



UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI PADOVA
Dipartimento Territorio e Sistemi Agro-Forestali

Corso di laurea magistrale in
Scienze Forestali e Ambientali

Analisi comparativa delle comunità vegetali di alcuni
boschi urbani di Padova: robinieti a confronto con altre
formazioni

Comparative analysis of the plant communities of some
urban woodlands of Padova: black locust woodlands
compared with other woodland types

Relatore

Prof. *Tommaso Sitzia*

Correlatore

Dott. *Simone Iacopino*

Laureanda

Ilaria Sturaro

Matricola

n.1147488

ANNO ACCADEMICO 2018-2019

Indice

Riassunto	6
Abstract	7
1.Introduzione	8
1.1 Le specie aliene:	8
1.1.1 La flora esotica in Italia	9
1.1.2 La flora esotica forestale	9
1.2 La robinia	11
1.2.1 Caratteristiche botaniche	11
1.2.2 Distribuzione ed aspetti storici	13
1.2.3 Habitat ed ecologia.....	14
1.2.4 Pratiche gestionali	17
1.3 Impatti positivi e negativi sulla biodiversità	18
1.4 La robinia in ambiente urbano	20
1.4.1 L'urbanizzazione e i boschi urbani	21
1.4.2 Il ruolo dei boschi urbani.....	24
2.Obiettivi dello studio	27
3.Materiali e metodi	29
3.1 Area di studio	29
3.2 Metodo di campionamento	30
3.3 Raccolta dei dati	32
3.4 Analisi dei dati	36
3.4.1 Analisi statistica	38
4.Risultati	43
4.1 Parametri dendrometrici:	43
4.2 Necromassa legnosa.....	44
4.3 Aspetti vegetazionali.....	45
4.3.1 Ricchezza di specie:	45
4.2.2 Curva di accumulazione di specie	45
4.2.3 Composizione specifica	46
4.3 Dissimilarità di <i>B-diversity</i> a coppie:.....	47
4.4 "Zeta diversity decay":.....	48
5.Discussione	49
5.1 Caratteristiche strutturali del popolamento	49

5.2 Caratteristiche del legno morto	50
5.3 Caratteristiche della vegetazione	50
6. Conclusioni	53
7. Bibliografia	57
8. Sitografia	59
Ringraziamenti.....	61

Elenco delle tabelle

Tabella 1 Strati vegetazionali.	33
Tabella 2 Indici di Braun- Branquet.....	33
Tabella 3 Classi di degradazione del legno morto a terra.....	35
Tabella 4 Classi di degradazione del legno morto in piedi.....	35
Tabella 5 Classi di degradazione delle ceppaie.....	35
Tabella 6 Indici di copertura di Braun-Blanquet e relativa trasformazione percentuale secondo il metodo di Tüxen-Elleberg.	40

Elenco delle figure

Figura 1 Fiori di robinia (foto dal web).	12
Figura 2 Esempio di suolo di un'altra area di saggio (foto di Simone Iacopino).	14
Figura 3 Esempio di robinieto in una delle aree di saggio analizzate (foto di Ilaria Sturaro).	17
Figura 4 Uno dei potenziali siti di insediamento della robinia. (foto di Simone Iacopino).	20
Figura 5 Esempio di bosco urbano (foto di Simone Iacopino).	22
Figura 6 Inquadramento geografico delle coppie di campionamento.	29
Figura 7 Mappa delle temperature medie (isoterme) e delle precipitazioni (isoiete). Periodo 1985-2009 con inquadramento della posizione indicativa delle coppie di campionamento.	30
Figura 8 Esempio di area di saggio (Foto di Simone Iacopino).	30
Figura 9 schema di campionamento delle coppie selezionate.....	31
Figura 10 Immagine satellitare della posizione spaziale delle coppie di campionamento.	32
Figura 11 Alcune carote analizzate negli appositi supporti (foto di Ilaria Sturaro). ...	36
Figura 12 Dendrocronografo per determinare l'età delle carote (foto di Ilaria Sturaro).	37
Figura 13 Istogramma di confronto tra nativo e robinieto relativo al volume (a sinistra). Variazione di volume relativa al confronto tra nativo e robinieto (a destra).	43
Figura 14 Istogramma di confronto tra nativo e robinieto relativo all'area basimetrica (a sinistra). Variazione dell'area basimetrica relativa al confronto tra nativo e robinieto (a destra).....	43
Figura 15 Istogramma di confronto tra nativo e robinieto relativo all'età media (a sinistra). Variazione dell'età media relativa al confronto tra nativo e robinieto (a destra).....	44

Figura 16 Istogramma di confronto tra nativo e robinieto relativo alla necromassa legnosa (a sinistra). Variazione della necromassa legnosa relativa al confronto tra nativo e robinieto (a destra).....	44
Figura 17 Variazione di ricchezza di specie relativa al confronto tra nativo e robinieto.	45
Figura 18 Curva di accumulazione di specie.....	45
Figura 19 NMDS relativo al sottobosco. In rosso: robinieti e in nero: nativi.....	46
Figura 20 Box plot di “Beta pairwise dissimilarity” tra nativo e nativo; tra robinieto e robinieto e tra nativo e robinieto.	47
Figura 21 Zeta Diversity Decay: confronto tra formazioni native e robinieti.	48

Riassunto

In questo studio è stata effettuata un'analisi comparativa tra le formazioni spontanee urbane dominate dalla specie forestale esotica invasiva robinia (*Robinia pseudoacacia* L.) con formazioni spontanee urbane dominate da specie locali nella città di Padova. Per fare questo confronto è stato utilizzato un metodo di campionamento a coppie tra le due formazioni analizzate. Sono state selezionate 10 coppie invasi e non da robinia all'interno delle quali sono stati effettuati rilievi floristici e rilevati i principali parametri strutturali come: volume totale degli individui arborei, area basimetrica, età del popolamento e il volume di legno morto. Sono state poi confrontate la composizione di specie vascolari del sottobosco e, per mezzo dell'innovativo indice di diversità zeta, le variazioni di composizione tra i due tipi di formazioni urbane.

Da questa ricerca non sono emerse sostanziali differenze né a livello strutturale né a livello di composizione del sottobosco. Tuttavia, nel contesto urbano di Padova i robinieti mostrano una composizione di specie del sottobosco più dinamica rispetto a quella dei nativi. Questo potrebbe indicare una maggior risposta della flora dei robinieti a disturbi antropici localizzati tipici di una matrice paesaggistica urbana.

Abstract

In this study, within the urban landscape of Padova (north-eastern Italy), a comparative analysis was carried out between urban spontaneous woods dominated by the invasive alien black locust tree (*Robinia pseudoacacia* L.) and urban spontaneous woods dominated by local tree species. To meet this task, a paired sampling method between the two type of woods was applied. Ten pairs of invaded and not invaded by black locust were selected. In each plot, floristic surveys were carried out and the main forest structure parameters were measured, such as: total volume of trees, basal area, stand age and total amount of deadwood. Understory plant composition and, applying the innovative zeta diversity index, the variations in composition between the two types of urban woods were compared.

From this research no substantial differences emerged either at the structural level or at the level of plant composition. However, in the urban context of Padua, black locust stands show a more dynamic composition of understory species than the native ones. This aspect may indicate a higher response of the black locust understory plants to localised anthropogenic disturbances typical of the urban landscape matrix.

1.Introduzione

1.1 Le specie aliene:

Le specie aliene si sono diffuse soprattutto negli ultimi decenni. La diffusione di queste specie comprende l'intero globo, sia terrestre sia acquatico. Il fenomeno segue una crescita progressiva e coinvolge molti gruppi di organismi viventi e diversi habitat ecologici (Barbagallo & Colombo, 2011).

Considerando la definizione di specie aliena, esotica o non-nativa, si può affermare che essa comprende tutti gli organismi vegetali e animali che l'uomo ha introdotto in modo intenzionale o accidentale, in un'area diversa da quella originaria (Ebone, Brenta, Canavesio, Terzuolo, & Pignochino, 2014).

L'introduzione di queste specie esotiche, si può attribuire perlopiù all'influenza antropica, ovvero a fenomeni legati alle attività commerciali, trasporto di materiali vivi (Barbagallo & Colombo, 2011).

La biodiversità del pianeta si è evoluta per miliardi di anni, soprattutto grazie alle barriere fisiche, come ad esempio si possono citare: i mari, gli oceani, le catene montuose, i deserti e anche i grandi fiumi. Le barriere fisiche hanno contribuito in gran parte alla tipicità di particolari regioni o località in cui si sono evolute le comunità vegetali e animali. Eppure, a seguito dell'intervento antropico, queste barriere fisiche sono cadute, anche se avevano circoscritto lo sviluppo di flora e fauna in determinate regioni. Le varie specie, perciò stanno avanzando accidentalmente o intenzionalmente, in habitat completamente diversi o lontani da quelli naturali. Le specie aliene, spesso non si adeguano facilmente all'ambiente nuovo e si estinguono poco dopo; altre specie invece sopravvivono, si riproducono e si insediano. In alcuni casi, queste nuove specie si adeguano molto bene all'ambiente e non rappresentano solo una curiosità dal punto di vista biologico ma una vera e propria minaccia; causando così, gravi danni agli ecosistemi, alle attività zootecniche, alterando l'ecologia locale con effetti sulla salute umana e notevoli conseguenze dal punto di vista economico.

Dal punto di vista europeo, il fenomeno invasivo delle specie aliene comporta una grave minaccia, in quanto l'Unione Europa ha avviato molte attività di ricerca e di monitoraggio

per questo aspetto. Anche l'Italia è molto interessata a questo fenomeno, in quanto è uno degli stati europei maggiormente colpita soprattutto per le condizioni climatiche favorevoli.

Per quanto riguarda l'impatto delle specie aliene degli ecosistemi, esse costituiscono una minaccia per la biodiversità. Ci sono alcuni impatti sull'ecologia locale che comprendono: competizione con organismi autoctoni per cibo e habitat, cambiamenti strutturali degli ecosistemi, ibridazione con specie autoctone e, le specie invasive che possono costituire un ricettacolo di parassiti o veicolo di patogeni (ISPRA, 2009).

1.1.1 La flora esotica in Italia

Le invasioni delle specie vegetali in Italia non erano molto critiche fino a pochi decenni fa, in quanto svariati fattori non hanno contribuito allo sviluppo di alcune specie più aggressive che contribuiscono a vasti popolamenti monospecifici, provocandone gravi problemi in altre zone geografiche. Le cause che non hanno contribuito alle invasioni di queste specie nel territorio italiano sono: la grande eterogeneità ambientale, la complessa orografia del territorio con la presenza di ampie aree a quote alte sulle Alpi e sugli Appennini e la persistenza di forme di agricoltura e pascoli tradizionali.

Negli ultimi decenni, tuttavia in contemporanea allo sviluppo dell'agricoltura intensiva, dell'industrializzazione e dell'urbanizzazione, soprattutto nella Pianura Padana e all'aumento dei viaggi e degli scambi culturali, si è verificato un incremento dell'invasione di queste specie aliene che può provocare danni all'ambiente, alle coltivazioni e alla salute umana.

Si può affermare che questo evento si è accresciuto in questi ultimi anni, soprattutto a partire dagli anni '50, successivamente all'aumento del tasso di immissione di nuove specie, ai cambiamenti di uso del suolo e ad altri cambiamenti globali (Celesti-grapow, Peretto, Brundu, Carli, & Blasi, 2009).

1.1.2 La flora esotica forestale

La diffusione delle specie invasive negli ecosistemi forestali può causare un forte degrado, modificandone la composizione specifica e alterandone la struttura; portando

conseguenze sulla produzione, sulla protezione dei versanti, sulla conservazione della biodiversità e del paesaggio.

Tuttavia, una specie vegetale è considerata invasiva se supera alcune barriere ambientali collegate alle caratteristiche dell'area di nuova introduzione. Questo può avvenire, ad esempio mostrando una certa adattabilità al clima, una capacità riproduttiva e di diffusione. Le specie esotiche inoltre si possono espandere in modo indefinito in contrapposizione con le specie native; ciò è favorito anche dall'assenza di competizione naturale. Se ciò accade, si considera una specie esotica "naturalizzata" o "spontaneizzata", cioè in grado non solo di resistere al nuovo areale ma anche potersi diffondere tramite la riproduzione.

Le specie esotiche hanno molte caratteristiche ritenute importanti, tra cui si possono sottolineare: il rapido accrescimento, l'elevata produzione di semi e di polloni, la dispersione del seme a grande distanza e la produzione di sostanze chimiche allelopatiche, trasferite nel suolo tramite gli organi vegetali (foglie, radici, ecc.) e in grado di rallentare lo sviluppo di altre specie. Le due strategie riproduttive più efficienti per l'invasione degli habitat forestali sono:

1. La capacità di semi, plantule, o che di organismi più sviluppati, di restare in uno stato di attesa o "quiescenza" per diversi anni, fino al momento in cui non si verificano le condizioni favorevoli per il loro sviluppo. Le piante, così crescono con rapidità sostituendo il soprassuolo originario; si verificano per cause naturali o antropiche, ad esempio da eventi meteorici o tagli boschivi.
2. L'abbondante emissione di polloni tramite ceppaia o radicali, in grado di colonizzare nuove superfici, è ancora più noto a seguito del taglio della pianta madre o schianti per cause naturali.

Citando le specie forestali esotiche di maggiore interesse, si trova la robinia (*Robinia pseudoacacia L.*). Questa specie ha una capacità di modificare gli ambienti naturali, ma avendo le caratteristiche di una specie pioniera non stabile; si può contenere il suo sviluppo tramite le pratiche selvicolturali (Ebone et al., 2014).

1.2 La robinia

1.2.1 Caratteristiche botaniche

La robinia (*Robinia pseudoacacia* L.) è un albero deciduo, nativo del Nord America ed una delle latifoglie invasive più importanti e diffusa in Europa. È una specie molto coltivata nel continente europeo e ora si è praticamente naturalizzata.

La robinia, detta anche “*Falsa acacia*” o “*Black locust*”, appartiene alla famiglia delle *Fabaceae* (Tribù: *Robinieae*), è una specie con una crescita veloce e una forte capacità pollonifera. Raggiunge un’altezza media di 20 m se si trova isolata e se è in un popolamento raggiunge anche i 30 m di altezza, in alcuni casi può raggiungere anche un’altezza di 35 m; questa specie ha una durata di vita di 60-100 anni (Cierjacks et al., 2013; Sitzia, Cierjacks, De Rigo, & Caudullo, 2016).

Il fusto è di solito suddiviso con ramificazione irregolare; la chioma è ampia, leggera, arrotondata, può raggiungere 60 cm di diametro; ma in bosco non raggiunge facilmente i 40-50 cm di diametro con un popolamento più slanciato e chioma più rada (Ferraris et al., 2000).

La corteccia è di colore grigio-marrone scuro, che tende a fessurarsi longitudinalmente con gli anni. I rami sono di colore grigiastri-marroni, quest’ultimi, insieme ai rami più giovani hanno delle spine (lunghe circa 2 cm) per proteggersi anche dal pascolamento (Ceresatto, 2018; Cierjacks et al., 2013).

Le foglie sono composite, imparipennate, lunghe 10- 30 cm, di solito con una coppia di spine alla base che persiste nelle giovani gemme. Le foglioline sono comunemente in coppie di 2-12 foglie, di solito opposte con una in più all’estremità del rachide. Le foglie sono di forma ellittica o ovali lunghe circa 2-5x1.52.5 cm. Le giovani foglioline sono pelose e glabre a maturità (Cierjacks et al., 2013; Sitzia, Cierjacks, et al., 2016).

La robinia è una specie monoica, i fiori sono ermafroditi, profumati, di colore bianco-crema con delle macchie all'interno di colore giallo, sono in peduncoli, disposti in racemi ascellari di 10-20 cm. Il frutto è il legume, lungo 5-10 cm di colore marrone scuro, i semi appiattiti e coriacei contenuti all'interno del legume, hanno dispersione barocora o anemocora. I semi, inoltre mantengono la capacità germinativa per circa 3 anni (Ceresatto, 2018; Sitzia,



Figura 1 Fiori di robinia (foto dal web).

Cierjacks, et al., 2016). La produzione di semi comincia all'incirca dopo i 6 anni e i frutti vengono prodotti annualmente o ogni 2 anni. Un singolo albero di robinia può produrre da 6 a 12 kg di seme all'anno. (Cierjacks et al., 2013).

L'apparato radicale della robinia è all'inizio fittonante; poi le radici lunghe si

sviluppano in profondità e si estendono in tutte le direzioni. La robinia ha una forte capacità pollonifera che porta ad una rapida propagazione della specie. Nelle radici hanno dimora, all'interno di caratteristici noduli, delle colonie di batteri simbiotici del genere "*Rizhobium*", in grado di fissare l'azoto (Ferraris et al., 2000).

La robinia si riproduce sia per via asessuale sia per via sessuale. Per mezzo della riproduzione asessuale, che è la principale modalità di riproduzione, si sviluppa con radici orizzontali e allungate. Invece per via sessuale, è considerata un'importante strategia per raggiungere nuovi habitat (Cierjacks et al., 2013).

Il legno della robinia è durevole, resistente al marciume ed attacchi di insetti, inoltre può essere usato per vari scopi, tra cui: legna da ardere, polpa da carta, recinzioni, costruzioni e mobili, traversine ferroviarie (Sitzia, Cierjacks, et al., 2016). Il legname di questa specie è di colore giallo-verde con una distinzione tra il legno giovane e il legno maturo (Sitzia, Cierjacks, et al., 2016).

La composizione chimica del legno di robinia contiene in media: 50.1 % di cellulose e 20.6 % di lignina. Gli anelli hanno porosità anulare in contrasto con il legno nero maturo (Cierjacks et al., 2013).

Si possono citare altri usi della robinia: avendo una rapida crescita può essere utilizzata anche per la produzione di biomassa e produzione di miele profumato (Sitzia, Cierjacks, et al., 2016). Il miele è chiaro, di colore giallo-verdastro, al gusto risulta fruttato e fragrante. La sua capacità di produrre miele varia con l'età dell'albero. Si può considerare la massima produzione di miele in Ungheria con un'età di 15 anni con 418 kg/ha/anno; in Polonia invece con 100 kg/ha/anno (Vítková, Müllerová, Sádlo, Pergl, & Pyšek, 2017).

1.2.2 Distribuzione ed aspetti storici

La robinia è uno degli alberi più coltivati nel mondo ma anche molto invasivo. Appartiene alle 40 specie più invasive delle Angiosperme e a livello globale si è naturalizzata in 154 regioni (Vítková et al., 2017).

Fu Jean Robin, erborista nell'epoca di Enrico IV di Francia, ad introdurre per la prima volta l'albero di robinia in Europa. Il gene della robinia appartiene alle *Robinieae*, membro delle leguminose, subfamiglia delle *Palionaceae* (DeGomez & Wagner, 2001).

In origine, è stata introdotta nei giardini e come albero ornamentale, questo è stato ampiamente piantato e ora la sua presenza è consolidata nella parte Sud dell'Inghilterra e nel continente europeo, diventando uno degli alberi ampiamente distribuito e non nativo, presente in Europa (Cierjacks et al., 2013).

Nel suo areale d'origine, ovvero negli Stati Uniti d'America, questa specie si trova in due distinti ed estesi areali nel Sudest del Paese, tra il 35° e il 43° parallelo, separati dalla vasta pianura del Mississippi (Ferraris et al., 2000).

In Europa, la robinia è estremamente naturalizzata al Centro, al Sud, ad Est e a Sudest Europa; da 800 m. s. l. m. nei Carpazi e a 1200-1300 m. s. l. m. nelle Alpi meridionali e in Svizzera (Cierjacks et al., 2013).

Inoltre, la robinia si estende per un'area estesa di 11205 ha nella Regione Veneto (Sitzia, Campagnaro, Dainese, & Cierjacks, 2012).

A seguito di tutte le varie coltivazioni e le invasioni della specie, la robinia è diventata parte del paesaggio dell'Europa centrale; includendo: natura, coltura, patrimonio storico e culturale. In vari continenti è un albero economicamente importante usato per vari scopi: la produzione di legno, di biomassa, di miele, di legna da ardere e per il controllo dell'erosione, ecc (Vítková et al., 2017).

1.2.3 Habitat ed ecologia

La *Robinia pseudoacacia* L. è una specie pioniera eliofila, in grado colonizzare un ampio spettro di substrati, con una rapida capacità di crescita (Ferretti, Alberti, Badalamenti, & Campagnaro, 2019; Sitzia et al., 2012).



Figura 2 Esempio di suolo di un'altra area di saggio (foto di Simone Iacopino).

Questa specie all'interno del suo range nativo predilige siti con un clima umido, con precipitazioni annuali tra 1020-1830 mm legate a temperature medie in gennaio (-4-7° C) e in agosto sui 18-27°. In Europa, la robinia si distribuisce nel suo optimum submediterraneo con un clima continentale caldo caratterizzato da picchi di calore nel suo maggiore periodo di crescita. Essa cresce ed è molto abbondante a livelli moderati di pendenza (<25%). Anche se può colonizzare anche ripidi pendii e siti rocciosi, dove si presenta perlopiù come specie arbustiva.

Come già accennato, la robinia si insedia in un ampio range di suoli che va da suoli acidi-basici a ricchi, ricchi di nutrienti e da umidi ad asciutti; tende però ad evitare suoli bagnati o compatti perché ha come requisito il suolo aerato. Nel suo range nativo il suolo ha un pH che varia da 4.6 a 8.2 (Cierjacks et al., 2013).

È una specie forestale importante, poiché in grado di fissare una certa quantità di azoto, caratteristica rara per le specie forestali. La fissazione dell'azoto non dà solo benefici alla pianta stessa ma anche alle altre specie del popolamento. Si può quindi affermare, che la robinia contribuisce largamente alla quantità di azoto negli ecosistemi forestali. L'annuale fissazione di azoto oscilla da 30 kg/ha per 4 anni nelle vecchie foreste di castagno e querce (foreste con legname resistente) a 108-274 kg/ha per 5-18 anni, con presenza di molti semi. Le caratteristiche della robinia come azotofissatrice, hanno ridotto l'erosione del suolo attraverso una rapida colonizzazione del sito (DeGomez & Wagner, 2001).

La robinia è un albero di grande interesse, all'inizio dell'industrializzazione ci fu un aumento della domanda di produzione di legno, successivamente un bisogno di controllare i processi erosivi a seguito della degradazione della foresta; in Ungheria utilizzata anche per stabilizzare i terreni sabbiosi e mitigare gli estremi climatici, all'inizio del IX secolo (Vítková et al., 2017).

È una specie in grado di colonizzare una vasta gamma di habitat, dai xerici a mesici, comprendendo anche rocce ripide e substrati tossici e artificiali. Si può affermare anche la robinia è una specie che resiste bene al disturbo di qualsiasi tipo. Se si trova in condizioni di luce sfavorevoli tende a creare una serie di gemme che comprendono germogli, radici, fusti e rami, facendo in modo di rispondere al disturbo immettendo una chioma più aperta (Vítková et al., 2017).

Nel continente europeo colonizza una vasta gamma di habitat, ad esempio anche terre desolate in ambiente urbano, terreni incolti, praterie, sponde, macchia, boschi, coltivazioni arboree, ecc (Cierjacks et al., 2013).

La robinia spesso colonizza anche le foreste alluvionali, tuttavia tende ad insediarsi in suoli ben drenati con caratteristiche tipiche di siti sabbiosi, ghiaiosi-sabbiosi e su sponde sabbiose o barriere alluvionali lontane dai fiumi. Se questa specie si trova spontaneamente in foreste mature tende a preferire siti più aperti o con presenza di residui derivanti dal fuoco o vento. Si possono inoltre formare queste foreste a seguito della successione naturale da vecchi impianti di monocoltura di questa specie (oltre 50 anni); da habitat mesici asciutti, se altamente competitivi e tolleranti l'ombra, quindi specie arboree

comparse nei dintorni come ad esempio: *Fraxinus excelsior*, *Acer pseudoplatanus*, *A. platanoides*, *A. campestre*, *Prunus spinosa*, ecc.

La robinia viene spesso utilizzata per mitigare il controllo dell'erosione, migliorare e bonificare siti disturbati e piantata come albero ombreggiante o fonte di nutrimento (Vítková et al., 2017).

Sotto la chioma della robinia vi è la presenza di specie tolleranti l'ombra e nitrofile come ad esempio: *Urtica dioica*, *Gallium aparine*, *Chelidonium masus*, *Geranium robertianum*, *Glechoma hederacea* e *Sambuco nigra*.

Nel suo range nativo, la robinia colonizza molto rapidamente anche i vuoti delle foreste da seminare e da gemme di ceppaie e radici. Poi con gli anni, però tende ad essere sostituita dopo 15-30 anni da specie più grandi e competitive come *Liriodendron tulipifera* (Cierjacks et al., 2013).

È una specie ritenuta molto importante nelle piantagioni e nel ripristino delle foreste in quanto ha un rapido accrescimento, azotofissatrice, capacità di stabilizzare il suolo e produzione di legno molto durevole. Oltretutto la robinia ha un alto peso specifico che porta ad un interesse per le industrie del legno, per produzione di polpa e carta. La robinia ha una crescita di 206 cm/d e un peso specifico pari a 0.69. Inoltre si adatta ad un ampio spettro di siti e climi differenti; è nota anche per la sua crescita in condizioni di siccità. In questa occasione, le sue foglie tendono ad aumentare di lunghezza in risposta allo stress e alla siccità; in condizioni di aridità, le foglie sono quindi più spesse e di lunghezza intermedia. Resiste anche all'inquinamento atmosferico, ed ha una risposta simile alla precedente soprattutto in ambiente urbano e in suoli poco nutrienti.

Adattandosi allo stress urbano, la robinia è frequentemente piantata in parchi pubblici, lungo i viali in Europa e anche al di fuori del suo habitat nativo negli USA e in altri continenti. È poi un albero raccomandato per una risposta ai cambiamenti climatici e ci si aspetta anche che risponda positivamente al riscaldamento (Cierjacks et al., 2013; DeGomez & Wagner, 2001).

1.2.4 Pratiche gestionali

I boschi di robinia, solitamente vengono gestite con governo a ceduo, con intervalli di 6-25 anni (perlopiù 6-8 anni) in base all'utilizzo del legno.



Figura 3 Esempio di robinieta in una delle aree di saggio analizzate (foto di Ilaria Sturaro).

Nella gestione a ceduo di questa specie, si praticano i tagli di ripulitura in modo da favorire la sua diffusione nelle foreste decidue. La robinia dovrebbe essere usata maggiormente per la produzione di biomassa, ma può sfuggire con facilità dalla coltivazione e causandone l'invasione frontale con una crescita record di 50 m in 20 anni a seguito della stabilizzazione della piantagione.

La robinia è una specie che invade una vasta gamma di habitat; se all'interno di quella foresta non vi fosse praticato alcun tipo di intervento, l'abbondanza della robinia, diminuirebbe nel corso della serie naturale; probabilmente questo sarà dovuto alla sua breve durata di vita e la ridotta tolleranza dell'ombra.

I benefici economici della robinia come specie invasiva portano ad una serie di minacce per la conservazione naturale, tuttavia la robinia si diffonde nelle riserve naturali e habitat minacciati trovandosi nei continenti dell'Europa Centrale.

Nel 1992, l'"EU Life" ha supportato 33 progetti con lo scopo di rimuovere la robinia da habitat termofili minacciati. In realtà questo metodo non è molto efficace e applicabile per

eradicare questa specie; sono state necessarie delle azioni di piano per integrare la gestione (Vítková et al., 2017).

1.3 Impatti positivi e negativi sulla biodiversità

L'invasione della robinia ha dimostrato di avere un impatto negli habitat nativi, sia nei confronti di piante, uccelli, licheni. Per diversi decenni questa specie e senza disturbi, risulta in competizione con le specie native e spesso è lei a dominare l'habitat.

L'espansione della robinia sarebbe favorita dai cambiamenti climatici, l'attenzione infatti si dovrebbe concentrare su delle azioni necessarie a ridurre l'espansione nelle foreste di aree abbandonate (Sitzia et al., 2012).

Secondo uno studio condotto (Vítková et al., 2017), la robinia si è naturalizzata senza nessun impatto negativo sulle comunità native. Dopo la Seconda Guerra mondiale, intorno al 1945, la robinia invade anche le macerie dopo i bombardamenti dei centri urbani, dove si presenta come albero spontaneo e con caratteristiche da specie pioniera. L'andamento di crescita costante della robinia si è registrato a partire dal 1950.

La distribuzione della robinia nell'Europa Centrale è limitata dalle proprietà del suolo, dal clima e dalla competizione con le altre specie, con specie tolleranti l'ombra in foreste chiuse ed arbustive e dal disturbo permanente del calpestamento, taglio dei prati e praterie e campi arati.

Sebbene vi siano pareri discordanti sulla riduzione della biodiversità da parte della robinia, si possono evidenziare due aspetti fenologici diversi dello strato erbaceo nella prima parte della stagione di crescita:

1. Nella primavera precoce prima che le foglie della robinia appaiono (marzo-aprile) vi sono geofite annuali come ad esempio *Ficaria verna*, *Gagea spp.*, *Holosteum umbellatum* e *Valerianella locusta*.
2. Nella tarda primavera invece (maggio-giugno) appaiono le piante erbacee tolleranti l'ombra (es. *Impatiens parviflora*, *Galeopsis tetrahit*), vigne (es. *Gallium aparine*), piante erbacee perennanti (es. *Ballotta nigra*, *Geum urbanum*) e graminacee (es. *Poa nemoralis*). In questo periodo inoltre le specie annuali e le geofite spariscono e lo strato erbaceo si "asciuga".

Sembra che il cambiamento della composizione delle specie sia causato perlopiù dai cambiamenti nella disponibilità dei nutrienti del suolo e delle condizioni di luce.

Un altro aspetto considera la robinia come una seria minaccia per la conservazione della natura, insieme ad altre specie invasive comporta impatti ambientali negativi; come ad esempio anche altre specie erbacee (*Fallopia sp.*) o altre ancora (*Heracleum mantegazzianum*).

Secondo le dichiarazioni generiche, la robinia tende a ridurre la biodiversità, ma in casi speciali ha un effetto contrario, ad esempio con l'uso intensivo dei paesaggi agricoli, la robinia può aumentare la biodiversità, può offrire rifugio per molte piante, invertebrati e vertebrati, e può essere un utile corridoio di passaggio per le specie selvatiche (Vítková et al., 2017).

Essendo una specie azotofissatrice, ha un vantaggio sulle specie native, in particolare nei suoli poveri; infatti la robinia riesce a colonizzare siti come ad esempio habitat asciutti di pozzetti, discariche abbandonate di sabbia e ghiaia, siti urbani non più in uso, foreste secondarie in campi agricoli abbandonati, foreste di ceduo, pascoli, lungo le strade, vie e su siti dove c'è stato il passaggio del fuoco (Cierjacks et al., 2013).

Inoltre i popolamenti di robinia possono creare una notevole alterazione del suolo, aumentando l'azoto, nella lettiera e anche il carbonio organico; possono addirittura modificare il pH del suolo e portare ad una diminuzione del fosforo totale. Tuttavia, la robinia contribuisce perlopiù alla composizione delle foreste decidue, abitate comunemente da boschi con querce e boschi ripariali, che sono frequentemente invasi da questa specie.

Sono stati condotti vari studi sugli impatti della robinia sulla biodiversità negli habitat nativi. Questi studi comprendono sia piante sia uccelli sia comunità di licheni. Gli effetti dipendono maggiormente dall'età del popolamento dalle varie tipologie di paesaggio. Se la robinia si trova in siti secondari recenti all'interno del paesaggio rurale, non gioca un ruolo importante nella definizione della biodiversità del sottobosco nel gruppo di piante, confrontandosi con gli habitat nativi (Sitzia, Cierjacks, et al., 2016).

1.4 La robinia in ambiente urbano

La robinia si sta sviluppando nei paesaggi colturali nell'Europa Centrale; differisce notevolmente per le sue origini (spontanea o piantata), per la struttura (densa, semi-aperta o in forma arbustiva), per la composizione (specie nativa o aliena), per la successione (precoce o decadente) e per la gestione attuale (variabile tra non gestione e gestione intensiva). Considerando queste svariate caratteristiche la robinia si può presentare con una vegetazione tipica di questo tipo:

1. Gestione intensiva con vegetazione agraria,
2. Foresta dominante di robinia,
3. Foreste miste,
4. Piccola crescita, robinia in forma arbustiva.



*Figura 4 Uno dei potenziali siti di insediamento della robinia.
(foto di Simone Iacopino).*

Nel primo caso, in aree urbane ed agricole, questo albero viene piantato singolarmente o in gruppo, oppure lungo le alberature stradali lineari, come barriera frangivento, lungo i fiumi, in campi e ai confini con i vigneti, lungo canali, nelle siepi, ecc.

Oltre a questi scopi, la robinia viene piantata anche per il controllo dell'erosione del suolo, come naturale barriera anti-rumore, come corridoio per il passaggio degli animali selvatici, alimentazione degli stessi. Questa specie si trova anche in siti religiosi, ad esempio attorno a cappelle e sentieri nei pressi dei cimiteri.

In un altro ambito, la robinia si trova mista ad altri alberi, sia piantati sia spontanei. Questa specie viene piantata in foreste miste principalmente per migliorare la qualità del suolo, la produzione e diversità biologica nelle colture interrate, nei parchi e nelle foreste urbane, dove ha un ruolo di albero ornamentale. La robinia spontanea o mista ad altre specie si trova in habitat urbani (ad esempio: aree costruite, spazi verdi, terreni abbandonati come aree ferroviarie dismesse, discariche, aree demolite, zone industriali, zone umide ed aree di miniera). Nell'ambiente urbano estremamente alterato insieme a gruppi di specie native, come foreste miste con *Robinia pseudoacacia* aliena, con specie native pioniere (es. *Betula pendula* e *Populus tremula*) e specie nitrofile (es. *Acer platanoides* e *Fraxinus excelsior*); migliorano il livello di biodiversità, aiutano lo sviluppo sostenibile e creano una parte di "Novel ecosystem". La robinia in questo modo si adatta bene alle condizioni e contribuisce alla matrice dei servizi ecosistemici negli ambienti urbani (Cierjacks et al., 2013; Vítková et al., 2017).

Nelle aree urbane, inoltre la robinia pare che abbia la capacità di omogeneizzare i processi a livello di comunità di piante; tuttavia c'è la necessità comunque di chiarire l'effetto delle diverse tecniche di gestione nella capacità di questa specie di invadere le foreste adiacenti e gli ambienti seminaturali (Sitzia, Cierjacks, et al., 2016).

1.4.1 L'urbanizzazione e i boschi urbani

Secondo la definizione dell'ARPAV, l'urbanizzazione è "*Sviluppo e sistemazione urbanistica sia di centri urbani di nuova progettazione, sia di città preesistenti caratterizzate da un intenso accrescimento della popolazione*".

Intorno al 2005 la percentuale di urbanizzazione in Europa era del 75%; ma si pensa che possa aumentare fino all'80% entro il 2020. Un quarto dell'Unione Europea si trova perlopiù nei centri urbani. Anche in Italia, la popolazione si concentra per circa il 70% nelle aree urbane (Agrimi, 2014).

Il fenomeno dell'urbanizzazione influenza profondamente la biodiversità a diverse scale.

La crescita nelle aree urbane può comportare una diminuzione degli habitat con un alto valore di conservazione adiacente alle città. Nonostante ciò, all'interno delle città, i gruppi di specie si sono evoluti nel tempo per due motivi:

1. L'uso intensivo del suolo urbano collegato alla frammentazione degli habitat e ai cambiamenti delle funzioni degli ecosistemi, ha come conseguenza il declino degli habitat nativi specializzati.
2. Una serie di attività socio-economiche comporta un'influenza sulle specie esotiche; attività come ad esempio il giardinaggio.



Figura 5 Esempio di bosco urbano (foto di Simone Iacopino).

Di conseguenza, la flora urbana è caratterizzata da un alto tasso di specie esotiche, raggiungendo anche il 60% a livello sia di città sia a livello di comunità vegetali.

Le specie esotiche possono essere in alcuni casi dei *drivers* e far parte delle omogeneizzazioni biotiche. Considerando la diffusione regionale di queste specie, quest'ultima può contribuire agli effetti dell'omogeneizzazione dell'urbanizzazione, sopprimendo la competitività con le specie native.

Si può affermare inoltre che l'urbanizzazione è considerata come un mezzo di omogeneizzazione biotica e abiotica, ovvero un processo di incremento tassonomico, genetico e funzionale simile ad un biota precedente, distinto e regionale (Trentanovi et al., 2013). In realtà degli studi precedenti evidenziano una certa eterogeneità ambientale che tende a limitare ricerche relative all'omogeneizzazione, poiché l'eterogeneità degli habitat e la storia dell'uso del suolo tendono ad avere una buona influenza nei vari modelli di biodiversità urbani.

Secondo lo studio di *Trentanovi* (Trentanovi et al., 2013), il contesto urbano e la dominanza delle specie esotiche tendono a modificare il grado di omogeneizzazione a livello di comunità. Questo nuovo approfondimento, afferma che la flora urbana può contribuire a mitigare gli effetti dell'urbanizzazione nei confronti della biodiversità.

La robinia, infatti è una delle specie esotiche in grado di alterare la composizione delle specie all'interno di un range non nativo.

In generale, l'urbanizzazione biotica in aree urbane intermedie potrebbe contribuire all'aumento della dispersione mediatica umana, come in questo caso, la connettività di habitat forestali, come risultato di risorse e corridoi con strade o aree ferroviarie. Quest'ultime possono favorire lo scambio di specie esotiche forestali. Tuttavia, solo alcune specie riescono a sopravvivere e i loro semi sono trasportati da vettori umani come ad esempio: autoveicoli, vestiario, ecc. Per le specie non native, questo fenomeno è meno intenso, probabilmente per loro scarsa frequenza e per il loro troppo intenso impatto sulla dominanza esotica nei vari habitat. Inoltre questo comporta che le specie esotiche possono aumentare l'omogeneizzazione o addirittura la soppressione di altre specie a livello di comunità (Trentanovi et al., 2013).

I boschi urbani si possono considerare come una particolarità all'interno dell'ambiente urbano. Questi boschi tendono a frammentarsi in aree urbane, andando a creare determinate zone nella matrice urbana; sono considerati i più importanti habitat naturali nelle città europee.

Nel paesaggio urbano, la vegetazione è influenzata dalle caratteristiche dell'urbanizzazione, come ad esempio dai centri abitati adiacenti, dalla densità della popolazione e dalle strade e dalle zone ferroviarie. La flora urbana può contribuire ad un alto livello di biodiversità rispetto a quello riscontrato nei campi agricoli vicini, a causa dell'uso di fertilizzanti e diserbanti, la flora spontanea tende a scomparire (Agrimi, 2014; Sitzia, Campagnaro, & Weir, 2016).

La vegetazione spontanea può essere parte dei boschi urbani e delle aree suburbane. I servizi ecosistemici, grazie anche alla vegetazione spontanea, possono dare origine ad habitat, dispersione di fauna selvatica, regolazione climatica e stoccaggio del carbonio.

Per quanto concerne le specie aliene nelle città europee, è un fenomeno che è stato ampiamente documentato; in quanto un sottobosco dominato da queste specie potrebbe influenzare le comunità vegetali autoctone. Le specie aliene, spesso sono favorite dal disturbo antropico e dalla frammentazione; di recente si sono insediati gruppi di queste specie che vanno a formare i cosiddetti "*Novel ecosystem*".

Dai risultati di uno studio recente (Sitzia, Campagnaro, et al., 2016), si è dimostrato che le specie aliene, nello strato arboreo, svolgono un ruolo importante, mostrando una relativa composizione eterogenea e una certa ricchezza di specie. Questa eterogeneità a livello di composizione sia nello strato erbaceo che arbustivo evidenzia un alto valore di biodiversità nei boschi spontanei in ambiente urbano. In questo caso, tende ad aumentare anche la ricchezza di specie legnose che tendono ad aumentare in base alla dimensione dei boschetti spontanei. Con queste caratteristiche, si può affermare che la città è quasi completamente integrata con l'ecosistema.

Se invece, consideriamo l'"*effetto margine*" nel contesto urbano, si può evincere che vi sia un tasso ancora più alto di specie aliene, in quanto sono state rilevate specie nel margine della foresta adiacente ad aree urbane confrontate anche con delle aree agrarie.

Si può quindi affermare che nelle piccole città storiche, zone ridotte di bosco spontanee sviluppate all'interno di paesaggi urbani possono svolgere un ruolo molto interessante per la biodiversità, contribuendo alla formazione di comunità di specie, quali non esistevano in passato e/o habitat nativi che erano scomparsi precedentemente.

Si è inoltre dimostrato, che gli alberi in contesto urbano possiedono un vasto spettro di benefici e usi, ad esempio lo stoccaggio del carbonio e l'effetto positivo del benessere umano. Le piccole aree spontanee possono avere un valore aggiunto nei confronti dell'esistenza e dell'utilizzo di infrastrutture verdi nei piccoli parchi urbani e nelle strade; possono anche contribuire a migliorare i servizi ecosistemici nelle piccole città, in particolare anche a livello di attività ricreative (Sitzia, Campagnaro, et al., 2016).

1.4.2 Il ruolo dei boschi urbani

In generale, le foreste hanno un ruolo fondamentale nel mantenimento degli equilibri ambientali del pianeta e per il benessere dell'uomo. Tuttavia, pare che ancora non vi sia

una percezione dei boschi collegati alle zone urbane anche se questi portano dei benefici culturali e sociali alle popolazioni urbane.

I boschi urbani contribuiscono all'equilibrio biologico ed idrologico con effetti riscontrati anche a livello economico: la vegetazione crea un habitat "*ad hoc*" per la fauna, migliora l'assorbimento dell'acqua piovana, riduzione dell'inquinamento atmosferico e nella mitigazione climatica, cercando di migliorare le condizioni di vita all'interno della città (Agrimi, 2014).

Questo tipo di habitat comprende anche il suolo, definito "urbano"; ovvero sarebbe il prodotto di un miscuglio di terreni da riporto unito alla presenza di materiali estranei al suolo e di origine antropica, soggetto a processi di contaminazione specifici trovandosi in aree urbane e suburbane. La caratteristica del suolo urbano è che esso si differenzia da altri tipi di suolo in quanto la sua composizione è influenzata dalle attività umane piuttosto che dagli agenti naturali come avviene nelle altre tipologie di suolo (Barberis, 2004).

La "*Foresta urbana*", nel corso della sua evoluzione, dà luogo alla frammentazione dell'ambiente naturale e comprende elementi anche molto differenti per origine, struttura, forma di proprietà, soggetto a pianificazione, come ad esempio: residui di superfici agricole, spazi naturali, alberature, viali, giardini e parchi di ville storiche, ville comunali, orti, aree ripariali, boschetti, aree forestali, fasce stradali e ferroviarie, incolti, ecc. Include fisicamente anche edifici, sistemi di trasporto e persone. Questi siti tendono ad avere problemi dal punto di vista ecologico, in quanto caratterizzati da continue pressioni e impatti.

La funzione prevalente dei boschi urbani non è quella legnosa, la quale passa in secondo piano e deriva perlopiù da potature e abbattimenti programmati o schianti e può essere utilizzata per scopi energetici. Queste superfici tendono ad essere ridotte e molto frammentate e isolate rispetto alle superfici forestali tradizionali. Spesso in queste aree prevalgono la presenza di specie esotiche, come già anticipato, e la struttura dei popolamenti è influenzata dall'impatto antropico che tende a modificare la dinamica evolutiva e il processo di rinnovazione naturale.

Uno dei problemi fondamentali di questi boschi urbani è la gestione all'interno della pianificazione urbana. Spesso è prevalente la proprietà pubblica rispetto a quella comunale. La gestione di questi boschi e le annesse strutture sono in continua evoluzione e caratterizzata da pressioni diverse da parte della popolazione urbana, in quanto le richieste cambiano velocemente e influenzano i vari processi decisionali. Considerando i molteplici benefici ambientali, economici e sociali che possono creare la "*foresta urbana*", si può considerare una gestione legata al singolo albero, integrando con tecniche e principi di arboricoltura (Agrimi, 2014; Sitzia, Campagnaro & Weir, 2016).

In conclusione, in base a diversi studi scientifici, il ruolo fondamentale che ricoprono i boschi urbani, riguarda il contributo alla riduzione della frammentazione del territorio, conservare la biodiversità, il paesaggio storico e culturale, mitigare il clima, rafforzare il rapporto d'identità tra i cittadini e il paesaggio circostante, privilegiare comportamenti di vita più sani e sostenibili (Agrimi, 2014).

2.Obiettivi dello studio

L'obiettivo principale di questo elaborato consiste nel confrontare formazioni di specie native in ambiente urbano con le formazioni di robinieti nel territorio della città di Padova. Il confronto si prefigge di osservare differenze strutturali e di individuare eventuali differenze a livello delle comunità vegetali. In questo caso, nel contesto urbano ci si prefigge di individuare se nella copertura locale o nelle specie esotiche vi sia una differenza a livello di ricchezza di specie e composizione del sottobosco.

3.Materiali e metodi

3.1 Area di studio

L'area di studio di questo elaborato prende in considerazione dieci coppie del territorio urbano veneto, in particolare otto coppie sono situate nella provincia di Padova e solo due coppie nella provincia di Venezia (Mestre).

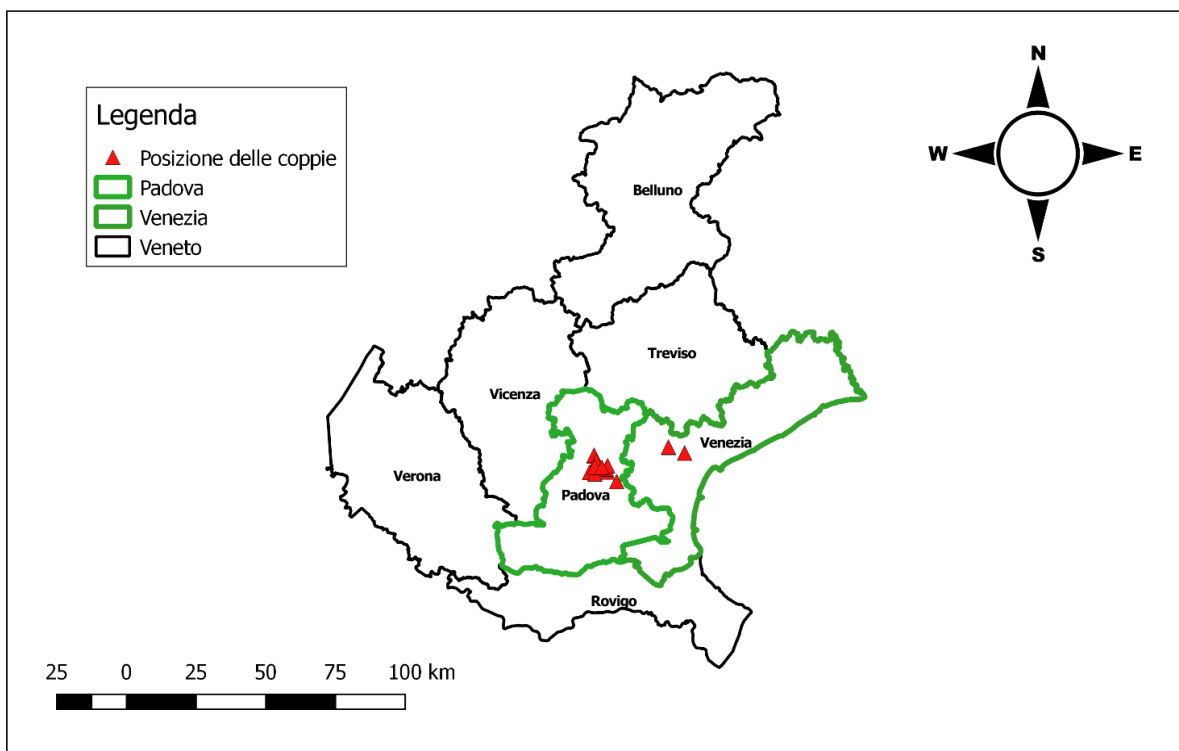


Figura 6 Inquadramento geografico delle coppie di campionamento.

In generale, il clima in Veneto è caratterizzato dall'azione di più fattori a diverse scale geografiche. Nella Regione Veneto vi sono tre zone climatiche principali: pianura, Prealpi, settore alpino. A livello latitudinale, il Veneto è situato nella parte intermedia, da cui derivano effetti stagionali caratteristici.

Considerando la pianura, essa è caratterizzata da un certo grado di continentalità, con inverni relativamente rigidi ed estati calde. Le temperature medie di quest'area sono comprese tra 13°C e 15°C. Le precipitazioni sono distribuite quasi uniformemente durante l'anno e con totali annui mediamente compresi tra 600 e 1100 mm, con l'inverno come stagione più secca, le stagioni intermedie caratterizzate dalle prelevanti perturbazioni atlantiche e mediterranee e l'estate con i tipici fenomeni temporaleschi (ARPAV, 2011).

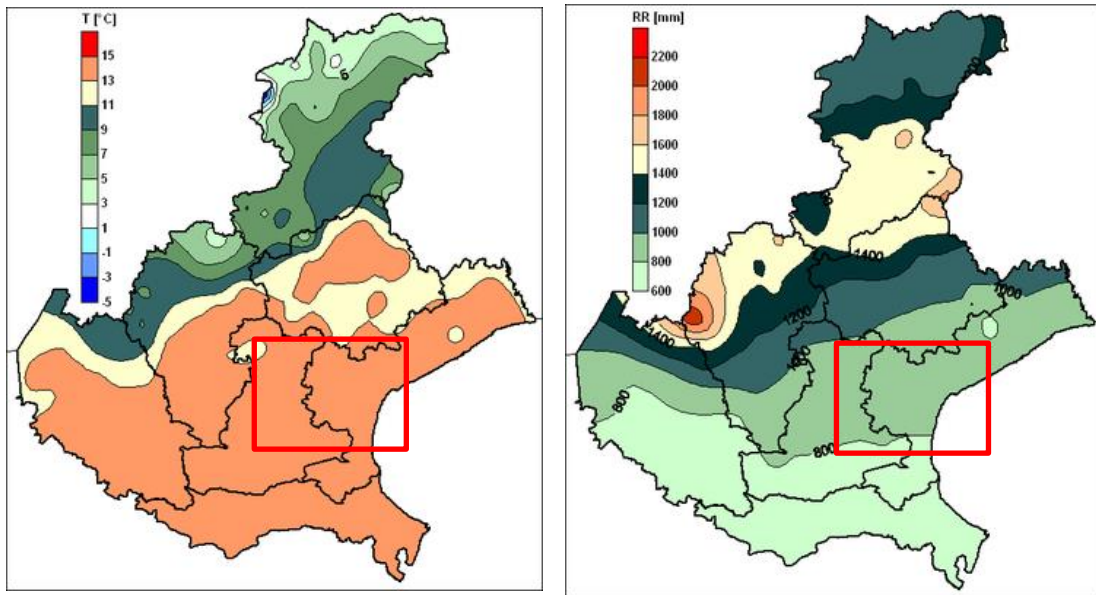


Figura 7 Mappa delle temperature medie (isoterme) e delle precipitazioni (isoiete). Periodo 1985-2009 con inquadramento della posizione indicativa delle coppie di campionamento.

In base alla classificazione termica di Pinna (1978), la quale si ispira allo schema generale di Koeppen, il Veneto è prevalentemente interessato dal clima temperato subcontinentale. Ovvero, questa regione presenta alcune caratteristiche sia di mediterraneità che di continentalità, poiché influenzata sia dall'area continentale euro-asiatica che da quella mediterranea (ARPAV, 2011).

3.2 Metodo di campionamento

Per identificare le aree di saggio di questo studio, è stata fatta una ricerca preliminare delle aree boscate nelle periferie di Padova e Venezia con l'ausilio di immagini satellitari (Google Maps). In questo caso, non avendo a disposizione informazioni a livello cartografico, come ad esempio la "Carta dei tipi forestali regionale", sono state



Figura 8 Esempio di area di saggio (Foto di Simone Iacopino).

selezionate una gamma di 130 aree con copertura arborea. Per capire se le aree selezionate erano idonee per questo studio, si sono eseguiti dei sopralluoghi in campo (effettuati a

partire da maggio 2018). Con quest'ultimi si è potuto escludere aree di difficile accessibilità, presenza di ibridi o altre specie aliene non compatibili, aree con troppa influenza antropica oppure presenza di alberi o legno morto appena tagliato e successivamente asportato. Tra le aree individuate sono state selezionate una decina di coppie situate tra le periferie della provincia di Padova e Venezia.

Il campionamento segue una metodologia di frequente utilizzo per il confronto di aree invasive e non da specie alloctone (Sitzia, Cierjacks, et al., 2016). Per eseguire questa analisi sono state individuate due coppie: una costituita da una formazione con prevalenza di *Robinia pseudocacia* L. ("Robinieto"), e un'altra formazione di prevalenza di specie autoctone arboree ("Nativo"). Ogni area di saggio è composta da una superficie di 100 m² (il lato del quadrato è di 10 m), a sua volta le due aree della coppia sono poste ad una distanza massima di 500 m; le diverse coppie invece sono posizionate ad una distanza reciproca di 1000 m (si veda lo schema seguente).

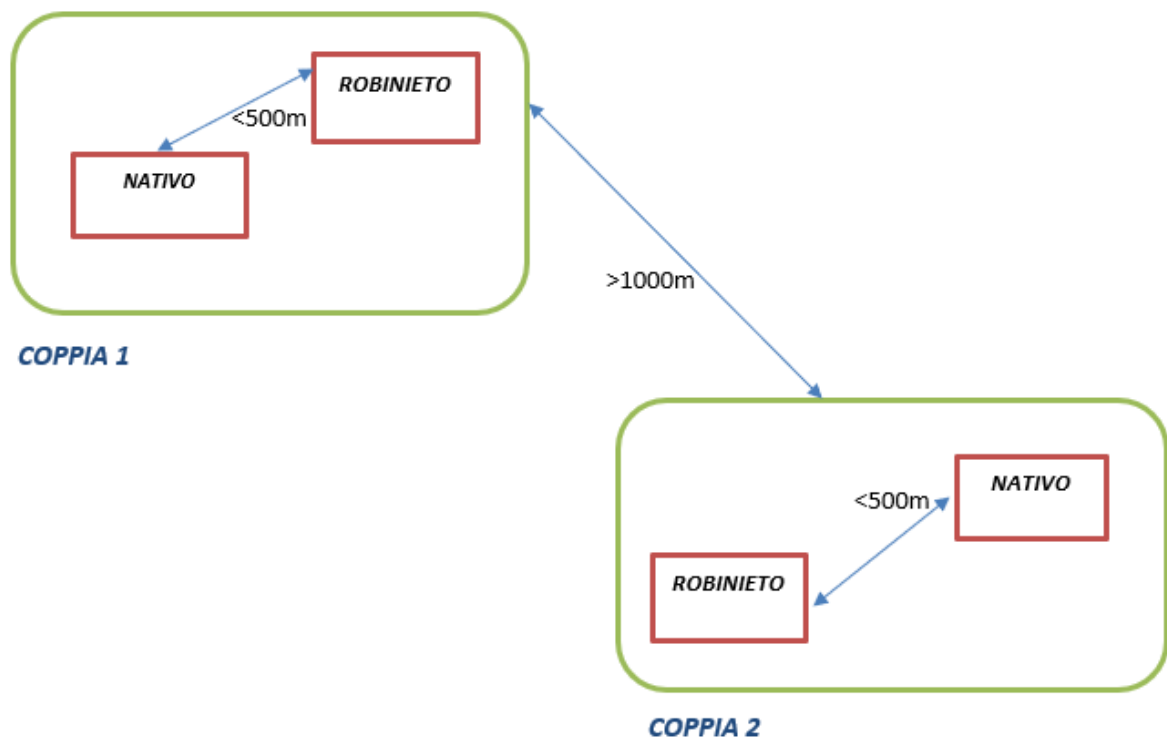


Figura 9 schema di campionamento delle coppie selezionate.

Si può notare (figura 4) come le dieci coppie sono posizionate nello spazio tra la provincia di Padova e di Venezia.



Figura 10 Immagine satellitare della posizione spaziale delle coppie di campionamento.

3.3 Raccolta dei dati

I rilievi in campo sono stati effettuati a partire da maggio 2018 fino a luglio 2018 a seguito dei sopralluoghi, i quali hanno permesso di selezionare le dieci coppie da analizzare per questo studio.

Le aree di saggio sono state delimitate con l'ausilio della cordella metrica tramite dei paletti di legno per un'area totale di 100 m².

Ogni area è stata identificata con un codice alfanumerico, ad esempio per il nativo assegnato il codice: *PD_U_NAT_01*, per il robinieto assegnato il codice *PD_U_ROB_01*.

I rilievi di queste aree prevedono due fasi principali: una che riguarda l'analisi floristica e l'altra l'analisi della struttura.

L'analisi floristica è stata condotta assieme al botanico Roberto Rizzieri Masin, il quale ci ha permesso di individuare le varie specie vegetali presenti nelle aree analizzate.

Le struttura verticale è stata suddivisa in tre strati vegetazionali secondo questo criterio: (tabella 1)

- *Strato erbaceo*
- *Strato arbustivo*
- *Strato arboreo.*

Strati vegetazionali	Valori di riferimento
<i>Strato erbaceo</i>	0-1m
<i>Strato arbustivo</i>	1-5m
<i>Strato arboreo</i>	>5m

Tabella 1 Strati vegetazionali.

Per ogni strato vegetazionale è stata redatta una lista di specie vascolari seguendo gli indici di copertura di *Braun-Blanquet*. Si è assegnato ad ogni specie un intervallo di copertura. La scala viene descritta dalla seguente tabella:

Classificazione	Descrizione
<i>r</i>	Specie rara, un solo esemplare riscontrato nel plot
<i>+</i>	Specie in numero inferiore o uguale alle 3 unità
1	Specie con copertura inferiore al 5 %
2	Specie con copertura compresa tra 5% e 25%
3	Specie con copertura compresa tra 25% e 50%
4	Specie con copertura compresa tra 50% e 75%
5	Specie con copertura tra 75% e 100%

Tabella 2 Indici di Braun- Branquet.

Alla fine di questa fase viene attribuito un valore stimato di copertura per ogni strato vegetazionale.

Successivamente viene eseguita l'analisi della struttura che comprende varie parti: una prima fase caratterizzata dal cavallettamento totale delle aree, ovvero misura di tutti i diametri e le altezze delle specie arboree, con diametro a petto d'uomo di almeno 5 centimetri e altezza superiore a cinque metri. I diametri sono stati misurati con il cavalletto dendrometrico; le altezze invece sono state misurate mediante ipsometro *Vertex IV/360 BT*. Quest'ultimo è composto da un misuratore, il quale esegue il rilievo da una distanza dall'albero pari a circa l'altezza dello stesso, e da un *trasponder*, che deve essere posto ad altezza pari a petto d'uomo sul fusto dell'albero da misurare. L'ipsometro inoltre necessita di calibrazione da fare prima di effettuare ogni rilievo.

Inoltre è stata calcolata la percentuale della copertura dell'area delle chiome arboree e arbustive con l'ausilio del densiometrico sferico. Per ottenere questa percentuale l'operatore si deve porre il più possibile al centro dell'area da studiare. Questo valore poi è stato comparato con la stima ottenuta nel corso del rilievo floristico.

Per avere informazioni sull'accrescimento e sull'età del popolamento, sono stati prelevati, mediante il succhiello di Pressler, tre campioni di carote dei tre alberi più grossi di quell'area.

Invece, per quanto riguarda l'analisi del suolo, sono stati raccolti tre campioni di suolo, che successivamente verranno analizzati per poter confrontare la componente batterica dei suoli in base alla vegetazione presente.

In ogni area è stata assegnata un'eventuale pendenza e l'esposizione.

Relativamente alla necromassa legnosa, sono state assegnate le classi di degradazione secondo la classificazione di Motta (Motta et al., 2011). Il legno morto viene misurato considerando l'altezza e il diametro delle piante morte. Vi sono tre categorie di legno morto:

- *Logs* (legno morto a terra)
- *Snags* (tronconi, sono le piante morte in piedi)
- *Stumps* (ceppaie).

Sono stati, però presi in considerazione solo i pezzi di legno lunghi più di mezzo metro e con diametro superiore ai tre centimetri. Per ogni pezzo di quest'ultimi sono stati stimati la lunghezza, diametro minimo e massimo ove era possibile.

In fase di rilievi, è stata assegnata anche la classe di decomposizione seguendo le tabelle riportate di seguito.

Decay class	Description of Logs
1	Bark intact, small branch presents, shape round, wood texture intact, log elevated on support point.
2	Bark intact, no twigs, shape round, log elevated but sagging slightly.
3	Trace of bark, no twigs, shape round, wood hard, texture with large pieces, log sagging near the ground.
4	No bark, no twigs, shape round to oval, wood hard, texture with blocky pieces, all of log on the ground.
5	No bark, no twigs, shape oval, wood soft and powdery structure, all of the log on the ground.

Tabella 3 Classi di degradazione del legno morto a terra.

Decay class	Description of Snags
1	Standing dead tree with bark and most of the branches intact, wood hard.
2	Dead tree with few branches left and loose bark, wood hard.
3	No bark, no twigs, wood hard.
4	No bark, no twigs, wood hard to soft (soft sapwood < 70%).
5	No bark, no twigs, wood hard to soft (soft sapwood > 70%).

Tabella 4 Classi di degradazione del legno morto in piedi.

Decay class	Description of Stumps
1	Bark intact, wood hard.
2	Bark almost completely intact, wood hard in the outermost part and decay in the innermost part of the stumps, texture with large pieces.
3	Trace of bark, decay spread in most of the stump, texture with blocky pieces.
4	Bark absent, wood soft and powdery structure.

Tabella 5 Classi di degradazione delle ceppaie.

3.4 Analisi dei dati

I dati raccolti in campo e trascritti in loco nelle schede di rilievo, sono stati poi trasferiti in un documento Excel, un database per facilitarne la consultazione e la successiva rielaborazione.

Da una prima analisi preliminare, avendo i dati di diametro e altezza di ogni singolo albero, si è potuto ricavare l'area basimetrica e il volume. In seguito a questo si sono ricavati i dati medi relativi al diametro e l'altezza e poi dalle somme dei singoli valori, i dati dell'area basimetrica e volume trasferiti a livello di area di saggio in m² poi all'ettaro.

Per calcolare il volume sono state utilizzate le formule ricavate in letteratura (Tabacchi, L, Gasparini, & Morelli, 2011) considerando le diverse specie arboree.

Per quanto riguarda le carote prelevate tramite il succhiello, sono state analizzate in laboratorio per determinare l'età del popolamento e l'ampiezza degli accrescimenti.



Figura 11 Alcune carote analizzate negli appositi supporti (foto di Ilaria Sturaro).

Per fare questo le carote sono state preparate: incollate in supporti di legno in modo da essere sistemate e levigate con carta abrasiva per facilitarne poi, la lettura degli anelli di accrescimento tramite il dendronografo LINTAB™ (Rinntech®).

Questo particolare strumento funziona tramite l'utilizzo del *Software TSAPWin™* (*Rinntech®*). Per determinare l'età del campione e ampiezza dei singoli anelli, la carota viene posta su un tavolo con un carrello di spostamento e tramite il binoculare si mira al centro del campione, orientandolo secondo i raggi di curvatura. In questo caso il campione è orientato dal centro alla corteccia ("*pith to bark*"). Il dendrocronografo è collegato ad un computer che permette di leggere i dati di accrescimento con l'ausilio del *Software TSAP-Win*.



Figura 12 Dendrocronografo per determinare l'età delle carote (foto di Ilaria Sturaro).

In alcuni casi, la lettura dei singoli campioni è risultata leggermente complessa; questo dipende soprattutto dalle specie arboree prelevate. In generale le specie analizzate sono Robinia, Olmo, Pioppo bianco, Pioppo nero, Bagolaro (*Celtis australis*), Ciliegio tardivo (*Prunus avium*) e Acero campestre. I campioni di robinia non hanno riscontrato nessuna difficoltà per la lettura degli anelli di accrescimento, poiché dopo la levigazione della carota gli anelli erano ben riconoscibili. La specie invece che ha dato più difficoltà invece è stata *Populus spp.* Questa specie presenta gli anelli di accrescimento molto chiari e quindi risulta difficile la lettura. Per queste motivazioni alcuni campioni sono stati misurati due o tre volte successivamente sempre con l'ausilio del *software TSAP-Win*. Poi è stata eseguita una media tra le diverse misure dello stesso campione. Anche in seguito a questa operazione alcune carote risultano ancora con misurazione incerta. Questi dati ottenuti dal *Software TSAP-Win*, sono stati poi riportati sul database in Excel per ottenere così età media di ogni area di saggio analizzata.

3.4.1 Analisi statistica

Con il termine biodiversità si intende l'insieme di tutte le forme viventi geneticamente diverse e degli ecosistemi ad esse correlati. Questo termine è stato coniato nel 1985 in una conferenza: i primi atti di quest'ultima sono diventati il primo libro sulla biodiversità (E. O. Wilson, 1988).

Vi sono tre livelli di organizzazione distinti di biodiversità: la *diversità genetica*, legata al patrimonio genetico dei vari essere viventi ; la *diversità di organismo*, a livello di popolazione e specie , ovvero l'abbondanza e la diversità tassonomica delle specie presenti nella terra; la *diversità di ecosistema*, a livello di comunità, cioè l'insieme di tutti gli habitat naturali nella terra. La biodiversità inoltre è costituita da un ulteriore livello "*Biodiversità funzionale*", determinato dalla diversità delle interazioni che si evidenziano all'interno e fra i tre differenti livelli.

Per misurare la biodiversità ci serviamo di alcuni indici principali. Il più semplice indice per la biodiversità è la α -diversity , ovvero la ricchezza specifica: il numero delle specie all'interno di un habitat e la composizione specifica: quali specie sono presenti nella comunità e con quale abbondanza.

La β -diversity indica quanto due comunità o siti sono diversi tra loro sia nello spazio sia nel tempo. Questo termine determina una delle molteplici misure di dissimilarità nella composizione specifica. La β -diversity può essere definita come il rapporto tra diversità delle specie regionali e locali. Per spiegare la β -diversity ci si serve di due approcci schematici: 1. Il turnover direzionale che segue un gradiente (a coppie); 2. Il turnover non direzionale fra le unità di campionamento (seguono una gerarchia).

Considerando il turnover non direzionale (ovvero si hanno diverse scale di analisi), la β -diversity viene definita da una "*partizione moltiplicativa*" della diversità. Whittaker (1960), introduce tre concetti: α , β , γ -diversity. La β -diversity è definita dal rapporto tra γ -diversity (diversità a livello regionale) e la α -diversity (diversità a livello locale). Più comunemente, si usa la "*partizione additiva*", ovvero la β -diversity viene data dalla differenza tra la γ -diversity e la α -diversity. La partizione additiva viene utilizzata quando si hanno varie scale di campionamento.

Nel turnover direzionale, quindi la β -diversity considerata a coppie, va a confrontare coppie di siti con una stessa scala di analisi, non c'è più una gerarchia di campionamento. Per analizzare la β -diversity sotto questo aspetto ci si serve di vari indici che tutti variano tra 0 e 1: comunità identiche=0; comunità diverse=1. Per confrontare due comunità o due siti si utilizzano dati di presenza/assenza o di abbondanza (Marini, 2016).

In ecologia, di recente nel 2014, è stato coniato un altro termine di diversità: la ζ -diversity (*Zeta-diversity*). Misura il grado di sovrapposizione nel tipo di taxa presente nell'insieme di comunità osservate. Questa ζ -diversity, è stata introdotta per dare un quadro più generalizzato per la descrizione di varie misure di diversità.

Il concetto di ζ -diversity, come già anticipato, è stato recentemente introdotto per superare i limiti delle metriche a coppie. Infatti questo concetto non è un'unica misura ma un insieme di misure. La combinazione di queste misure fornisce altri approfondimenti quando si va a considerare più siti insieme (McGeoch et al., 2019). Il quadro della ζ -diversity può essere quindi esteso sia per le misure della diversità in una comunità (α -diversity), sia tra due comunità (β -diversity), ma soprattutto per descrivere la diversità tra gruppi di tre o più comunità. Se ζ_1 descrive il numero dei taxa distinti nella comunità A e ζ_2 indica il numero dei taxa distinti tenuti in comune tra le comunità A e B, allora ζ_n descrive il numero di taxa distinti tenuti in comune tra n comunità.

Il vantaggio principale della ζ -diversity, consiste nel fatto che ordini bassi di ζ intrappolano il contributo di tutte le specie della comunità al turnover, invece ordini alti di ζ intrappolano solo le specie comuni più diffuse (le specie rare, per definizione non possono essere condivise da molti siti).

In questo studio è stato considerato il "Decadimento di Zeta". Quest'ultimo va a quantificare il cambiamento nel numero di specie condivise all'aumentare della distanza tra i siti. La somiglianza compositiva spaziale e temporale per ogni ordine di Zeta, può fornire delle informazioni sulla forma di decadimento delle specie rare e più comuni nella comunità, nel tempo o nella distanza. Il decadimento di Zeta, detto anche "Diagramma della diversità di Zeta tra insiemi di siti con distanze o tempi", viene raffigurato con ciascun ordine di Zeta come curva di decadimento diversa (McGeoch et al., 2019).

Per mettere a confronto le due formazioni analizzate, ovvero i robinieti e le altre formazioni di specie native, è stata fatta un'analisi statistica mediante il *Software R Studio* (versione R-3.6.1). Con queste analisi si vogliono evidenziare delle eventuali differenze tra le due formazioni a livello di composizione specifica. Per fare ciò si è utilizzata un'analisi statistica, chiamata *Non-Metric Multidimensional Scaling (NMDS)*, proveniente dal pacchetto *Vegan* del software. Con l'NMDS, i dati riguardanti la copertura, espressi tramite la classificazione di *Braun-Blanquet*, sono stati trasformati in percentuali secondo il metodo di *Tüxen & Elleberg* (1937) (tabella 6).

BRAUN-BLANQUET	TÜXEN-ELLEMBERG
R	0.02
+	1
1	2.5
2	15
3	37.5
4	62.5
5	87.5

Tabella 6 Indici di copertura di Braun-Blanquet e relativa trasformazione percentuale secondo il metodo di Tüxen-Elleberg.

In particolare l'NMDS è un'analisi statistica nell'ambito dell'ecologia che ha come obiettivo la comprensione delle informazioni a livello di più dimensioni (ad es. da più comunità, siti, ecc.), in modo da poter essere visualizzate ed interpretate. L'NMDS usa ordini di rango e quindi è un'analisi molto elastica che può avere una varietà di differenti tipi di dati. Nell'NMDS viene rappresentata la posizione originale dei dati in uno spazio multidimensionale nel modo più accurato possibile usando un numero ridotto di dimensioni che possono essere tracciate e visualizzate. In questo caso questa analisi rappresenta, tramite dei grafici, il grado di somiglianza tra le varie aree di saggio partendo da una matrice di distanza, di similarità e di dissimilarità. Spesso nell'NMDS viene utilizzato il coefficiente di *Bray-Curtis* per misurare la dissimilarità compositiva; quest'ultimo coefficiente risulta molto efficace per questo tipo di analisi. Dal punto di vista grafico le aree di saggio sono disposte nel piano cartesiano secondo un'ordinanza progressiva, in base ai ranghi dei vari indici ottenuti dal più basso (maggiore grado di somiglianza tra i campioni) al più alto (minore grado di somiglianza). Ovvero ogni coppia di campioni che

risultano essere poco simili tra loro a livello di composizione specifica rispetto a qualche altra coppia, dovrebbe avere una distanza maggiore. E, viceversa se una coppia di campioni è molto simile rispetto ad altre in base alla composizione specifica, la distanza tra la coppie risulta essere inferiore (Minchin, 1987).

Per testare la similarità tra le due formazioni considerate (nativo e robinieto), sono stati utilizzati dei test statistici. In particolare *ANOSIM (Analysis of Similarity)* nel pacchetto *Vegan*, la quale dà un valore di "R" da -1 a 1: con valore simili a 0, i gruppi saranno simili tra loro; invece con valori tendenti verso 1, i gruppi saranno significativamente differenti. È stata inoltre utilizzata un'altra funzione *ADONIS*, per fare un'ulteriore verifica con la *Permutational Analysis of Variance (PERMANOVA)*, sempre del pacchetto *Vegan*. Questa funzione permette di confrontare i due gruppi in modo da verificare se i centroidi e la dispersione di quest'ultimi risultano equivalenti. L'ipotesi viene confermata con un valore di $p\text{-value} > 0.05$.

4. Risultati

4.1 Parametri dendrometrici:

I parametri dendrometrici analizzati nelle formazioni di specie native e nei robinieti riguardano: il diametro e l'altezza media, il volume totale, l'area basimetrica e l'età media. I valori medi del diametro nelle formazioni di specie native sono di 19 cm e nei robinieti di 15 cm. L'altezza media ha valori di 17 m e 14 m rispettivamente nelle formazioni di specie native e nei robinieti. Il volume totale ha valori medi di 362 m³/ha nelle formazioni native e 215 m³/ha nei robinieti (figura 13).

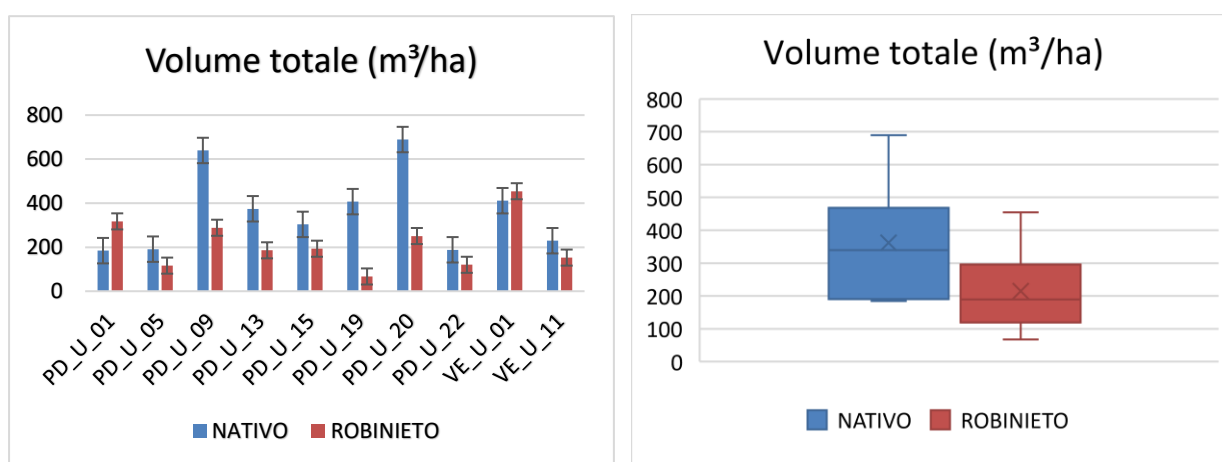


Figura 13 Istogramma di confronto tra nativo e robinieto relativo al volume (a sinistra). Variazione di volume relativa al confronto tra nativo e robinieto (a destra).

Confrontando i valori medi di area basimetrica si sono ottenuti i seguenti risultati: nei nativi 41m²/ha e nei robinieti 26 m²/ha (figura 14).

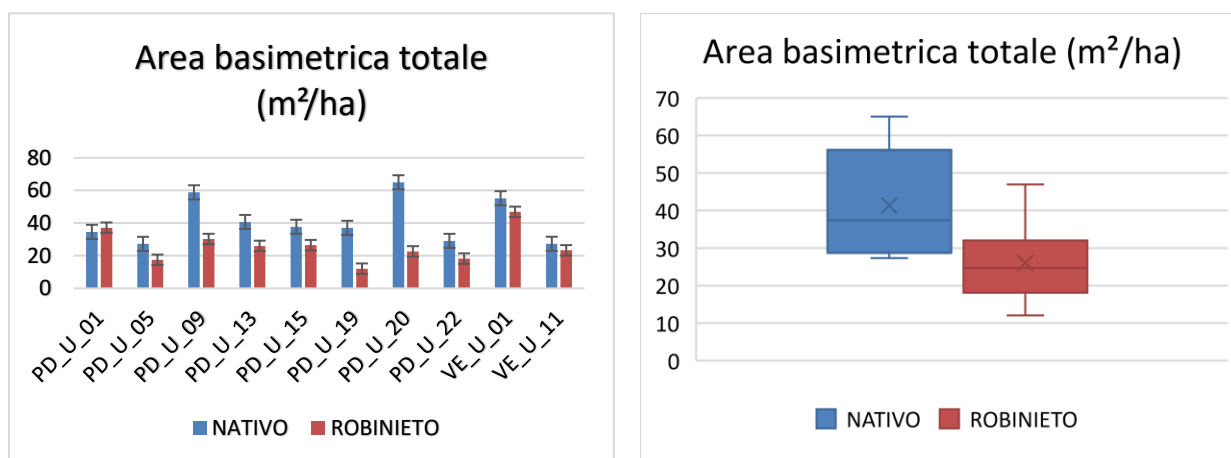


Figura 14 Istogramma di confronto tra nativo e robinieto relativo all'area basimetrica (a sinistra). Variazione dell'area basimetrica relativa al confronto tra nativo e robinieto (a destra).

I dati relativi all'età media delle due formazioni risultano maggiori nelle formazioni di specie native (23 anni) rispetto alle formazioni di Robinia (12 anni) (figura 15).

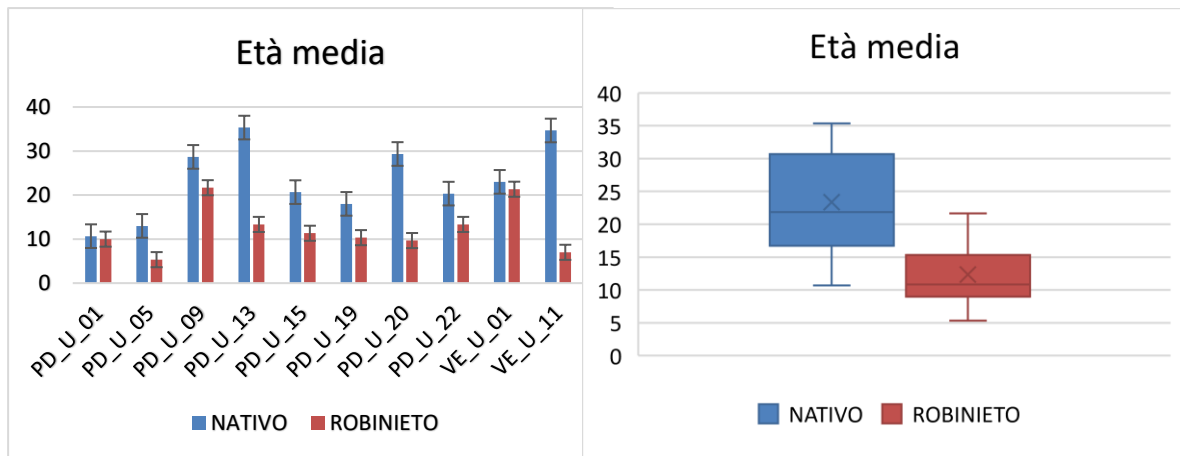


Figura 15 Istogramma di confronto tra nativo e robinieto relativo all'età media (a sinistra). Variazione dell'età media relativa al confronto tra nativo e robinieto (a destra).

4.2 Necromassa legnosa

Il valore medio del volume della necromassa legnosa risulta essere superiore nelle formazioni di specie native (38 m³/ha) rispetto alle formazioni di robinieti (15 m³/ha) (figura 16).

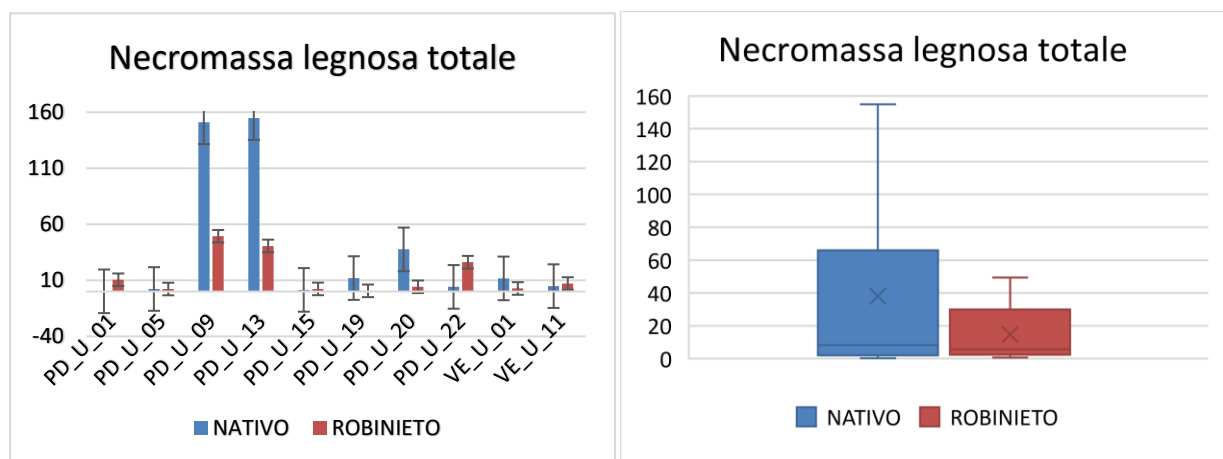


Figura 16 Istogramma di confronto tra nativo e robinieto relativo alla necromassa legnosa (a sinistra). Variazione della necromassa legnosa relativa al confronto tra nativo e robinieto (a destra).

4.3 Aspetti vegetazionali

4.3.1 Ricchezza di specie:

La ricchezza di specie, confrontando le formazioni di specie native con le formazioni con prevalenza di Robinia, non ha riscontrato differenze significative. I valori medi sono molto simili tra loro (nativi: 11.5 e robinieti: 12.6). Non è stato necessario applicare un test statistico in quanto le due formazioni non sono evidentemente diverse (figura 17).

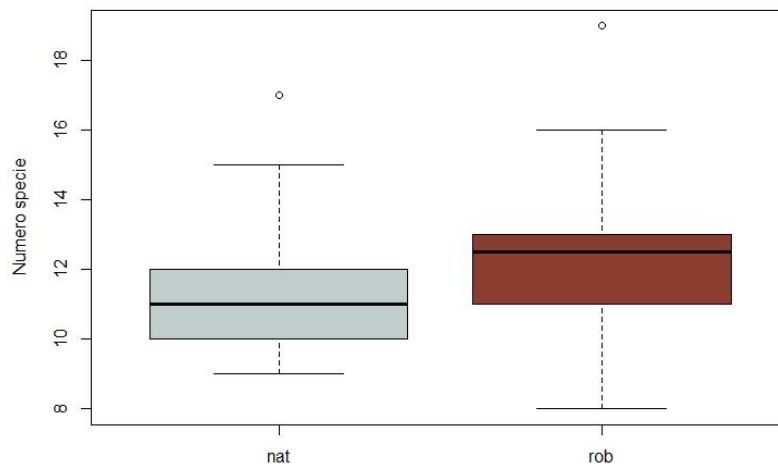
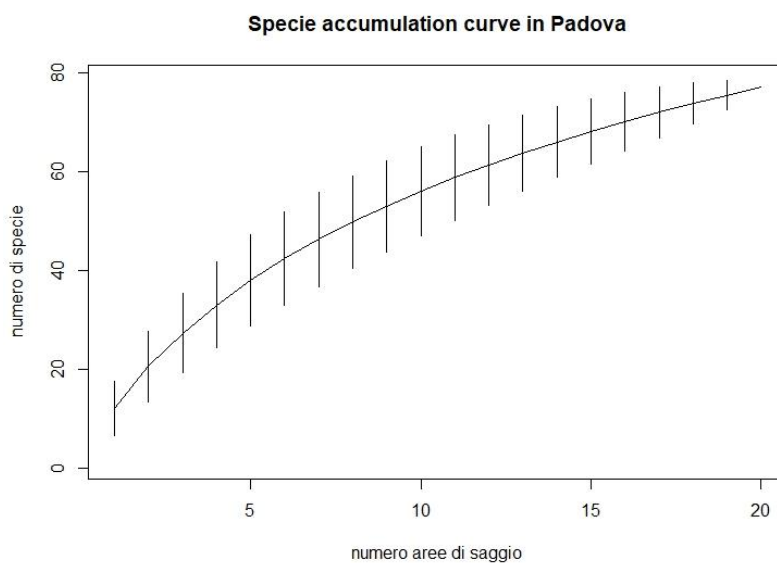


Figura 17 Variazione di ricchezza di specie relativa al confronto tra nativo e robinieto.

4.2.2 Curva di accumulazione di specie

Dal seguente grafico (figura 18) si può notare che la curva, tende all'asintoto. Dunque si



può dedurre dal campionamento che si è effettuato, che il numero dei plot è sufficiente, in quanto se si considera un numero superiore di aree di saggio non si andrà ad individuare un numero significativo di specie rispetto a quelle già osservate.

Figura 18 Curva di accumulazione di specie.

4.2.3 Composizione specifica

Dal grafico (figura 19), a livello di composizione specifica non emergono evidenti differenze tra le due formazioni analizzate. È stata effettuata una *Non-Metric Multidimensional Scaling (NMDS)* per mostrare un'eventuale differenza a livello di composizione specifica. Sono stati effettuati, poi anche dei test statistici per verificare la significatività. Sono stati utilizzati sia il test statistico *ANOSIM*, che non ha riscontrato differenze significative ($p=0.163$), sia il test statistico *ADONIS*, il quale non ha riscontrato differenze significative ($p=0.105$). Entrambi i test statistici sono stati calcolati con indice di dissimilarità di *Bray-Curtis*.

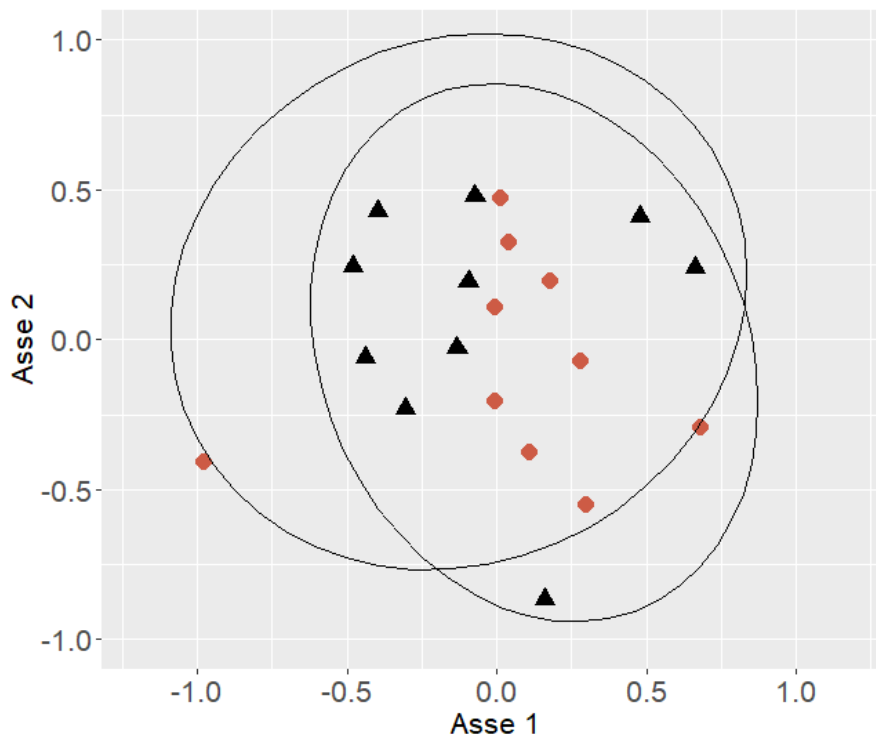
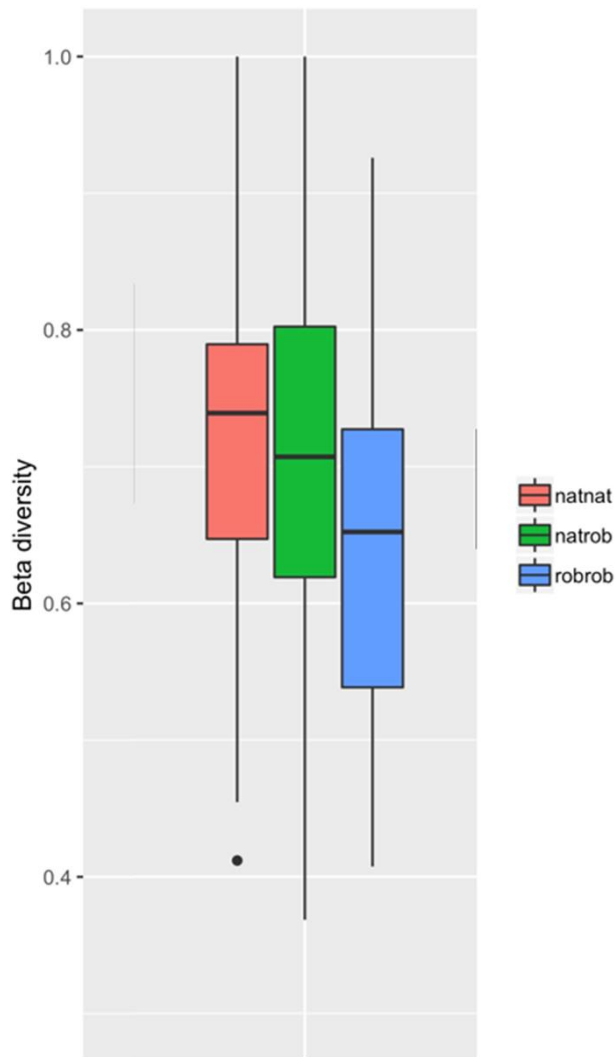


Figura 19 NMDS relativo al sottobosco. In rosso: robinieti e in nero: nativi.

4.3 Dissimilarità di *B-diversity* a coppie:

Nel seguente grafico (figura 20) sono stati confrontati i valori di *B-diversity* considerando a coppie le diverse combinazioni di boschi, ovvero il primo e il secondo confronto tra tipologie di bosco uguali: nativo e nativo; robinieto e robinieto; il terzo confronto, invece tra le due differenti tipologie di bosco: nativo e robinieto. Non vi sono emerse differenze significative tra le due tipologie di bosco diverse. È stato inoltre applicato un test statistico



per verificare la significatività dei risultati, applicando il *Binomial GLM* (*Generalized Linear Model*) con i valori di dissimilarità β come variabile indipendente e il tipo di combinazione come variabile esplicativa. Per testare le differenze tra i tre gruppi, è stato effettuato un confronto multiplo delle medie con contrasti di *Tukey*; nessun gruppo, però risulta essere statisticamente diverso dagli altri.

Figura 20 Box plot di “Beta pairwise dissimilarity” tra nativo e nativo; tra robinieto e robinieto e tra nativo e robinieto.

4.4 “Zeta diversity decay”:

Per ottenere il seguente grafico (figura 21), si è utilizzato il programma di *R Studio* (versione *R-3.6.1*) con il pacchetto “*Zetadiv*”. È stato utilizzato un test statistico, *GLM* (*Generalized Linear Model*) per verificare la significatività delle regressioni del modello. Ne è risultato che non vi sono mai pendenze significative per le formazioni native, mentre nei robinieti, le pendenze sono sempre con $p < 0.0001$.

Il seguente grafico rappresenta la “*Zeta decay*” per ordini di 2, 3, 5 sia per i nativi sia per i robinieti. Dal test statistico, come anticipato sopra, la significatività della pendenza della regressione indica che la variazione di ζ è significativa lungo la distanza, invece nelle formazioni dei nativi non risulta in questo modo. Tuttavia si può

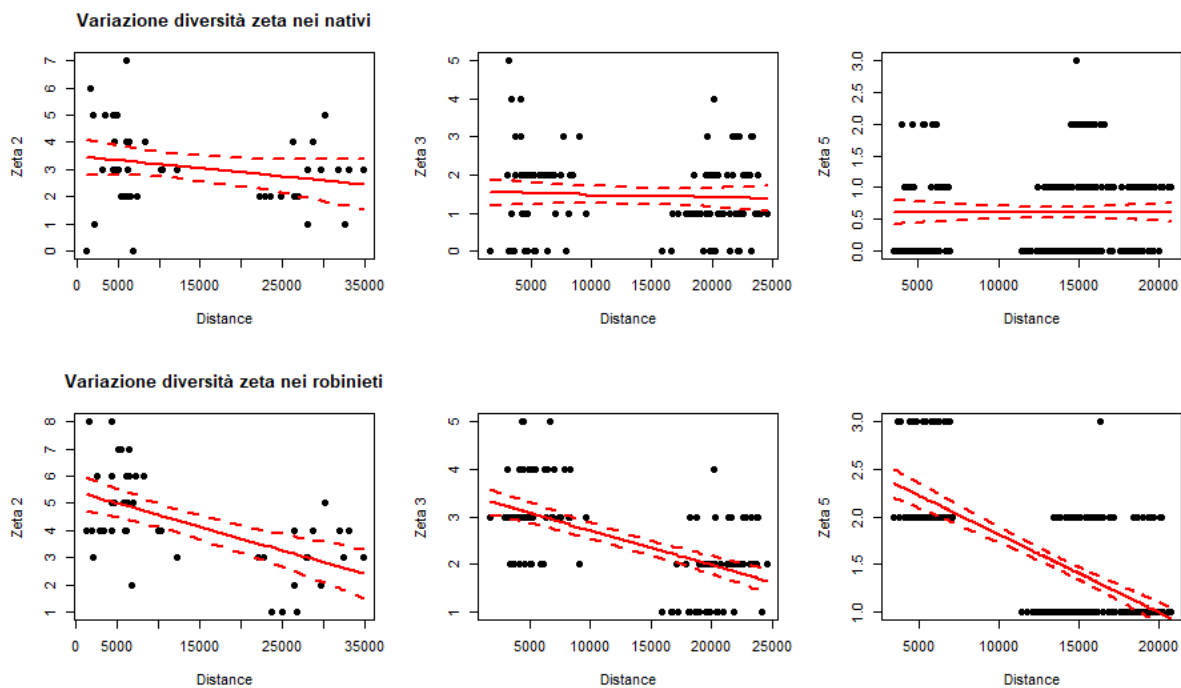


Figura 21 Zeta Diversity Decay: confronto tra formazioni native e robinieti.

notare che nelle formazioni native, al crescere della distanza tra le aree di saggio, non vi sono variazioni di specie condivise; invece nelle formazioni con prevalenza di robinia vi è una variazione significativa. Ciò significa che il numero di specie condivise (quindi la diversità Zeta) si riduce aumentando la distanza tra le varie aree di saggio. L'andamento di questa regressione tende ad essere uguale sia nei nativi sia nei robinieti per tutti e tre gli ordini considerati (2,3,5). Se si prende in considerazione un numero sempre maggiore di aree di saggio; ovvero ordini crescenti allora si considera sempre meno il ruolo delle specie rare e di più quello delle specie comuni.

5. Discussione

5.1 Caratteristiche strutturali del popolamento

Dal punto di vista della struttura del popolamento mettendo a confronto le due formazioni (nativi e robinieti), non si sono riscontrate differenze rilevanti prendendo in esame i valori medi. Il diametro medio e l'altezza media risultano leggermente superiori nelle formazioni di specie native rispetto alle formazioni di robinieti. Se si prendono in esame i valori medi attestati, riguardanti l'altezza media nei robinieti, risulta leggermente sottostimata (altezza media nei robinieti: 14 m). Tuttavia la robinia raggiunge altezze di 20 m come albero solitario e se si trova in gruppo può raggiungere anche 30 m di altezza (Sitzia, Cierjacks, et al., 2016). Questi risultati potrebbero essere dovuti al fatto che i rilievi sono stati effettuati in aree di saggio scelte in un contesto urbano prevalentemente influenzato e disturbato dagli impatti antropici; perlopiù queste aree analizzate si trovano su terreni molto disturbati, spesso di riporto. Tuttavia, si possono riscontrare delle differenze dei valori medi per quanto concerne il volume totale e l'area basimetrica. Si evidenziano dei valori superiori nelle formazioni native rispetto ai robinieti. Questo potrebbe essere dovuto alla prevalenza di specie arboree che tendono a sviluppare grossi volumi come ad esempio i pioppi e gli olmi.

Analizzando l'età delle due formazioni si è rilevato che nei nativi l'età delle piante risulta superiore rispetto alle formazioni con prevalenza di robinia. Si potrebbe considerare il fatto che nelle formazioni native le specie prevalenti (pioppi e olmi), sono specie più longeve rispetto alla robinia; seppure quest'ultima ha una durata di vita media di circa 60-100 anni in condizioni ottimali (Sitzia, Cierjacks, et al., 2016). Pertanto, i risultati sono da considerare comunque incerti; in quanto i campioni di carote sono stati prelevati in contesti urbani molto disturbati e intervallati da continui impatti antropici. Se si considera l'analisi dendrocronologica, la difficoltà nella determinazione dell'età delle tre piante più grosse all'interno dell'area di saggio considerata, è stata riscontrata soprattutto nei campioni di pioppo. Questi campioni presentano anelli di accrescimento di colore chiaro e poco visibili con il dendrocronografo; poiché a livello anatomico presentano porosità diffusa, per cui la determinazione dell'età dei campioni è stata complessa. Invece per determinare l'età dei campioni di carote di robinia, la quale presenta porosità anulare con anelli di accrescimento

più scuri e visibili dallo strumento di analisi, si può dedurre che l'analisi dell'età sia più semplice.

5.2 Caratteristiche del legno morto

Per quanto riguarda i valori medi della necromassa legnosa totale, quindi relativa alla somma tra ceppaie, legno morto a terra e legno morto in piedi, si può notare una superiorità di valori medi riscontrati nelle formazioni di specie native nei confronti di formazioni con prevalenza di robinia. Questo potrebbe essere dovuto al fatto che il legno di robinia è molto resistente al marciume e agli attacchi parassitari (Sitzia, Cierjacks, et al., 2016).

La componente di legno morto, tuttavia gioca un ruolo importante in entrambi le formazioni, in quanto può creare dei microhabitat favorevoli ad alcuni organismi viventi come ad esempio: insetti e funghi saproxilici. Secondo lo studio di Pignatti (2009), si può affermare che questo ruolo della necromassa legnosa può contribuire alla conservazione della biodiversità di alcuni microorganismi del sottobosco (Pignatti, F, Gasparini, & Paletto, 2009).

In realtà se consideriamo l'inventario forestale nazionale dei boschi italiani, i valori ottenuti in questo studio non si risultano particolarmente interessanti, in quanto si discostano dai valori del Nord Italia (legno morto totale nel Nord Italia: 11.3 m³/ha) (Pignatti et al., 2009). Forse il valore che più si avvicina è quello relativo alle formazioni di robinieti (15 m³/ha); ma il valore dei nativi è molto differente (38 m³/ha). C'è comunque da evidenziare che il contesto urbano è un habitat molto disturbato dall'antropizzazione, ma tuttavia non vi è una costante gestione selvicolturale di questi boschi soprattutto a livello cure colturali come gli sfolli, e le ripuliture.

5.3 Caratteristiche della vegetazione

Analizzando il numero delle specie all'interno delle formazioni (nativi e robinieti), ovvero la ricchezza di specie (*α-diversity*), non vi sono differenze rilevanti. Si può affermare quindi che a livello di ricchezza specifica le due formazioni sono pressoché simili tra loro. Questo potrebbe essere dovuto ai siti in cui sono stato effettuato il campionamento, ovvero un contesto urbano con frequenti disturbi di natura antropica.

Anche se si considera un numero di dieci coppie, apparentemente sembrano poche, dalla curva di accumulazione delle specie, si riscontra un andamento della curva che tende ad

un asintoto. Per cui anche se si aumentasse il numero delle coppie, i risultati che si otterrebbero sarebbero pressoché gli stessi o comunque con una ridotta variazione.

Prendendo in esame i risultati ottenuti dalla funzione dell'NMDS, a livello di composizione specifica, non vi sono riscontrate molte differenze significative. In quanto le due formazioni hanno perlopiù la stessa composizione specifica. Quest'ultima è evidenziata dal grafico dell'NMDS, in particolare i centroidi che circoscrivono le dieci coppie analizzate sono quasi sovrapposte. Anche in questo caso, il risultato di quest'analisi potrebbe essere dovuto al contesto urbanizzato in cui sorgono le varie aree di saggio.

Secondo alcuni studi condotti (Sitzia et al., 2012; Sitzia, Cierjacks, et al., 2016; Vítková et al., 2017), la robinia dovrebbe avere degli impatti positivi o negativi a seconda dei contesti sulla biodiversità. Questo, confrontando con formazioni native, dovrebbe portare ad una riduzione della ricchezza di specie, della composizione e dell'abbondanza di specie. In realtà da questi risultati ottenuti non si evidenzia questo aspetto; ma la composizione specifica e l'abbondanza specifica tra le due formazioni è molto simile.

Le specie esotiche tendono a ridurre la α -diversity piuttosto che la β -diversity dell'intero gruppo di specie (Trentanovi et al., 2013). Tuttavia dai risultati di questo studio, non vi sono differenze significative né a livello di α -diversity né a livello di β -diversity.

Anche l'urbanizzazione, in questo caso gioca un ruolo importante secondo lo studio di Trentanovi (Trentanovi et al., 2013). Essa dimostra di omogeneizzare le specie native; nelle specie non native, a livello di β -diversity, si dovrebbe riscontrare un effetto maggiore e pronunciato nella dominanza esotica.

Essendo la robinia una specie forestale, esotica e pioniera, essa tende a modificare fortemente la composizione delle specie anche all'interno di un suo habitat non nativo. La robinia tende soprattutto ad apportare grandi quantità di azoto nel suolo. Tuttavia nel contesto urbano analizzato, essa tende a modificare la composizione delle specie, magari in siti dove non vi è (già a priori) una grande ricchezza specifica. Anche perché questi ambienti sono molto degradati e antropizzati e spesso sorgono su terreni da riporto; dove molte specie non trovano il loro habitat ideale. La robinia invece è una specie molto resistente ad una vasta gamma di disturbi, la si può trovare anche in un ampio range di tipologie di suolo.

Si può inoltre aggiungere, che non vi è una evidente omogeneizzazione delle specie del sottobosco nei popolamenti italiani di robinia per quanto riguarda la diminuzione di β -*diversity*, nelle foreste giovani pioniere (Trentanovi et al., 2013).

In questo studio, è stata analizzata anche la *Zeta-diversity*, un concetto innovativo, in particolare ci si concentra sul decadimento di Zeta ("*Zeta decay*"). Dal grafico ottenuto (vedere figura 21), sempre confrontando le formazioni native con quella dei robinieti; si evidenzia che i robinieti hanno una composizione delle specie del sottobosco più dinamica rispetto ai nativi. C'è però da evidenziare che a livello di β -*diversity* (calcolata con l'indice di dissimilarità di *Bray-Curtis*) non vi sono differenze statisticamente significative. Essendo i robinieti all'interno di un contesto urbanizzato, è probabile che la loro composizione specifica possa essere influenzata da diversi fattori ambientali e/o da vari disturbi di natura antropica, rispetto alle formazioni native.

6. Conclusioni

In questo studio si è voluto evidenziare l'effettiva presenza della robinia nel contesto urbano della Provincia di Padova e Venezia (Veneto) e come essa può modificare tale ambiente, mettendola a confronto con altre tipologie di formazioni native.

È stata effettuata un'analisi comparativa sia a livello strutturale del popolamento sia a livello vegetativo. Nel primo caso non vi sono delle differenze significative per quanto riguarda i parametri dendrometrici; si è evidenziata qualche differenza a livello di valori medi del volume totale e dell'area basimetrica. I quali dati risultano leggermente superiori nelle formazioni native rispetto ai robinieti. Successivamente è stata anche determinata l'età media delle due formazioni e, in questo caso risulta che le formazioni native sono più longeve rispetto alle formazioni con prevalenza di robinia. È stata effettuata anche un'analisi descrittiva della necromassa legnosa, ma non vi sono delle differenze rilevanti. Si può evidenziare soltanto il fatto che il volume del legno morto delle formazioni di robinieti è inferiore rispetto alle formazioni native; questo è dovuto alla resistenza maggiore al marciume del legno di robinia.

Considerando gli aspetti vegetazionali, non vi sono rilevate differenze statisticamente significative né a livello di ricchezza specifica né a livello di composizione di specie. L'unica differenza interessante riscontrata è data dalla *Zeta-diversity*; in quanto ne risulta che la composizione delle specie del sottobosco nelle formazioni di robinia, sono più dinamiche rispetto a quelle dei nativi.

L'andamento della regressione del *Decadimento di Zeta*, nelle specie native dovrebbe essere più pendente rispetto alle formazioni con specie aliene. Quest'ultime dovrebbero avere una tendenza più superficiale ed avere nicchie più ampie. In realtà nel contesto urbanizzato di questo studio, si nota una tendenza più dinamica nei robinieti. Si può dedurre quindi, che la robinia è una specie che si adatta molto bene a disturbi di varia natura. Inoltre tende ad avere un habitat più ampio rispetto a queste specie native, le quali potrebbero avere maggiore difficoltà a diffondersi in aree degradate.

Si può dedurre, come evidenziato nello studio di *McGeoch*, che le specie comuni e dominanti in un determinato habitat hanno comunque un ruolo importante nella definizione della biodiversità a livello di ecosistema. Spesso il ruolo di queste specie è contrastato dalle specie rare. Nella diversità Zeta si evita di separare le componenti di

specie rare da quelle comuni; consentendo un'analisi più dettagliata del contributo di tutte le specie, da rare, intermedie a comuni (McGeoch et al., 2019).

In realtà questi dati sono tutti da relazionare al contesto urbano che è un habitat molto disturbato da vari fattori ambientali e/o dal continuo impatto antropico.

Infatti la difficoltà di questo studio è data proprio dalla complessità di individuare queste dieci coppie all'interno di un ambiente degradato e spesso di difficile accessibilità. C'è inoltre da evidenziare la complessità di individuare le aree di saggio idonee senza un supporto cartografico adeguato; le aree "verdi" sono state individuate da una gamma di 130 aree tramite immagini satellitari. Tuttavia molte di queste aree sono state scartate per vari motivi tra cui: presenza di ibridi e specie aliene non compatibili con lo studio, o altri aspetti quali presenza di eccessivi rifiuti sparsi e terreno da riporto.

L'ambiente urbano, in questo studio è un ambiente molto degradato e intervallato da continui impatti antropici che non permettono una corretta gestione selvicolturale di tali aree.

La robinia, anche nel contesto urbano svolge un ruolo importante a livello di impatti sulla vegetazione locale. Risulta essere una specie molto "versatile", abile a tollerare anche alti livelli di inquinamento atmosferico (Vítková et al., 2017). Questa specie, seppure sia considerata invasiva, si può, in realtà sfruttare per vari scopi. È una specie pioniera con svariate potenzialità che oscillano dal cambiamento della composizione delle specie ai molteplici usi, a livello di biomassa, ad esempio.

Per cui la robinia più che essere considerata una specie da contrastare o da eliminare, dovrebbe essere una specie da valorizzare anche in un contesto urbano.

È comunque una specie eliofila che pretende molta luce per potersi sviluppare al meglio; perciò se si volesse a tutti i costi eliminarla, basterebbe mantenere un determinato habitat con un'alta copertura e con poca luce, così la robinia avrebbe difficoltà svilupparsi del tutto.

Inoltre è una specie che necessita di regolari trattamenti selvicolturali poiché in condizione di non gestione tende a produrre legname con scarsa qualità produttiva. Se invece vengono effettuati costanti cure colturali quali: le ripuliture, gli sfolli e i diradamenti, può raggiungere anche altezze di 50 m in soli 20 anni d'età (Vítková et al., 2017).

La robinia è stata attestata come parte integrante del paesaggio europeo e si è documentato che contribuisce alla composizione specifica di alcune foreste decidue (Sitzia, Campagnaro, et al., 2016). Questo aspetto è dato anche dal fatto che la robinia è una specie che si adatta e sopravvive ad un ampio range di habitat e suoli differenti.

Grazie alla sua capacità di fissare l'azoto contribuisce anche ad alterare notevolmente le condizioni del suolo aumentandone la disponibilità dei nutrienti, come ad esempio apportando quantità di azoto e fosforo (Sitzia, Campagnaro, et al., 2016).

Con questa capacità di fissare l'azoto, la robinia si è diffusa facilmente negli ambienti urbani. Perciò tende essa tende a diffondersi spontaneamente e rapidamente in ambienti difficili e degradati, rispetto ad altre specie che non riescono a sopravvivere in questi luoghi. Essendo una specie nitrofila, può contribuire alla diffusione di alcune specie tipiche di suoli nitrofili, come ad esempio il sambuco (*Sambucus nigra*), il quale risulta anche come specie indicatrice della presenza di robinieti.

La robinia, inoltre è una specie, come già anticipato, che si adatta molto bene al contesto urbano e contribuisce anche alla componente dei "Novel ecosystem" e alla matrice dei Servizi Ecosistemici (Cierjacks et al., 2013).

Infine, si può concludere che la robinia è una specie pioniera a rapido accrescimento che è stata ampiamente utilizzata anche in siti da ripristinare e tende a crescere facilmente in ambienti urbani, degradati e predominati dalla continua presenza antropica.

7. Bibliografia

- Agrimi, M. (2014). *Meaning and role of urban forests for land management in Italy*. (June), 10–23. <https://doi.org/10.4129/ifm.2013.1.01>
- Barbagallo, S., & Colombo, M. (2011). *Le specie aliene negli agro-sistemi: implicazioni pratiche ed aspetti ecologici*. <https://doi.org/10.21426/B630110547>
- Barberis, R. (2004). *Consumo di suolo e qualità dei suoli urbani*. 703–730.
- Celesti-grapow, L., Peretto, F., Brundu, G., Carli, E., & Blasi, C. (2009). *Le invasioni di specie vegetali in Italia*.
- Ceresatto, J. (2018). *Robinieti e altri boschi ripariali lungo il fiume Piave : un confronto delle strutture forestali e delle comunità vegetali*.
- Cierjacks, A., Kowarik, I., Joshi, J., Hempel, S., Ristow, M., von der Lippe, M., & Weber, E. (2013). Biological flora of the british isles: Robinia pseudoacacia. *Journal of Ecology*, 101(6), 1623–1640. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12162>
- DeGomez, T., & Wagner, M. R. (2001). Culture and use of black locust. *HortTechnology*, 11(2), 279–288.
- E. O. Wilson. (1988). *Biodiversity*.
- Ebone, A., Brenta, P., Canavesio, A., Terzuolo, P., & Pignochino, M. (2014). *Le specie forestali arboree esotiche- Riconoscimento e gestione*.
- Ferraris, P., Terzuolo, P. G., Brenta, P. P., Palenzona, M., Ferraris, P., Terzuolo, P. G., ... Giordano, A. (2000). *La robinia. Indirizzi per la gestione e la valorizzazione*.
- Ferretti, F., Alberti, G., Badalamenti, E., & Campagnaro, T. (2019). *Boschi di neoformazione in Italia : approfondimenti conoscitivi e orientamenti gestionali*.
- ISPRA. (2009). *L' impatto delle specie aliene sugli ecosistemi : proposte di gestione*.
- Marini, L. (2016). *Diversità nello spazio e nel tempo (" Beta - diversity ")*.
- Mcgeoch, M. A., Latombe, G., Andrew, N. R., Shinichi Nakagawa, D. A. N., Roig, M., E, E. M. M., ... Henriksen, M. V. (2019). Measuring continuous compositional change using decline and decay in zeta diversity. *Ecology*, (June), 1–18. <https://doi.org/10.1002/ecy.2832>
- Minchin, P. R. (1987). *An evaluation of the relative robustness of techniques for ecological ordination*. (3), 89–107.
- Motta, R., Berretti, R., Castagneri, D., Duki, V., Garbarino, M., Govedar, Z., ... Maunaga, Z.

- (2011). *Toward a definition of the range of variability of central European mixed Fagus – Abies – Picea forests : the nearly steady-state forest of Lom (Bosnia and Herzegovina). 1884, 1871–1884.* <https://doi.org/10.1139/X11-098>
- Pignatti, G., F. D. N., Gasparini, P., & Paletto, A. (2009). *Il legno morto nei boschi italiani secondo l' Inventario Forestale Nazionale.* (1), 365–375.
<https://doi.org/10.3832/efor0598-006>
- Sitzia, T., Campagnaro, T., Dainese, M., & Cierjacks, A. (2012). Plant species diversity in alien black locust stands: A paired comparison with native stands across a north-Mediterranean range expansion. *Forest Ecology and Management*, 285, 85–91.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.08.016>
- Sitzia, T., Campagnaro, T., & Weir, R. G. (2016). *Novel woodland patches in a small historical Mediterranean city : Padova , Northern Italy.* 475–487.
<https://doi.org/10.1007/s11252-015-0475-3>
- Sitzia, T., Cierjacks, A., De Rigo, D., & Caudullo, G. (2016). Robinia pseudoacacia in Europe: distribution, habitat, usage and threats. *European Atlas of Forest Tree Species.*, (April), e014e79+.
- Tabacchi, G., L. D. C., Gasparini, P., & Morelli, S. (2011). *Stima del volume e della fitomassa delle principali specie forestali italiane.*
- Trentanovi, G., von der Lippe, M., Sitzia, T., Ziechmann, U., Kowarik, I., & Cierjacks, A. (2013). Biotic homogenization at the community scale: Disentangling the roles of urbanization and plant invasion. *Diversity and Distributions*, 19(7), 738–748.
<https://doi.org/10.1111/ddi.12028>
- Vítková, M., Müllerová, J., Sádlo, J., Pergl, J., & Pyšek, P. (2017). Black locust (Robinia pseudoacacia) beloved and despised: A story of an invasive tree in Central Europe. *Forest Ecology and Management*, 384, 287–302.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.10.057>

8.Sitografia

- www.arpa.veneto.it
- www.regione.veneto.it

Ringraziamenti

Desidero ringraziare il mio relatore Tommaso Sitzia per avermi dato la opportunità di avvicinarmi e approfondire questa tematica.

Ringrazio in particolare, il mio correlatore Simone Iacopino per avermi supportata in ogni fase della tesi.

Un grazie va anche a Roberto Rizzieri Masin per suo determinante contributo nei rilievi floristici.

Grazie anche a Thomas Campagnaro, Enrico Marcolin e Angela Luisa Prendin per il loro aiuto nella fase di analisi in laboratorio.

Un ringraziamento speciale è dedicato alla mia famiglia: mia madre, mio padre e mia zia che mi hanno sempre sostenuto ed aiutato.

Infine desidero ringraziare Mirko che mi ha sopportato e sostenuto fino alla fine.