



Lorenzo Orzan  
Matteo De Luca  
Valentino Casolo  
Giorgio Alberti  
Francesco Boscutti

## RELAZIONE TRA STRUTTURA, COMPOSIZIONE E GESTIONE FORESTALE E DISTRIBUZIONE DI PICIDI NELL'AREA FOCE DELL'ISONZO - ISOLA DELLA CONA

### RELATIONSHIP BETWEEN FOREST STRUCTURE, COMPOSITION, AND MANAGEMENT AND WOODPECKERS DISTRIBUTION IN THE AREA FOCE DELL'ISONZO - ISOLA DELLA CONA

**Riassunto** - L'espansione dell'agricoltura e la frammentazione degli habitat esercitano forti pressioni ambientali e sono fra le principali minacce per la biodiversità. Negli ambienti forestali planiziali, in cui queste pressioni sono particolarmente pesanti, è importante mettere in atto misure di conservazione che possano arrestare la perdita di biodiversità e, ove possibile, ripristinarla. Di particolare importanza per tale scopo è la conservazione dei picchi, quali "costruttori di biodiversità" e specie chiave di molti ecosistemi. Le quattro specie di Picidi prese in considerazione in questo lavoro sono il picchio rosso maggiore, *Dendrocopos major*, il picchio rosso minore, *Dryobates minor*, il picchio cenerino, *Picus canus*, e il picchio nero, *Dryocopus martius*. Queste ultime due sono inserite nell'allegato I della Direttiva Uccelli 2009/147/CE che prevede speciali misure di conservazione con particolare riguardo all'habitat. L'area di studio è situata lungo l'ultimo tratto del fiume Isonzo, all'interno del sito Natura 2000 IT3330005 Foce dell'Isonzo-Isola della Cona e della Riserva Naturale Regionale Foce dell'Isonzo. Questo lavoro si pone l'obiettivo di indagare quali siano i fattori che localmente identificano l'habitat delle specie in questione, analizzandone la distribuzione in relazione alla vegetazione e alla struttura ed età forestale. In questo modo si vogliono fornire dei dati utili per attuare una gestione ottimale delle aree boschive planiziali in funzione alla conservazione delle specie considerate. Per monitorare la presenza delle specie, sono stati svolti campionamenti primaverili con la tecnica dei punti di ascolto con utilizzo del *playback*. Successivamente, è stato possibile individuare ipotetici centri di gravitazione delle coppie di picchi in cui è stata analizzata la composizione struttura forestale. In ogni punto, sono state raccolte informazioni circa la composizione specifica dello strato erbaceo, arbustivo ed arboreo, la presenza di legno morto, il diametro e l'altezza degli alberi e la struttura e l'origine del popolamento. I risultati ottenuti mostrano che la composizione specifica del solo strato arboreo non influisce significativamente sulla distribuzione dei Picidi nell'area di studio. Considerando la flora complessiva è stato invece possibile osservare differenze negli habitat utilizzati, in particolar modo per quanto riguarda quello di *Picus canus*. Le variabili che più hanno influenzato la scelta degli habitat dei Picidi nell'area di studio sono quelle relative alla struttura forestale, in particolar modo l'età del bosco, l'area basimetrica del legno morto, il numero di piante per ettaro e la copertura legnosa del popolamento. In particolare, è stato possibile notare una maggiore predilezione da parte di *Dryobates minor* per boschi con elevata copertura legnosa e densità di alberi e, al contrario, una preferenza per boschi più aperti nel caso di *Picus canus*. È risultato che *Dryocopus martius* preferisce popolamenti vecchi e con grandi quantità di legno morto ed è stata confermata la grande adattabilità di *Dendrocopos major*, che si dimostra essere la specie meno esigente per quanto riguarda l'habitat. Gran parte di queste osservazioni possono essere spiegate dalle diverse abitudini alimentari e riproduttive delle quattro specie. Questo studio ci suggerisce che un bosco lasciato a evoluzione naturale abbinato a zone con gestione forestale sostenibile sia favorevole per una maggior diversità di picidi, in particolare per le due specie di direttiva che necessitano di maggiore necromassa e di alberi di maggiori dimensioni.

**Parole chiave** - *Picidae*, Boschi ripariali, Ecologia forestale, Legno morto, Comunità vegetali

**Abstract** - Expansion of agriculture and fragmentation of habitats exert strong environmental pressures and are among the main threats to biodiversity. In lowland forests, where these pressures are particularly high, it is important to implement conservation measures that can stop and reverse the loss of biodiversity. Particularly important for this purpose is the conservation of woodpeckers, "builders of biodiversity" and key species of many forest ecosystems. The four species of *Picidae* considered in this work are the great spotted woodpecker, *Dendrocopos major*, the lesser woodpecker, *Dryobates minor*, the grey woodpecker, *Picus canus*, and the black woodpecker, *Dryocopus martius*. These last two are included in Annex I to the Birds Directive 2009/147/EC, which provides for special conservation measures, particularly as regards habitat. The study area is located along the final stretch of the river Isonzo, within the Natura 2000 site Foce dell'Isonzo-Isola della Cona and the Regional Nature Reserve Foce dell'Isonzo. This work aims at investigating the ecological factors that locally identify the habitat of the studied species, analysing their distribution in relation to the plant community composition, structure, and age of the forest stands. We aimed to provide useful data for an optimal management of these forests, to implement a better conservation of the species considered. Spring samples were taken with the technique of listening points within reproduction sites to characterize the species distribution. Relying on these data, it was possible to identify hypothetical centres of the woodpecker home ranges, where we analysed the forest stand composition and structure. At each site, we recorded plant species composition of the herb, shrub, and tree layers, presence of dead wood, diameter and height of the trees and structure and origin of the stand. Our results

showed that the specific composition of the tree layer does not significantly affect the distribution of Picids in the study area but considering the overall flora it was possible to observe differences in the habitats used, particularly for *Picus canus*. The most important variables determining the choice of the habitats of woodpeckers were related to the forest structure, in particular the age of the wood, the basal area of the dead wood, the number of plants per hectare and the woody cover of the stand. We evidenced a preference by *Dryobates minor* for woods with high woody cover and density of trees and, in contrast, a preference for more open woods in the case of *Picus canus*. *Dryocopus martius* preferred old stands with large quantities of dead wood and has been confirmed the great adaptability of *Dendrocopos major*, which proved to be the least demanding species in terms of habitat. Most of these observations can be explained by the different feeding and reproductive habits of the four species. This study suggests that a natural evolution combined with a sustainable forest management is favourable to all species, particularly for the two species included in Birds Directive, that need more dead wood and larger trees.

**Key words** - Woodpecker, river woods, forest ecology, dead wood, plant communities

## Introduzione

La perdita di biodiversità degli ultimi decenni è talmente drastica da poter essere considerata la sesta estinzione di massa nella storia del Pianeta (CEBALLOS et al. 2015). Tra il 1970 e il 2016, secondo il Living Planet Index globale del 2020, c'è stato un decremento medio del 68% delle popolazioni monitorate di mammiferi, uccelli, anfibi, rettili e pesci (WWF 2020). A livello mondiale sono state riconosciute come principali cause di perdita di biodiversità la frammentazione, il degrado e la distruzione degli habitat, il sovrassfruttamento delle risorse e l'introduzione di specie esotiche (CBD 2009). Nel 2010, il 12.5 % delle 9895 specie di uccelli conosciute globalmente sono risultate a rischio di estinzione. Di queste 1240 specie, 190 sono state classificate "in Pericolo Critico" basandosi su Categorie e Criteri della Lista Rossa IUCN (BirdLife International, 2008). All'interno della classe Aves esistono alcuni ordini che hanno un ruolo più marcato come indicatori delle condizioni ambientali: uno di questi è l'ordine Piciformes. I picchi sono specie chiave di molti ecosistemi in quanto rivestono un ruolo fondamentale nel mantenimento della struttura della comunità ecologica (BRAMBILLA et al. 2013) e per questo sono stati proposti come specie ombrello per gli ecosistemi forestali (MIKUSIŃSKI 2006) e sono ottimi indicatori della diversità ornitologica forestale complessiva (MIKUSIŃSKI et al. 2001). La loro capacità di scavare il legno fa sì che questi uccelli giochino un ruolo fondamentale anche per altre specie "hole-dependent" come cince, pigliamosche, rapaci notturni e passeri, che spesso sono la maggior componente delle comunità ornitologiche forestali (MARTIN & EADIE 1999; GORMAN 2004). Inoltre, questi fori negli alberi sono utilizzati anche da mammiferi come la martora (*Martes martes*), lo scoiattolo rosso (*Sciurus vulgaris*), il quercino (*Eliomys quercinus*), il ghiro (*Glis glis*) e varie specie di pipistrelli, tra cui la nottola gigante (*Nyctalus lasiopterus*) (GORMAN 2004; LAPINI et al. 2022). Vecchie cavità scavate dai picchi vengono spesso colonizzate anche da insetti sociali come api, vespe e calabroni (JOHANSSON et al. 1993; GORMAN 2004). In più, le abilità ed il metodo di foraggiamento di questi uccelli, rendono possibili una serie di opportunità di

alimentazione per altre specie (GORMAN 2004). Anche dal punto di vista della vegetazione i picchi possono essere una risorsa importante in un contesto forestale. Essi sono i principali predatori di molti insetti che si cibano di corteccia e legno riuscendo, talvolta, a prevenire lo sviluppo di epidemie (JACKMAN 1974). I picchi spesso contano sull'azione dei funghi che degradano il legno per scavarlo con maggiore facilità ed è stato dimostrato che favoriscono l'invasione fungina forando gli alberi e danneggiandone la corteccia. Inoltre, hanno un importante ruolo anche nella dispersione e diffusione di funghi e specie vegetali, essendo essi stessi vettori di ife e spore fungine, oltre che di micro-propaguli di licheni e briofite e di pollini di diverse piante vascolari (FARRIS et al. 2004; JACKSON & JACKSON 2004; JOHANSSON et al. 2021).

Le modalità e l'intensità di gestione dei boschi sono i principali fattori di impatto sulla biodiversità negli ecosistemi forestali (DIELER et al. 2017). Le pratiche selvicolturali influiscono sulla struttura del bosco, in particolare sulla taglia degli alberi, sulla distribuzione delle età e sulla densità dei popolamenti, oltre ad avere una forte influenza sui microhabitat forestali e sulla presenza di legno morto (PRETZSCH 1997). Questi elementi strutturali hanno a loro volta influenza sulla fauna e sulla flora forestale ed è quindi importante conoscere a fondo l'ecosistema boschivo in modo da poter prevedere gli effetti dell'intervento selvicolturale e limitarne gli impatti sulle altre specie. Le foreste europee sono state gestite e utilizzate intensamente e, fino alla fine del ventesimo secolo, la presenza di legno morto era percepita come elemento negativo e indicatore di cattiva gestione forestale (MOTTA 2020). Infatti, la selvicoltura tradizionale tende a rimuovere il legno morto e a tagliare gli alberi al di sopra di un certo diametro. Solo recentemente la necromassa è stata riconosciuta come una componente fondamentale delle foreste, con un ruolo insostituibile sia nei processi naturali che avvengono in foresta, che nella conservazione della biodiversità (HARMON et al. 1986; HANSEN et al. 1991). Nelle foreste temperate rappresenta infatti un importante fattore per la vita di uccelli, insetti, mammiferi e persino pesci, oltre che ospitare molte specie di piante vascolari, briofite, licheni e funghi (SVERDRUP-THYGESON et al. 2014). Inoltre,

svolge un ruolo fondamentale anche nei confronti della rinnovazione (ZIELONKA & NIKLASSON 2001) e costituisce un importante sink di carbonio (WATSON et al. 2018). Se fino a pochi decenni fa la necromassa era praticamente assente negli ecosistemi forestali gestiti, a causa di un'alta frequenza di tagli di rinnovazione ed intercalari (STOKLAND 2001), negli ultimi decenni la quantità di legno morto nelle foreste europee ed italiane è andata aumentando grazie ad una riduzione del prelievo legnoso ed anche all'aumento della frequenza e dell'intensità dei disturbi naturali (SEIDL et al. 2017). Ad oggi, il mantenimento di una certa quantità di necromassa negli ecosistemi boschivi è una misura di conservazione prevista all'interno dei siti appartenenti alla rete Natura 2000, nonché da molti regolamenti forestali regionali.

Con il fine di fornire dati utili alla gestione delle aree boschive planiziali, in funzione della conservazione delle specie di picchi considerate, sono state analizzate le relazioni ecologiche tra Picidi, habitat e struttura forestale, nell'area della Foce dell'Isonzo-Isola della Cona. Ci si attende di rilevare un'influenza della struttura forestale, della presenza di legno morto e dell'età del bosco sulla distribuzione delle specie di Picidi presenti nell'area di studio. Si ipotizza di evidenziare differenze in termini di habitat e struttura forestale tra le specie considerate. In base a queste ipotesi, ci si propone di fornire elementi oggettivi spendibili per un'eventuale regolamentazione della gestione forestale, mirata alla tutela di queste specie protette e dei loro habitat, o per l'incentivazione di pratiche selvicolturali finalizzate alla conservazione degli ambienti utili a favorire le specie target.

## Materiali e metodi

### Area di studio

L'area di studio (Figura 1) si colloca nella parte orientale della bassa pianura friulana, in Italia (centroide 45°77'44.05"N 13°47'05.46"E), all'interno dei confini del sito Natura 2000 IT3330005 Foce dell'Isonzo-Isola della Cona e della Riserva Naturale Regionale Foce dell'Isonzo. In particolare, sono state considerate le aree boscate adiacenti agli argini della parte terminale del corso del fiume Isonzo, a sud del ponte di Pieris sulla strada statale 14 e alcuni boschi più esterni agli argini. L'area in questione ricade nei comuni di San Canzian d'Isonzo, Fiumicello e Staranzano, in provincia di Gorizia, ed ha una superficie di circa 816 ha sviluppata in lunghezza in poco più di 9 km in direzione nordovest-sudest. L'area si colloca nella zona di transizione fra il clima della bassa pianura e quello dell'altopiano carsico. Il mese meno piovoso è febbraio con pioggia medie di 55 mm; mentre le pre-

cipitazioni risultano più abbondanti a settembre (124 mm), ottobre (116 mm) e novembre (106 mm); le medie annue si attestano 1024 mm; le temperature sono mitigate dall'influenza del mare, con media annuale di 13,8 °C con valori medi mensili massimi nei mesi di luglio e agosto e i valori minimi a febbraio (ARPA FVG - OSMER 2015). La pianura veneto-friulana, in cui si colloca l'area considerata in questo lavoro, è stata interessata da un'importante azione di trasporto di materiale da parte dei fiumi nel Quaternario. Ciò ha portato ad una grande deposizione di sedimenti nella pianura, i quali hanno formato ampi e piatti conoidi alluvionali chiamati "megafan" (FONTANA et al. 2008). L'area di studio è collocata sul megafan dell'Isonzo-Torre.

In passato l'area è stata interessata da grandi opere di bonifica idraulica che hanno di molto ridotto le aree boscate e le paludi che una volta occupavano il territorio, trasformandolo in un paesaggio principalmente agricolo, anche all'interno degli argini principali dove la fascia di pertinenza fluviale è spesso estremamente ridotta (ORIOLO et al. 2013). I boschi ripariali e golenali di quest'area sono quindi ambienti molto frammentati che si distribuiscono in una matrice prevalentemente agricola.

L'istituzione della Riserva Naturale della Foce dell'Isonzo nel 1996, con il ripristino di zone paludose, ha fatto sì che incrementasse notevolmente il numero delle specie, in particolar modo quelle ornitiche, legate agli ambienti umidi. Si segnala la presenza di oltre 300 specie di uccelli fra migratori, svernanti, estivanti e stazionari, 98 delle quali sono incluse nell'Allegato I della Direttiva 147/2009 Uccelli (ORIOLO et al. 2013). Oltre agli uccelli, la riserva ospita molte altre specie animali di interesse comunitario comprese nell'allegato II della Direttiva 43/92 Habitat (STOCH et al. 1992; LAPINI et al. 1996).

L'area presenta una grande diversità di habitat al suo interno ed è rilevante soprattutto per la presenza di aree palustri di acqua dolce e salmastra. Il mosaico vegetazionale include lembi di prato umido con elevata diversità floristica, boscaglie di salici di greto e boschi golenali a salici e pioppi (ORIOLO et al. 2013). I tipi boschivi più rappresentativi sono i robinieti fluviali e i pioppeti golenali a pioppo nero, pioppo bianco (*Populus alba*) e salice bianco (*Salix alba*) i quali, in condizioni di maggiore ristagno d'acqua, includono specie come il frassino ossifillo (*Fraxinus angustifolia*) e l'ontano nero (*Alnus glutinosa*). Sono presenti anche alcuni esempi di quercocarpinieti planiziali (PEDROTTI et al. 1996; ORIOLO et al. 2013). La naturalità di questi boschi è in parte compromessa dalla gestione forestale e dalla presenza di numerose specie vegetali alloctone come *Robinia pseudoacacia*, *Acer negundo*, *Amorpha fruticosa*, *Helianthus tuberosus* e *Reynoutria japonica* (POLDINI et al. 2011).

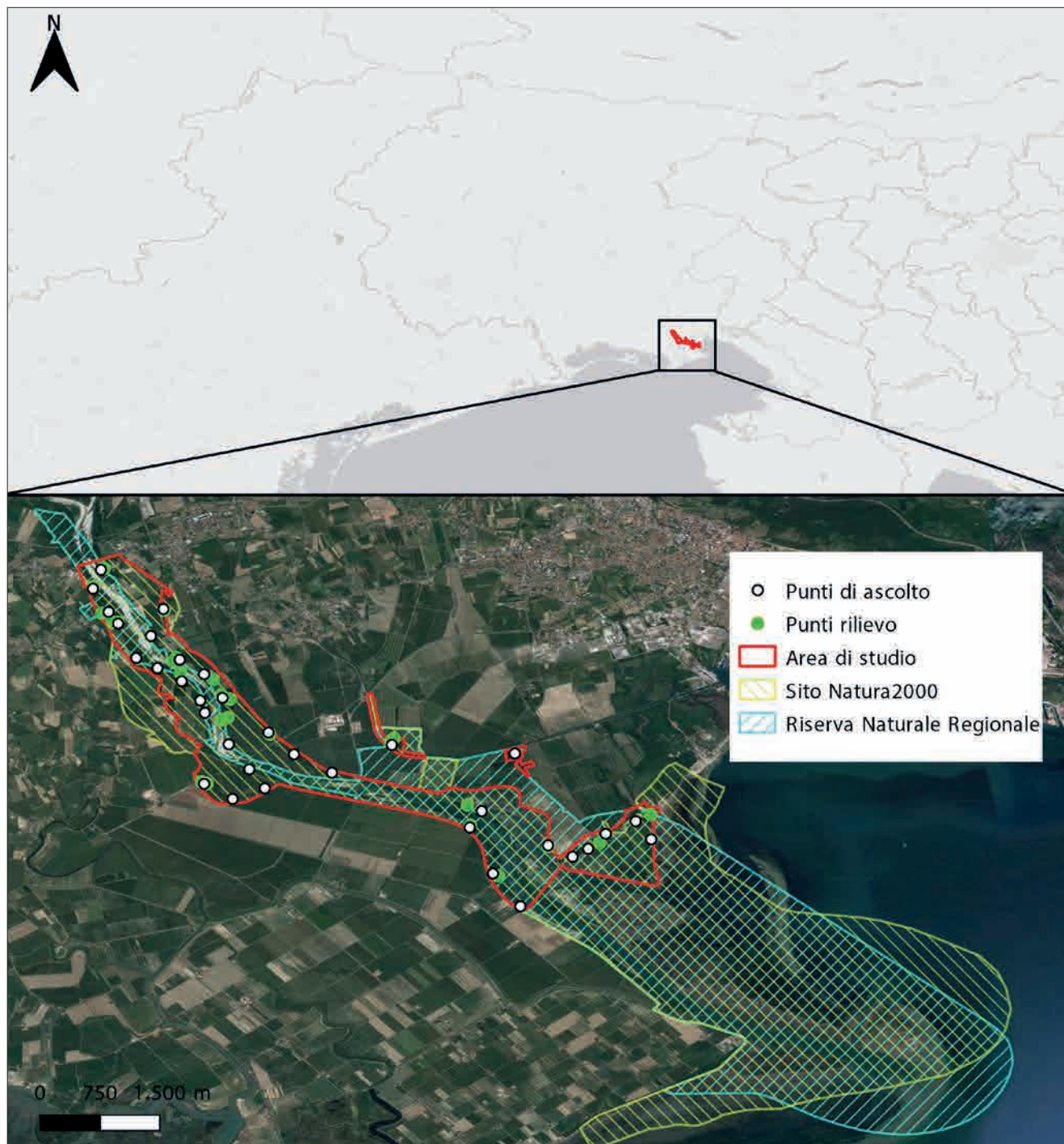


Fig. 1 - (a) Collocazione dell'area di studio nell'Italia Nord-orientale; (b) Immagine dell'area di studio con i confini del sito Natura2000 Foce dell'Isonzo-Isola della Cona e della Riserva Naturale Regionale della Foce dell'Isonzo.

- (a) Study area, northern-east Italy; (b) study area borders within the Natura2000 "Foce dell'Isonzo-Isola della Cona" and "Riserva Naturale Regionale della Foce dell'Isonzo" sites.

### Specie monitorate

In questo lavoro sono state monitorate quattro specie di Picidi: Il picchio rosso maggiore (*Dendrocopos major*) è il Picide più diffuso in Friuli Venezia Giulia (PARODI 1999) e il più flessibile dal punto di vista alimentare e dell'habitat (GORMAN 2004). Il picchio rosso minore (*Dryobates minor*) è il picchio di minori dimensioni in Europa e, in regione, è da qualche anno

diventato frequente grazie all'espansione del bosco (DENTESANI 2011).

Il picchio nero (*Dryocopus martius*) è il più grande picchio europeo ed in Friuli Venezia Giulia, come nel resto d'Italia, ha espanso il suo areale fino alla zona di costa. Il picchio cenerino (*Picus canus*) è la specie di più recente arrivo nell'area di studio. Queste ultime due specie sono incluse nell'allegato I della direttiva Uccelli 2009/147/CE.

### Raccolta dei dati

La raccolta dei dati è stata svolta da inizio aprile 2021 a inizio giugno 2021 ed è avvenuta in due fasi distinte. Durante la prima fase è stato effettuato un monitoraggio faunistico considerando quattro specie di Picidi. Nella seconda fase sono stati eseguiti i rilievi vegetazionali e dendrometrici in base ai dati raccolti durante il monitoraggio delle specie ornitiche.

Per il rilievo faunistico è stata utilizzata la tecnica dei punti di ascolto con stimolazione sonora tramite playback (BIBBY et al. 2000). I punti di ascolto sono stati posizionati coprendo tutte le diverse aree boschive presenti all'interno dell'intera area di studio; in caso di aree boschive molto ampie sono stati previsti più punti di ascolto per ognuna di esse. Le aree considerate sono quelle riconosciute boschive dalla Carta degli Habitat del Friuli Venezia Giulia, che corrispondono ad ambienti più o meno omogenei. I richiami di *Dendrocopos major*, *Dryobates minor* e *Picus canus* sono stati riprodotti in 34 punti di ascolto (fig.1) posizionati ad una distanza di almeno 200 m, in modo da non incorrere in doppie registrazioni (KOSIŃSKI et al. 2004). Per quanto riguarda *Dryocopus martius*, è stata prevista la riproduzione del suo canto in punti di ascolto più distanti tra loro rispetto alle altre specie, tenendo conto della maggiore estensione del suo territorio, che si aggira tra i 100 ed i 400 ettari. Il monitoraggio faunistico è stato effettuato da marzo ad aprile, a partire dalle prime luci dell'alba, fino alle ore 11 circa. Per ogni punto di ascolto sono state riportate su mappa digitale, tramite il software QGIS (QGIS DEVELOPMENT TEAM 2021), le posizioni di tutti i soggetti individuati. Questa operazione è stata ripetuta per tre volte in ognuno dei 34 punti di ascolto. Sono stati poi ricavati gli ipotetici centroidi territoriali delle coppie.

Le aree del rilievo vegetazionale e dendrometrico (fig. 1) sono state scelte sulla base dei centroidi dei territori, prendendo tutti i centri territoriali di *Dryocopus martius* (3), *Picus canus* (5) e *Dryobates minor* (7), e 10 dei 62 territori di *Dendrocopos major*. In ognuno di questi 25 punti è stata definita, con l'ausilio di un telemetro/ipsometro VERTEX IV, un'area di rilievo circolare di 13 m di raggio all'interno della quale è stato svolto sia il rilievo vegetazionale che quello forestale dendrometrico. Per il rilievo forestale la soglia di cavallettamento è stata fissata a 17.5 cm di diametro. I diametri sono stati misurati tramite un cavalletto dendrometrico e riferiti a classi di ampiezza di 5 cm. La descrizione dello stato di salute degli alberi si è basata su quattro classi di vitalità: (1) albero vivo, (2) albero deperente, (3) albero morto intero, (4) albero morto stroncato. Per alcuni alberi all'interno del popolamento sono state misurate anche le altezze tramite l'ipsometro a ultrasuoni VERTEX IV e sono stati riportati

i diametri reali. Infine, per ogni area di rilievo è stata compilata una descrizione completa e dettagliata del popolamento. L'età dei popolamenti è stata stimata tramite l'analisi di ortofoto (l'ortofoto più vecchia a disposizione risale al 1957). Per quanto riguarda il rilievo vegetazionale ci si è basati sul metodo proposto da Braun-Blanquet (1928) modificato secondo valori di copertura percentuale.

Per tutte le specie censite nell'area è stata stimata la copertura percentuale del suolo considerando strato arbustivo (legnose con diametro minore di 17.5 cm), strato erbaceo e vegetazione totale. La nomenclatura floristica fa riferimento alle ultime check list delle specie native e aliene in Italia (BARTOLUCCI et al. 2018; GALASSO et al. 2018).

### Analisi statistiche

I dati forestali sono stati utilizzati per calcolare il numero di piante per ettaro, l'area basimetrica, l'altezza media e il diametro medio per ogni specie, la classe di vitalità e il diametro medio di ogni plot. Costruendo curve ipsometriche con i dati di altezza e di diametro reale rilevati durante il rilievo dendrometrico è stato possibile calcolare le altezze per ogni classe di diametro in funzione della specie o del gruppo di specie. Per *Fraxinus angustifolia*, *Fraxinus excelsior*, *Populus alba*, *Populus nigra*, *Platanus hispanica* e *Ulmus minor* sono state costruite curve ipsometriche specie-specifiche, mentre per tutte le altre specie i dati, essendo molto meno numerosi, sono stati raggruppati in un'unica curva chiamata "altre specie". Successivamente, sono stati elaborati diversi indici in modo da riassumere i dati forestali in numeri che possano essere in un secondo momento utilizzati per l'analisi statistica. Per ogni variabile gli indici sono stati calcolati sui valori della variabile stessa in ogni plot utilizzando la formula: indice =  $(X - X_{min}) / (X_{max} - X_{min})$

X è il valore della variabile nel singolo plot, Xmin e Xmax sono rispettivamente il valore minimo ed il valore massimo considerando tutti i 25 plot.

Gli indici che sono stati calcolati sono: (i) numero di alberi a ettaro (N/ha); (ii) numero di alberi a ettaro con diametro maggiore di 45 cm (N/ha con d>45cm); (iii) area basimetrica degli alberi morti (G morti); (iv) indice di distribuzione dei diametri (calcolato sul coefficiente di variabilità dei diametri); (v) indice altezza media (calcolata sull'altezza media di Lorey).

Inoltre, sono stati considerati anche l'età del bosco ricavata tramite indagine di ortofoto e alcuni aspetti ricavati dalla descrizione del popolamento quali la struttura verticale (monopiano/biplano /stratificato), lo stadio evolutivo (fustaia/perticaia/ceduo abbandonato) e l'origine del bosco (naturale/ artificiale).

Per quanto riguarda il rilievo vegetazionale è stata effettuata una somma tra le percentuali di copertura dello

strato arboreo e dello strato arbustivo per ottenere un indice di copertura legnosa.

Per ogni plot di campionamento è stato calcolato l'indice di Shannon-Wiener.

Le analisi statistiche sono state effettuate tramite il software R 3.4.4 statistical software (R Core Team, 2021). I dati raccolti sul campo sono stati inizialmente aggregati per ognuna delle 25 aree di rilievo. Le variabili forestali e vegetazionali sono state sottoposte al test di correlazione di Pearson, in modo da poter scegliere tra quelle maggiormente correlate ( $r > |0,7|$ ;  $p < 0,001$ ) una sola rappresentante. Per i dati relativi al rilievo vegetazionale è stata svolta un'analisi multivariata di Non-metric multidimensional scaling (NMDS) con lo scopo di definire le variazioni in composizione specifica legate alle quattro specie di Picidi. All'NMDS è stata aggiunta un'analisi "fits environmental vectors or factors". Sono stati applicati modelli lineari misti (Linear Mixed Effects Models) per individuare gli effetti delle variabili forestali sulla distribuzione dei picchi. In particolare, è stato analizzato il comportamento delle variabili forestali considerate, ovvero l'età del bosco, la copertura legnosa, il numero di piante per ettaro, il numero di piante per ettaro con diametro maggiore di 45 cm, l'area basimetrica del legno morto, la variabili-

tà dei diametri e l'altezza media, in interazione con le quattro specie di picchi.

## Risultati

I rilievi effettuati nel periodo pre-riproduttivo con l'utilizzo del playback hanno consentito di individuare 77 potenziali territori corrispondenti ad altrettante coppie delle quattro specie oggetto di studio. Nello specifico sono stati determinati 3 territori per *Dryocopus martius*, 5 per *Picus canus*, 7 per *Dryobates minor* e 62 per *Dendrocopos major* (fig. 2). In generale, i Picidi sono ben distribuiti in tutte le aree boscate indagate; solamente in uno dei 34 punti di ascolto non è stata registrata la presenza di nessuna delle specie prese in considerazione. Con questo lavoro si è potuto definire la densità di coppie delle diverse specie di Picidi all'interno dell'area di studio: 0.37 coppie/100 ha di *Dryocopus martius*, 0.61 coppie/100 ha di *Picus canus*, 0.86 coppie/100 ha per *Dryobates minor* e 7.6 coppie/100 ha per *Dendrocopos major*. Per quanto riguarda i rilievi vegetazionali e forestali, nelle 25 aree di rilievo sono state determinate 21 specie arboree e 101 specie vegetali tra strato arbustivo ed erbaceo (Appendice 2).

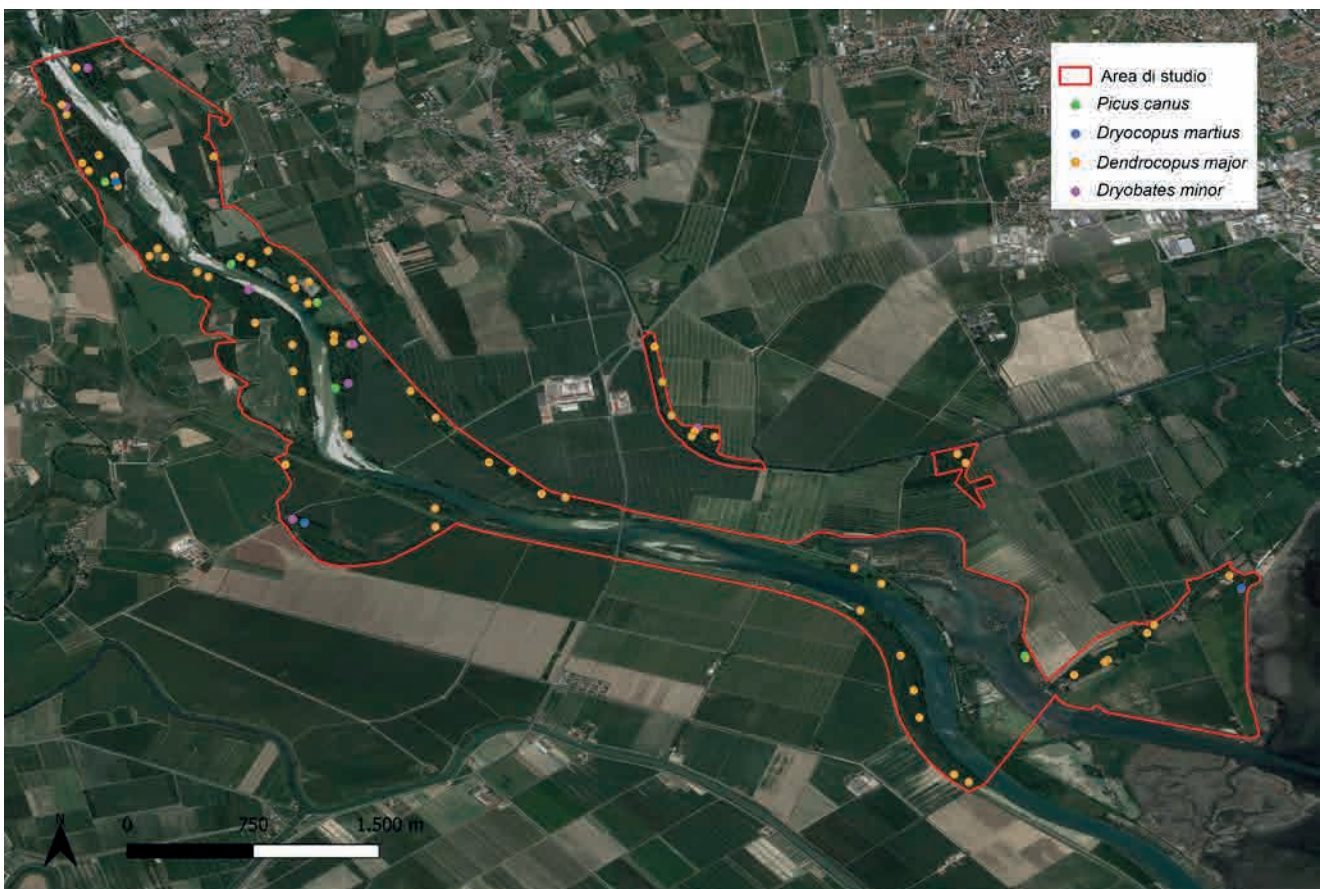


Fig. 2 - Distribuzione dei centroidi di presenza delle coppie di individui delle quattro specie considerate all'interno dell'area di studio

- Centres of the woodpecker home ranges for the nesting pairs of the four species considered within the study area.

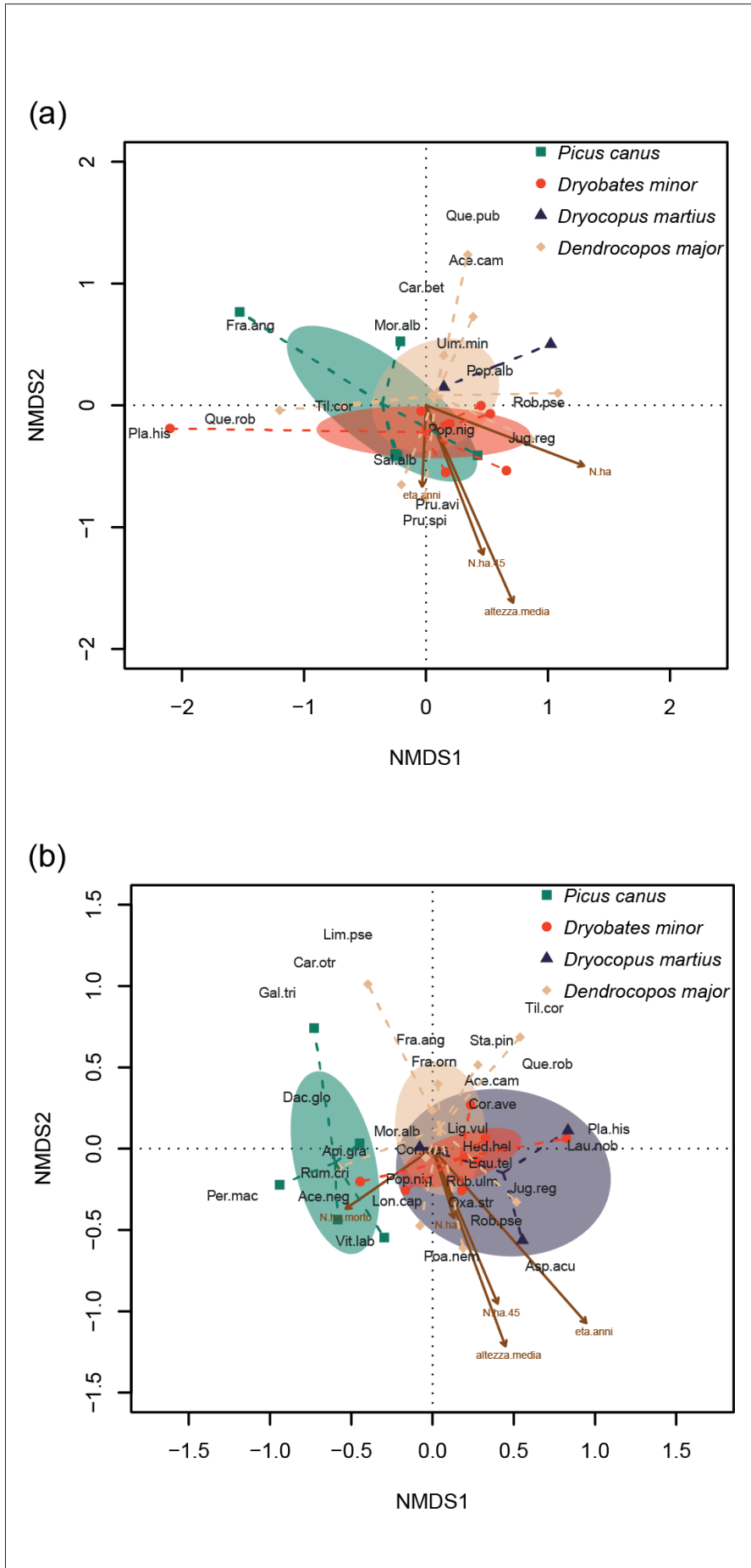


Fig. 3 - Biplot della non-metric multidimensional scaling (NMDS) applicata alle 25 aree di rilievo, considerando solo la composizione dello strato arboreo (a) e includendo tutte le specie vegetali rilevate, arboree, erbacee ed arbustive (b). All'analisi sono stati aggiunti i risultati della analisi "fits environmental vectors or factors" che hanno mostrato significatività con gli assi dell'ordinamento ( $p < 0.05$ ): N.ha.morto= numero di piante arboree morte per ettaro; altezza.media= altezza media di Lorey del popolamento forestale; N.ha.45 = numero di piante arboree per ettaro con diametro maggiore di 45 cm; eta.anni = numero di anni stimati per il popolamento forestale. L'abbreviazione delle specie fa riferimento all'Appendice.

- Biplot of the non-metric multidimensional scaling (NMDS) applied to the 25 sampling areas concerning (a) the tree layer (a) and the overall specie list (i.e. trees, shrubs and herbs) (b). The significant fits environmental vectors or factors are also shown ( $p < 0.05$ ): N.ha.morto= number of dead trees per hectare; altezza.media= mean Lorey height of forest stand; N.ha.45 = number of trees per hectare with a trunk diameter over 45 cm; eta.anni= estimate mean age (years) of the forest stand. Species abbreviation refers to Appendix.

Età bosco	3-18	5,56	0,007
Copertura legnosa	3-20	3,30	0,041
Numero di piante per ettaro	3-20	3,24	0,044
Piante/ha con diametro>45cm	3-21	0,82	0,495
Area basimetrica delle piante morte	3-18	4,69	0,014
Variabilità diametri	3-18	3,58	0,035
Altezza media	3-21	0,10	0,955

Tab. 1 - Risultato del test ANOVA sull'effetto delle diverse variabili forestali considerate sulla presenza di picchi.

- Outcomes of the ANOVA testing the effect of forest variables on woodpecker species.

### Relazioni tra comunità vegetali forestali e distribuzione dei Picidi

In Figura 3a è possibile osservare come la composizione specifica dello strato arboreo non evidenzia significative differenze nella distribuzione delle quattro specie di picchi considerate. Ordinando i siti di osservazione in base alla flora complessiva e raggruppandoli in base alla presenza delle specie di picchio, si nota che l'habitat occupato da *Picus canus* si discosta da quello delle altre tre specie (fig. 3b). Lungo l'asse NMDS1, infatti, si separa efficacemente la vegetazione frequentata da *Picus canus*, caratterizzata da specie erbacee ed arbustive ruderali ed esotiche come *Acer negundo*, *Persicaria maculosa* e *Rumex crispus*. Le aree di *Dryocopus martius*, *Dryobates minor* e *Dendrocopos major* si sovrappongono, ma anche tra di esse sono visibili alcune differenze. In particolare, *Dryocopus martius* sembra essere più esigente delle altre due specie per quanto riguarda l'età del bosco, il numero di piante per ettaro con diametro di grandi dimensioni e l'altezza media delle piante arboree (NMDS2).

### Relazioni tra specie e struttura forestale

L'analisi di correlazione tra le variabili forestali ha evidenziato che l'area basimetrica (G) è altamente correlata al numero di piante per ettaro con diametro maggiore di 45 cm, si terrà quindi conto solamente di quest'ultima variabile nelle analisi successive. Similmente, anche il numero di piante morte per ettaro è correlato positivamente all'area basimetrica delle piante morte, la quale verrà considerata nelle analisi che seguono rappresentando anche la prima.

Nell'analisi statistica è stata indagata anche l'influenza della diversità vegetale, attraverso l'indice di Shannon-Wiener, nella distribuzione delle specie di picchio, senza riscontrare però alcuna relazione significativa (dato non riportato).

Alcune delle variabili forestali analizzate non risultano avere un effetto statisticamente significativo sulla distribuzione delle specie considerate, in particolare l'altezza media ed il numero di piante per ettaro con diametro maggiore di 45 cm. Al contrario, l'età del bosco, la copertura legnosa, il numero di piante per ettaro, l'area basimetrica delle piante morte e la variabilità dei diametri hanno influenzato in maniera significativa la distribuzione delle quattro specie di picchio (tab. 1).

Si può osservare che *Dryocopus martius* frequenta boschi più vecchi rispetto a *Dryobates minor* e *Dendrocopos major*, mentre *Picus canus* frequenta popolamenti con età intermedia fra quelli monitorati (fig. 4a). *Dryocopus martius* richiede anche una maggior presenza di necromassa, mentre *Dendrocopos major* e *Dryobates minor* ne dimostrano una minore esigenza (fig. 4b). *Picus canus* frequenta ambienti in cui l'area basimetrica del legno morto ha valori intermedi tra le due situazioni precedentemente descritte. La distribuzione delle quattro specie di Picidi è stata influenza-

	struttura verticale			stadio evolutivo			origine del bosco	
	mon	bi	stra	fus	per	ced	nat	art
PC	20	80	0	80	20	0	80	20
PN	33	67	0	67	33	0	33	67
PR	40	40	20	50	40	10	60	40
PM	14	86	0	100	0	0	86	14

Tab. 2 - Analisi delle variabili forestali qualitative in relazione alle specie di picchi. I valori numerici indicano la percentuale di frequenza del tipo di struttura forestale/origine del popolamento/stadio evolutivo rilevata nei territori di ognuna delle quattro specie. PC = *Picus canus*; PN = *Dryocopus martius*; PR = *Dendrocopos major*; PM = *Dryobates minor*. mon = popolamento monoplano; bi = popolamento biplano; stra = popolamento stratificato. fus = fustaia; per = perticaia; ced = ceduo abbandonato. nat = naturale; art = artificiale.

- Analysis of qualitative forest variables in relation to woodpecker species. The values indicate the frequency (%) of forest type of forest structure/origin of the stand/dynamic stage for each species. PC = *Picus canus*; PN = *Dryocopus martius*; PR = *Dendrocopos major*; PM = *Dryobates minor*. mon = monoplane stand; bi = biplane stand; stra = stratified stand. fus = high forest; per = pole; ced = abandoned coppice. nat = natural; art = artificial.



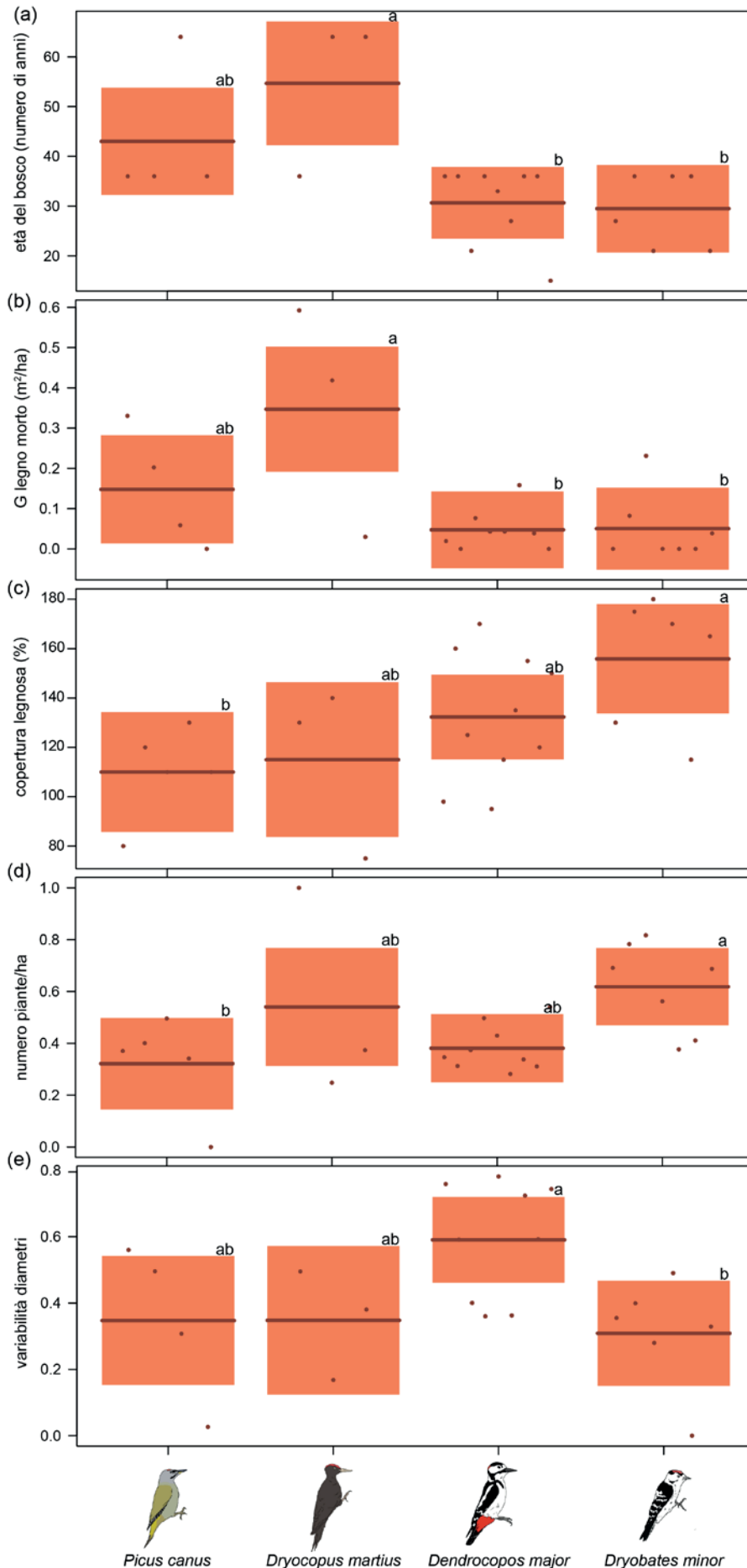


Fig. 4 - Relazioni tra le variabili di struttura forestale e le specie di picchi nei popolamenti analizzati. Sono presentate le relazioni significative con: età del bosco (a), area basimetrica del legno morto (b), copertura specie legnose (c), numero di piante per ettaro (d) e variabilità dei diametri delle piante arboree (e). L'area ombreggiata di arancio corrisponde all'intervallo di confidenza (0.95%); la linea nera rappresenta il valore medio; i punti rappresentano le osservazioni. A lettere diverse corrispondono differenze statisticamente significative (P-value < di 0.05).

- Relationships between forest structure variables and woodpecker species in the analyzed stands. The significant effect of stand age (a), basal area of dead wood (b), woody species cover (c), tree number per hectare (d) and variability of tree diameters (e) are shown. The orange shaded area corresponds to the confidence interval (0.95%); the black line represents the average value; the dots represent the observations. Different letters correspond to statistically significant differences (P-value < 0.05).

ta significativamente anche dalla copertura legnosa delle aree boscate considerate: *Dryobates minor* preferisce boschi più fitti, con una maggiore copertura dello strato arboreo e arbustivo, mentre *Picus canus* preferisce boschi più aperti, con una presenza legnosa meno densa (fig. 4c). *Dendrocopos major* e *Dryocopus martius* prediligono una situazione intermedia. Per quanto riguarda la densità del popolamento forestale *Picus canus* preferisce boschi con una densità di piante arboree minore rispetto a *Dryobates minor*, il quale frequenta boschi con numero di piante per ettaro significativamente più abbondante (fig. 4d). *Dryocopus martius* e *Dendrocopos major* frequentano boschi con un numero di piante per ettaro intermedio rispetto alle altre due specie. Si nota, inoltre, una maggiore propensione da parte di *Dendrocopos major* a frequentare boschi con un'alta variabilità diametrica delle piante arboree (fig. 4e). *Dryobates minor*, al contrario, preferisce boschi più omogenei per quanto riguarda la classe diametrica delle specie arboree. *Picus canus* e *Dryocopus martius* frequentano boschi in cui la variabilità dei diametri è intermedia rispetto ai due casi precedenti.

Nella tab. 2 è possibile confrontare la distribuzione delle quattro specie di Picidi in base a variabili forestali di tipo qualitativo. In particolare, si osserva che *Picus canus* frequenta per lo più fustaie biplane di origine naturale. *Dryocopus martius* preferisce popolamenti artificiali biplane, con piante che superano i 18 m di altezza (fustaie). *Dryobates minor* dimostra un'evidente preferenza per le fustaie biplane, con una marcata propensione per i boschi di origine naturale rispetto a quelli d'impianto. Per quanto concerne *Dendrocopos major*, non sono evidenti preferenze per quanto riguarda la struttura verticale, lo stadio evolutivo o l'origine del bosco.

## Discussione

Le analisi condotte nei 25 siti di presenza delle quattro specie di Picidi oggetto di studio hanno evidenziato che le variabili relative alla struttura forestale sono molto più influenti sulla distribuzione delle specie di picchi rispetto alla composizione specifica dello strato arboreo del bosco. L'età forestale, la percentuale di copertura legnosa, il numero di piante per ettaro e l'area basimetrica del legno morto risultano determinanti nel distinguere l'habitat delle specie considerate (fig. 4). Come già riferito in letteratura, la struttura forestale determina gli ambienti più adatti alle abitudini sociali, riproduttive e alimentari dei picchi, influenzando allo stesso tempo anche la vegetazione erbacea del sottobosco (BERGER & PUETTMANN 2000). Nonostante il basso numero di osservazioni, nello studio si è osservato una rilevante differenza nella composizione

floristica dello strato erbaceo per i boschi frequentati da *Picus canus*, che potrebbe essere legata anche ad una diversa struttura del bosco scelto dall'animale. I risultati suggeriscono quindi la possibilità di riconoscere una composizione floristica caratteristica, corrispondente allo stadio forestale ideale per la specie.

### Relazione tra comunità vegetali forestali e distribuzione dei Picidi

Analizzando la relazione tra le specie arboree nelle diverse aree di rilievo e la distribuzione delle quattro specie di Picidi, non è stata trovata un'influenza significativa. Dai risultati di questo studio appare quindi che la composizione specifica arborea del bosco non sia un elemento determinante nella scelta dell'habitat da parte dei picchi. Includendo nell'analisi le specie arbustive ed erbacee, si possono invece distinguere quattro tipi di habitat dei picchi, tra i quali si differenzia in maniera evidente quello occupato da *Picus canus*. Nell'ambito considerato, le caratteristiche dell'habitat di questo Picide sono quindi distinte dagli altri soprattutto in base alla flora erbacea. In ambiente boschivo, la composizione dello strato erbaceo può essere influenzata da diversi fattori. Innanzitutto, la maggior parte dei boschi presi in considerazione vengono periodicamente inondati dall'esonazione del fiume Isonzo e ricevono di conseguenza una grande quantità di semi e propaguli, nonché materiale organico raccolto e trasportato lungo tutto il suo corso. Questa condizione ha una certa influenza sullo strato erbaceo di alcuni di questi boschi. Un ulteriore fattore che incide sulla composizione del sottobosco è la struttura e l'età del bosco stesso (BERGER & PUETTMANN 2000; LITZA & DIEKMANN 2019). La struttura del bosco influenza pesantemente la composizione dello strato erbaceo in quanto da essa dipendono degli importanti aspetti microclimatici quali la quantità di precipitazioni e di radiazione solare che arriva al suolo e la velocità del vento all'interno del popolamento, con un impatto anche sulla temperatura e sull'umidità (CHEN et al. 1993; AUSSENAC et al. 1995; AUSSENAC 2000)1995; AUSSENAC 2000. Infine, la gestione forestale può pesantemente interagire con i precedenti fattori, andando a modificare la struttura del bosco (DELLA LONGA et al. 2020). Diversi studi hanno dimostrato che l'apertura dello strato arboreo, dovuta a disturbi naturali o a una gestione intenzionale, aumenta la disponibilità di luce, influenzando positivamente la diversità del sottobosco. Il mantenimento di foreste ad alto fusto mantiene invece la diversità delle specie più sensibili ai disturbi, in particolar modo quelle sciafile (WHIGHAM 2004; ŠEBESTA et al. 2017; DELLA LONGA et al. 2020). Queste variabili forestali, oltre a giocare un ruolo importante sulla composizione erbacea, sono molto influenti anche nel condizionare la presenza e la distribuzione

dei picchi. È possibile quindi trovare una relazione tra la composizione floristica dello strato erbaceo di un popolamento forestale ed una determinata struttura boschiva, che è a sua volta associata ad una specie di picchio. Ad esempio, sembrerebbe che nelle situazioni in cui lo strato erbaceo è ricco in specie esotiche, probabilmente riconducibili a interferenze legate alla gestione antropica (HILL et al. 2005), la struttura forestale sia quella ideale alla presenza di *Picus canus*.

#### *Relazioni tra specie e struttura forestale*

L'analisi della relazione tra l'età del bosco e le specie di Picidi ha evidenziato come *Dryocopus martius* sia la specie che preferisce popolamenti forestali più maturi, come già riscontrato da PIROVANO et al. (2003) in VALTELLINA e COLPI et al. (2009) nel Parco Nazionale delle Dolomiti Bellunesi. La media delle età dei boschi in cui è stato rilevato *Dryocopus martius* supera i 50 anni. Questo può essere spiegato dalla sua necessità di disporre di alberi di grosse dimensioni in cui scavare il proprio nido, che presenta un diametro del foro di entrata di almeno 38 cm (BLOTZHEIM & BAUER 1980; GORMAN 2004). La presenza delle diverse specie di Picidi è correlata alla quantità di legno morto, espressa come area basimetrica delle piante morte in piedi e morte stroncate, analogamente all'età del bosco, è correlata alle specie di Picidi. Nei boschi meno gestiti, infatti, all'aumentare dell'età, aumenta la quantità di necromassa presente. I boschi abitati da *Dryocopus martius* hanno anche presentato alti valori di area basimetrica degli alberi morti. Questa condizione è favorevole per questa specie che si nutre principalmente di formiche del genere *Camponotus*, anche dette formiche carpentiere (BLOTZHEIM & BAUER 1980; KEAR 2003). Questo genere di formiche comprende specie che scavano il legno ed utilizzano tronchi e rami di alberi morti o deperenti come formicaio (MEER 2019). L'abbondanza di alberi morti potrebbe quindi evidenziare anche una maggiore disponibilità alimentare per *Dryocopus martius*. *Dryobates minor* e *Dendrocopos major* sono stati ritrovati in boschi più giovani e con una quantità di legno morto minore. Questi risultati sono coerenti con le abitudini alimentari e di nidificazione delle due specie e in accordo con quanto riportato in letteratura. *Dendrocopos major* è il picchio europeo meno selettivo in termini di habitat richiesti (GORMAN 2004); si adatta bene a boschi giovani anche perché non necessita di tronchi con grossi diametri per nidificare. In molti studi il diametro minimo degli alberi considerati utilizzabili da *Dendrocopos major* per scavare il nido è di 18-21 cm (SMITH 1997; KOSIŃSKI & WINIECKI 2004; ĆIKOVIĆ 2014). *Dryobates minor* può nidificare anche in piante di piccolo diametro, a partire dai 13-18 cm secondo i dati raccolti in alcuni studi in diversi Paesi (TOFFUL & SPONZA 2010;

CAMPRODON et al. 2015; PAKKALA et al. 2020). ha riscontrato in uno studio condotto in Inghilterra una preferenza da parte di entrambe le specie ad alimentarsi su piante vive. Altri studi in Norvegia (HOGSTAD 2010) e in Svezia (WIKTANDER et al. 1994) hanno evidenziato una tendenza di *Dryobates minor* ad alimentarsi su alberi vivi soprattutto nel periodo primaverile-estivo, o comunque a non seguire necessariamente un'alimentazione dipendente dal legno morto per tutto l'anno. È importante tenere conto che il dato di necromassa è riferito solamente alle piante interamente morte, senza considerare eventuali rami o branche deperenti, che possono comunque essere visitati da questa specie per alimentarsi. *Picus canus* è presente in boschi con età intermedia tra le due situazioni sopra descritte. Mediamente, il diametro a petto d'uomo delle piante in cui nidifica si aggira intorno ai 35 cm (HAGVAR et al. 1990; PAKKALA et al. 2020), valore intermedio tra il valore medio individuato per *Dryobates minor* e *Dendrocopos major* e quello di *Dryocopus martius*. Anche la quantità di legno morto si colloca in una posizione intermedia. A differenza da *Dryocopus martius*, *Picus canus* non è solito a cercare colonie di formiche negli alberi deperenti, ma ha comunque bisogno di una certa presenza di legno morto per la realizzazione del nido (PAKKALA et al. 2020).

*Dryobates minor* frequenta principalmente boschi con un'elevata percentuale di copertura complessiva di specie legnose. Questa preferenza può essere spiegata dalle sue abitudini alimentari: grazie alla sua piccola taglia è in grado di frequentare anche rami di piccole dimensioni per la ricerca del cibo. Un'elevata copertura legnosa può infatti indicare una situazione in cui alberi vivi presentano molti rami secondari, anche secchi o deperenti, che costituiscono i principali siti di alimentazione ed anche di nidificazione per questa specie (ALATALO 1978; CRAMP et al. 1985; OLSSON et al. 1991; SMITH 2007). Un'elevata copertura legnosa può essere riferita ad un ambiente con molti alberi e arbusti in cui i rami morti sono frequenti. Inoltre, *Dryobates minor* si nutre spesso anche di prede che cattura sulle foglie, su rametti vivi e sulla corteccia (GORMAN 2004; SMITH 2007), elementi molto presenti in una situazione con elevata copertura legnosa. Anche il numero di piante per ettaro con diametro maggiore di 17,5 cm è elevato nei popolamenti abitati da *Dryobates minor* e la variabilità dei diametri nei suoi territori è la più bassa tra le quattro specie considerate. Questo si può tradurre in un grande numero di piante relativamente giovani, con diametro limitato, che possono comunque essere usate da questa specie sia per l'alimentazione sia per la nidificazione. Al contrario si è riscontrata una preferenza da parte di *Picus canus* per popolamenti con poche piante/ettaro, riconducibili a boschi aperti con presenza di radure erbose e chiare

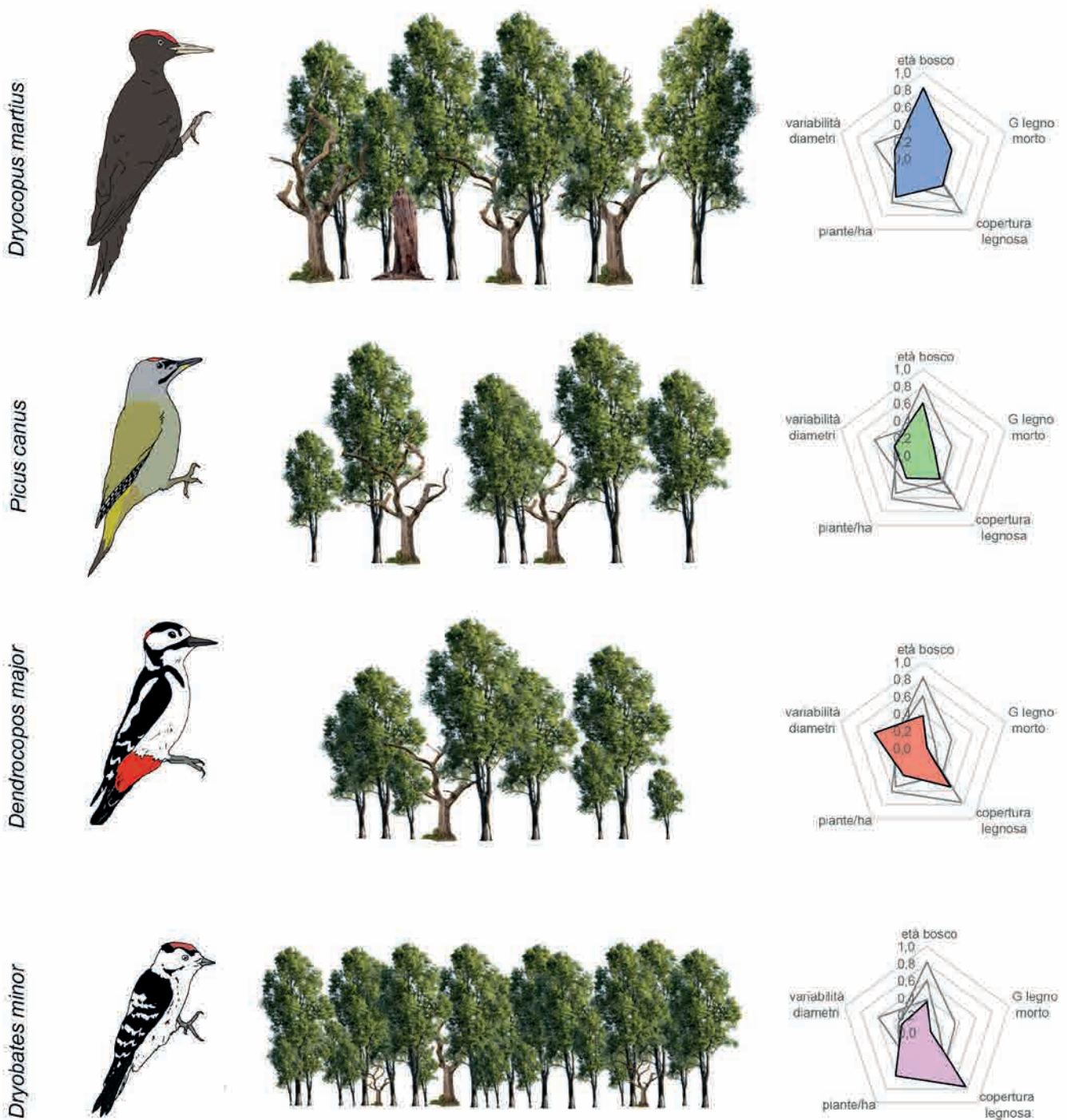


Fig. 5 - Grafico riassuntivo delle preferenze di ogni specie in relazioni alle variabili forestali considerate: età del bosco, area basimetrica degli alberi morti, copertura legnosa, numero di piante per ettaro e variabilità dei diametri. I grafici a radar sono stati costruiti utilizzando per ogni variabile la formula  $(X - X_{min}) / (X_{max} - X_{min})$  dove X = valore medio tra i plot per la variabile considerata; Xmin = valore minimo in tutti i plot per la variabile considerata; Xmax = valore massimo in tutti i plot per la variabile considerata.

- Analysis of qualitative forest variables in relation to woodpecker species. The values indicate the frequency (%) of forest type of forest structure/origin of the stand/dynamic stage for each species. PC = Picus canus; PN = Dryocopus martius; PR = Dendrocopos major; PM = Dryobates minor. mon = monoplane stand; bi = biplane stand; stra = stratified stand. fus = high forest; per = pole; ced = abandoned coppice. nat = natural; art = artificial.

(ANGELSTAM & MIKUSIŃSKI 1994). Le formiche compongono gran parte della dieta di questa specie (ROLSTAD & ROLSTAD 1995; GORMAN 2004), in particolare quelle appartenenti al gruppo *Formica rufa* sono molto apprezzate ed i loro formicai sono maggiormente presenti in spazi aperti o comunque foreste poco fitte (DEKONINCK et al. 2010). Questo potrebbe essere uno dei fattori che spingono *Picus canus* a preferire questo tipo di habitat. *Dendrocopos major* si stabilisce in popolamenti che mediamente hanno una densità di 280 piante per ettaro, con una copertura legnosa intermedia tra quella dei territori di *Dryobates minor* e quelli di *Picus canus*. Ciò che distingue gli ambienti occupati da questa specie è un'alta variabilità dei diametri nei popolamenti. Questo può essere spiegato dal fatto che *Dendrocopos major* è il Picide europeo maggiormente plastico in termini di habitat (BLOTZHEIM & BAUER 1980; GORMAN 2004; GUZZON et al. 2020). Per quanto riguarda l'habitat di *Dryocopus martius* la variabilità nel numero di piante per ettaro è grande, ma si può dire che predilige boschi con una bassa densità di piante e con una copertura legnosa non particolarmente alta (PIROVANO et al. 2003; COLPI et al. 2009). *Dryocopus martius* ha infatti bisogno di alberi di grandi dimensioni in cui nidificare e preferisce ambienti aperti (GORMAN 2004).

Le informazioni raccolte durante i rilievi forestali indicano una generale prevalenza nell'utilizzo di fustaie biplane da parte di *Dryocopus martius*, *Picus canus* e *Dryobates minor*. Diversamente, *Dendrocopos major* dimostra bene la sua grande adattabilità occupando di fatto in egual misura fustaie e perticaie, con struttura monoplana o biplana. Anche per quanto riguarda l'origine del bosco *Dendrocopos major* non dimostra preferenze tra boschi naturali e d'impianto, come già osservato in diversi lavori (BLOTZHEIM & BAUER 1980; CRAMP et al. 1985; MIKUSIŃSKI & ANGELSTAM 1997; GORMAN 2004). *Dryocopus martius*, coerentemente con quanto descritto da GORMAN (2004), sembra preferire boschi di origine artificiale, soprattutto per quanto riguarda la nidificazione. *Dryobates minor* e *Picus canus* sono stati rilevati per lo più in ambienti naturali. I risultati riferiti a *Dryocopus martius* e *Picus canus*, che contano rispettivamente 3 e 5 osservazioni, necessitano di ulteriori verifiche per acquisire una valenza statistica.

## Conclusioni

I risultati di questo lavoro hanno confermato l'ipotesi di una stretta dipendenza tra la distribuzione dei Picidi nei boschi golenali e ripariali e la loro struttura forestale. Inoltre, è stato possibile concludere che, nell'area della Foce dell'Isonzo, la composizione spe-

cifica delle piante arboree nelle aree forestali non è importante nella scelta del territorio da parte dei picchi.

*Picus canus* è stato osservato solo di recente in pianura e quale nidificante nella zona della foce dell'Isonzo (De Luca com. pers.). È plausibile pensare che la fase espansionistica di questa specie la porti a diversificarsi in termini habitat frequentati rispetto alle specie di Picidi presenti, adattandosi bene anche a boschi più disturbati pur non mostrando elevata plasticità ecologica nei confronti delle variabili forestali analizzate (fig. 5). Nel complesso la specie appare poco indagata, pur essendo di interesse comunitario, e le relazioni con il suo habitat sono ancora poco conosciute, in particolare per quanto riguarda le aree planiziali e costiere. I risultati ottenuti in questo lavoro possono essere utili come punto di partenza per uno studio più approfondito sull'ecologia di questa specie.

L'attuale piano di gestione del sito Natura 2000 prevede che nelle superfici forestali sia mantenuta più elevata possibile la diversificazione strutturale dei soprassuoli e siano conservate radure, prati e tratti di bosco rado. Inoltre, vige il divieto di rimozione dei grossi alberi morti o senescenti con eccezione per i boschi ripariali dove la rimozione è consentita per motivi di sicurezza idraulica (ORIOLO et al. 2013).

I risultati di questo studio forniscono alcuni interessanti spunti per migliorare la conservazione delle specie considerate, attualmente tutelate da misure generiche e non adeguatamente sostenute da solide evidenze scientifiche. L'influenza significativa dell'area basimetrica delle piante morte sulla distribuzione delle specie di picchi può essere un'informazione utile da considerare nelle misure di conservazione del Piano di Gestione del Sito Natura 2000. La specie più esigente dal punto di vista della necromassa è risultata *Dryocopus martius*; nei territori occupati da questa specie è stata calcolata un'area basimetrica media degli alberi morti di circa 10 m<sup>2</sup>/ha. Questo valore può essere considerato ampiamente sufficiente anche per tutti gli altri picchi che abitano questi boschi. Il mantenimento di alberi morti in piedi e morti stroncati è importante anche nelle fustaie d'impianto per favorire la presenza di *Dryocopus martius*, specie inserita nell'Allegato I della Direttiva Uccelli 2009/147/CE. Anche la presenza di radure con scarsa rinnovazione, spesso considerate negativamente dal punto di vista selvicolturale, può essere ritenuta una risorsa (COLPI et al. 2009) per specie come *Picus canus* (incluso nell'Allegato I della Direttiva 2009/147/CE) che beneficia di questi spazi per la sua alimentazione. Il mantenimento di boschi ad evoluzione naturale è sicuramente una pratica favorevole per tutte le specie legate alla struttura forestale (ROBERGE et al. 2008; COLPI et al. 2009), in particolar modo per le due specie in Direttiva, le quali sono più esigenti sia per quanto riguarda la presenza di necromassa, che per la grandez-

za del diametro del fusto delle piante su cui nidificare, variabili i cui valori aumentano insieme alla maturità del bosco.

## Ringraziamenti

Un sentito ringraziamento a Edoardo Asquini, Marco Berté ed in particolare a Paolo Cingano per il loro prezioso aiuto nella raccolta dei dati faunistici, vegetazionali e forestali.

*Manoscritto pervenuto il 7.X.2022 e approvato il 3.XI.2022*

## Bibliografia

- ALATALO, R. 1978. Resource partitioning in Finnish woodpeckers. *Ornis Fennica*. 55: 11.
- ANGELSTAM, P., & G. MIKUSIŃSKI. 1994. Woodpecker assemblages in natural and managed boreal and hemiboreal forest-A review. *Annales Zoologici Fennici*. 31(1): 157-172.
- ARPA FVG - struttura OSMER 2015. Scheda climatica n. 10: precipitazioni - costa ; Scheda climatica n.18: temperatura - costa. *Schede climatiche del Friuli Venezia Giulia*.
- AUSSENAC, G. 2000. Interactions between forest stands and microclimate: Ecophysiological aspects and consequences for silviculture. *Annals of Forest Science*. 57(3): 287-301.
- AUSSENAC, G., A. GRANIER & N. BRÉDA. 1995. Effets des modifications de la structure du couvert forestier sur le bilan hydrique, l'état hydrique des arbres et la croissance. *Revue Forestière Française*. 1: 54.
- BERGER, A. L., & K. J. PUETTMANN. 2000. Overstory Composition and Stand Structure Influence Herbaceous Plant Diversity in the Mixed Aspen Forest of Northern Minnesota. *The American Midland Naturalist*. 143(1): 111-125.
- BIBBY, C. J., N. D. BURGESS, D.M. HILLIS, D.A. HILL, & S. MUSTOE. 2000. Bird Census Techniques. *Elsevier*.
- BirdLife International. (2008). State of the world's birds: indicators for our changing world. *BirdLife International*.
- BLOTZHEIM, G. VON, & K. M. BAUER. 1980. Handbuch Der Vögel Mitteleuropas, Band 9, Columbiformes-Piciformes. *Akademische Verlagsgesellschaft*, Frankfurt a. M.
- BRAMBILLA, M., P. PEDRINI, F. PROSSER, A. BERTOLLI. 2013. Individuazione delle priorità di conservazione per specie e habitat delle direttive "Uccelli" e "Habitat". *Progetto Life+T.E.N.*
- BRAUN-BLANQUET, J. 1928. Pflanzensoziologie. *Biologische Studienbücher VII*. Berlin: Springer, 330p.
- CAMPRODON, J., J. FAUS, P. SALVANYÀ, J. SOLER-ZURITA, & J.L. ROMERO. 2015. Suitability of Poplar Plantations for a Cavity-Nesting Specialist, the Lesser Spotted Woodpecker *Dendrocopos minor*, in the Mediterranean Mosaic Landscape. *Acta Ornithologica*. 50(2): 157-169.
- CEBALLOS, G., P.R. EHRLICH, A.D. BARNOSKY, A. GARCÍA, R.M., PRINGLE, & T.M. PALMER. 2015. Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Science Advances*. 1(5): e1400253.
- CHEN, J., J.F. FRANKLIN, T.A. & SPIES. 1993. Contrasting microclimates among clearcut, edge, and interior of old-growth Douglas-fir forest. *Agricultural and Forest Meteorology*. 63(3): 219-237.
- ČIKOVIĆ, D. 2014. Nest Site and Nest-Hole Characteristics Used by Great Spotted Woodpecker *Dendrocopos major* L. in Croatia. *Polish Journal of Ecology*. 62(2): 349.
- COLPI, C., M. VARASCHIN, M. ZENATELLO, & R. LUISE. 2009. Selvicultura ed avifauna sensibile. Il caso del picchio nero (*Dryocopus martius*) nel Parco Nazionale delle Dolomiti Bellunesi. *Atti del Terzo Congresso Nazionale di Selvicultura*. Taormina (ME).
- CRAMP, S., I.J. FERGUSON-LEES, R. GILLMOR, P. HOLLOR, R. HUDSON, E.M. NICHOLSON, M. OGILVIE, P. OLNEY, K. VOOUS, & J. WATTEL. 1985. The Birds of the Western Palearctic. *Birds of Europe the Middle East and North Africa*. 41.
- DEKONINCK, W., F. HENDRICKX, P. GROOTAERT, & J.-P. MAELFAIT. 2010. Present conservation status of red wood ants in north-western Belgium: Worse than previously, but not a lost cause. *European Journal of Entomology*. 107: 209-218.
- DELLA LONGA, G., F. BOSCUCCI, L. MARINI, & G. ALBERTI. 2020. Coppicing and plant diversity in a lowland wood remnant in North-East Italy. *Plant Biosystems - An International Journal Dealing with All Aspects of Plant Biology*. 154(2): 173-180.
- DIELER, J., E. UHL, P. BIBER, J. MÜLLER, T. RÖTZER, & H. PRETZSCH. 2017. Effect of forest stand management on species composition, structural diversity, and productivity in the temperate zone of Europe. *European Journal of Forest Research*. 136(4): 739-766.
- FARRIS, K. L., M.J. HUSS, & S. ZACK. 2004. The Role of Foraging Woodpeckers in the Decomposition of Ponderosa Pine Snags. *The Condor*. 106(1): 50-59.
- FONTANA, A., P. MOZZI, & A. BONDESAN. 2008. Alluvial megafans in the Venetian-Friulian Plain (north-eastern Italy): Evidence of sedimentary and erosive phases during Late Pleistocene and Holocene. *Quaternary International*. 189(1): 71-90.
- GORMAN, G., & C. S. P COLEMAN LTD. 2004. Woodpeckers of Europe: A study of the European Picidae. *Trowbridge*.
- GUZZON C., P.L. TAIARIOL, K. KRAVOS, M. GRION, & R. PERESSIN (a cura di). 2020. *Atlante degli Uccelli nidificanti in Friuli Venezia Giulia*. Associazione Studi Ornitologici e Ricerche Ecologiche del Friuli Venezia Giulia APS (ASTORE-FVG). Pubblicazione n.5 / Museo Friulano di Storia Naturale, Pubblicazioni varie n. 75
- HAGVAR, S., G. HAGVAR, & E. MONNESS. 1990. Nest site selection in Norwegian woodpeckers. *Ecography*. 13(2): 156-165.
- HANSEN, A. J., T.A. SPIES, F.J. SWANSON, & J.L. OHMANN. 1991. Conserving Biodiversity in Managed Forests. *BioScience*. 41(6): 382-392.
- HARMON, M. E., J.F. FRANKLIN, F.J. SWANSON, P. SOLLINS, S.V. GREGORY, J.D. LATTIN, N.H. ANDERSON, S. P. CLINE, N.G. AUMEN, J.R. SEDELL, G.W. LIENKAMP, K. CROMACK, & K.W. CUMMINS. 1986. Ecology of Coarse Woody Debris in Temperate Ecosystems. In A. MacFadyen & E. D. Ford (Eds.), *Advances in Ecological Research* (Vol. 15, pp. 133-302). Academic Press.
- HILL, S. J., P.J. TUNG, & M.R. LEISHMAN. 2005. Relationships between anthropogenic disturbance, soil proper-

- ties and plant invasion in endangered Cumberland Plain Woodland, Australia. *Austral Ecology*. 30(7): 775-788.
- HOGSTAD, O. 2010. Sexual differences in foraging behaviour in the Lesser Spotted Woodpecker *Dendrocopos minor*. *Ornis Norvegica*. 33: 135-146.
- JACKMAN, S. M. 1974. Woodpeckers of the Pacific Northwest: Their characteristics and their role in the forests.
- JACKSON, J. A., & B.J.S. JACKSON. 2004. Ecological relationships between fungi and woodpecker cavity sites. *The Condor*. 13.
- JOHNSON, K., S.G. NILSSON, & M. TJERNBERG. 1993. Characteristics and utilization of old Black Woodpecker *Dryocopus martius* holes by hole-nesting species. *Ibis*. 135(4): 410-416.
- KEAR, J. 2003. Cavity-nesting ducks: Why woodpeckers matter. *British Birds*. 17.
- KOSIŃSKI, Z., M. KEMPA, & R. HYBSZ. 2004. Accuracy and efficiency of different techniques for censusing territorial Middle Spotted Woodpeckers *Dendrocopos medius*. *Acta Ornithologica*. 39(1): 29-34.
- KOSIŃSKI, Z., & A. WINIECKI. 2004. Nest-site selection and niche partitioning among the Great Spotted Woodpecker *Dendrocopos major* and Middle Spotted Woodpecker *Dendrocopos medius* in riverine forest of Central Europe. *Ornis Fennica*. 81: 145-156.
- LAPINI, L., M. DE LUCA, M. LUCA, S. ZANINI, S. BELLOMO, A. MAENURM. 2022. Preliminary observation about a mixed breeding roost of *Nyctalus lasiopterus* and *Nyctalus noctulain* north-eastern Italy (Friuli Venezia Giulia Region). *Habitatonline*.
- LAPINI, L., A. DAL'ASTA, L. DUBLO, M. SPOTO, & E. VERNIER. 1996. Materiali per una teriofauna dell'Italia nord-orientale (Mammalia, Friuli-Venezia Giulia). *Gortania-Atti Del Museo Friulano Di Storia Naturale*. 17(1995): 149-248.
- LITZA, K., M. & DIEKMANN. 2019. Hedgerow age affects the species richness of herbaceous forest plants. *Journal of Vegetation Science*. 30(3): 553-563.
- MARTIN, K., & J. M. EADIE. 1999. Nest webs: A community-wide approach to the management and conservation of cavity-nesting forest birds. *Forest Ecology and Management*. 115(2-3): 243-257. Scopus.
- MEER, R. K. V. 2019. *Applied Myrmecology: A World Perspective*. CRC Press.
- MIKUSIŃSKI, G. 2006. Woodpeckers: Distribution, conservation, and research in a global perspective. *Annales Zoologici Fennici*. 43(2): 86-95.
- MIKUSIŃSKI, G., & P. ANGELSTAM. 1997. European woodpeckers and anthropogenic habitat change: A review. *Die Vogelwelt*. 118: 277-283.
- MIKUSIŃSKI, G., M. GROMADZKI, & P. CHYLARECKI. 2001. Woodpeckers as Indicators of Forest Bird Diversity. *Conservation Biology*. 15(1): 208-217.
- MOTTA, R. 2020. Perché dobbiamo aumentare la quantità di necromassa nelle nostre foreste? Quanta necromassa dobbiamo rilasciare? *Journal of Silviculture and Forest Ecology*. 17(1): 92.
- OLSSON, O., I.N. NILSSON, S.G. NILSSON, B. PETTERSSON, A. STAGEN, & U. WIKTANDER. 1991. Habitat preferences of the Lesser Spotted Woodpecker *Dendrocopos minor*. *Ornis Fennica*. 7.
- ORIOLO, G., M.D. LUCA, F. SCARTON, G.A. MORO, E. SIARDI, T.R.R. BUSÀ, & F. GON. 2013. Siti Natura 2000 ZSC/ZPS Foce dell'Isonzo-Isola della Cona. 31.
- PAKKALA, T., J. TIAINEN, H. PAKKALA, M. PIHA, & J. KOUKI. 2020. Nest tree characteristics of Grey-headed Woodpeckers (*Picus canus*) in boreal forests. *Ornis Fennica*. 97: 12.
- PARODI, R. 1999. Gli uccelli della provincia di Gorizia. *Museo friulano di storia naturale* (Udine).
- PEDROTTI, F., D. GAFTA, & P. GROSSONI. 1996. Ecologia delle foreste ripariali e paludose d'Italia. *Università degli Studi di Camerino*.
- PIROVANO, A., G. ZECCA, F. GUIDALI, & W. SCHROEDER. 2003. Il picchio nero (*Dryocopus martius*) quale indicatore di biodiversità forestale nel Parco delle Orobie Valtellinesi. *Avocetta.27: n. speciale, pp. 115-115*.
- POLDINI, L., M. VIDALI, & P. GANIS. 2011. Riparian *Salix alba*: Scrubs of the Po lowland (N-Italy) from an European perspective. *Plant Biosystems-An International Journal Dealing with All Aspects of Plant Biology*. 145(sup1): 132-147.
- PRETZSCH, H. 1997. Analysis and modeling of spatial stand structures. Methodological considerations based on mixed beech-larch stands in Lower Saxony. *Forest Ecology and Management*. 97(3): 237-253.
- QGIS DEVELOPMENT TEAM, 2021. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project.
- R CORE TEAM. 2021. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- ROBERGE, J.-M., P. ANGELSTAM, & M.-A. VILLARD. 2008. Specialised woodpeckers and naturalness in hemiboreal forests - Deriving quantitative targets for conservation planning. *Biological Conservation*. 141(4): 997-1012.
- ROLSTAD, J., & E. ROLSTAD. 1995. Seasonal patterns in home range and habitat use of the Grey-headed Woodpecker *Picus canus* as influenced by the availability of food. *Ornis Fennica*. 72: 13.
- ŠEBESTA, J., P. MADĚRA, R. ŘEPKA, & R. MATULA. 2017. Comparison of vascular plant diversity and species composition of coppice and high beech forest in the Banat region, Romania. *Folia Geobotanica*. 52(1): 33-43.
- SEIDL, R., D. THOM, M. KAUTZ, D. MARTIN-BENITO, M. PELTONIEMI, G. VACCHIANO, J. WILD, D. ASCOLI, M. PETR, J. HONKANIEMI, M.J. LEXER, V. TROTSIUK, P. MAIOROTA, M. SVOBODA, M. FABRIKA, T.A. NAGEL, & C.P.O. REYER. 2017. Forest disturbances under climate change. *Nature Climate Change*. 7(6): 395-402.
- SMITH, K. W. 1997. Nest site selection of the great spotted woodpecker *Dendrocopos major* in two oak woods in southern England and its implications for woodland management. *Biological Conservation*. 80(3): 283-288.
- SMITH, K. W. 2007. The utilization of dead wood resources by woodpeckers in Britain. *Ibis*. 149(s2): 183-192.
- STOCH, F., PARADISI, S., & DANCEVICH, M. B. 1992. Carta ittica del Friuli-Venezia Giulia. *Regione autonoma Friuli-Venezia Giulia*.
- STOKLAND, J. N. 2001. The Coarse Woody Debris Profile: An Archive of Recent Forest History and an Important Biodiversity Indicator. *Ecological Bulletins*. 49: 71-83.
- SVERDRUP-THYGESON, A., L. GUSTAFSSON, & J. KOUKI. 2014. Spatial and temporal scales relevant for

- conservation of dead-wood associated species: Current status and perspectives. *Biodiversity and Conservation*. 23(3): 513-535.
- TOFFUL, M., & S. SPONZA. 2010. I Picidi lungo il corso del fiume Isonzo: Analisi quantitativa e scelta del sito di nidificazione. *Avocetta*.34:35-43.
- WATSON, J. E. M., T. EVANS, O. VENTER, B. WILLIAMS, A. TULLOCH, C. STEWART, I. THOMPSON, J.C. RAY, K. MURRAY, A. SALAZAR, C. McALPINE, P. POTAPOV, J. WALSTON, J.G. ROBINSON, M. PAINTER, D. WILKIE, C. FILARDI, W.F. LAURANCE, R.A HOUGHTON, R. A., ... LINDENMAYER, D. 2018. The exceptional value of intact forest ecosystems. *Nature Ecology & Evolution*. 2(4): 599-610.
- WHIGHAM, D. F. 2004. Ecology of Woodland Herbs in Temperate Deciduous Forests. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 35(1): 583-621.
- WIKTANDER, U., S.G. NILSSON, O. OLSSON, & A. STAGEN. 1994. Breeding success of a Lesser Spotted Woodpecker *Dendrocopos minor* population. *Ibis*. 136(3): 318-322.
- WWF. 2020. LIVING PLANET REPORT 2020 - *Bending the curve of biodiversity loss*. Almond, R.E.A., Grooten M. and Petersen, T. (Eds). WWF, Gland, Switzerland.
- ZIELONKA, T., & M. NIKLASSON. (2001). Dynamics of Dead Wood and Regeneration Pattern in Natural Spruce Forest in the Tatra Mountains, Poland. *Ecological Bulletins*. 49: 159-163.

---

*Authors' address* - Indirizzo dell'autore

- Lorenzo ORZAN  
Dipartimento di Scienze Agroalimentari, Ambientali ed Animali,  
Università di Udine, Via delle Scienze 206, 33100 UDINE  
Facoltà di Scienze e Tecnologie, Libera Università di Bolzano, BOLZANO
- Valentino CASOLO  
Dipartimento di Scienze Agroalimentari, Ambientali ed Animali,  
Università di Udine, via delle Scienze 206, 33100 UDINE  
Facoltà di Scienze e Tecnologie, Libera Università di Bolzano, BOLZANO
- FRANCESCO BOSCUCCI  
Dipartimento di Scienze Agroalimentari, Ambientali ed Animali,  
Università di Udine, via delle Scienze 206, 33100 UDINE  
Facoltà di Scienze e Tecnologie, Libera Università di Bolzano, BOLZANO  
e-mail: francesco.boscutti@uniud.it
- GIORGIO ALBERTI  
Dipartimento di Scienze Agroalimentari, Ambientali ed Animali,  
Università di Udine, via delle Scienze 206, 33100 UDINE  
Facoltà di Scienze e Tecnologie, Libera Università di Bolzano, BOLZANO
- Matteo DE LUCA  
FOR NATURE srl, Via T. Cicconi 26, 33100 UDINE, Italy



## Appendice

Elenco delle specie vegetali rilevate e loro abbreviazione.

Specie rilevate	abbreviazione	Specie rilevate	abbreviazione
<i>Acer campestre</i> L.	Ace.cam	<i>Loncomelos pyrenaicum</i> (L.) L.D. Hrouda	Lon.pyr
<i>Acer negundo</i> L.	Ace.neg	<i>Lonicera caprifolium</i> L.	Lon.cap
<i>Aegopodium podagraria</i> L.	Aeg.pod	<i>Lonicera japonica</i> Thunb.	Lon.jap
<i>Alliaria petiolata</i> (M.Bieb.) Cavara & Grande	All.pet	<i>Lotus corniculatus</i> L.	Lot.cor
<i>Allium ursinum</i> L.	All.urs	<i>Lysimachia nummularia</i> L.	Lys.num
<i>Alnus glutinosa</i> (L.) Gaertn.	Aln.glu	<i>Mentha aquatica</i> L. subsp. <i>aquatica</i>	Men.aqu
<i>Ambrosia artemisiifolia</i> L.	Amb.art	<i>Morus alba</i> L.	Mor.alb
<i>Amorpha fruticosa</i> L.	Amo.fru	<i>Oxalis stricta</i> L.	Oxa.str
<i>Aristolochia rotunda</i> L.	Ari.rot	<i>Parietaria officinalis</i> L.	Par.off
<i>Arum italicum</i> Mill. subsp. <i>italicum</i>	Aru.ita	<i>Parthenocissus quinquefolia</i> (L.) Planch.	Par.qui
<i>Asparagus acutifolius</i> L.	Asp.acu	<i>Persicaria maculosa</i> Gray	Per.mac
<i>Asparagus tenuifolius</i> Lam.	Asp.ten	<i>Persicaria minor</i> (Huds.) Opiz	Per.min
<i>Atriplex prostrata</i> Boucher ex DC.	Atr.pro	<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steud.	Phr.aus
<i>Bellis perennis</i> L.	Bel.per	<i>Pinus nigra</i> J.F.Arnold	Pin.nig
<i>Beta vulgaris</i> L. subsp. <i>maritima</i> (L.) Arcang.	Bet.vul	<i>Plantago major</i> L.	Pla.maj
<i>Brachypodium sylvaticum</i> (Huds.) P. Beauv. subsp. <i>sylvaticum</i>	Bra.syl	<i>Platanus hispanica</i> Mill. ex Münchh.	Pla.sp.
<i>Carex divulsa</i> Stokes	Car.div	<i>Poa palustris</i> L.	Poa.pal
<i>Carex otrubae</i> Podp.	Car.otr	<i>Populus alba</i> L.	Pop.alb
<i>Carex pendula</i> Huds.	Car.pen	<i>Populus nigra</i> L.	Pop.nig
<i>Carpinus betulus</i> L.	Car.bet	<i>Primula vulgaris</i> Huds.	Pri.vul
<i>Chelidonium majus</i> L.	Che.maj	<i>Prunus avium</i> (L.) L.	Pru.avi
<i>Circaea lutetiana</i> L. subsp. <i>lutetiana</i>	Cir.lut	<i>Prunus spinosa</i> L. subsp. <i>spinosa</i>	Pru.spi
<i>Clematis vitalba</i> L.	Cle.vit	<i>Quercus ilex</i> L. subsp. <i>ilex</i>	Que.ile
<i>Cornus mas</i> L.	Cor.mas	<i>Quercus pubescens</i> Willd. subsp. <i>pubescens</i>	Que.pub
<i>Cornus sanguinea</i> L.	Cor.san	<i>Quercus robur</i> L.	Que.rob
<i>Corylus avellana</i> L.	Cor.ave	<i>Reynoutria japonica</i> Houtt.	Rey.jap
<i>Crataegus monogyna</i> Jacq.	Cra.mon	<i>Robinia pseudoacacia</i> L.	Rob.pse
<i>Dactylis glomerata</i> L.	Dac.glo	<i>Rosa canina</i> L. (aggregato)	Ros.can
<i>Dioscorea communis</i> (L.) Caddick & Wilkin	Dio.com	<i>Rubus caesius</i> L.	Rub.cae
<i>Equisetum arvense</i> L.	Equ.arv	<i>Rubus ulmifolius</i> Schott	Rub.ulm
<i>Equisetum pratense</i> Ehrh.	Equ.pra	<i>Rumex crispus</i> L.	Rum.cri
<i>Equisetum telmateia</i> Ehrh.	Equ.tel	<i>Ruscus aculeatus</i> L.	Rus.acu
<i>Euonymus europaeus</i> L.	Euo.eur	<i>Salix alba</i> L.	Sal.alb
<i>Ficus carica</i> L.	Fic.car	<i>Sambucus nigra</i> L.	Sam.nig
<i>Fraxinus angustifolia</i> Vahl	Fra.ang	<i>Sinapis arvensis</i> L. subsp. <i>arvensis</i>	Sin.arv
<i>Fraxinus excelsior</i> L.	Fra.exc	<i>Solidago canadensis</i> L.	Sol.can
<i>Fraxinus ornus</i> L. subsp. <i>ornus</i>	Fra.orn	<i>Solidago gigantea</i> Aiton	Sol.gig
<i>Galanthus nivalis</i> L.	Gal.niv	<i>Sonchus oleraceus</i> L.	Son.ole
<i>Galatella tripolium</i> (L.) Galasso, Bartolucci & Ardenghi	Gal.tri	<i>Staphylea pinnata</i> L.	Sta.pin
<i>Galium mollugo</i> L.	Gal.mol	<i>Stellaria media</i> (L.) Vill.	Ste.med
<i>Geum urbanum</i> L.	Geu.urb	<i>Taraxacum</i> F.H.Wigg. sect. <i>Taraxacum</i>	Tar.F.H
<i>Hedera helix</i> L. subsp. <i>helix</i>	Hed.hel	<i>Tilia cordata</i> Mill.	Til.cor
<i>Helianthus tuberosus</i> L.	Hel.tub	<i>Trachycarpus fortunei</i> (Hook.) H.Wendl.	Tra.for
<i>Hemerocallis fulva</i> (L.) L.	Hem.ful	<i>Trifolium pratense</i> L.	Tri.pra
<i>Humulus lupulus</i> L.	Hum.lup	<i>Ulmus minor</i> Mill.	Ulm.min
<i>Juglans regia</i> L.	Jug.reg	<i>Urtica dioica</i> L.	Urt.dio
<i>Laurus nobilis</i> L.	Lau.nob	<i>Verbena officinalis</i> L.	Ver.off
<i>Ligustrum lucidum</i> W.T.Aiton	Lig.luc	<i>Veronica persica</i> Poir.	Ver.per
<i>Ligustrum vulgare</i> L.	Lig.vul	<i>Viburnum opulus</i> L.	Vib.opu
<i>Limniris pseudacorus</i> (L.) Fuss	Lim.pse	<i>Viola alba</i> Besser	Vio.alb
		<i>Vitis</i> sp.	Vit.lab

