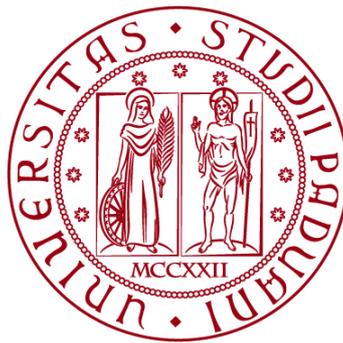


**UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI PADOVA**

**DIPARTIMENTO DI BIOLOGIA**

**Corso di Laurea magistrale in Biologia Evoluzionistica**



**TESI DI LAUREA**

**ANALISI DEL TASSO DI PREDAZIONE DI SEMI E INSETTI NEL  
VENETO ORIENTALE**

**Relatore: Prof. Alberto Barausse  
Dipartimento di Biologia**

**Correlatore: Prof. Lorenzo Marini, PhD Andree Cappellari  
Dipartimento di Agronomia, Animali, Alimenti, Risorse naturali e Ambiente**

**Laureando: Alberto Fiorese**

**ANNO ACCADEMICO 2022/2023**

## SOMMARIO

ABSTRACT.....	4
1. INTRODUZIONE.....	6
1.1 Servizi ecosistemici.....	6
1.2 Predazione di semi.....	7
1.3 Predazione di insetti nocivi.....	8
1.4 I predatori.....	8
1.4.1 Carabidi.....	9
1.4.2 Formiche.....	10
1.4.3 Roditori.....	10
1.5 Paesaggio.....	11
1.5.1 Variazione del tasso di predazione di semi in relazione al paesaggio.....	11
1.5.2 Variazione del tasso di predazione di insetti nocivi in relazione al paesaggio.....	12
1.6 Habitat semi naturali e agricoli.....	13
1.6.1 Ruolo degli habitat semi-naturali.....	13
1.6.2 Ruolo degli habitat agricoli.....	14
1.7 Obbiettivo dello studio.....	15
2. MATERIALI E METODI.....	16
2.1 Area di studio e selezione dei siti.....	16
2.2 Predazione di semi.....	19
2.3 Predazione di insetti nocivi.....	20
2.4 Analisi statistiche.....	21
3. RISULTATI.....	22
3.1 Predazione di semi.....	22
3.2 Predazione di insetti nocivi.....	25

3.3 Relazione tra tassi di predazione .....	29
4. DISCUSSIONE .....	31
4.1 Seed cards .....	31
4.2 Prede sentinella.....	32
5. CONCLUSIONI .....	35
BIBLIOGRAFIA.....	37

## ABSTRACT

I servizi ecosistemici svolgono un ruolo chiave per il benessere dell'uomo. Tra i servizi di regolazione, la predazione di semi di specie erbacee infestanti e la predazione di insetti nocivi hanno un'importanza fondamentale soprattutto in ambiente agricolo in quanto permettono la protezione delle colture da parte delle specie infestanti ed evitano il danneggiamento di queste da parte di insetti nocivi, configurandosi potenzialmente come una valida alternativa all'uso di prodotti chimici, erbicidi e insetticidi. Tra i principali predatori di semi e insetti ci sono formiche e carabidi, la cui presenza e abbondanza sono strettamente legate alla struttura e alla composizione del paesaggio. In particolare, habitat semi-naturali quali siepi e margini di campi non gestiti possono offrire ai predatori risorse alimentari, rifugi invernali e zone di riproduzione, e possono quindi essere considerate degli hotspot interni al paesaggio a partire dai quali gli organismi possono spostarsi nelle aree agricole.

Lo scopo di questo lavoro è stato analizzare come il tasso di predazione di semi e di insetti nocivi variasse in relazione all'habitat e alla composizione del paesaggio. Abbiamo quindi selezionato 10 paesaggi nella pianura veneta, di cui 5 dominati da habitat semi-naturali e 5 dominati da habitat agricoli. All'interno di ogni paesaggio abbiamo selezionato 15 punti di campionamento, classificati in funzione all'appartenenza ad habitat semi-naturali (bosco, siepe, radura, margine di campo) o agricoli (perenni, come vigneti, o annuali, come frumento, mais, soia). Abbiamo stimato i tassi di predazione di semi e di insetti nocivi utilizzando rispettivamente seed cards e prede sentinella. Infine, utilizzando modelli lineari misti, abbiamo analizzato come i due servizi fossero influenzati da fattori locali (tipo di habitat), temporali (round di campionamento) e paesaggistici (copertura di aree semi-naturali). Abbiamo osservato come il tasso di predazione di semi rimanga relativamente costante tra habitat, paesaggi e round di campionamento. Il tasso di predazione di insetti nocivi, invece, è risultato superiore a inizio stagione e in habitat semi-naturali. Abbiamo infine osservato una correlazione positiva tra percentuale di habitat semi-naturali interni al paesaggio e tasso di predazione di insetti nocivi solo al secondo

mese di campionamento. Questo lavoro è risultato quindi importante in quanto ci permette di capire come diversi fattori possano influenzare i due sistemi ecosistemici fondamentali analizzati, e i nostri risultati ci possono permettere di capire come gestire il territorio al fine di massimizzare questi servizi.

# 1. INTRODUZIONE

## 1.1 Servizi ecosistemici

I servizi ecosistemici hanno un ruolo fondamentale nell'assicurare il benessere dell'uomo. Il concetto di servizio ecosistemico è stato elaborato negli anni '80 (Hasan et al., 2020), e definisce i benefici, diretti o indiretti, che l'uomo può ottenere dall'ecosistema (Walters and Scholes, 2017). I servizi ecosistemici vengono convenzionalmente divisi in quattro categorie (Millennium Ecosystem Assessment (Program), 2005; Walters and Scholes, 2017):

- Servizi di approvvigionamento: benefici materiali, spesso valutati in termini economici, come acqua, legname, petrolio, cibo, biogas. La rapida espansione della popolazione comporta un aumento della velocità di approvvigionamento di queste risorse e un loro rapido consumo (Foley et al., 2011).
- Servizi di regolazione: benefici non materiali derivati dai processi ecosistemici che regolano il funzionamento dei restanti servizi su larga scala temporale. Comprendono la predazione di insetti nocivi, il sequestro del carbonio, l'impollinazione, la purificazione dell'aria e dell'acqua. Raramente vengono valutati in termini economici (Walters and Scholes, 2017).
- Servizi culturali: benefici non materiali che emergono dall'interazione tra uomo ed ecosistema. Da questi servizi possono indirettamente trarre beneficio i restanti servizi, come la conservazione delle specie (McKinney, 2002). Fanno parte di questi il benessere psicologico e l'apprezzamento della bellezza legati al paesaggio (Hasan et al., 2020).
- Servizi di supporto: descrivono il funzionamento ecosistemico dalla quale dipendono la totalità dei restanti servizi e includono produttività primaria, ciclo dei nutrienti e dell'acqua (Hasan et al., 2020).

In ambito agricolo, tra i servizi più importanti ci sono la predazione di semi di specie infestanti e la predazione di insetti nocivi, favoriti sia da vertebrati, principalmente roditori ed uccelli, che da invertebrati, quali carabidi e

formiche (Drummond and Choate, 2011; Janzen, 1971; Kromp, 1999; Kulkarni et al., 2015; Offenberg, 2015; Sarabi, 2019; Trichard et al., 2013).

## **1.2 Predazione di semi**

La predazione di semi da parte di predatori naturali è un importante servizio di regolazione (Walters and Scholes, 2017) capace di controllare abbondanza e distribuzione delle popolazioni di specie infestanti nocive per le colture mediante la riduzione del pool di semi che raggiunge la banca del seme (Petit et al., 2011). È un'alternativa all'utilizzo di erbicidi chimici, selettivi e non, che sono stati ampiamente usati su scala mondiale negli ultimi 70 anni (Heap, 2014; Kulkarni et al., 2015; Ziska, 2016) ed è basata sull'aumento del tasso di mortalità del seme indotto da popolazioni di predatori naturali (Janzen, 1971). La presenza di predatori negli ecosistemi può quindi fortemente influire sulla dispersione del seme. Nel caso la specie vegetale sia vettore di funghi o virus, l'assenza di predatori può causare un aumento dell'abbondanza della specie vegetale, che influenzerebbe negativamente lo stato di salute delle colture (Wisler and Norris, 2005). Al contrario, in presenza di predatori, i semi possono essere importanti risorse alimentari per molte specie onnivore e granivore (Kulkarni et al., 2015). L'effetto di controllo sulle popolazioni di piante infestanti da parte delle popolazioni di predatori naturali è tuttavia variabile e fortemente dipendente dalle caratteristiche chimico-fisiche del seme, come la presenza di un elaiosoma (Brew et al., 1989; Handel and Beattie, 1990) e le dimensioni del seme (Honek et al., 2007; Lundgren and Rosentrater, 2007), così come dalla disponibilità di prede alternative (Carbonne et al., 2020; Janzen, 1971; Kulkarni et al., 2015; Lami et al., 2020). In linea generale distinguiamo:

- Predazione pre-dispersione: avviene prima della maturazione, ad uno stadio più suscettibile e vulnerabile del seme; la maggior parte dei predatori sono in questo caso specialisti, e comprendono principalmente insetti, quali ditteri, lepidotteri, coleotteri ed imenotteri (Sarabi, 2019);
- Predazione post-dispersione: avviene sulla superficie del terreno ed è attribuibile a vertebrati ed invertebrati, come carabidi (Brandmayr et al., 2005, Zhang et al. 1997), formiche (Honek et al., 2003;

Offenberg, 2015), ortotteri (Lundgren and Rosentrater, 2007; Sarabi, 2019), roditori e uccelli (Petit et al., 2011; Tew et al., 2000; Whelan et al., 2015).

In questo ultimo caso, la predazione di semi può essere stimata utilizzando il tasso di predazione tramite l'uso di seed cards (Westerman et al., 2003).

### **1.3 Predazione di insetti nocivi**

Ulteriore servizio ecosistemico è la predazione di insetti nocivi, forma di biocontrollo efficace per la soppressione degli insetti infestanti delle colture, i quali sono il principale fattore biotico legato alle perdite del raccolto (Sutter et al., 2018; Tschardt et al., 2016). È un servizio ecosistemico spesso favorito dagli stessi predatori di semi (Carbonne et al., 2023; Kulkarni et al., 2015), alternativa più efficiente e sostenibile rispetto all'utilizzo di insetticidi, anche perché limita lo sviluppo di resistenze da parte degli insetti nocivi (Heckel, 2012; Meehan et al., 2011; Nourmohammadpour-Amiri et al., 2022). Per il predatore, il parassita è una importante risorsa alimentare, e favorire la predazione può essere quindi un valido meccanismo economico di soppressione del parassita (Aristizábal and Metzger, 2019; Nourmohammadpour-Amiri et al., 2022). In alcuni casi, oltre a promuovere la biodiversità, promuove una migliore qualità e maggiore quantità del raccolto (Isbell et al., 2017). Anjos et al. (2022) ad esempio, osserva come il biocontrollo indotto dall'uso di *Oecophylla smaragdina* (Fabricius, 1775), formica dominante degli agroecosistemi tropicali, sia responsabile di un aumento della produzione di tamarindo del 49%, con un guadagno economico netto del 70% superiore rispetto all'utilizzo di prodotti chimici. Tra i vari metodi utilizzati per valutare e quantificare tale servizio ecosistemico c'è l'utilizzo di prede sentinella, cioè prede artificiali che imitano la fisionomia di una preda reale (Howe et al., 2009; Lövei and Ferrante, 2017).

### **1.4 I predatori**

Tra gli artropodi, i più numerosi predatori in termini di biomassa sono gli insetti, il 25% dei quali è predatore o parassita ad almeno uno degli stadi fenologici del suo ciclo vitale (Lövei and Ferrante, 2017). In un ecosistema

agricolo, i principali invertebrati responsabili del servizio ecosistemico di predazione di semi di specie infestanti e insetti nocivi delle colture sono carabidi e formiche (Kulkarni et al., 2015; Lami et al., 2020; Offenberg, 2015), i quali vengono spesso usati anche come bioindicatori di qualità ambientale (Lami et al., 2023). Tra i vertebrati sono fondamentali molti roditori (Petit et al., 2011; Sarabi, 2019; Tschumi et al., 2018).

#### **1.4.1 Carabidi**

I carabidi sono una comune e biodiversa famiglia di insetti che conta più di 40000 specie descritte, 1300 delle quali presenti in Italia (Beutel et al., 2020; Brandmayr et al., 2005). Si tratta dei più diffusi coleotteri di agroecosistemi delle zone temperate, a carattere alimentare principalmente polifago generalista (Brandmayr et al., 2005). Harpalini e Zabirini, ad esempio, sono le tribù comprendenti le principali specie granivore (Honek et al., 2007). La loro capacità predazione di semi varia in funzione alla specie ed alle dimensioni del seme (Honek et al., 2007; Kulkarni et al., 2015; Lundgren and Rosentrater, 2007) e influenza positivamente tasso di accrescimento e fecondità degli individui (Kulkarni et al., 2015). Oltre ai semi, Harpalini e Zabirini possono occasionalmente nutrirsi di prede alternative, come stadi larvali di lepidotteri e ditteri, lumache e afidi offrendo, in questi casi, difesa alle colture agricole (Cividanes, 2021; Kromp, 1999). In generale, la dieta dei Carabidi è associata ad una serie di adattamenti comportamentali, morfologici e fisiologici variabili in funzione allo stadio fenologico dell'insetto (Baulechner et al., 2020; Brandmayr et al., 2005). Alcune larve del genere *Harpalus*, ad esempio, hanno una dieta principalmente carnivora, considerata condizione plesiomorfa rispetto ad altri generi larvali principalmente granivori, come *Amara*. Il passaggio allo stadio adulto può comportare un cambio della loro dieta (Sarabi, 2019). Generalmente, i carabidi sono caratterizzati da alta suscettibilità ai cambiamenti ambientali indotti dall'uomo e, se confrontati con un roditore, ridotto tasso di dispersione, variabile in funzione alla presenza di ali complete o vestigiali (Brandmayr et al., 2005; Cividanes, 2021).

### **1.4.2 Formiche**

Le formiche sono una famiglia di imenotteri a distribuzione cosmopolita, presente nella maggior parte degli ecosistemi e comprendente almeno 1/3 della biomassa globale degli insetti (Offenberg, 2015). Presentano numerose caratteristiche che le rendono importanti agenti di biocontrollo, come l'eusocialità, la polifagia, l'alto territorialismo, ampio range di distribuzione della colonia ed efficiente comportamento di richiamo tra operaie basato su segnalazione chimica ferormonale (Anjos et al., 2022; Offenberg, 2015). In particolare, la loro dimensione ridotta le rende più efficienti nel controllo di insetti che non riescono ad essere predati da uccelli o altri vertebrati di taglia superiore (Aristizábal and Metzger, 2019). Alle alte densità di popolazione sono in grado di produrre sostanze antibiotiche mediante ghiandole o organismi simbiotici risultando in un aumento del loro tasso di sopravvivenza. Le risorse alimentari collezionate dalla colonia possono essere usate per l'alimentazione e l'accrescimento di larve e uova trofiche che, in casi di carenze alimentari, possono essere cannibalizzate (Offenberg, 2015). All'interno della sottofamiglia Myrmicinae sono comprese le più importanti specie predatrici di semi (Honek et al., 2003).

### **1.4.3 Roditori**

Oltre agli invertebrati, anche i vertebrati svolgono un ruolo fondamentale per la predazione di semi e di insetti nocivi. Sono particolarmente importanti i roditori, come muridi del genere *Apodemus* (Kamp, 1829), *Mus* (L., 1758) e *Microtus* (Pallas, 1778), comuni in paesaggi agricoli e spesso associati, come i carabidi, a zone a maggiore copertura vegetale, nelle quali il microclima ed i fattori biotici sono più favorevoli per la loro permanenza (Tew et al., 2000; Tschumi et al., 2018). In linea generale presentano una maggiore mobilità, capaci di esplorare areali più estesi rispetto ad un insetto, riuscendo a distinguere, in principale modo attraverso il senso dell'olfatto (Wall, 1998), zone a densità maggiori di semi (Tew et al., 2000), rispondendo in modo più rapido a queste variazioni rispetto ad un insetto (Sarabi, 2019).

## **1.5 Paesaggio**

Uno dei fattori che più influisce sulla presenza e abbondanza dei predatori è la composizione del paesaggio. Il paesaggio è definito come un mosaico di habitat, quali aree discrete con una propria forma, dimensione e posizionamento, capaci di ospitare diverse specie in funzione alle diverse risorse offerte (Dunning et al., 1992). Le diverse comunità di carabidi, ad esempio, mostrano preferenze per più di un habitat, e la loro conservazione richiede il mantenimento di paesaggi eterogenei e diversificati (Barsoum et al., 2014; Fusser et al., 2017). Dunque, attraverso lo studio e la gestione del paesaggio è possibile conciliare la conservazione della biodiversità e la promozione dei servizi ecosistemici associati (Kremen and Merenlender, 2018).

### **1.5.1 Variazione del tasso di predazione di semi in relazione al paesaggio**

Numerosi studi hanno dimostrato come paesaggi basati su policolture e con un'alta copertura di habitat semi-naturali promuovono un aumento del tasso di predazione di semi (Dainese et al., 2017; Fox et al., 2013; Kremen and Merenlender, 2018; Kulkarni et al., 2015; Petit et al., 2011) permettendo di compensare l'impatto negativo delle pratiche agricole locali nel paesaggio (Kulkarni et al., 2015). In particolare, le zone semi-naturali del paesaggio sembrano essere il fattore chiave capaci di fornire risorse alternative per le specie in almeno uno dei loro stadi vitali, come rifugi invernali, ripari da predatori, condizioni microclimatiche più favorevoli per l'organismo, prede alternative (Blubaugh and Kaplan, 2015; Carbonne et al., 2020; Petit et al., 2011; Schellhorn et al., 2015). Un aumento della copertura di questi habitat internamente al paesaggio è positivamente correlato con il tasso di predazione e funge da filtro ecologico nei confronti delle popolazioni di predatori, mediandone la loro conservazione ed i servizi ecosistemici a loro associati (Cardinale et al., 2012; Fox et al., 2013; Kulkarni et al., 2015; Steffan-Dewenter et al., 2001; Trichard et al., 2013, 2013). D'altro canto, un altro fattore capace di spiegare l'aumento di ricchezza e abbondanza delle specie di predatori di semi a livello paesaggistico è l'aumento di eterogeneità delle colture. Paesaggi basati su policolture hanno mostrato

favorire un numero superiore di risorse, complementari e supplementari, influenzando la distribuzione delle specie ed il loro movimento (Dunning et al., 1992; Kremen and Merenlender, 2018).

### **1.5.2 Variazione del tasso di predazione di insetti nocivi in relazione al paesaggio**

Così come per la predazione di semi, la composizione del paesaggio è un parametro fondamentale per poter spiegare la variazione del tasso di predazione di insetti nocivi (Cividanes, 2021; Dainese et al., 2019; Kromp, 1999; Rusch et al., 2016). In linea generale è possibile affermare che un aumento della copertura di habitat semi-naturali internamente al paesaggio è strategia efficiente all'aumento della predazione di insetti nocivi (Bianchi et al., 2006; Dainese et al., 2019; Dufrot et al., 2017; Martínez-Núñez et al., 2021). Alcuni studi dimostrano, ad esempio, come una omogenizzazione del paesaggio da habitat naturale ad habitat agricolo può comportare una perdita di efficienza del tasso di predazione di insetti nocivi fino al 46% (Meehan et al., 2011). Questo scenario è indotto da una serie di effetti a cascata, come una diminuzione delle risorse complementari, rifugi e zone indisturbate, che a loro volta comportano una diminuzione dell'abbondanza di prede alternative, diminuzione della copertura vegetale e della stabilità temporale con la quale viene offerta (Schellhorn et al., 2015). Infatti, molti studi evidenziano come l'aumento della copertura vegetale offerta dagli habitat semi-naturali sia il fattore chiave capace di guidare un aumento di abbondanza e ricchezza delle comunità di predatori (Blubaugh et al., 2011; Cardinale et al., 2012; Martínez-Núñez et al., 2021; Rusch et al., 2016), e come, l'importanza della composizione sulla predazione di insetti nocivi segua un effetto scala dipendente, la quale scala di riferimento per la gestione viene normalmente riferita ai 500 m (Caro et al., 2016). Tuttavia, l'aumento di predatori non è sempre correlato ad un aumento generale del tasso di predazione di insetti nocivi, ma può comportare un aumento delle interazioni negative tra predatori, risultando in una diminuzione del servizio ecosistemico complessivo (Arim and Marquet, 2004). Altro fattore che può influenzare negativamente abbondanza e ricchezza delle specie di predatori naturali è l'aumento della distanza tra habitat, naturali e agricoli, e

la diminuzione della percentuale di margini erbosi di campo, i quali sono parametri che influenzano la distribuzione delle risorse (Martin et al., 2019, 2013) e le diverse possibilità di colonizzazione dell'habitat agricolo da parte del predatore (Bianchi et al., 2006). Altri aspetti dell'intensificazione agricola, come l'uso di pesticidi (Menalled et al., 2007) e l'aratura dei campi (Baraibar et al., 2011; Tamburini et al., 2016), possono influire sulla distribuzione delle specie di predatori naturali (Meehan et al., 2011).

## **1.6 Habitat semi-naturali e agricoli**

Su scala locale, diversi tipi di habitat possono avere un diverso effetto sulla predazione. In primo luogo, gli habitat naturali e semi-naturali sono habitat non disturbati e stabili del paesaggio, che favoriscono risorse molto importanti agli organismi, promuovendone i servizi ecosistemici a loro associati (Dainese et al., 2017). Il mantenimento di una adeguata percentuale di questi habitat nel paesaggio favorisce la biodiversità, produttività associata alle colture e un aumento del beneficio associato a molti servizi ecosistemici (Cardinale et al., 2012; Isbell et al., 2017; Sutter et al., 2018). D'altro canto, gli habitat agricoli sono gli elementi dominanti di un paesaggio agricolo che possono differire nelle risorse in funzione al loro diverso uso (Kremen and Merenlender, 2018). L'elemento che li contraddistingue è il continuo disturbo indotto dall'azione umana, in funzione della quale variano qualità e quantità dei servizi ecosistemici (Foley et al., 2011). Su scala mondiale, coprono una grande proporzione del nostro pianeta, pari al 40% della superficie globale (Foley et al., 2011; Hasan et al., 2020).

### **1.6.1 Ruolo degli habitat semi-naturali**

La tipologia di habitat semi-naturale è uno dei parametri che influenza il tasso di predazione in quanto diversi habitat offrono diverse risorse (Tscharntke et al., 2016). Tra i diversi habitat semi-naturali, la presenza di habitat boschivi favorisce, ad esempio, un aumento della biodiversità complessiva. Questi habitat forniscono rifugi invernali per l'ibernazione di endotermi di piccole dimensioni, come sciuridi e altri roditori, vecchi tronchi per lo sviluppo di stadi larvali di alcuni coleotteri, correlano positivamente con l'abbondanza di parassitoidi, un maggiore tasso di parassitismo

(Bianchi et al., 2006) ed una minore presenza di parassiti (Aristizábal and Metzger, 2019). Oltre agli habitat boschivi, i margini di campo correlano positivamente con un aumento della popolazione dei predatori, alla quale è spesso associato un aumento del tasso di predazione di insetti nocivi e semi (Kulkarni et al., 2015; Martin et al., 2019; Petit et al., 2023). Nella totalità dei casi, habitat semi-naturali e naturali sono fondamentali per il mantenimento delle comunità di predatori e per favorire lo spillover e la colonizzazione di questi organismi verso le aree agricole (Dunning et al., 1992; Schellhorn et al., 2015). Sono hotspot interni al paesaggio, capaci di offrire diverse risorse alternative alle popolazioni di predatori (Schellhorn et al., 2015). Tra le principali risorse che sono capaci di offrire compare un aumento e maggiore stabilità temporale della copertura vegetale (Meiss et al., 2010; Petit et al., 2011), alla quale sono associate condizioni microclimatiche più favorevoli al mantenimento delle popolazioni di predatori (Blubaugh et al., 2011; Kulkarni et al., 2015; Meiss et al., 2010; Sarabi, 2019).

### **1.6.2 Ruolo degli habitat agricoli**

Le pratiche di gestione dell'habitat agricolo sono cruciali per la conservazione di carabidi e formiche (Baraibar et al., 2011; Blubaugh and Kaplan, 2015). In linea generale, gli habitat agricoli sono delle zone sottoposte a frequenti ed intensi disturbi, capaci di offrire risorse diverse in funzione alla coltura, ma in modo transitorio. Il tipo di coltura può essere perenne o annuale, e la principale distinzione che viene ad essere fatta sta nell'entità del disturbo, il quale è più pronunciato in un habitat agricolo annuale, caratterizzato da una successione di colture con periodi di abbondanza di risorse seguiti da una loro diminuzione improvvisa causata dal raccolto (Meehan et al., 2012). Tuttavia, l'entità del disturbo sulle specie ospitate è variabile, e dipende dalle risorse necessarie alla sopravvivenza della specie e dal loro comportamento (Kulkarni et al., 2015). In linea generale, questi habitat non rappresentano un ambiente idoneo per favorire il mantenimento delle diverse comunità di predatori naturali (Aristizábal and Metzger, 2019; Bianchi et al., 2006). Lo scenario è comunque difficile da generalizzare e molto variabile in funzione al contesto di studio (Cividanes, 2021; Schneider et al., 2015). Diversi fattori possono influenzare l'attività, la

distribuzione e il comportamento delle specie. Tra i principali compaiono le pratiche di aratura del terreno (Blubaugh and Kaplan, 2015; Tamburini et al., 2016), la successione temporale delle colture (Davis et al., 2013), il tipo di coltura (Fox et al., 2013; Tamburini et al., 2016; Westerman et al., 2011), la copertura vegetale che il sito è capace di offrire (Gallandt et al., 2005) e l'uso di prodotti chimici (Trichard et al., 2013).

### **1.7 Obiettivo dello studio**

L'obiettivo di questo studio è stato analizzare la variazione di due servizi ecosistemici fondamentali, cioè la predazione di semi e la predazione di insetti nocivi, su scala locale e di paesaggio, al fine di ricercare quali parametri possano favorire questi servizi ecosistemici. Per fare ciò, abbiamo selezionato 150 punti in 10 paesaggi caratterizzati da habitat diversi e diversa composizione del paesaggio. Il campionamento è stato ripetuto tre volte, e abbiamo usato prede sentinella per stimare la predazione di insetti nocivi e seed cards per la predazione di semi. Nel particolare abbiamo analizzato se: (a) il periodo di campionamento ha effetto sul tasso di predazione; (b) l'aumento della copertura di habitat semi-naturali nel paesaggio risulta in un aumento del tasso di predazione; (c) i diversi habitat presentano diverso tasso di predazione e, in particolare, se zone boschive presentano un maggiore tasso di predazione. In generale ci aspettiamo che habitat semi-naturali e paesaggi dominati da questi habitat favoriscano la predazione e che il tasso di predazione sia più alto nel momento di maggiore sviluppo vegetale.

## 2. MATERIALI E METODI

### 2.1 Area di studio e selezione dei siti

Lo studio è stato condotto tra maggio ed agosto 2023 tra le province di Padova, Treviso, Rovigo e Venezia, nella pianura veneta orientale. Abbiamo selezionato dieci paesaggi (Fig. 1, Tab. 1) di 1 km x 1 km di lato (Fig. 2). Di questi, 5 erano dominati da aree semi-naturali e 5 da aree agricole. All'interno di ogni paesaggio sono stati distribuiti 15 siti di campionamento, posizionati in modo da rendere agevole e rapido il loro raggiungimento da parte dell'operatore (Fig. 2). Ogni sito di campionamento è stato associato ad un habitat, che poteva essere agricolo (perenne e annuale) o semi-naturale (bosco, radura, margine di campo e siepe) (Fig. 3). Nel totale, il range della percentuale di habitat semi-naturali internamente ai paesaggi varia tra 5.2% e 66.8% (Tab. 1).

N° del paesaggio	Tipo di habitat dominante	Latitudine	Longitudine	Località	% habitat agricolo	% habitat semi-naturale
1	naturale	45.75553	12.69238	San Stino di Livenza (VE)	41.00%	59.30%
2	naturale	45.70538	12.58347	Cessalto (TV)	38.80%	34.00%
3	agricolo	45.69120	12.75012	Sant'Alò (VE)	88.10%	5.20%
4	naturale	45.52266	12.28541	Mestre (VE)	15.00%	66.80%
5	agricolo	45.44964	12.13687	Mira (VE)	68.70%	8.40%
6	agricolo	45.34546	11.94939	Legnaro (PD)	64.60%	12.90%
7	agricolo	45.28553	11.95994	Bovolenta (PD)	77.20%	6.50%
8	naturale	45.17806	12.05311	Cona (VE)	60.20%	29.60%
9	naturale	45.12547	12.26144	Chioggia (VE)	26.50%	63.80%
10	agricolo	45.06302	12.07627	Adria (RO)	84.60%	5.20%

Tabella 1: i 10 siti selezionati con corrispondenti caratteristiche geografiche e paesaggistiche

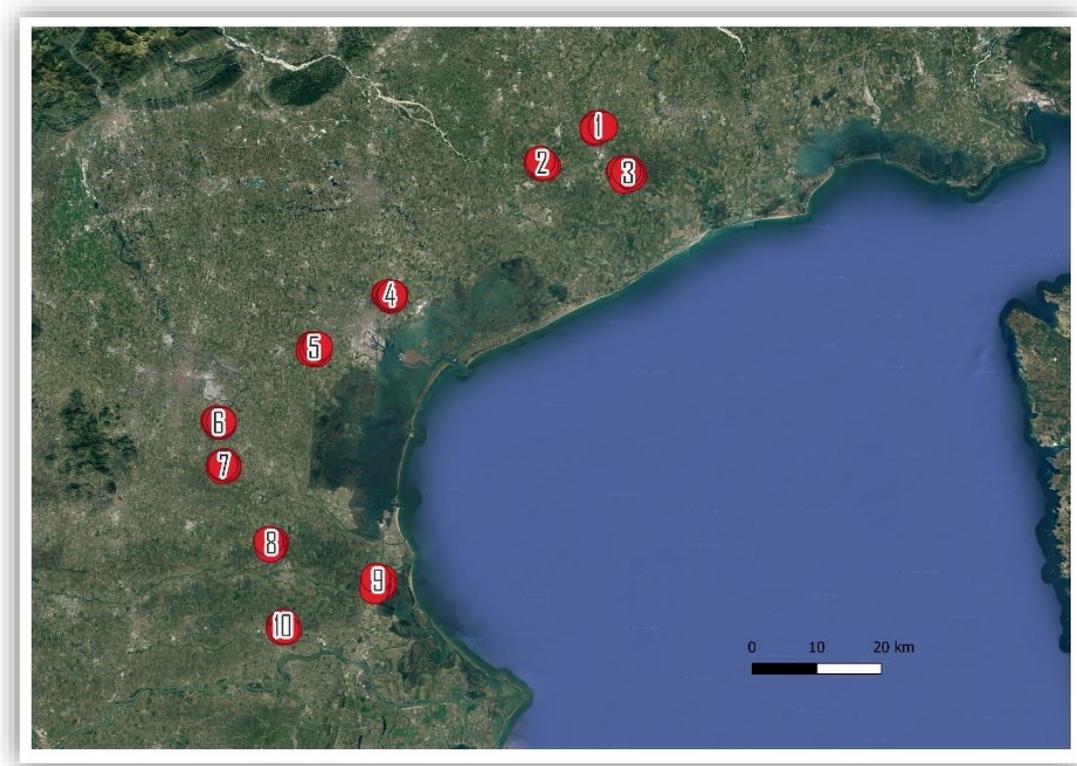


Figura 1: i 10 paesaggi selezionati della pianura veneta

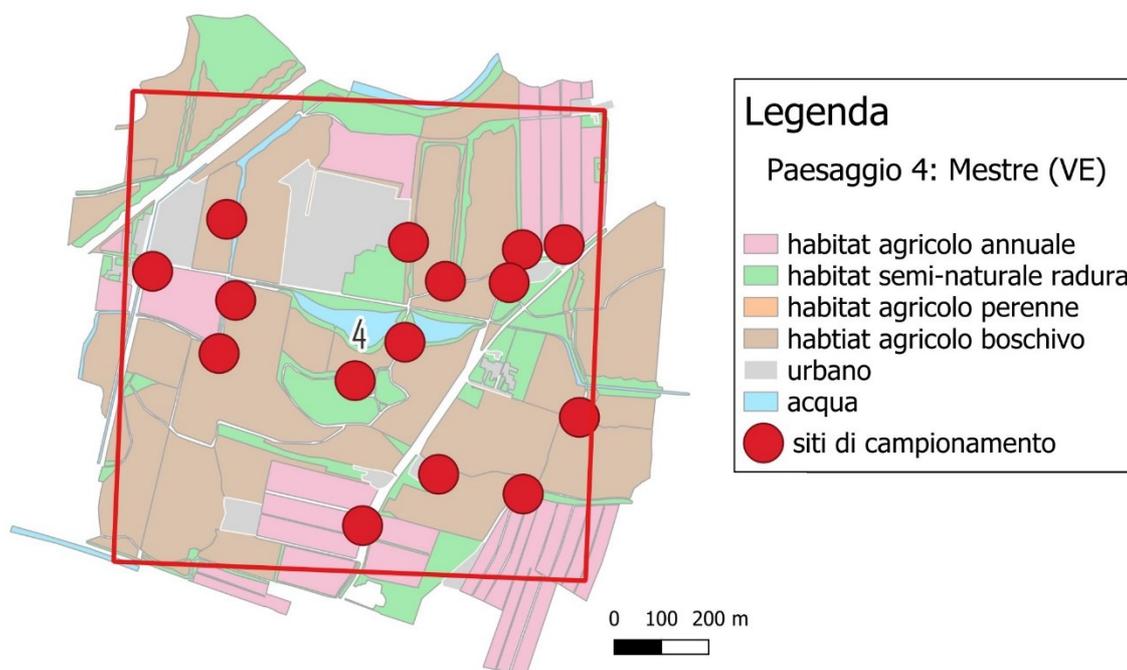


Figura 2: esempio di un paesaggio, in questo caso Mestre (VE), a carattere dominante semi-naturale



*Figura 3: esempio di due siti di campionamento: a) un habitat agricolo annuale, b) un habitat semi-naturale boschivo*

## 2.2 Predazione di semi

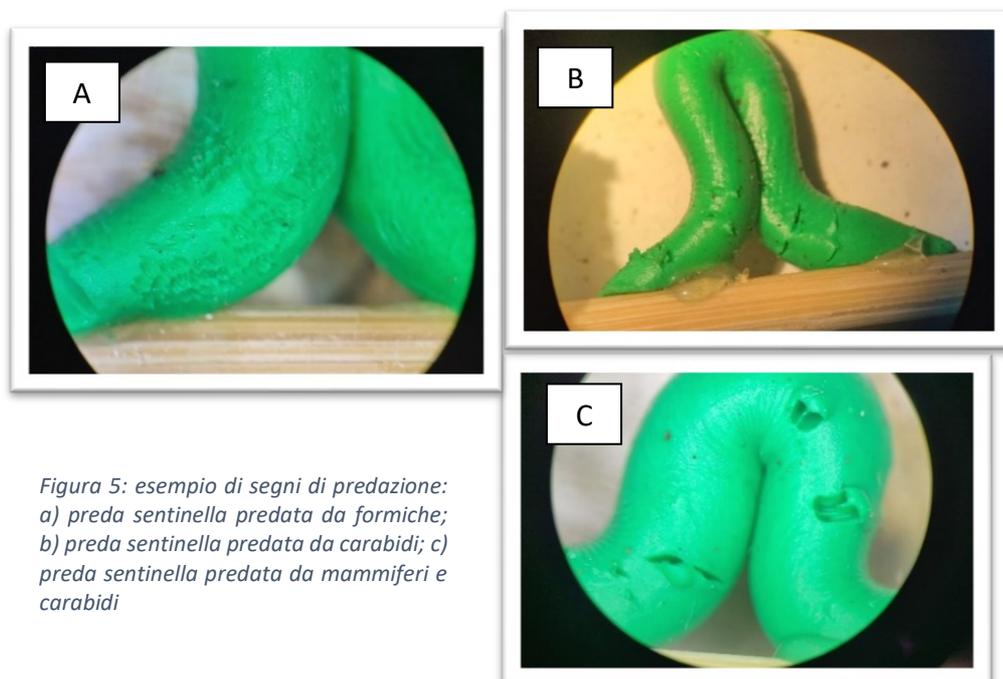
Il tasso di predazione di semi è stato stimato mediante l'uso di seed cards (Westerman et al., 2003). Carta vetrata di grana P80 è stata quindi tagliata a strisce di dimensioni 12 cm x 6 cm; sulla superficie sono stati posizionati 30 semi di loglio (*Lolium perenne* Linneaus), 30 semi di enagra (*Oenothera biennis* Linneaus, 1753) e 30 semi di tarassaco (*Taraxacum officinale* (Weber) ex Wiggers, 1780). La scelta delle specie è legata alle diverse caratteristiche che possono influenzare le preferenze da parte delle specie granivore, quali: caratteristiche fisiche del seme, come dimensioni e forma (Lundgren and Rosentrater, 2007), ed all'appartenenza a famiglie diverse (Lami et al., 2020). I semi sono stati incollati sulle seed cards utilizzando una colla riposizionabile (Spray Mount 3M) che evita la perdita dei semi, ma permette ai predatori di staccarli. In ogni sito sono state posizionate 5 seed cards ad una distanza di almeno 50 cm l'una dall'altra. Ogni seed card è stata fissata al suolo mediante due chiodi da carpenteria posti ai lati opposti (Fig. 4). Le seed cards sono state esposte 48 ore in campo e, una volta raccolte, per ogni seed card sono stati contati i semi rimasti adesi delle tre specie, poi annotati per stimare il tasso di predazione di ogni specie. Il campionamento è stato ripetuto tre volte tra maggio e agosto 2023.



Figura 4: seed card posizionata al suolo

## 2.3 Predazione di insetti nocivi

Il tasso di predazione di insetti nocivi è stato stimato mediante l'uso di prede sentinella (Howe et al., 2009). Spiedini in legno sono stati tagliati per una lunghezza complessiva di 8 cm. Plastilina di color verde è stata lavorata per ottenere dei cilindri di 3 cm per 0.5 cm, poi piegati, mimando la forma di un bruco geometride. Con l'aiuto di colla a presa rapida (Bostik Max Repair) posizionata alle estremità laterali, la preda sentinella è stata fissata sullo spiedino. In ogni sito sono state posizionate, ad una distanza di 50 cm l'una dall'altra, 8 prede sentinella a contatto con il suolo. Come per le seed cards, le prede sentinella sono state mantenute 48 ore su campo. Mediante l'uso di stereomicroscopi (Optika SLX-2) e sulla base di linee guida per l'identificazione dei predatori responsabili degli attacchi (Castagneyrol et al., 2019), i segni sulle prede sentinella sono stati classificati qualitativamente ed indipendentemente dal numero di attacchi subiti (Fig. 5). La presenza di più segni di un dato predatore su una data preda non permette di provare il numero di volte che quella data preda è stata attaccata da uno stesso individuo. Il campionamento è stato ripetuto tre volte tra maggio e agosto 2023.



## 2.4 Analisi statistiche

Le analisi statistiche sono state condotte usando i pacchetti “nlme”, “car” e “Hmisc” in R 4.3.1. (Fox et al., 2019; Harrell et al., 2019; Pinheiro and Bates, 2023; R Core Team, 2022). Per valutare l’effetto dell’habitat sul tasso di predazione abbiamo utilizzato due modelli lineari misti includendo il tasso di predazione di seed cards e di prede sentinella come variabili dipendenti e il tipo di habitat come variabile indipendente. Nel modello abbiamo anche incluso il paesaggio come effetto random.

Per la predazione di prede sentinella, abbiamo poi testato l’effetto interattivo della composizione del paesaggio e del periodo di campionamento sul tasso di predazione. Abbiamo quindi usato un modello lineare includendo il tasso di predazione di insetti nocivi come variabile di risposta, e l’interazione tra copertura di aree semi-naturali e mese di campionamento come variabili esplicative.

Poiché i round a nostra disposizione per la predazione di semi erano solo due, abbiamo deciso di testare indipendentemente l’effetto della composizione del paesaggio e del periodo di campionamento. Abbiamo quindi costruito un modello lineare usando il tasso di predazione delle seed cards come variabile di risposta e la copertura di aree semi-naturali come variabile esplicativa. Per testare l’effetto del periodo di campionamento, abbiamo costruito un modello lineare misto, e abbiamo ancora una volta usato il tasso di predazione delle seed cards come variabile di risposta e il mese di campionamento come variabile esplicativa, includendo come effetto random il paesaggio e il sito di campionamento.

Abbiamo anche testato l’effetto della specie di seme sul tasso di predazione utilizzando un modello lineare misto includendo il paesaggio e il sito di campionamento come effetto random.

Infine, abbiamo testato le correlazioni tra i tassi di predazione delle tre specie di semi e il tasso di predazione di prede sentinella utilizzando la funzione rcorr del pacchetto “Hmisc” (Harrell et al., 2019).

### 3. RISULTATI

#### 3.1 Predazione di semi

Sono state posizionate in totale 1430 seed card, e 70 di queste sono state perse, pari al 4.9% delle totali. In media, *T. officinale* presenta un tasso di predazione del 43.97%, *O. biennis* del 47.64% e *L. perenne* del 32.56%. Il tasso di predazione varia significativamente tra le tre specie, nel particolare *O. biennies* è la specie che presenta un tasso di predazione superiore e positivo rispetto le restanti due specie (Fig. 6, Tab. 2).

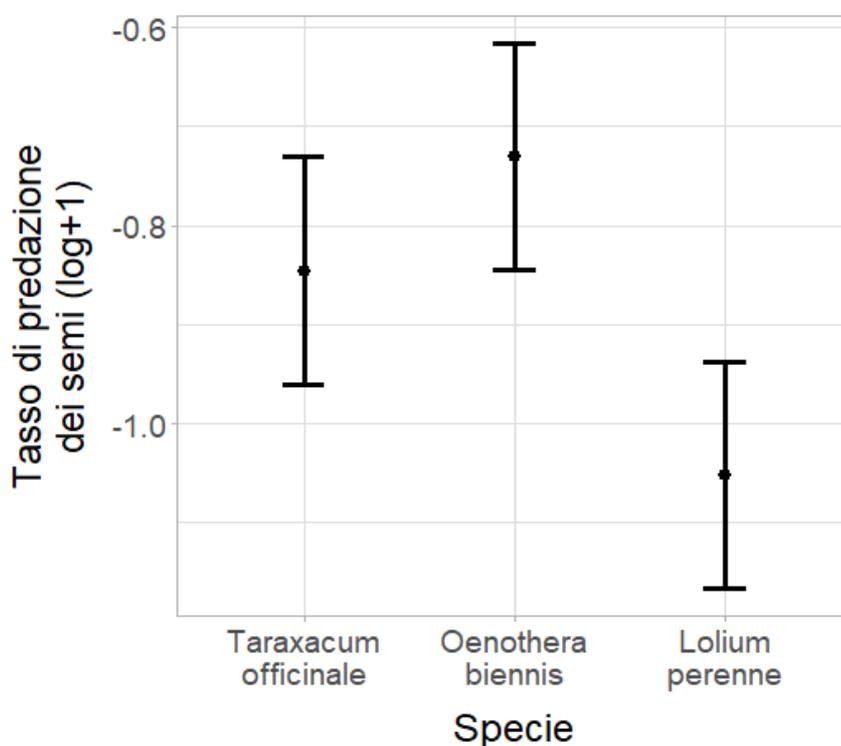


Figura 6: risultato del modello lineare misto che testa l'effetto della specie di seme sul tasso di predazione di semi (log+1).

	Valore	SE	DF	t-value	p-value
<i>T. officinale</i>	-0.845	0.058	863	-14.485	<0.01
<i>O. biennies</i>	0.115	0.053	863	2.143	<0.05
<i>L. perenne</i>	-0.207	0.053	863	-3.841	<0.001

Tabella 2: risultati del modello lineare misto che testa l'effetto della specie di seme sul tasso di predazione di semi (log+1)

Analizzando l'effetto del tipo di habitat sul tasso di predazione di semi, l'unico habitat che ha mostrato una differenza rispetto agli altri è l'habitat agricolo perenne, in cui la predazione è stata significativamente più bassa (Fig. 7, Tab. 3).

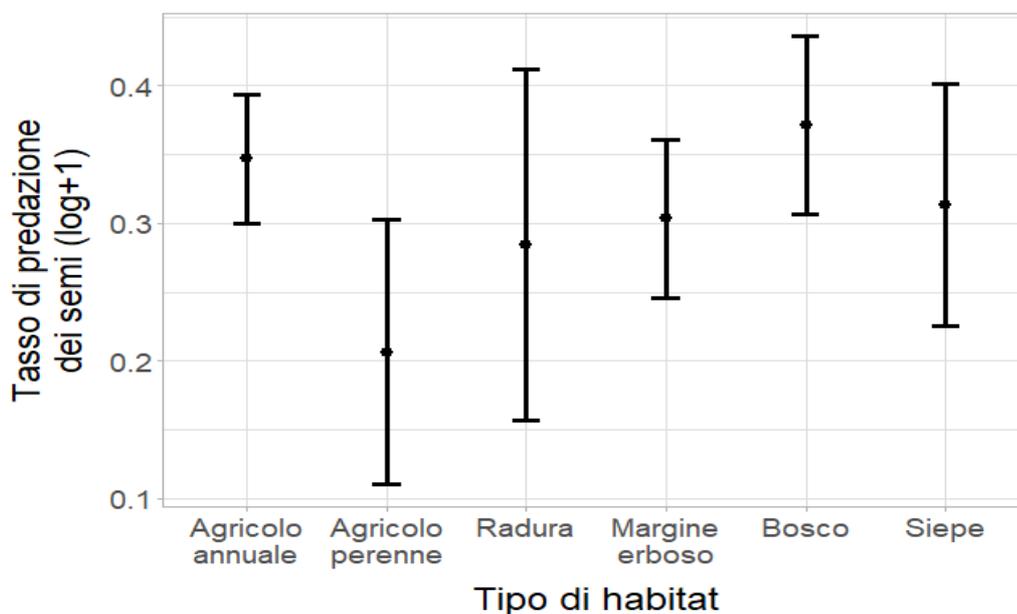


Figura 7: risultato del modello lineare misto che testa l'effetto del tipo di habitat sul tasso di predazione di semi (log+1).

	Valore	SE	DF	t-value	p-value
Intercetta	0.347	0.023	277	14.595	<0.001
Agricolo perenne	-0.140	0.050	277	-2.809	<0.05
Radura	-0.062	0.065	277	-0.958	0.338
Margine erboso	-0.043	0.029	277	-1.482	0.139
Bosco	0.024	0.033	277	0.726	0.468
Siepe	-0.033	0.044	277	-0.752	0.452

Tabella 3: risultati del modello lineare misto che testa l'effetto del tipo di habitat sul tasso di predazione di semi (log+1).

In media, il tasso di predazione di semi in paesaggi dominati da habitat semi-naturali appare superiore rispetto all'osservato in paesaggi dominati da habitat agricoli (Fig. 8), tuttavia la differenza non è significativa. Allo

stesso modo, il tasso di predazione non è cambiato significativamente nei due periodi di campionamento (Tab. 4).

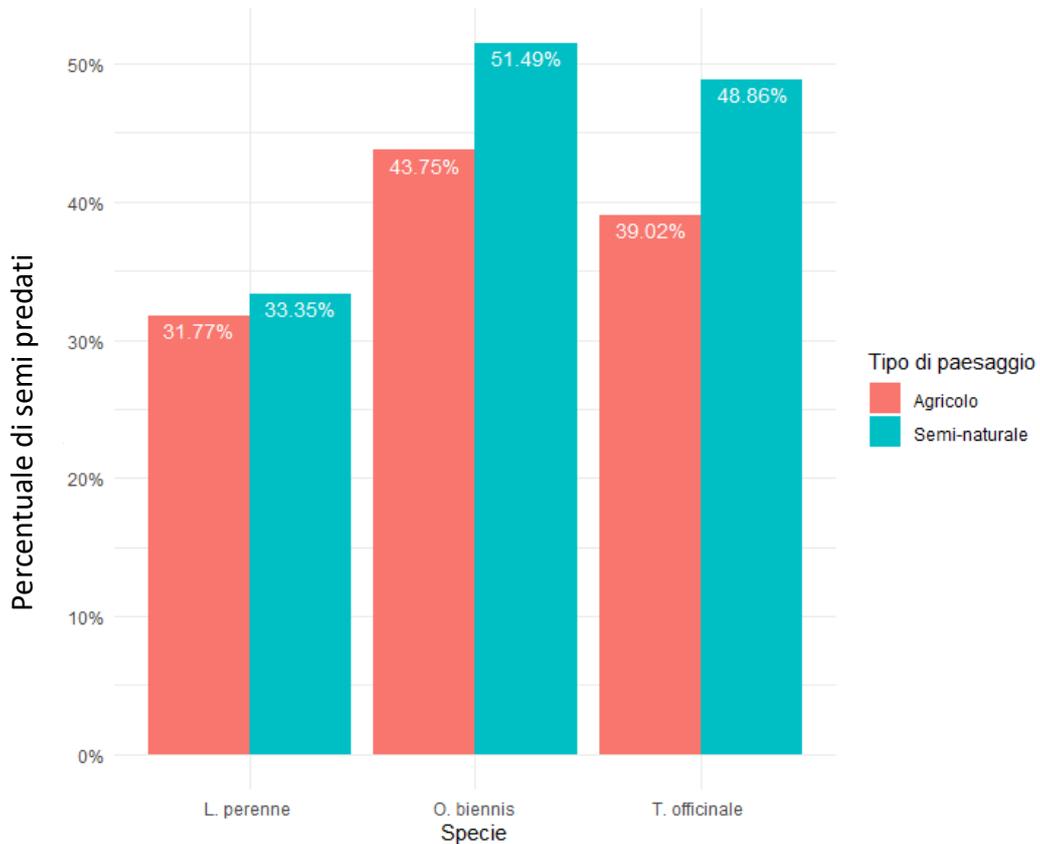


Figura 8: barplot che evidenzia la relazione tra tasso di predazione di semi diviso per specie e tipo di paesaggio.

	Valore	SE	t-value	p-value
Intercetta	0.307	0.021	14.424	<0.001
Percentuale di habitat semi-naturali	0.041	0.047	0.868	0.386
Luglio	0.017	0.023	0.733	0.464

Tabella 4: risultati del modello lineare misto che testa l'effetto del mese di campionamento e della composizione di habitat semi-naturali nel paesaggio rispetto al tasso di predazione di semi (log+1).

### 3.2 Predazione di insetti nocivi

Sono state posizionate 3600 prede sentinella in totale. Di queste, solo il 6.72% (N = 242) è stato perso o distrutto. Il 36.45% (N = 1224) è stato predato da artropodi (in particolare, 19.86% carabidi, 20.49% formiche, 6.42% appartenenti ad altri artropodi, come imenotteri o ragni) e l'8.84% da roditori (Fig. 9).

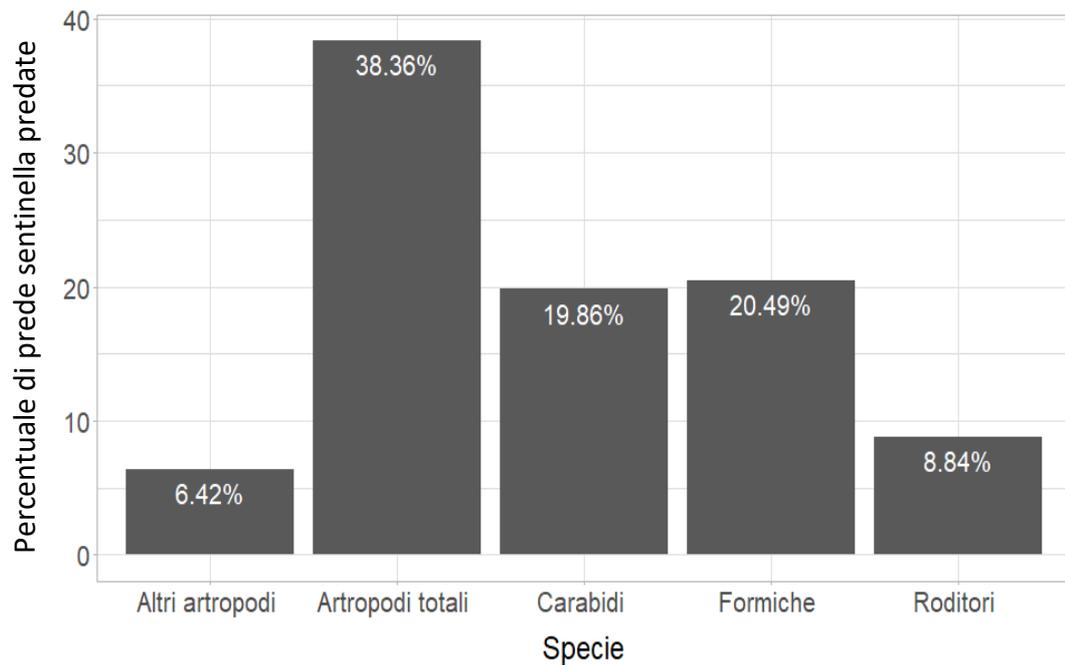


Figura 9: tasso medio percentuale di predazione di prede sentinella per categoria di predatore.

Il tipo di habitat ha mostrato un effetto significativo sulla predazione. In particolare, margini erbosi, boschi e siepi presentano un tasso di predazione significativamente differente rispetto radure, habitat agricoli perenni e habitat agricoli annuali (Fig. 10, Tab. 5).

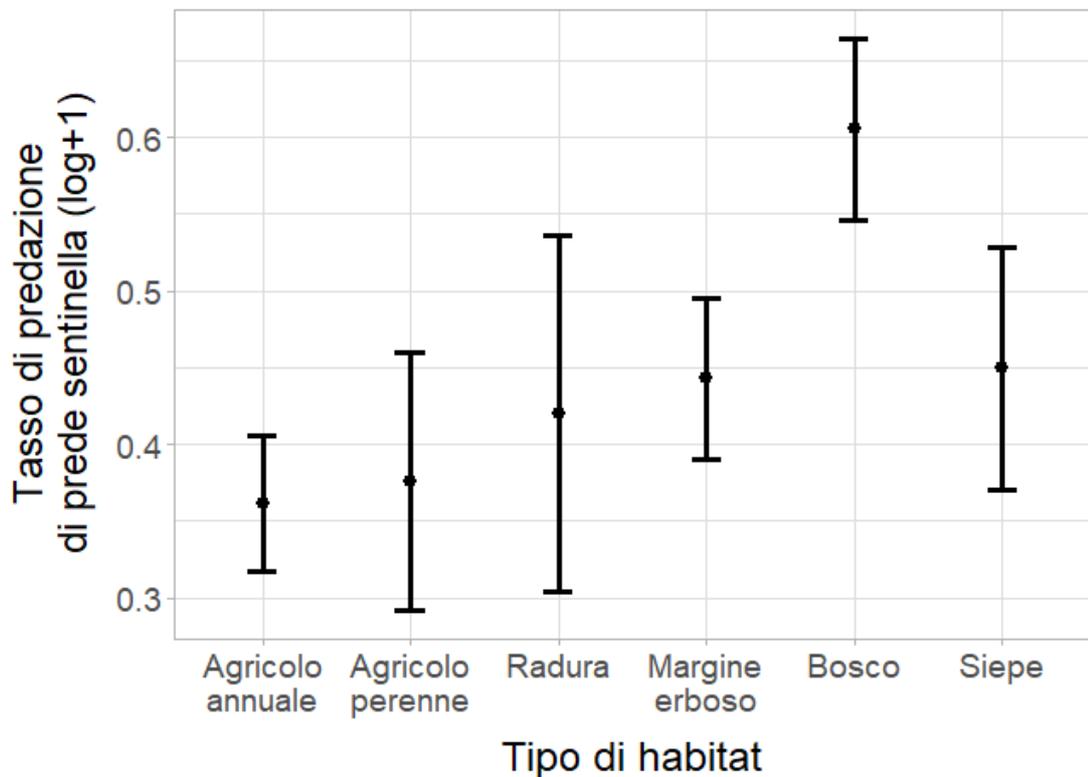


Figura 10: risultati del modello lineare misto che testa l'effetto del tipo di habitat sul tasso di predazione di prede sentinella ( $\log+1$ ) rispetto alla tipologia di habitat osservato.

	Valore	SE	DF	t-value	p-value
Intercetta	0.361	0.022	423	16.131	<0.001
Agricolo perenne	0.014	0.043	423	0.332	0.740
Radura	0.058	0.059	423	0.990	0.322
Margine erboso	0.081	0.026	423	3.179	<0.05
Bosco	0.244	0.029	423	8.254	<0.001
Siepe	0.088	0.039	423	2.248	<0.05

Tabella 5: risultato del modello lineare misto che testa l'effetto del tipo di habitat sul tasso di predazione di prede sentinella ( $\log+1$ ).

La percentuale di habitat semi-naturale nel paesaggio ha un effetto significativo sul tasso di predazione di prede sentinella solo nel secondo mese di campionamento, con un aumento del tasso di predazione all'aumento della percentuale di habitat semi-naturale (Fig. 11, Tab. 6). Nel primo e nel terzo mese di campionamento, invece, il tasso di predazione di

prede sentinella non è influenzato dalla copertura di aree semi-naturali nel paesaggio (Tab. 6).

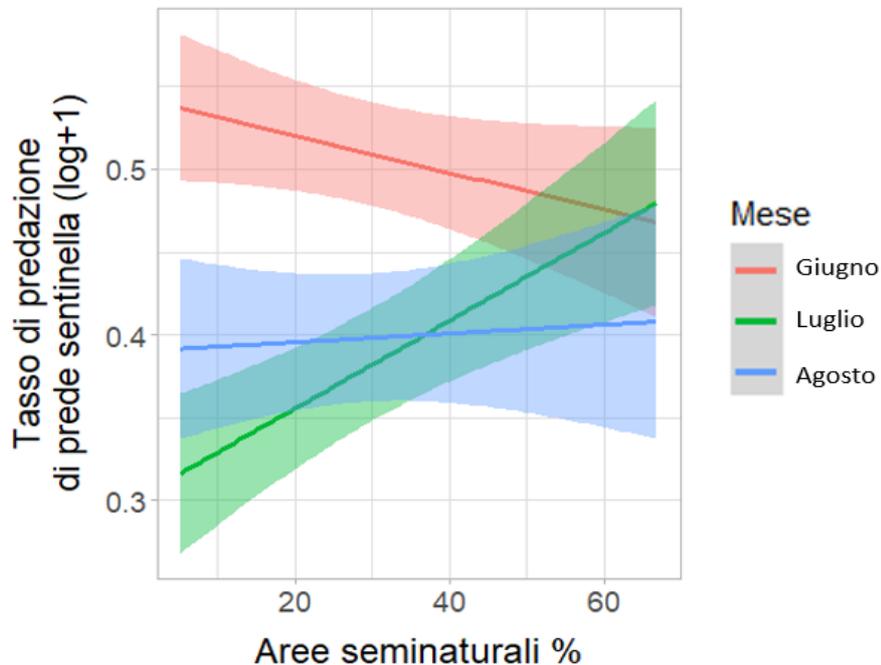


Figura 11: risultato del modello lineare misto che testa l'effetto di interazione tra composizione di habitat semi-naturali e mese di campionamento sul tasso di predazione di prede sentinella ( $\log+1$ ).

	Valore	SE	t-value	p-value
Intercetta	0.543	0.028	19.356	<0.001
Percentuale di habitat semi-naturali	-0.112	0.073	-1.539	0.124
Giugno	-0.240	0.039	-6.087	<0.001
Luglio	-0.152	0.039	-3.892	<0.001
Percentuale di habitat semi-naturali x Giugno	0.377	0.102	3.671	<0.001
Percentuale di habitat semi-naturali x Luglio	0.139	0.102	1.355	0.176

Tabella 6: risultati del modello lineare misto che testa l'effetto di interazione tra composizione di habitat semi-naturali e mese di campionamento sul tasso di predazione di prede sentinella ( $\log+1$ ).

Il tasso di predazione di prede sentinella è significativamente cambiato nei tre mesi di campionamento. Il primo periodo di campionamento di maggio presenta un tasso di predazione significativamente superiore rispetto ai campionamenti di giugno e luglio (Fig. 12, Tab. 7).

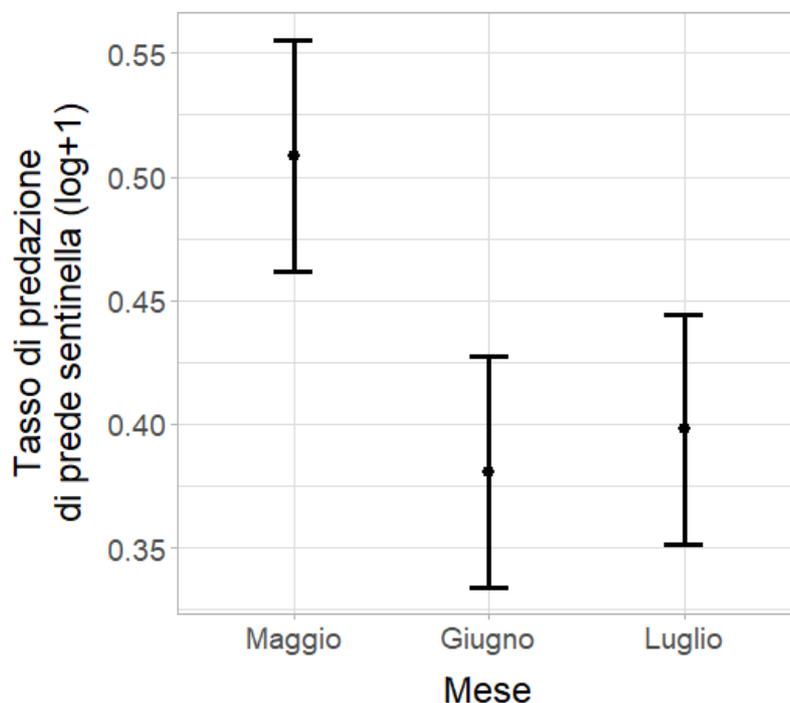


Figura 12: risultato del modello lineare misto che testa l'effetto del mese di campionamento sul tasso di predazione di prede sentinella (log+1).

	Valore	SE	DF	t-value	p-value
Maggio	0.508	0.023	426	21.327	<0,001
Giugno	-0.127	0.024	426	-5.159	<0,001
Luglio	-0.110	0.024	426	-4.483	<0,001

Tabella 7: risultati del modello lineare misto che testa l'effetto del mese di campionamento sul tasso di predazione delle prede sentinella (log+1).

In media, i paesaggi agricoli presentano un tasso di predazione da parte di artropodi pari al 27.26%, inferiore rispetto ai siti semi-naturali, con il 48.90%. Per quanto riguarda roditori, invece, i paesaggi agricoli presentano un tasso di predazione percentuale pari al 7.89%, rispetto i paesaggi semi-naturali con tasso medio pari al 9.76%. Il paesaggio con un maggiore tasso di predazione da parte di artropodi è Mestre (VE), con paesaggio dominato da habitat semi-naturali, con un tasso medio pari a 59.09%. Quello con il tasso di predazione più basso è stato invece Adria (RO), sito prevalentemente agricolo, presentante un tasso di predazione medio da parte di artropodi pari al 18.79% (Fig. 13).

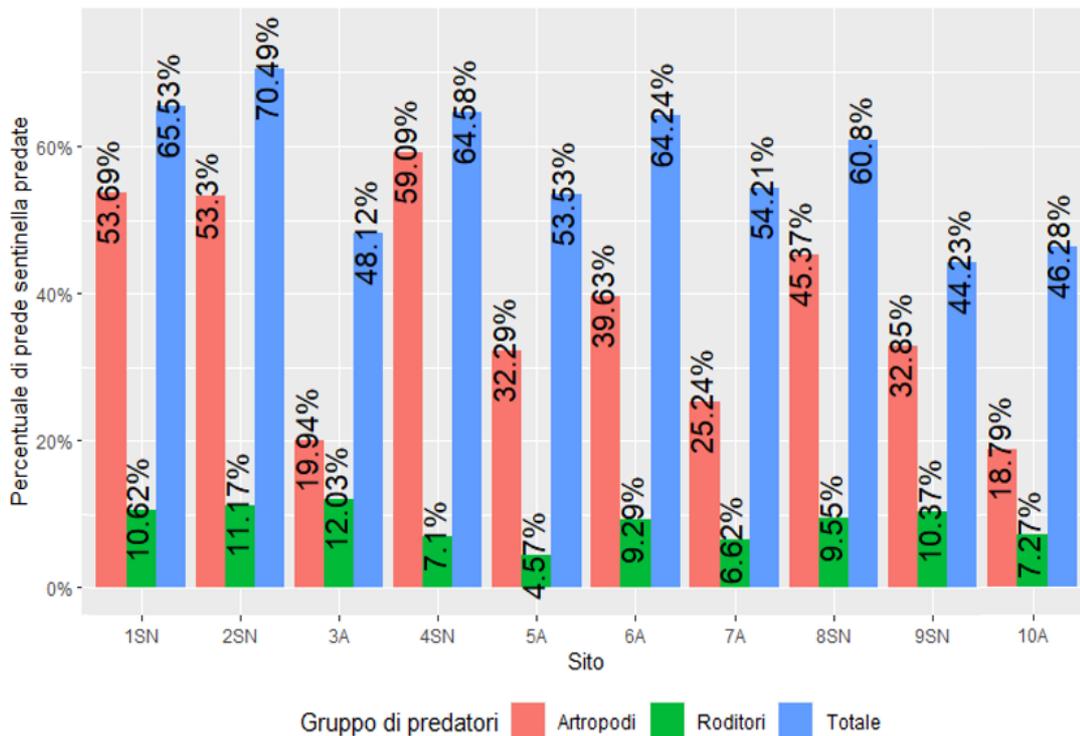


Figura 13: tasso di predazione medio per paesaggio e per categoria di predatore, nell'asse delle ordinate il numero indica il paesaggio e la sigla A o SN la tipologia del paesaggio, rispettivamente agricolo o semi-naturale. Il sito 1 indica San Stino di Livenza (VE), il sito 2 Cessalto (TV), il sito 3 Sant'Alò (VE), il sito 4 Mestre (VE), il sito 5 Mira (VE), il sito 6 Legnaro (PD), il sito 7 Bovolenta (PD), il sito 8 Cona (VE), il sito 9 Chioggia (VE) ed infine il sito 10 Adria (RO).

### 3.3 Relazione tra tassi di predazione

Analizzando la relazione tra tasso di predazione di semi e di insetti nocivi abbiamo notiamo una bassa correlazione positiva, a differenza invece dei tassi di predazione delle diverse specie di semi, i quali appaiono fortemente correlati positivamente con un coefficiente di correlazione di Pearson compreso tra lo 0.67 ed il 0.88 (Fig. 14).

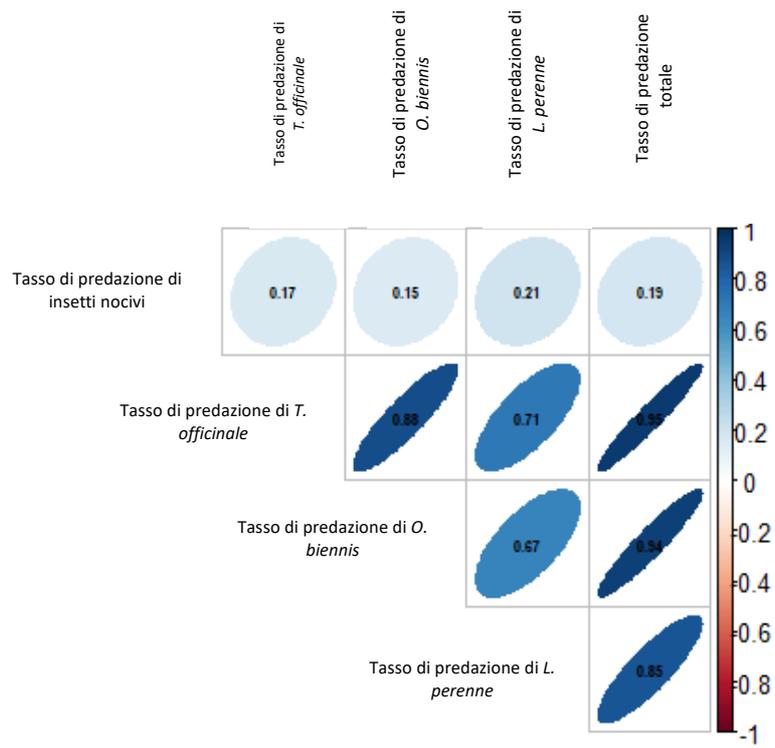


Figura 14: grafico di correlazione di Pearson tra tasso di predazione dei semi e di prede sentinella

## 4. DISCUSSIONE

In questo studio abbiamo analizzato come il tasso di predazione di semi e insetti nocivi è influenzato da fattori temporali e dalle condizioni locali, come il tipo di habitat, e di paesaggio. I nostri risultati hanno evidenziato come il tasso di predazione di semi rimanga relativamente costante rispetto alle variabili analizzate, mentre il tasso di predazione di insetti nocivi è risultato principalmente influenzato da fattori locali. Un aumento della percentuale di habitat semi-naturali internamente al paesaggio ha rivelato aumentare il tasso di predazione di insetti nocivi solo in determinati periodi.

### 4.1 Seed cards

Come osservato da altri studi, il tasso di predazione è variabile in funzione della specie di seme (Honek et al., 2007; Lami et al., 2020; Petit et al., 2014). In questo studio abbiamo osservato come *O. biennis* sia la specie con un seme più piccolo e più predato, riflettendo la potenziale efficacia delle popolazioni di predatori naturali nell'aumentare il tasso di mortalità dei semi e controllarne dunque l'accrescimento demografico di questa specie aliena. *Lolium perenne* è stata la specie meno predata; si tratta della specie con semi di maggiori dimensioni tra quelle analizzate, permettendo di ipotizzare come le popolazioni di granivori siano caratterizzate da specie di piccole dimensioni (Honek et al., 2007), dunque soggette ad un tasso di predazione tra competitori inferiore rispetto a popolazioni composte da specie di maggiori dimensioni (Arim and Marquet, 2004; Carbonne et al., 2020; Lami et al., 2020). A differenza di quanto ipotizzato, il tasso di predazione di semi è risultato lievemente inferiore solo negli habitat agricoli perenni rispetto a tutti gli habitat analizzati, i quali tuttavia sono poco rappresentati, contando il solo 6.6% dei campionamenti totali e presenti solo in paesaggi a carattere dominante semi-naturale. In linea generale, possiamo ipotizzare che le comunità di predatori di semi possano essere stabili nei paesaggi considerati, che sono caratterizzati da una certa omogeneità, quindi la distribuzione e le attività dei predatori potrebbero essere meno influenzate dalla tipologia di habitat e dalle variazioni temporali. In alternativa, la variazione della composizione delle comunità di

predatori tra habitat agricolo e semi-naturale può avere comportato una variazione del tasso di predazione di semi. Nel particolare, l'aumento delle specie onnivore e carnivore tipico degli habitat semi-naturali, può avere comportato un effetto di controllo sulle popolazioni granivore, placando dunque l'aumento di predazione di semi in questi habitat (Martin et al., 2019; Purtauf et al., 2005). Contrariamente a quanto ci aspettavamo, seppure il tasso di predazione di semi fosse leggermente più alto in paesaggi a prevalenza di habitat boschivi, non abbiamo osservato differenze significative tra i diversi paesaggi, così come il tasso di predazione di semi non ha mostrato forte variazione temporale. Riteniamo dunque che la predazione di semi non segua un effetto paesaggio dipendente alla scala di 1 km considerata in questo studio, suggerendo come scale diverse da questa possano essere più efficienti nello spiegare la variazione del tasso di predazione di semi. In ogni caso, per ogni specie di seme considerata in questo studio, il tasso di predazione di semi è compreso tra il 30 ed il 50%, i quali sono valori considerati come sufficienti a rallentare l'espansione demografica di queste specie internamente ai paesaggi considerati (Sarabi, 2019).

## **4.2 Prede sentinella**

Abbiamo rilevato un tasso di predazione significativamente più alto in margini erbosi, boschi e siepi rispetto ad habitat agricoli annuali, agricoli perenni e radure. Nonostante ci aspettassimo che il tasso di predazione fosse più alto in habitat semi-naturali, le radure hanno invece mostrato un tasso di predazione più basso se confrontato con i restanti, probabilmente a causa del basso numero di siti campionamento in questo habitat (3% del totale). L'habitat con il più alto tasso di predazione è invece il bosco; numerosi studi dimostrano come attività e ricchezza delle specie di carabidi e formiche siano influenzate dalla percentuale di habitat boschivo (Anjos et al., 2022; Dornelas et al., 2009; Duflot et al., 2017; Wang et al., 2021), il quale, seguendo l'ipotesi di eterogeneità degli habitat (MacArthur and MacArthur, 1961), si mostra come capace di accogliere alta biodiversità di predatori naturali (Anjos et al., 2022). Tale effetto è il risultato delle diverse condizioni microclimatiche, aumento del numero di risorse disponibili

(Staudacher et al., 2018), diversa copertura vegetale e alta biodiversità associata alle specie vegetali che riesce ad accogliere (Dornelas et al., 2009; Duflot et al., 2017; Wang et al., 2021). Oltre agli habitat boschivi, anche siepi e margini di campo presentano un tasso di predazione significativamente alto se confrontato agli habitat agricoli, i quali riteniamo siano risultati indispensabili a promuoverne rifugio e spillover per le diverse comunità di predatori ospitate (Dainese et al., 2017; Martin et al., 2019; Sutter et al., 2018).

Abbiamo evidenziato che il tasso di predazione era significativamente più alto ad inizio stagione, quando la copertura vegetale era in generale maggiore. L'analisi della variazione temporale del tasso di predazione nei soli habitat agricoli ha confermato come i risultati siano sostanzialmente molto simili all'analisi complessiva di tutti gli habitat. Dal momento che questi sono gli habitat più rappresentati nei nostri campionamenti (45% del totale), riteniamo, in linea con i risultati di Petit et al. (2014), che l'effetto complessivo di aumento del tasso di predazione nel primo periodo di campionamento sia dovuto principalmente alla presenza di grano non tagliato nelle colture annuali, che abbia fornito copertura vegetale, dunque condizioni microclimatiche e presenza di prede alternative (Fox et al., 2013; Kulkarni et al., 2015; Martínez-Núñez et al., 2021; Meehan et al., 2012; Rahman et al., 2015; Staudacher et al., 2018). Queste condizioni risultano favorevoli allo spillover dei predatori dai margini di campo e dagli habitat semi-naturali verso le colture (Dunning et al., 1992; Rahman et al., 2015). A sostegno dell'aumento del tasso di predazione di insetti nocivi osservato nei primi mesi di studio, alcuni studi condotti sull'analisi intestinale dei carabidi hanno evidenziato come specie granivore del genere *Harpalus* (Latreille, 1802) presentassero, durante il periodo di accrescimento delle colture, una dieta basata principalmente su prede alternative (Gallandt et al., 2005). Successivamente alla raccolta, i mesi di giugno e luglio sono stati caratterizzati da una diminuzione del tasso di predazione. Il mese di luglio mostra un leggero incremento del tasso di predazione, che, seppur non significativo, può riflettere un lento spillover dei predatori dagli habitat semi-

naturali circostanti verso gli habitat agricoli, caratterizzati da un leggero incremento della copertura vegetale rispetto il mese precedente di giugno. Inoltre, abbiamo osservato come il tasso di predazione fosse influenzato dall'interazione tra mese di campionamento e la composizione del paesaggio, in particolare la percentuale di habitat semi-naturali, con un aumento del tasso di predazione all'aumentare delle aree semi-naturali nel paesaggio solo nel mese di luglio, caratterizzato da una diminuzione della copertura vegetale come causa del raccolto delle colture. Come conseguenza ci aspettiamo che il movimento dei predatori sia principalmente diretto dal campo verso le zone stabili del paesaggio, quali gli habitat semi-naturali capaci di offrire loro riparo, risultando in un aumento del tasso di predazione di insetti nocivi. L'aumento della copertura di habitat semi-naturali nel paesaggio favorirebbe l'insediarsi delle comunità di predatori all'interno di questi habitat in un tempo successivo alla raccolta (Bianchi et al., 2006; Dainese et al., 2017; Dunning et al., 1992; Rusch et al., 2016), e l'aumento di margini di campo favorirebbe in questi scenari un aumento della connettività e dello spillover (Martin et al., 2019; Sutter et al., 2018). L'aumento della copertura di habitat semi-naturali risulta dunque essenziale nel promuovere rifugio alle specie di predatori non solo nel periodo invernale, ma anche dal continuo disturbo indotto dalle pratiche agricole (Schellhorn et al., 2015). Alcuni studi dimostrano, ad esempio, come non solo l'aumento della composizione di habitat semi-naturali, ma anche del numero di margini di campo, siano fattori indispensabili nel mantenere una sufficiente connettività interna al paesaggio, favorendone rifugi per le diverse specie di predatori (Dainese et al., 2017; Martin et al., 2019).

## 5. CONCLUSIONI

In questo studio abbiamo analizzato come il tasso di predazione di semi ed insetti nocivi variassero in base a variabili su diversa scala. Contrariamente a quanto ci aspettavamo, non abbiamo osservato un effetto sostanziale del paesaggio, a differenza dell'habitat, che ha mostrato essere la variabile che più spiega le variazioni del tasso di predazione di semi e insetti nocivi.

In linea con altri studi abbiamo ipotizzato come le comunità di predatori granivori siano più generaliste, brachittere, più mobili, capaci di usare un numero superiore di risorse e meno suscettibili alle alterazioni umane caratteristiche degli habitat agricoli, dunque meno soggette a disturbo rispetto alle popolazioni di predatori di insetti nocivi, le quali sono invece caratterizzate da specie più specialiste e più soggette a disturbo (Ivanič Porhajašová and Babošová, 2022; Lange et al., 2023; Purtauf et al., 2005). Appare dunque evidente l'importanza legata alla conservazione della biodiversità, attraverso la conservazione degli habitat semi-naturali e la ricerca di pratiche agricole più ecosostenibili. Nel particolare, il cambiamento dell'uso del suolo è ad oggi tra le principali minacce per la biodiversità (Cardinale et al., 2012), comportante un insieme di effetti comuni, quali omogenizzazione del territorio e diminuzione delle funzionalità ecosistemiche e dei servizi ecosistemici (Cardinale et al., 2012; McKinney, 2002). Parallelamente, la continua espansione demografica della popolazione umana (Hasan et al., 2020) richiede un rapido intervento volto a ridimensionare i sistemi di produzione, conciliandoli alla conservazione. Per molti autori l'aumento dell'eterogeneità del paesaggio, intesa sia come aumento della copertura vegetale indotta dall'aumento della composizione di habitat semi-naturali (Anjos et al., 2022; Cardinale et al., 2012; Isbell et al., 2017; Staudacher et al., 2018; Wang et al., 2021), che dalla gestione degli habitat agricoli con policolture (Dornelas et al., 2009; Dunning et al., 1992; Kremen and Merenlender, 2018; Kulkarni et al., 2015; Sarabi, 2019; Trichard et al., 2013, Zhang et al. 1997), è la principale strategia di gestione capace di promuovere la coesistenza delle specie, promuovendone biodiversità e prevenendone la dominanza di specie r-

generaliste. Tuttavia, per supportare queste misure vi è necessità di comunicazione tra scienza e pubblico cittadino (Díaz et al., 2018). I servizi ecosistemici, nel particolare, si mostrano come un valido proposito per avvicinare la società alla valorizzazione della conservazione della biodiversità e alla promozione dei benefici ad essa associati.

## BIBLIOGRAFIA

- Anjos, D.V., Tena, A., Viana-Junior, A.B., Carvalho, R.L., Torezan-Silingardi, H., Del-Claro, K., Perfecto, I., 2022. The effects of ants on pest control: a meta-analysis. *Proc. R. Soc. B.* 289, 20221316. <https://doi.org/10.1098/rspb.2022.1316>
- Arim, M., Marquet, P.A., 2004. Intraguild predation: a widespread interaction related to species biology: Intraguild predation. *Ecology Letters* 7, 557–564. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00613.x>
- Aristizábal, N., Metzger, J.P., 2019. Landscape structure regulates pest control provided by ants in sun coffee farms. *Journal of Applied Ecology* 56, 21–30. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13283>
- Baraibar, B., Carrión, E., Recasens, J., Westerman, P.R., 2011. Unravelling the process of weed seed predation: Developing options for better weed control. *Biological Control* 56, 85–90. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2010.09.010>
- Barsoum, N., Fuller, L., Ashwood, F., Reed, K., Bonnet-Lebrun, A.-S., Leung, F., 2014. Ground-dwelling spider (Araneae) and carabid beetle (Coleoptera: Carabidae) community assemblages in mixed and monoculture stands of oak (*Quercus robur* L./*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) and Scots pine (*Pinus sylvestris* L.). *Forest Ecology and Management* 321, 29–41. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.08.063>
- Baulechner, D., Jauker, F., Neubauer, T.A., Wolters, V., 2020. Convergent evolution of specialized generalists: Implications for phylogenetic and functional diversity of carabid feeding groups. *Ecology and Evolution* 10, 11100–11110. <https://doi.org/10.1002/ece3.6746>
- Beutel, R.G., Ribera, I., Fikáček, M., Vasilikopoulos, A., Misof, B., Balke, M., 2020. The morphological evolution of the Adephaga (Coleoptera). *Systematic Entomology* 45, 378–395. <https://doi.org/10.1111/syen.12403>
- Bianchi, F.J.J.A., Booij, C.J.H., Tscharrntke, T., 2006. Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proc. R. Soc. B.* 273, 1715–1727. <https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3530>

Blubaugh, C.K., Caceres, V.A., Kaplan, I., Larson, J., Sadof, C.S., Richmond, D.S., 2011. Ground Beetle (Coleoptera: Carabidae) Phenology, Diversity, and Response to Weed Cover in a Turfgrass Ecosystem. *Environ Entomol* 40, 1093–1101. <https://doi.org/10.1603/EN11132>

Blubaugh, C.K., Kaplan, I., 2015. Tillage compromises weed seed predator activity across developmental stages. *Biological Control* 81, 76–82. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2014.11.007>

Brandmayr, P., Pizzolotto, R., Zetto, T., 2005. I Coleotteri Carabidi per la valutazione ambientale e la conservazione della biodiversità: manuale operativo, Manuali e Linee Guida. Verlag nicht ermittelbar, Roma.

Brew, C.R., O'Dowd, D.J., Rae, I.D., 1989. Seed dispersal by ants: behaviour-releasing compounds in elaiosomes. *Oecologia* 80, 490–497. <https://doi.org/10.1007/BF00380071>

Carbonne, B., Muneret, L., Laurent, E., Felten, E., Ducourtieux, C., Henon, N., Matejicek, A., Chauvel, B., Petit, S., 2023. Conservation agriculture affects multitrophic interactions driving the efficacy of weed biological control. *Journal of Applied Ecology* 60, 1904–1916. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14475>

Carbonne, B., Petit, S., Neidel, V., Foffova, H., Daouti, E., Frei, B., Skuhrovec, J., Řezáč, M., Saska, P., Wallinger, C., Traugott, M., Bohan, D.A., 2020. The resilience of weed seedbank regulation by carabid beetles, at continental scales, to alternative prey. *Sci Rep* 10, 19315. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-76305-w>

Cardinale, B.J., Duffy, J.E., Gonzalez, A., Hooper, D.U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G.M., Tilman, D., Wardle, D.A., Kinzig, A.P., Daily, G.C., Loreau, M., Grace, J.B., Larigauderie, A., Srivastava, D.S., Naeem, S., 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486, 59–67. <https://doi.org/10.1038/nature11148>

Caro, G., Marrec, R., Gauffre, B., Roncoroni, M., Augiron, S., Bretagnolle, V., 2016. Multi-scale effects of agri-environment schemes on carabid beetles in intensive farmland. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 229, 48–56. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.05.009>

Castagneyrol, B., Valdés-Correcher, E., Kaennel Dobbertin, M., Gossner, M., 2019. Predation assessment on fake caterpillars and leaf sampling: Protocol for partner schools v1 (preprint). <https://doi.org/10.17504/protocols.io.42pgydn>

Cividanes, F.J., 2021. Carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) and biological control of agricultural pests in Latin America. *Annals of the Entomological Society of America* 114, 175–191. <https://doi.org/10.1093/aesa/saaa051>

Dainese, M., Martin, E.A., Aizen, M.A., Albrecht, M., Bartomeus, I., Bommarco, R., Carvalheiro, L.G., Chaplin-Kramer, R., Gagic, V., Garibaldi, L.A., Ghazoul, J., Grab, H., Jonsson, M., Karp, D.S., Kennedy, C.M., Kleijn, D., Kremen, C., Landis, D.A., Letourneau, D.K., Marini, L., Poveda, K., Rader, R., Smith, H.G., Tscharntke, T., Andersson, G.K.S., Badenhausser, I., Baensch, S., Bezerra, A.D.M., Bianchi, F.J.J.A., Boreux, V., Bretagnolle, V., Caballero-Lopez, B., Cavigliasso, P., Četković, A., Chacoff, N.P., Classen, A., Cusser, S., Da Silva E Silva, F.D., De Groot, G.A., Dudenhöffer, J.H., Ekroos, J., Fijen, T., Franck, P., Freitas, B.M., Garratt, M.P.D., Gratton, C., Hipólito, J., Holzschuh, A., Hunt, L., Iverson, A.L., Jha, S., Keasar, T., Kim, T.N., Kishinevsky, M., Klatt, B.K., Klein, A.-M., Krewenka, K.M., Krishnan, S., Larsen, A.E., Lavigne, C., Liere, H., Maas, B., Mallinger, R.E., Martinez Pachon, E., Martínez-Salinas, A., Meehan, T.D., Mitchell, M.G.E., Molina, G.A.R., Nesper, M., Nilsson, L., O'Rourke, M.E., Peters, M.K., Plečáň, M., Potts, S.G., Ramos, D.D.L., Rosenheim, J.A., Rundlöf, M., Rusch, A., Sáez, A., Scheper, J., Schleuning, M., Schmack, J.M., Sciligo, A.R., Seymour, C., Stanley, D.A., Stewart, R., Stout, J.C., Sutter, L., Takada, M.B., Taki, H., Tamburini, G., Tschumi, M., Viana, B.F., Westphal, C., Willcox, B.K., Wratten, S.D., Yoshioka, A., Zaragoza-Trello, C., Zhang, W., Zou, Y., Steffan-Dewenter, I., 2019. A global synthesis reveals biodiversity-mediated benefits for crop production. *Sci. Adv.* 5, eaax0121. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aax0121>

Dainese, M., Montecchiari, S., Sitzia, T., Sigura, M., Marini, L., 2017. High cover of hedgerows in the landscape supports multiple ecosystem services

in Mediterranean cereal fields. *Journal of Applied Ecology* 54, 380–388.  
<https://doi.org/10.1111/1365-2664.12747>

Davis, A.S., Taylor, E.C., Haramoto, E.R., Renner, K.A., 2013. Annual Postdispersal Weed Seed Predation in Contrasting Field Environments. *Weed sci.* 61, 296–302. <https://doi.org/10.1614/WS-D-12-00157.1>

Díaz, S., Pascual, U., Stenseke, M., Martín-López, B., Watson, R.T., Molnár, Z., Hill, R., Chan, K.M.A., Baste, I.A., Brauman, K.A., Polasky, S., Church, A., Lonsdale, M., Larigauderie, A., Leadley, P.W., Van Oudenhoven, A.P.E., Van Der Plaats, F., Schröter, M., Lavorel, S., Aumeeruddy-Thomas, Y., Bukvareva, E., Davies, K., Demissew, S., Erpul, G., Failler, P., Guerra, C.A., Hewitt, C.L., Keune, H., Lindley, S., Shirayama, Y., 2018. Assessing nature's contributions to people. *Science* 359, 270–272. <https://doi.org/10.1126/science.aap8826>

Dornelas, M., Moonen, A.C., Magurran, A.E., Bàrberi, P., 2009. Species abundance distributions reveal environmental heterogeneity in modified landscapes. *Journal of Applied Ecology* 46, 666–672. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01640.x>

Drummond, F., Choate, B., 2011. Ants as biological control agents in agricultural cropping systems. *Terr Arthropod Rev* 4, 157–180. <https://doi.org/10.1163/187498311X571979>

Duflot, R., Ernoult, A., Aviron, S., Fahrig, L., Burel, F., 2017. Relative effects of landscape composition and configuration on multi-habitat gamma diversity in agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 241, 62–69. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.02.035>

Dunning, J.B., Danielson, B.J., Pulliam, H.R., 1992. Ecological Processes That Affect Populations in Complex Landscapes. *Oikos* 65, 169. <https://doi.org/10.2307/3544901>

Foley, J.A., Ramankutty, N., Brauman, K.A., Cassidy, E.S., Gerber, J.S., Johnston, M., Mueller, N.D., O'Connell, C., Ray, D.K., West, P.C., Balzer, C., Bennett, E.M., Carpenter, S.R., Hill, J., Monfreda, C., Polasky, S., Rockström, J., Sheehan, J., Siebert, S., Tilman, D., Zaks, D.P.M., 2011. Solutions for a cultivated planet. *Nature* 478, 337–342. <https://doi.org/10.1038/nature10452>

Fox, A.F., Reberg-Horton, S.C., Orr, D.B., Moorman, C.E., Frank, S.D., 2013. Crop and field border effects on weed seed predation in the southeastern U.S. coastal plain. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 177, 58–62. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.06.006>

Fox J, Weisberg S (2019). *An R Companion to Applied Regression*, Third edition. Sage, Thousand Oaks CA. <https://socialsciences.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion/>.

Fusser, M.S., Pfister, S.C., Entling, M.H., Schirmel, J., 2017. Effects of field margin type and landscape composition on predatory carabids and slugs in wheat fields. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 247, 182–188. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.06.030>

Gallandt, E.R., Molloy, T., Lynch, R.P., Drummond, F.A., 2005. Effect of cover-cropping systems on invertebrate seed predation. *Weed Science* 53, 69–76. <https://doi.org/10.1614/WS-04-095R>

Handel, S.N., Beattie, A.J., 1990. Seed Dispersal by Ants. *Sci Am* 263, 76-83A. <https://doi.org/10.1038/scientificamerican0890-76>

Harrell Jr., F., & Dupont, Ch. (2019). Hmisc: Harrell Miscellaneous. R Package Version 4.2-0. <https://CRAN.R-project.org/package=Hmisc>

Hasan, S.S., Zhen, L., Miah, Md.G., Ahamed, T., Samie, A., 2020. Impact of land use change on ecosystem services: A review. *Environmental Development* 34, 100527. <https://doi.org/10.1016/j.envdev.2020.100527>

Heap, I., 2014. Global perspective of herbicide-resistant weeds. *Pest Management Science* 70, 1306–1315. <https://doi.org/10.1002/ps.3696>

Heckel, D.G., 2012. Insecticide Resistance After *Silent Spring*. *Science* 337, 1612–1614. <https://doi.org/10.1126/science.1226994>

Honek, A., Martinkova, Z., Jarosik, V., 2003. Ground beetles (Carabidae) as seed predators. *Eur. J. Entomol.* 100, 531–544. <https://doi.org/10.14411/eje.2003.081>

Honek, A., Martinkova, Z., Saska, P., Pekar, S., 2007. Size and taxonomic constraints determine the seed preferences of Carabidae (Coleoptera). *Basic and Applied Ecology* 8, 343–353. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2006.07.002>

Howe, A., Lövei, G.L., Nachman, G., 2009. Dummy caterpillars as a simple method to assess predation rates on invertebrates in a tropical agroecosystem. *Entomologia Experimentalis et Applicata* 131, 325–329. <https://doi.org/10.1111/j.1570-7458.2009.00860.x>

Isbell, F., Gonzalez, A., Loreau, M., Cowles, J., Díaz, S., Hector, A., Mace, G.M., Wardle, D.A., O'Connor, M.I., Duffy, J.E., Turnbull, L.A., Thompson, P.L., Larigauderie, A., 2017. Linking the influence and dependence of people on biodiversity across scales. *Nature* 546, 65–72. <https://doi.org/10.1038/nature22899>

Ivanič Porhajašová, J., Babošová, M., 2022. Impact of arable farming management on the biodiversity of Carabidae (Coleoptera). *Saudi Journal of Biological Sciences* 29, 103371. <https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2022.103371>

Janzen, D.H., 1971. Seed Predation by Animals. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 2, 465–492. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.02.110171.002341>

Kremen, C., Merenlender, A.M., 2018. Landscapes that work for biodiversity and people. *Science* 362, eaau6020. <https://doi.org/10.1126/science.aau6020>

Kromp, B., 1999. Carabid beetles in sustainable agriculture: a review on pest control efficacy, cultivation impacts and enhancement. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 74, 187–228. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(99\)00037-7](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(99)00037-7)

Kulkarni, S.S., Dosdall, L.M., Willenborg, C.J., 2015. The Role of Ground Beetles (Coleoptera: Carabidae) in Weed Seed Consumption: A Review. *Weed sci.* 63, 355–376. <https://doi.org/10.1614/WS-D-14-00067.1>

Lami, F., Boscutti, F., Masin, R., Sigura, M., Marini, L., 2020. Seed predation intensity and stability in agro-ecosystems: Role of predator diversity and soil disturbance. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 288, 106720. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106720>

Lami, F., Burgio, G., Magagnoli, S., Sommaggio, D., Horváth, R., Nagy, D.D., Masetti, A., 2023. Ground-dwelling arthropods as biodiversity indicators in maize agroecosystems of Northern Italy. *Ecological Indicators* 152, 110352. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110352>

Lange, M., Ebeling, A., Voigt, W., Weisser, W., 2023. Restoration of insect communities after land use change is shaped by plant diversity: a case study on carabid beetles (Carabidae). *Sci Rep* 13, 2140. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-28628-7>

Lövei, G.L., Ferrante, M., 2017. A review of the sentinel prey method as a way of quantifying invertebrate predation under field conditions. *Insect Science* 24, 528–542. <https://doi.org/10.1111/1744-7917.12405>

Lundgren, J.G., Rosentrater, K.A., 2007. The strength of seeds and their destruction by granivorous insects. *Arthropod-Plant Interactions* 1, 93–99. <https://doi.org/10.1007/s11829-007-9008-1>

MacArthur, R.H., MacArthur, J.W., 1961. On Bird Species Diversity. *Ecology* 42, 594–598. <https://doi.org/10.2307/1932254>

Martin, E.A., Dainese, M., Clough, Y., Báldi, A., Bommarco, R., Gagic, V., Garratt, M.P.D., Holzschuh, A., Kleijn, D., Kovács-Hostyánszki, A., Marini, L., Potts, S.G., Smith, H.G., Al Hassan, D., Albrecht, M., Andersson, G.K.S., Asís, J.D., Aviron, S., Balzan, M.V., Baños-Picón, L., Bartomeus, I., Batáry, P., Burel, F., Caballero-López, B., Concepción, E.D., Coudrain, V., Dänhardt, J., Diaz, M., Diekötter, T., Dormann, C.F., Duflot, R., Entling, M.H., Farwig, N., Fischer, C., Frank, T., Garibaldi, L.A., Hermann, J., Herzog, F., Inclán, D., Jacot, K., Jauker, F., Jeanneret, P., Kaiser, M., Krauss, J., Le Féon, V., Marshall, J., Moonen, A., Moreno, G., Riedinger, V., Rundlöf, M., Rusch, A., Scheper, J., Schneider, G., Schüepp, C., Stutz, S., Sutter, L., Tamburini, G., Thies, C., Tormos, J., Tschardt, T., Tschumi, M., Uzman, D., Wagner, C., Zubair-Anjum, M., Steffan-Dewenter, I., 2019. The interplay of landscape composition and configuration: new pathways to manage functional biodiversity and agroecosystem services across Europe. *Ecology Letters* 22, 1083–1094. <https://doi.org/10.1111/ele.13265>

Martin, E.A., Reineking, B., Seo, B., Steffan-Dewenter, I., 2013. Natural enemy interactions constrain pest control in complex agricultural landscapes. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 110, 5534–5539. <https://doi.org/10.1073/pnas.1215725110>

Martínez-Núñez, C., Rey, P.J., Salido, T., Manzaneda, A.J., Camacho, F.M., Isla, J., 2021. Ant community potential for pest control in olive groves:

Management and landscape effects. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 305, 107185. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107185>

McKINNEY, M.L., 2002. Urbanization, Biodiversity, and Conservation. *BioScience* 52, 883. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0883:UBAC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0883:UBAC]2.0.CO;2)

Meehan, T.D., Werling, B.P., Landis, D.A., Gratton, C., 2012. Pest-Suppression Potential of Midwestern Landscapes under Contrasting Bioenergy Scenarios. *PLoS ONE* 7, e41728. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0041728>

Meehan, T.D., Werling, B.P., Landis, D.A., Gratton, C., 2011. Agricultural landscape simplification and insecticide use in the Midwestern United States. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 108, 11500–11505. <https://doi.org/10.1073/pnas.1100751108>

Meiss, H., Le Lagadec, L., Munier-Jolain, N., Waldhardt, R., Petit, S., 2010. Weed seed predation increases with vegetation cover in perennial forage crops. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 138, 10–16. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.03.009>

Menalled, F.D., Smith, R.G., Dauer, J.T., Fox, T.B., 2007. Impact of agricultural management on carabid communities and weed seed predation. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 118, 49–54. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.04.011>

Millennium Ecosystem Assessment (Program) (Ed.), 2005. *Ecosystems and human well-being: synthesis*. Island Press, Washington, DC.

Nourmohammadpour-Amiri, M., Shayanmehr, M., Amiri-Besheli, B., 2022. Influence of ground beetles (Carabidae) as biological agent to control of the Mediterranean fruit fly pupae, *Ceratitis capitata*, in Iranian citrus orchards. *Journal of Asia-Pacific Entomology* 25, 101986. <https://doi.org/10.1016/j.aspen.2022.101986>

Offenberg, J., 2015. REVIEW: Ants as tools in sustainable agriculture. *Journal of Applied Ecology* 52, 1197–1205. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12496>

Petit, S., Boursault, A., Bohan, D.A., 2014. Weed seed choice by carabid beetles (Coleoptera: Carabidae): Linking field measurements with

laboratory diet assessments. *Eur. J. Entomol.* 111, 615–620. <https://doi.org/10.14411/eje.2014.086>

Petit, S., Boursault, A., Guilloux, M., Munier-Jolain, N., Reboud, X., 2011. Weeds in agricultural landscapes. A review. *Agronomy Sust. Developm.* 31, 309–317. <https://doi.org/10.1051/agro/2010020>

Petit, S., Carbonne, B., Etcheverria, Z., Colbach, N., Bohan, D.A., 2023. Field margins enhance weed seed predation in adjacent fields in early spring. *Front. Agron.* 5, 1228395. <https://doi.org/10.3389/fagro.2023.1228395>

Pinheiro J, Bates D, R Core Team (2023). *nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models*. R package version 3.1-163, <https://CRAN.R-project.org/package=nlme>.

Purtauf, T., Dauber, J., Wolters, V., 2005. The response of carabids to landscape simplification differs between trophic groups. *Oecologia* 142, 458–464. <https://doi.org/10.1007/s00442-004-1740-y>

R Core Team (2022) *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. <https://www.R-project.org>

Rahman, M.L., Tarrant, S., McCollin, D., Ollerton, J., 2015. Vegetation cover and grasslands in the vicinity accelerate development of carabid beetle assemblages on restored landfill sites. *Zoology and Ecology* 25, 347–354. <https://doi.org/10.1080/21658005.2015.1068521>

Rusch, A., Chaplin-Kramer, R., Gardiner, M.M., Hawro, V., Holland, J., Landis, D., Thies, C., Tschardtke, T., Weisser, W.W., Winqvist, C., Woltz, M., Bommarco, R., 2016. Agricultural landscape simplification reduces natural pest control: A quantitative synthesis. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 221, 198–204. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.01.039>

Sarabi, V., 2019. Factors that influence the level of weed seed predation: A review. *Weed Biology and Management* 19, 61–74. <https://doi.org/10.1111/wbm.12186>

Schellhorn, N.A., Gagic, V., Bommarco, R., 2015. Time will tell: resource continuity bolsters ecosystem services. *Trends in Ecology & Evolution* 30, 524–530. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.06.007>

Schneider, G., Krauss, J., Riedinger, V., Holzschuh, A., Steffan-Dewenter, I., 2015. Biological pest control and yields depend on spatial and temporal crop cover dynamics. *Journal of Applied Ecology* 52, 1283–1292. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12471>

Staudacher, K., Rennstam Rubbmark, O., Birkhofer, K., Malsher, G., Sint, D., Jonsson, M., Traugott, M., 2018. Habitat heterogeneity induces rapid changes in the feeding behaviour of generalist arthropod predators. *Functional Ecology* 32, 809–819. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13028>

Steffan-Dewenter, I., Münzenberg, U., Tscharntke, T., 2001. Pollination, seed set and seed predation on a landscape scale. *Proc. R. Soc. Lond. B* 268, 1685–1690. <https://doi.org/10.1098/rspb.2001.1737>

Sutter, L., Albrecht, M., Jeanneret, P., 2018. Landscape greening and local creation of wildflower strips and hedgerows promote multiple ecosystem services. *Journal of Applied Ecology* 55, 612–620. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12977>

Tamburini, G., Peverè, I., Fornasini, N., De Simone, S., Sigura, M., Boscutti, F., Marini, L., 2016. Conservation tillage reduces the negative impact of urbanisation on carabid communities. *Insect Conserv Diversity* 9, 438–445. <https://doi.org/10.1111/icad.12181>

Tew, T.E., Todd, I.A., Macdonald, D.W., 2000. Arable habitat use by wood mice (*Apodemus sylvaticus*). 2. Microhabitat. *Journal of Zoology* 250, 305–311. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2000.tb00774.x>

Trichard, A., Alignier, A., Biju-Duval, L., Petit, S., 2013. The relative effects of local management and landscape context on weed seed predation and carabid functional groups. *Basic and Applied Ecology* 14, 235–245. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2013.02.002>

Tscharntke, T., Karp, D.S., Chaplin-Kramer, R., Batáry, P., DeClerck, F., Gratton, C., Hunt, L., Ives, A., Jonsson, M., Larsen, A., Martin, E.A., Martínez-Salinas, A., Meehan, T.D., O'Rourke, M., Poveda, K., Rosenheim, J.A., Rusch, A., Schellhorn, N., Wanger, T.C., Wratten, S., Zhang, W., 2016. When natural habitat fails to enhance biological pest control – Five hypotheses. *Biological Conservation* 204, 449–458. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.10.001>

- Tschumi, M., Ekroos, J., Hjort, C., Smith, H.G., Birkhofer, K., 2018. Predation-mediated ecosystem services and disservices in agricultural landscapes. *Ecological Applications* 28, 2109–2118. <https://doi.org/10.1002/eap.1799>
- Wall, S.B.V., 1998. Foraging Success of Granivorous Rodents: Effects of Variation in Seed and Soil Water on Olfaction. *Ecology* 79, 233. <https://doi.org/10.2307/176878>
- Walters, M., Scholes, R.J. (Eds.), 2017. *The GEO Handbook on Biodiversity Observation Networks*. Springer International Publishing, Cham. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-27288-7>
- Wang, B., Tian, C., Liang, Y., Liu, W., 2021. Responses of ground beetle (Coleoptera: Carabidae) assemblages to stand characteristics and landscape structure in riparian poplar forests. *Insect Conserv Diversity* 14, 780–792. <https://doi.org/10.1111/icad.12512>
- Westerman, P.R., Hofman, A., Vet, L.E.M., Van Der Werf, W., 2003. Relative importance of vertebrates and invertebrates in epigeic weed seed predation in organic cereal fields. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 95, 417–425. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(02\)00224-4](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(02)00224-4)
- Westerman, P.R., Luijendijk, C.D., Wevers, J.D.A., Van Der Werf, W., 2011. Weed seed predation in a phenologically late crop: Crop choice and seed predation. *Weed Research* 51, 157–164. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.2010.00834.x>
- Whelan, C.J., Şekercioğlu, Ç.H., Wenny, D.G., 2015. Why birds matter: from economic ornithology to ecosystem services. *J Ornithol* 156, 227–238. <https://doi.org/10.1007/s10336-015-1229-y>
- Wisler, G.C., Norris, R.F., 2005. Interactions between weeds and cultivated plants as related to management of plant pathogens. *Weed Science* 53, 914–917. <https://doi.org/10.1614/WS-04-051R.1>
- Zhang, J., F.A. Drummond, M. Liebman, and A. Hartke. 1997. Insect predation of seeds and plant population dynamics. *Maine Agricultural and Forest Experiment Station Technical Bulletin* 163.
- Ziska, L.H., 2016. The role of climate change and increasing atmospheric carbon dioxide on weed management: Herbicide efficacy. *Agriculture,*

Ecosystems & Environment 231, 304–309.  
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.07.014>