni a prevalenza di latifoglie non native (robinia, eucalipti, ailanto,)
312	Boschi di conifere
3121	Boschi a prevalenza di pini mediterranei (pino domestico, pino marittimo) e
3122	Boschi a prevalenza di pini montani e oromediterranei (pino nero e laricio, pino
3123	Boschi a prevalenza di abete bianco e/o abete rosso

- 3124 Boschi a prevalenza di larice e/o pino cembro
- 3125 Boschi e piantagioni a prevalenza di conifere non native (douglasia, pino insigne, pino
- 313 Boschi misti di conifere e latifoglie
- 3131 Boschi misti a prevalenza di latifoglie
- 31311 Boschi misti di conifere e latifoglie a prevalenza di leccio e/o sughera
- 31312 Boschi misti di conifere e latifoglie a prevalenza di querce caducifoglie
- 31313 Boschi misti di conifere e latifoglie a prevalenza di latifoglie mesofile e mesotermofile
- 31314 Boschi misti di conifere e latifoglie a prevalenza di castagno
- 31315 Boschi misti di conifere e latifoglie a prevalenza di faggio
- 31316 Boschi misti di conifere e latifoglie a prevalenza di specie igrofile
- 3132 Boschi misti a prevalenza di conifere
- 31321 Boschi misti di conifere e latifoglie a prevalenza di pini mediterranei
- 31322 Boschi misti di conifere e latifoglie a prevalenza di pini montani e oromediterranei
- 31323 Boschi misti di conifere e latifoglie a prevalenza di abete bianco e/o abete rosso
- 31324 Boschi misti di conifere e latifoglie a prevalenza di larice e/o pino cembro
- 31325 Boschi misti di conifere e latifoglie a prevalenza di conifere non native
- 32 Zone caratterizzate da vegetazione arbustiva e/o erbacea
- 321 Aree a pascolo naturale e praterie
- 3211 Praterie continue
- 3212 Praterie discontinue
- 322 Brughiere e cespuglieti
- 323 Aree a vegetazione sclerofilla
- 3231 Macchia alta
- 3232 Macchia bassa e garighe
- 324 Aree a vegetazione boschiva ed arbustiva in evoluzione
- 33 Zone aperte con vegetazione rada o assente
- 331 Spiagge, dune e sabbie
- 332 Rocce nude, falesie, rupi, affioramenti
- 333 Aree con vegetazione rada
- 334 Aree percorse da incendi
- 335 Ghiacciai e nevi perenni
- 4 ZONE UMIDE**
- 41 Zone umide interne
- 411 Paludi interne
- 412 Torbiere
- 42 Zone umide marittime
- 421 Paludi salmastre
- 422 Saline
- 423 Zone intertidali
- 5 CORPI IDRICI**
- 51 Acque continentali
- 511 Corsi d'acqua, canali e idrovie
- 512 Bacini d'acqua
- 52 Acque marittime
- 521 Lagune
- 522 Estuari
- 523 Mari e oceani

