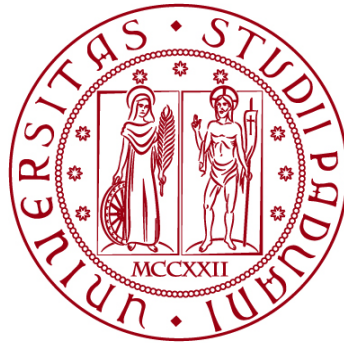


UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI PADOVA

DIPARTIMENTO DI BIOLOGIA

Corso di Laurea in Biologia



ELABORATO DI LAUREA

**Indagine sugli artropodi predatori in habitat agricoli, naturali
ed urbani.**

Relatore: Prof. Luca Mazzon

Dipartimento di Agronomia Animali Alimenti Risorse Naturali e Ambiente

Correlatore: Dott. Giacomo Ortis

Dipartimento di Agronomia Animali Alimenti Risorse Naturali e Ambiente

Laureando: Marvin Minio

ANNO ACCADEMICO 2021/2022

Indice

1. Introduzione	1
1.1 Omogeneizzazione del paesaggio	1
1.2 Servizi ecosistemici	2
1.3 Servizi dell'habitat naturale	2
1.4 Servizi dell'habitat agricolo	3
1.5 Servizi dell'habitat urbano	4
1.6 Ruolo dei predatori negli ecosistemi	5
1.7 Cosa sono gli artropodi	6
1.7.1 Araneae	8
1.7.2 Opiliones	8
1.7.3 Carabidae	9
1.7.4 Staphylinidae	10
1.8 Servizi degli artropodi predatori	11
1.8.1 Artropodi predatori nella lotta biologica	11
1.8.2 Artropodi predatori come bioindicatori	12
1.9 Obiettivi	13
2. Materiali e Metodi	13
2.1 Ricerca dei siti di campionamento	13
2.2 Metodo di raccolta	15
2.3 Smistamento dei campioni	16
2.4 Elaborazione dei dati	16
3. Risultati	16
3.1 Abbondanza totale degli artropodi	17
3.2 Ragni	17

3.3 Opilioni	18
3.4 Carabidi	19
3.5 Stafilinidi	20
3.6 Altri predatori	21
4. Risultati	21
5. Conclusione	23
Bibliografia	23

1 Introduzione

1.1 Omogeneizzazione del paesaggio

Quando si parla di omogeneizzazione o semplificazione del paesaggio ci si riferisce all'insieme dei fenomeni che trasformano sistemi complessi, come aree naturali o agroecosistemi eterogenei, in habitat semplificati, dove l'uso delle risorse è intensivo (Purtauf *et al.*, 2005; Meehan *et al.*, 2011). Nel secondo dopoguerra, questa transizione ha interessato tutto il territorio europeo, provocando l'omogeneizzazione degli agroecosistemi preesistenti. (Stoate *et al.*, 2001). Le cause di questa progressiva perdita di eterogeneità sono molteplici, di fondamentale importanza sono la frammentazione, la perdita di habitat seminaturali, la gestione dei singoli campi agricoli e l'urbanizzazione a larga scala. La quantità di habitat preesistenti sostituito da aree coltivate in modo intensivo rappresenta un primo indicatore della semplificazione del paesaggio. Anche parametri quali la perdita di complessità dei margini, l'estensione e la configurazione del suolo sono fattori rilevanti (Persson, *et al.*, 2010). Questi fattori sono correlati all'urbanizzazione che sta interessando tutto il mondo, senza eccezione dei nostri paesaggi. L'espansione delle città negli anni, non solo ha contribuito alla diminuzione degli habitat seminaturali, ma anche una omogeneizzazione biotica, che ha favorito l'immigrazione di specie aliene dall'alta capacità di adattamento a sostituire le specie native (McKinney, 2006). Le ripercussioni che la semplificazione del paesaggio ha sulla biodiversità sono state oggetto di studio negli ultimi decenni e lo sono ancora oggi. La gestione degli agroecosistemi eterogenei tradizionali ha sostenuto la costituzione di habitat raffinati, particolarmente ricchi di specie, con comunità caratteristiche (Stoate *et al.*, 2001; Tschardtke, *et al.*, 2005). L'omogeneizzazione del paesaggio e delle comunità che vi abitano sono stati e sono ancora tra le cause principali della perdita di biodiversità. La perdita di eterogeneità negli habitat favorisce le specie generaliste meno sensibili al turbamento e sfavoriscono le specie più specialiste che dipendono maggiormente dalle risorse specifiche fornite da habitat più eterogenei (Fischer & Lindenmayer, 2007). La diminuzione di specie all'interno delle comunità, portano a una diminuzione dei servizi ecosistemici che le comunità sono in grado di fornire (Gámez-Virués *et al.*, 2015).

1.2 Servizi ecosistemici

I servizi ecosistemici sono i processi attraverso cui gli ecosistemi naturali, e le specie che li compongono, sostengono e soddisfano la vita umana (GC Daily, 1997), dove per ecosistema è inteso l'insieme delle relazioni dinamiche tra gli organismi viventi all'interno di una comunità e le componenti abiotiche dell'ambiente in cui vivono (MA, 2005). Secondo il MA (Millennium Ecosystem Assessment), i servizi ecosistemici sono i benefici che le persone traggono dagli ecosistemi, e tali benefici possono essere identificati in quattro categorie principali: servizi di approvvigionamento di cibo acqua e materie prime; servizi di regolazione che hanno effetti di prevenzione di fenomeni climatici e metereologici estremi, malattie, la qualità dell'acqua e lo smaltimento naturale di sostanze inquinanti; servizi culturali che forniscono benefici ludici e ricreazionali, estetici e spirituali; servizi di supporto costituiti da processi ecologici che sono alla base della stabilità degli ecosistemi e tutti gli altri servizi, come ad esempio i processi di formazione del suolo, la fotosintesi e i cicli dei nutrienti.

La definizione di servizi ecosistemici allude a una visione antropocentrica della natura e ad un'unione tra economia e scienze naturali. Ciò nasce dall'esigenza di quantificare e rendere più facilmente comprensibile il valore che gli ecosistemi hanno per la specie umana, anche da un punto di vista monetario, in modo tale che vengano messe in atto politiche a favore della conservazione degli ecosistemi, affinché possano fornire i propri servizi in maniera sostenibile.

1.3 Servizi dell'habitat naturale

Gli habitat naturali sono categorizzazioni di vari ambienti basati sulle caratteristiche di una determinata area geografica, vegetazione dominante e clima (Krausman *et al.*, 2016), non attualmente soggetti a modifiche paesaggistiche attuate da parte dell'uomo. Vi sono molti tipi diversi di habitat naturali. Habitat terrestri che includono foreste, steppe, praterie, zone aride e desertiche, habitat acquatici che comprendono paludi, fiumi, laghi, stagni, zone intertidali, estuari, barriere coralline, il mare aperto eccetera. La funzione principale degli habitat naturali è quella di fornire le condizioni e le risorse necessarie per la sopravvivenza di un'innumerabile quantità di specie viventi. Tanto sono vari gli habitat naturali tanto sono vari i servizi che essi offrono all'uomo. Gli ecosistemi acquatici sono importanti per il riciclo dei nutrienti, la purificazione dell'acqua, l'attenuazione e la prevenzione delle inondazioni e la ricarica delle falde nel terreno per il sostentamento degli ecosistemi terrestri, oltre che a offrire servizi culturali e ricreazionali e sono

importanti nell'industria del turismo. Le praterie, per esempio, sono uno degli habitat più grandi sul pianeta ricoprendo gran parte dell'area terrestre del pianeta. Le praterie detengono oltre il 20% di tutto il carbonio fissato nella biosfera (Conant, 2010), sono l'habitat di una grande quantità di specie promuovendone la variabilità genetica e danno vita a processi di stabilizzazione del clima (Sala & Osvaldo, 1997). Gli habitat forestali sono rifugio di una delle maggiori biodiversità di specie tra tutti gli habitat terrestri e sono responsabili per la produzione da parte degli organismi fotosintetici del 28% dell'ossigeno nell'atmosfera.

1.4 Servizi dell'habitat agricolo

Nell'articolo "Ecosystem services and dis-services to agriculture" (Wei Zhang *et al*, 2007), viene fatta una valutazione dei servizi e disservizi che favoriscono o sfavoriscono l'agricoltura e dei servizi e disservizi che sono ricavati o causati da essa, costituendo il bilancio tra benefici e costi dell'agricoltura. Tra i servizi di supporto rivestono un ruolo importante la struttura del suolo, la fertilità, il riciclo dei nutrienti nella decisione di dove e che tipo di piante vengono coltivate e la qualità e quantità della loro resa. Tali servizi sono attuati da lombrichi, macro e micro-invertebrati e microrganismi che rendono disponibili i nutrienti nel terreno grazie alla fissazione di azoto e la digestione di molecole organiche e smuovendo il suolo migliorandone la struttura e favorendo il movimento dei nutrienti.

Altri servizi ecosistemici fondamentali per il successo dell'agricoltura, sono servizi di regolazione come: l'impollinazione, la sepoltura del letame, il controllo naturale delle pesti, l'habitat e le risorse necessarie per insetti benefici. Questi servizi sono svolti da una grande varietà di artropodi. Il servizio della concimazione è svolto molto efficientemente da coleotteri della famiglia degli Scarabaeidae, i quali spargono e sotterrano il letame facilitandone la decomposizione e il riciclo dei nutrienti. Il 75% delle colture destinate all'alimentazione dipendono dal servizio di impollinazione, cui ruolo di vitale importanza è svolto da un'ampia varietà di specie; il taxon dominante responsabile dell'impollinazione sono gli insetti imenotteri come api, vespe e bombi ma importanti per questo servizio sono anche varie specie di uccelli, pipistrelli e altri insetti impollinatori. Il controllo naturale delle pesti è un altro servizio di vitale importanza compiuto da molte specie di insetti come coleotteri carabidi e coccinellidi, mantidi, vespe, aracnidi ragni e alcune specie di uccelli. Questo servizio diminuisce il disservizio delle pesti a breve termine migliorando il raccolto, mantenendo al tempo stesso un equilibrio ecologico delle popolazioni di insetti erbivori, evitando che raggiungano un numero tale da provocare disservizi.

Come si può vedere perché questi servizi possano venire svolti in maniera efficace, abbisognano dell'intervento di una innumerevole quantità di specie appartenenti anche a taxa molto differenti tra loro. E affinché questa biodiversità di organismi possa garantire il compimento di questi servizi, è indispensabile che l'ambiente agricolo presenti le condizioni e le risorse, perché questo gran numero di specie di diversa ecologia possano vivere. La perdita degli habitat di artropodi e altre specie benefiche, causata dalla coltivazione intensive di monocolture e la conseguente omogeneizzazione degli agroecosistemi, costituisce una delle maggiori cause di perdite di biodiversità negli habitat agricoli e di disservizio all'agricoltura.

1.5 Servizi dell'habitat urbano

Le zone verdeggianti colonizzate da vegetazione spontanea possono interessare vaste zone attorno ai centri urbani e per lo più queste aree incolte sono considerate avere poco valore economico o essere segno di trascuranza. Tuttavia, recenti studi suggeriscono che questi habitat conferiscono preziosi servizi ecosistemici. Tra servizi di regolazione dell'habitat urbano rientrano i vantaggi di alberi ed altre piante in contesti urbani tra cui il miglioramento della qualità dell'aria, l'abbassamento della temperatura dell'aria, la riduzione dei costi energetici degli edifici (Akbari *et al.*, 2001), e l'assorbimento di gas inquinanti (Nowak *et al.*, 1998). Il potenziale di agire positivamente sulla qualità dell'aria e la temperatura è legato all'area di superficie delle foglie disponibile per gli scambi d'acqua e gas con l'esterno, l'intercettazione di particelle (Nowak, 1994) e ombreggiatura del terreno. Il suolo dei terreni urbani inoltre interviene nei cicli d'acqua e dei nutrienti resi disponibili per la flora e la fauna (Bullock & Gregory, 1991).

Un altro servizio di vitale importanza negli ecosistemi terrestri è l'impollinazione e la vegetazione urbana può sostenere una grande diversità di insetti impollinatori grazie all'abbondanza di specie vegetali florali produttrici di nettare (Harrison & Davies, 2002). Gli Habitat urbani forniscono rifugio e nutrimento per molte specie di piante e animali specialmente artropodi e uccelli (Gilbert 1989), e alcuni di questi habitat possono addirittura aiutare a conservare insetti rari fornendo condizioni simili a quelle di habitat naturali (Eyre *et al.*, 2003; Sarah L. *et al.*, 2012).

Nell'articolo "Local and landscape drivers of arthropod abundance, richness, and trophic composition in urban habitats" del 2013 di Philpott *et al.*, indaga come cambino l'abbondanza e la biodiversità di vari gruppi di artropodi all'interno di habitat di foresta urbana, giardini comunitari e terreni abbandonati di città e quali siano i fattori responsabili di queste differenze. Da una serie di

campionamenti emerge che l'abbondanza complessiva di artropodi negli habitat urbani, è più del doppio in giardini pubblici che in habitat forestali o terreni abbandonati. Ragni, emitteri e formiche sono più abbondanti in terreni abbandonati seguiti da giardini e da foreste. Grilli, cavallette e opilioni sono due volte più abbondanti nelle foreste urbane che nei giardini o i campi abbandonati. Infine, l'abbondanza dei coleotteri tra diversi tipi di habitat urbani non ha mostrato differenze significative. Vari fattori sono stati identificati come responsabili delle fluttuazioni di abbondanza e ricchezza in specie tra i vari habitat urbani. L'abbondanza dei ragni aumenta con la vicinanza di costruzioni e diminuisce all'aumentare di piante erbacee, similmente la biodiversità dei ragni aumenta all'aumentare di costruzioni ma diminuisce con la densità di alberi nell'habitat. L'abbondanza e ricchezza di opilioni è correlata positivamente con la presenza di alberi e arbusti, e diminuisce in habitat più erbacei. Per quanto riguarda coleotteri l'abbondanza è significativamente più alta in habitat con più specie di piante erbacee mentre e la biodiversità diminuisce in habitat con poca copertura dalle chiome degli alberi.

1.6 Ruolo dei predatori negli ecosistemi

La predazione è un'interazione biologica nel quale il predatore uccide e mangia un altro organismo, la preda. Tuttavia, il concetto di predazione è ampio e dipendentemente dal contesto include vari tipi di metodi di nutrizione. Per predazione, dunque, intendiamo solo quelle interazioni in cui la preda è uccisa e rimossa dalla popolazione, in questa definizione rientrano i predatori carnivori ma non gli erbivori, i quali arrecano danno alle piante raramente uccidendole, non rientrano i parassiti in quanto generalmente non causano la morte dell'ospite ma rientrano invece i parassitoidi, cui interazione è considerata un tipo di parassitismo ma causano quasi sempre la morte dell'ospite (Gurr *et al.*, 2012).

In assenza di predatori, le prede possono teoricamente accrescersi esponenzialmente fino al raggiungimento della capacità portante di quella popolazione (Neal & Dick, 2004). La presenza di predatori limita l'accrescimento delle popolazioni di prede sia uccidendole, sia inducendo cambiamenti comportamentali, morfologici e fisiologici anti-predatori, che riducono la fitness delle prede. Ad esempio, nell'articolo "Predators reduce prey population growth by inducing changes in prey behavior" pubblicato sulla rivista *Ecology* nel 2004 da Nelson *et al.*, dell'università di California, Berkeley, mostra come l'accrescimento di popolazioni di *Acrythosiphon pisum* (una specie di afide) diminuisca non solo in presenza di predatori, ma come diminuisca, anche se in

entità minore, in presenza di predatori a cui è reso impossibile uccidere gli afidi per rimozione chirurgica dell'apparato boccale.

Tuttavia, l'equilibrio tra prede e predatori è delicato e richiede vari fattori per la stabilità delle comunità in un ecosistema. In ecosistemi con reti trofiche complesse, le popolazioni di prede e predatori sono stabilizzate da una biodiversità di consumatori appartenenti a vari livelli della catena alimentare, i quali nutrendosi di animali appartenenti a più livelli della catena trofica sottostanti, entrano in competizione reciproca diminuendo l'effetto della predazione sulle popolazioni di prede (Chakravarthy & Sridhara, 2016). Al tempo stesso, la presenza dei predatori nell'ecosistema e una certa pressione sulle popolazioni delle prede è fondamentale. I predatori aumentano la biodiversità delle comunità impedendo che determinate specie diventino dominanti (Bond, 2012). Un'eccessiva predazione dei consumatori primari può causare la dominanza di determinate specie vegetali su altre, come può accadere quando vengono introdotte specie aliene all'interno di un ecosistema contro cui specie di livelli trofici inferiori non sono adattati. Al tempo stesso la diminuzione o la scomparsa dei predatori causa un accrescimento dei consumatori primari ed eventuali predatori di livelli trofici inferiori, che avvicinandosi alla capacità portante dell'ambiente competono e predano portando potenzialmente alla scomparsa di alcune specie. Dunque, la stabilità degli ecosistemi è strettamente dipendente dalla presenza e biodiversità delle specie di predatori.

1.7 Cosa sono gli artropodi

Gli artropodi sono un phylum di animali di cui sono state descritte oltre un milione di specie, rappresentando più dei 5/6 delle specie animali conosciute (Ødegaard & Frode, 2000). Il phylum degli artropodi si distingue per dei tratti fondamentali come: una cuticola sclerificata che costituisce un esoscheletro di chitina, una segmentazione che coinvolge tutto il corpo dell'animale, appendici articolate da cui prende il nome il phylum e un sistema circolatorio aperto in cui scorre l'emolinfa a contatto con l'emocele. Sono originari degli ambienti marini dove ancora oggi buona parte degli artropodi vive, mentre altri gruppi hanno avuto notevole successo negli ambienti terrestri anche colonizzando l'ambiente aereo con l'avvento degli insetti.

Il phylum degli artropodi è il più ricco di taxa e presenta la maggior biodiversità di qualunque altro clade animale. Tradizionalmente è suddiviso in quattro subphyla: Chelicerati, contraddistinti da un paio di appendici dette cheliceri generalmente con funzione nutritizia e comprendono aracnidi, merostomi e picnogonidi. Miriapodi comprendono millepiedi, centopiedi e altri animali con un gran

numero di segmenti che portano una o due zampe. Crostacei includono astici, aragoste, krill e altri organismi prevalentemente marini. Esapodi contengono insetti ed entognati come collemboli, proturidi e dipluri.

In seguito a evidenze morfologiche e molecolari moderne, la comunità scientifica è d'accordo nel considerare questi quattro phyla parte di un gruppo monofiletico definito Euarthropoda (Edgecombe, 2009). Tutta via le relazioni tra i quattro subphyla sono ancora oggi irrisolte. L'interpretazione iniziale basata su caratteri morfologici ha riunito miriapodi ed esapodi nel clade degli Atelocerati (Koenemann *et al.*, 2010), ma questa filogenesi è smentita da evidenze molecolari, a favore di una ipotesi per cui crostacei ed esapodi sono parte di un clade definito Pancrustacea (Regier *et al.*, 2010) (Rota-Stabelli *et al.*, 2013). La maggiore incertezza nella filogenesi degli artropodi risiede nella collocazione dei miriapodi, i quali in alcuni lavori sono considerati più strettamente imparentati con i chelicerati a formare il clade dei Myriochelata (o Paradoxopoda come nella Figura 3) (Dunn, *et al.*, 2008), anche se analisi più recenti supportate da dati molecolari indicano che i Mirapodi siano più imparentati con i Pancrustacea a formare il clade dei Mandibulata che esclude i chelicerati (Regier *et al.*, 2010).

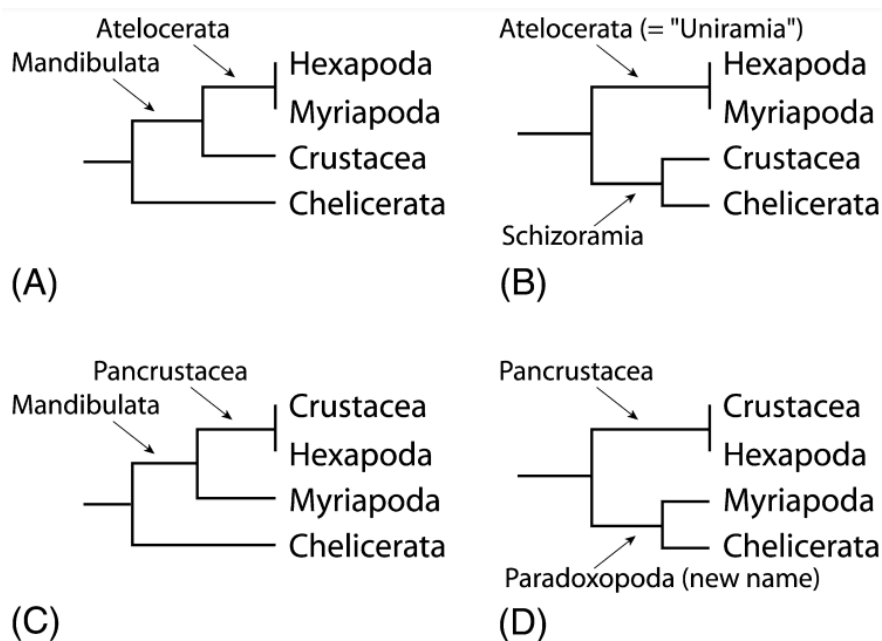


Figura 3: filogenesi degli artropodi, in questa figura vengono mostrate le varie teorie secondo cui si sono evoluti gli artropodi. Nell'albero A gli esapodi e i miriapodi sono raggruppati nel taxon degli atelocerata, i crostacei sono più imparentati agli atelocerata e i chelicerati sono i meno imparentati. Nella figura B crostacei e chelicerati formano il taxon degli shizzoramia. Nell'albero C crostacei e esapodi formano il gruppo dei pancrustacei maggiormente supportato da evidenze molecolari, il quale con i miriapodi forma il gruppo dei mandibulata. Nella figura D miriapodi e chelicerati formano il gruppo dei paradoxopoda (Mallatt *et al.*, 2004).

1.7.1 Araneae

Sono un ordine di artropodi terrestri appartenente al subphylum dei chelicerati e alla classe degli aracnidi. I ragni vivono in ogni parte del pianeta eccetto in Antartide adattandosi a pressoché ogni habitat terrestre. A novembre del 2022 sono state identificate 50,488 specie di ragni appartenenti a 132 famiglie (NMBE World Spider Catalog). I segmenti del corpo sono suddivisi in due tagmata congiunti da un pedicello cilindrico, il cefalotorace che porta otto zampe e l'opistosoma provvisto di una filiera capace di secernere la seta. Hanno appendici boccali dette cheliceri artigliate generalmente in grado di secernere veleno affiancati da un paio di appendici dette pedipalpi, hanno un tubo digerente troppo stretto per potersi cibare di cibi solidi, per cui si nutrono liquefanno le prede secernendo enzimi digestivi (Sebastian & Peter, 2009). Eccetto *Bagheera kiplingi*, una specie erbivora (Meehan *et al.* 2009), ogni altra specie nota è predatrice, i ragni predano principalmente insetti ed altri ragni. Diverse specie cacciano utilizzando varie strategie: intrappolando le prede in tele appiccicose, mimetizzandosi o inseguendo la preda.



Figura 4: esemplare di *Therophosa blondi* il ragno più grande conosciuto per massa, è ben visibile il corpo diviso in un cefalotorace e un opistosoma be separati l'uno dall'altro, i pedipalpi e i cheliceri.

1.7.2 Opiliones

Gli opilionidi sono un ordine di aracnidi che da marzo del 2021 secondo il COL (catalogue of life) contano 6,676 specie divise in 68 famiglie. Gli opilionidi hanno corpo diviso in un tagmata cefalotoracico formato dalla fusione dei segmenti anteriori e da un tagmata opistosoma, la

connessione tra i due tagmata è ampia e il cefalotorace porta otto zampe molto lunghe in relazione alle dimensioni del corpo. I cheliceri non sono connessi a ghiandole velenifere, il secondo paio di zampe è allungato e ha la funzione di antenne. La maggior parte degli opilioni hanno un singolo paio di occhi al centro della testa. Molte specie sono onnivore cibandosi primariamente di insetti ma anche di materiale vegetale e funghi, altre specie sono spazzine cibandosi di organismi morti e materiale fecale (Machado *et al.*, 2007).



Figura 5: esemplare di Hadrobunus grandis un opilione appartenente alla famiglia delle Sclerosomatidae, è ben visibile il corpo diviso in due tagmata connessi da una attaccatura ampia, un paio d'occhi e zampe molto lunghe tra cui il secondo paio si distingue per essere più lunghe delle altre.

1.7.3 Carabidae

I carabidi sono una famiglia di animali appartenenti al subphylum degli esapodi, la classe degli insetti e l'ordine dei coleotteri. Sono una grande famiglia cosmopolita che conta secondo il COL 40,618 specie in tutto il mondo divise in 2 famiglie. I membri della famiglia sono principalmente predatori carnivori ma con alcuni esempi di specie fitofaghe o onnivore, e per lo più notturni (Lövei *et al.*, 1996). Come tutti gli esapodi insetti hanno segmenti corporei raggruppati a formare tre tagmata: la testa che contiene la maggior parte degli organi sensoriali quali gli occhi e le antenne, un torace diviso in un protorace che porta il primo paio di zampe, un mesotorace che porta il secondo paio di zampe e le ali anteriori e il metatorace che porta il terzo paio di zampe e le ali posteriori, e infine l'addome. Presentano le caratteristiche che accomunano le specie appartenenti ai coleotteri come un esoscheletro robusto, ali posteriori altamente sclerificate a formare delle elitre che possono essere fuse in alcune specie e un ciclo vitale olometabolo, ovvero un'ontogenesi

caratterizzata da una metamorfosi completa, con una serie di cambiamenti relativamente bruschi alla struttura corporea, passando da una fase larvale a quella adulta dopo uno stadio di pupa generalmente immobile.



Figura 6: un esemplare di Carabus auratus che preda un lombrico. I carabidi hanno generalmente una colorazione nero brillante o metallica ma possono assumere anche colorazioni aposematiche.

1.7.4 Staphylinidae

Gli stafilinidi sono una famiglia di coleotteri contraddistinti da elitre molto corte che generalmente lasciano scoperti più di metà dei loro segmenti addominali. Staphylinidae è la famiglia più grande tra i coleotteri e conta oltre 63,000 specie e si stima che oltre il 75% delle specie non sia ancora stato descritto. Come ci si aspetta da una famiglia biodiversa gli stafilinidi presentano una vasta variabilità nella forma e la dimensione. Le dimensioni possono variare da 1 mm a 36 mm nelle specie più grandi e la forma è generalmente allungata con un'ampia gamma di colorazioni possibili. Gli stafilinidi vivono in quasi tutti gli habitat terrestri ad eccezione dei poli e si nutrono di qualsiasi cosa eccetto i tessuti di piante superiori, nonostante ciò, la maggior parte degli stafilinidi sono predatori di insetti e altri invertebrati (UF|IFAS, 2022).



Figura 7: Un esemplare di Ocypus olens, detti i cocchieri del diavolo, sono tra gli stafilinidi più grandi e vivono prevalentemente in Europa e nord Africa. Hanno una forma allungata e un addome mobile che ripiegano dorsalmente quando minacciati.

1.8 Servizi degli artropodi predatori

Oltre all'importanza intrinseca che rivestono in qualità di predatori negli ecosistemi, gli artropodi predatori in particolare come detto in precedenza, offrono una serie di servizi utili, ad esempio l'utilizzo di determinate specie nella lotta biologica oppure come bioindicatori.

1.8.1 Artropodi predatori nella lotta biologica

Per lotta biologica è inteso il controllo di pesti come insetti, acari, erbacce e patogeni dannosi per l'uomo, sfruttando i rapporti di antagonismo che hanno con i loro nemici naturali. I principali attributi che rendono efficace un agente per il controllo biologico sono un alto tasso di predazione e abilità nel localizzare le pesti, un alto potenziale riproduttivo, un tempo di trattamento della preda minimo e la capacità di sopravvivere a basse densità della preda e di adattarsi ad ampie variazioni delle condizioni ambientali.

I ragni, ad esempio, sono degli ottimi agenti di controllo biologico per diversi motivi. Spesso le specie di ragni hanno nicchie ecologiche complementari (Nyffeler & Sterling, 1994; Whitcomb, 1974; Sunderland, 1999), differendo per il luogo in cui vivono, ad esempio la locazione verticale,

attività diurna o notturna e metodo di predazione (Marc & Canard, 1997). Ciò fa sì che, come comunità, i ragni siano potenzialmente in grado di predare su diverse specie di pesti e a vari stadi del loro ciclo vitale (Nyffeler *et al.*, 1990), perdipiù l'ampia nicchia occupata dalle varie specie di ragni rende alle pesti difficile trovare rifugio in alcuna zona dell'habitat agricolo o momento dell'anno (Jeffries & Lawton, 1984). Oltre alla biodiversità, a giocare un ruolo importante nell'efficacia dei ragni come agenti per la lotta biologica, è l'abbondanza. Esperimenti di manipolazione dell'abbondanza media delle comunità di ragni ha impattato significativamente il loro effetto su cicaline in risaie (Oraze & Grigarick, 1989), bruchi sulle piante di taro (Nakasuji *et al.*, 1973) e cocciniglie nei frutteti (Mansour & Whitcomb, 1986). Piccole pesti come tripidi, chironomidi e afidi possono morire intrappolati accidentalmente dalle ragnatele nonostante i ragni li ignorino (Nentwig, 1987). Altro fenomeno vantaggioso per il controllo biologico è la tendenza dei ragni sotto certe condizioni di uccidere prede in eccesso che in seguito vengono solo parzialmente o affatto ingerite (Riechert & Lockley, 1984; Sunderland, 1999).

I carabidi sono ampiamente studiati come agenti nella lotta biologica, la loro elevata intensità di predazione li rendono ottimi a controllare le popolazioni di varie pesti. Modifiche sperimentali della loro densità all'interno di serre e zone isolate, hanno mostrato come i carabidi abbiano un effetto predatorio sproporzionato in relazione alla loro abbondanza, predando su lumache (e.g. Kromp, 1999), afidi (Winder *et al.*, 2001) e larve di lepidottero (Clark *et al.*, 1994; Suenaga & Hamamura, 1998; De Heij *et al.*, 2020).

1.8.2 Artropodi predatori come bioindicatori

Per bioindicatore è inteso una qualunque specie o gruppo di specie, cui ecologia può rivelare lo stato qualitativo di un ambiente (Siddig *et al.*, 2016). I requisiti che deve soddisfare un buon bioindicatore sono quattro: devono essere semplici ed economici da campionare, devono essere semplici da identificabili in modo affidabile, devono essere funzionalmente rilevanti e presentare risposte ai disturbi ambientali in maniera consistente. Generalmente gli artropodi predatori soddisfano almeno parte dei requisiti, ma in particolare ragni e carabidi hanno dimostrato essere delle ottime specie indicatrici (Dennis *et al.*, 2001; Perner & Malt, 2003; Kotze *et al.*, 2011; Buchholz *et al.*, 2013). Sono abbondanti e occupano una vasta selezione di nicchie spaziali e temporali (Kremen *et al.*, 1993), la loro ecologia è stata studiata nel dettaglio ed entrambi i gruppi rispondono a variazioni, turbazioni e gestioni dei parametri ambientali anche su piccola scala (Thiele,

1977; Lövei and Sunderland, 1996; Rainio & Niemelä, 2003; Juen & Traugott, 2004), tassonomicamente i due gruppi sono entrambi molto studiati anche se i ragni necessitano di specialisti per essere identificati a livello di specie. Infine, sono facilmente raccolti utilizzando metodi di campionamento standardizzati (Wise, 1993; Borchard *et al.*, 2014).

1.9 Obiettivi

L'obiettivo dello studio è quello di confrontare l'abbondanza delle comunità di ragni, opilioni, carabidi, stafilinidi e altri coleotteri predatori, all'interno di habitat naturali, agricoli e urbani.

2. Materiali e Metodi

2.1 Ricerca dei siti di campionamento

I siti di campionamento sono stati individuati e mappati utilizzando Google Earth, all'interno di griglie di area di circa 225 Km² e maglie di circa 9 Km² (Figura 1 e 2). I paesaggi interessati sono sparsi prevalentemente per il Veneto (da 45,58° N - 10,11° E a 45,26° N - 10,90° E) con siti di campionamento all'interno dei paesaggi ad altitudine variabile dagli 0m a oltre 500m sopra il livello del mare.

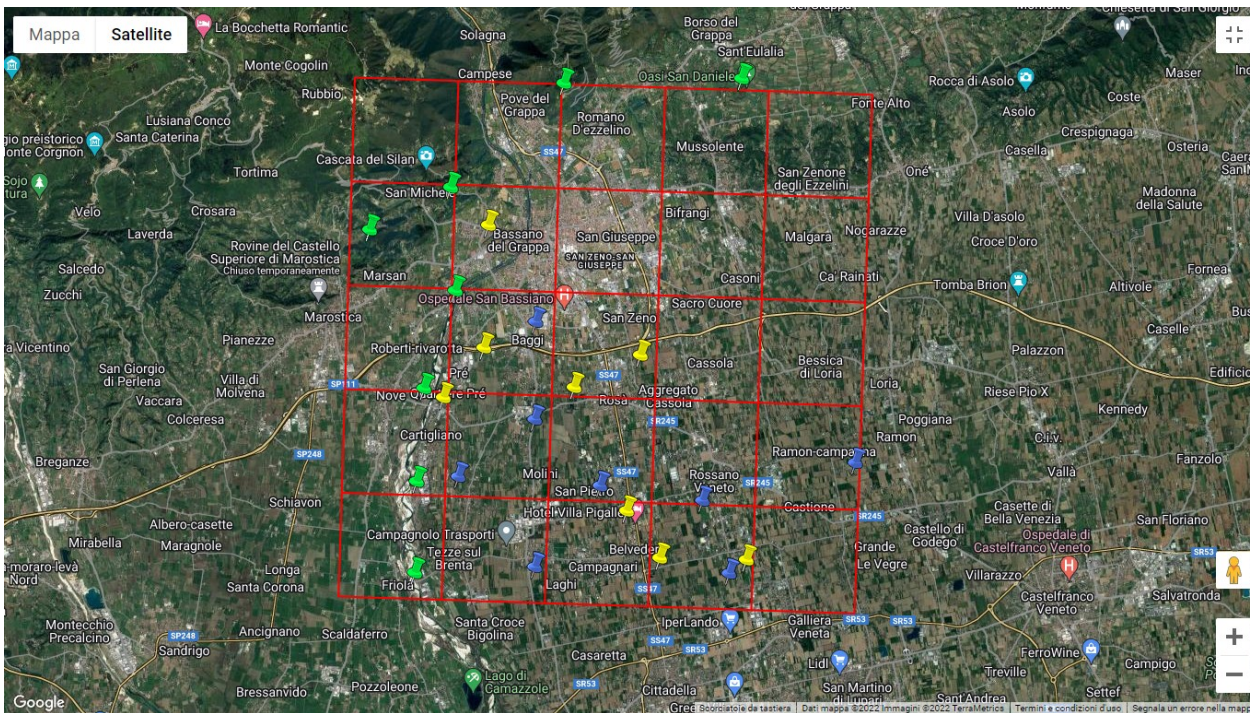
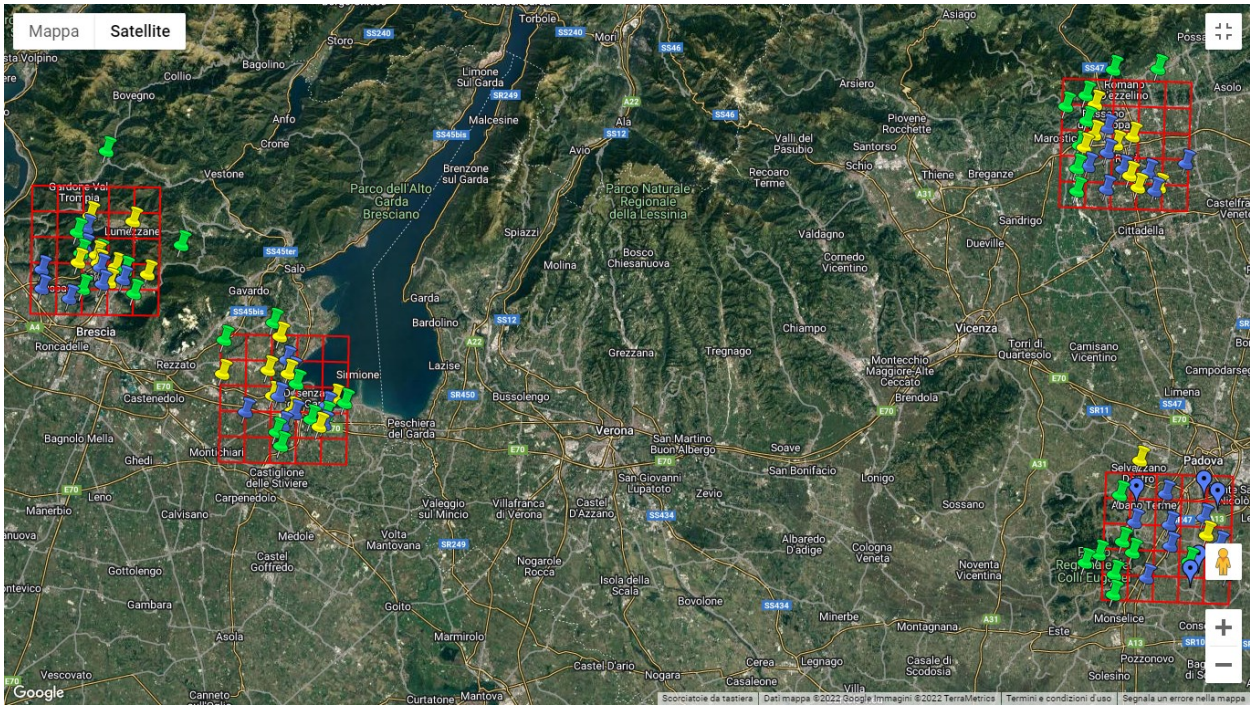


Figure 8 e 9: mappatura dei siti di campionamento, i punti blu corrispondono ai siti di habitat agricolo, quelli gialli gli habitat urbani e quelli verdi i siti naturali, a ciascun habitat corrisponde una lettera dalla A alla D.

2.2 Metodo di raccolta

Il metodo di cattura utilizzato è quello della trappola a caduta o *pitfall*. Questo metodo è efficace in ciascuno degli habitat presi in considerazione e consiste in un bicchiere di plastica (0.5 L, 10 cm di diametro massimo, 14 cm di profondità) interrato con l'orlo allo stesso livello della superficie del suolo. Le trappole sono state riempite con circa 100 mL di glicole etilenico al 40% per garantire la morte e la conservazione degli animali. Un piatto di plastica (22 cm di diametro, 5 cm da terra) è stato posizionato sopra il bicchiere e fissato a terra con dei chiodi per impedire l'entrata di acqua piovana. Ciascun giro di campionamento ha interessato quattro paesaggi diversi. In ciascun paesaggio sono stati scelti 24 habitat, otto per tipo e in ogni habitat sono state posizionate due *pitfall* distanziati a non meno di 500m l'una dall'altra, cercando di posizionarle in zone il più possibile eterogenee dell'habitat. Le trappole sono state posizionate in giardini (piccoli o grandi), zone marginali o centrali di campi erbosi con o senza arbusti, zone alberate, frutteti eccetera. I tre round di campionamento sono avvenuti durante l'estate del 2021 (*Tabella 1*).

Paesaggio	Round	Data d'inizio	Data finale
A	1	10/06/2021	28/06/2021
A	2	28/06/2021	13/07/2021
A	3	13/07/2021	27/07/2021
B	1	11/06/2021	29/06/2021
B	2	29/06/2021	14/07/2021
B	3	14/07/2021	28/07/2021
C	1	15/06/2021	30/06/2021
C	2	30/06/2021	15/07/2021
C	3	15/07/2021	29/07/2021
D	1	16/06/2021	01/07/2021
D	2	01/07/2021	16/07/2021
D	3	16/07/2021	30/07/2021

Tabella 1: date d'inizio e fine di ciascun giro di campionamenti per ogni paesaggio. Le lettere (A, B, C, D) corrispondono ai rispettivi paesaggi nella figura 8.

2.3 Smistamento dei campioni

I campioni sono stati filtrati dal glicole e posti in dei piattelli di plastica con dell'acqua, dove è stato rimosso il substrato più grossolano ed eventuali artropodi o altri animali non di interesse. Ciascun campione è stato osservato allo stereomicroscopio e sono stati separati e contati gli esemplari di ragni, opilioni, carabidi, stafilini e qualora ce ne fossero, altri insetti coleotteri predatori. Dopo il conteggio, gli esemplari appartenenti a ciascun taxon di artropodi sono stati rapidamente inseriti in contenitori *falcon* per la conservazione in alcol etilico al 70% ed etichettati con il codice del paesaggio di campionamento, il numero del sito, l'habitat e il round di campionamento.

2.4 Elaborazione dei dati

I dati dei diversi giri di campionamento sono stati uniti in un'unica tabella su Excel per la formazione di un dataset e grafici dell'abbondanza media con errore standard. Il dataset è stato importato su R dove sono state effettuate le analisi statistiche. Per vedere se ci fossero differenze significative in ciascun gruppo di artropodi tra i vari habitat è stato fatto un test ANOVA con livello di significatività del 5%.

3. Risultati

Dall'insieme dei giri di campionamento sono stati rinvenuti 20.161 artropodi, di cui 8.266 ragni, 2.383 opilioni, 6.631 carabidi, 2.229 stafilinidi e 653 altri coleotteri predatori. Vengono in seguito riportati con istogrammi i dati del numero medio di ragni, opilioni, carabidi, stafilinidi ed altri predatori per ciascun habitat. Associati ai grafici, gli output del test ANOVA fatti con R.

3.1 Abbondanza totale degli artropodi

L'abbondanza totale degli artropodi mostra differenze significative tra tutti gli habitat, con un trend di decrescita dagli habitat agricoli agli habitat naturali e dagli habitat naturali a quelli urbani,

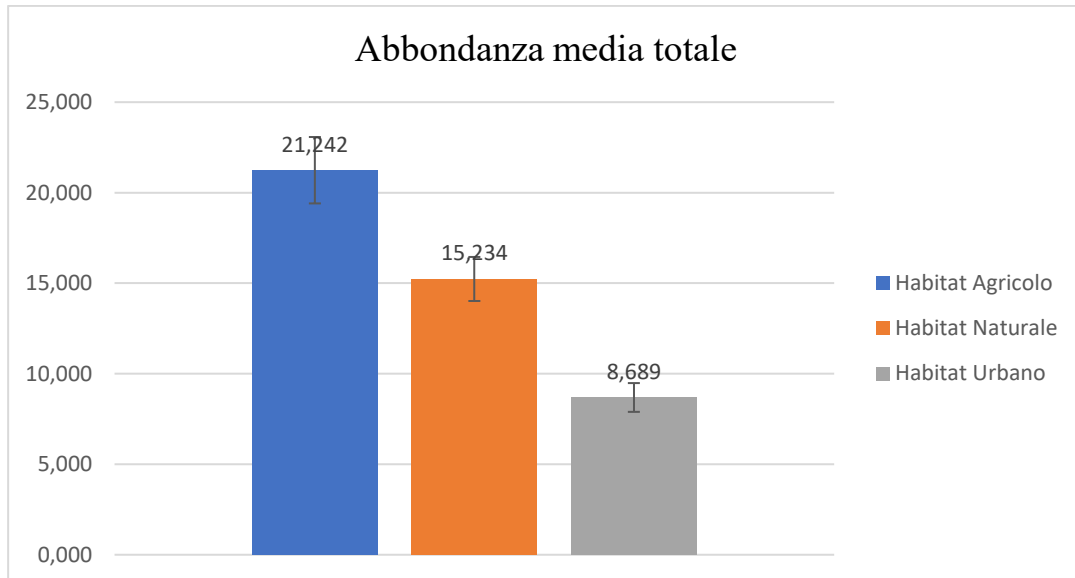


Grafico 1: abbondanza media del numero di artropodi per campione.

Confidence level used: 0.95

\$contrasts

contrast	estimate	SE	df	t.ratio	p.value
A - N	30.0	10.8	264	2.789	0.0156
A - U	62.8	10.8	264	5.810	<.0001
N - U	32.7	10.8	264	3.021	0.0078

P value adjustment: tukey method for comparing a family of 3 estimates

Figura 10: output del test ANOVA per l'abbondanza media totale in R.

3.2 Ragni

I ragni hanno mostrato un'abbondanza significativamente più alta negli habitat agricoli e naturali rispetto agli habitat urbani ma nessuna differenza tra gli habitat agricoli e naturali.

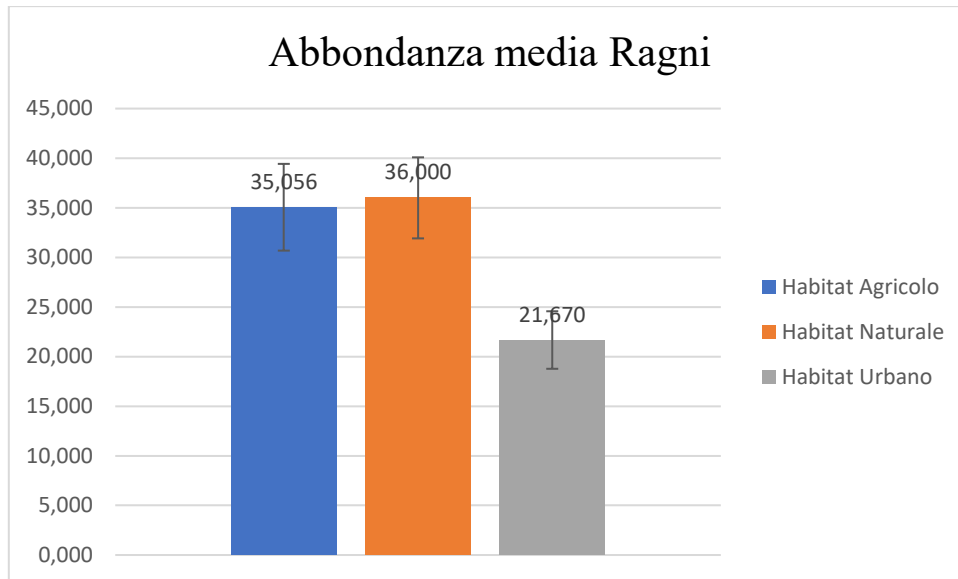


Grafico 2: abbondanza media del numero di ragni per campione.

Confidence level used: 0.95

\$contrasts

contrast	estimate	SE	df	t.ratio	p.value
A - N	-0.944	5.43	264	-0.174	0.9834
A - U	13.385	5.44	264	2.459	0.0386
N - U	14.330	5.46	264	2.625	0.0248

P value adjustment: tukey method for comparing a family of 3 estimates

Figura 11: output del test ANOVA per l'abbondanza media dei ragni in R.

3.3 Opilioni

Per gli opilioni sono state riscontrate differenze di abbondanza significative solamente tra l'habitat naturale e urbano, con un numero medio di opilioni nettamente maggiore negli habitat naturali. Mentre non vi sono differenze significative tra habitat naturale e habitat agricolo.

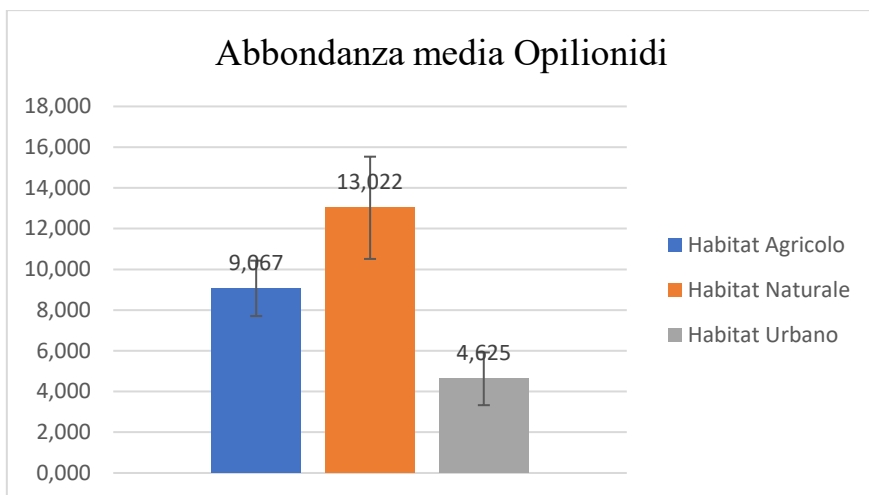


Grafico 3: abbondanza media del numero di opilioni per campione.

confidence level used: 0.95

\$contrasts

contrast	estimate	SE	df	t.ratio	p.value
A - N	-3.96	2.55	264	-1.549	0.2697
A - U	4.44	2.56	264	1.735	0.1942
N - U	8.40	2.57	264	3.271	0.0035

P value adjustment: tukey method for comparing a family of 3 estimates

Figura 12: output del test ANOVA per l'abbondanza media degli opilioni in R.

3.4 Carabidi

Il numero di carabidi è nettamente superiore negli habitat agricoli, mentre non sembrano esserci differenze significative tra l'abbondanza in habitat naturali e urbani.

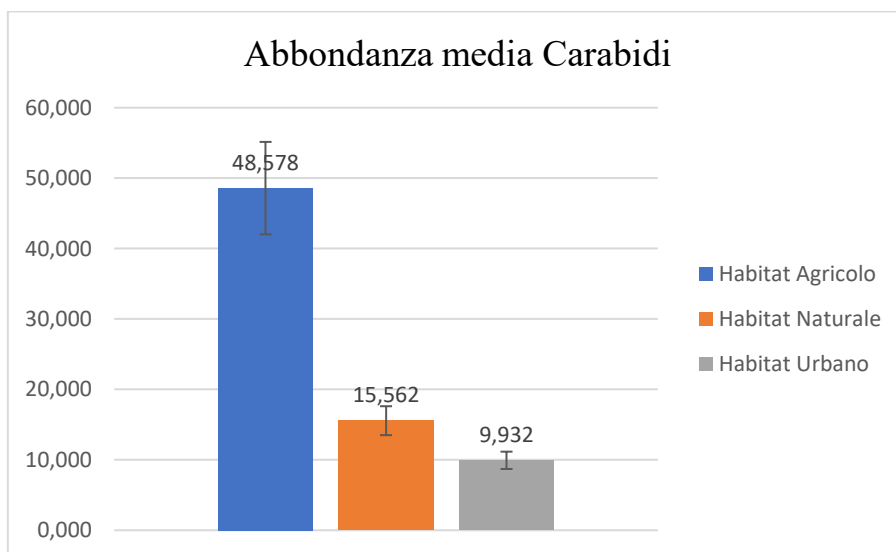


Grafico 4: abbondanza media del numero di carabidi per campione.

confidence level used: 0.95

\$contrasts

contrast	estimate	SE	df	t.ratio	p.value
A - N	33.02	5.75	264	5.745	<.0001
A - U	38.65	5.76	264	6.706	<.0001
N - U	5.63	5.78	264	0.974	0.5938

P value adjustment: tukey method for comparing a family of 3 estimates

Figura 13: output del test ANOVA per l'abbondanza media dei carabidi in R.

3.5 Stafilinidi

Gli stafilinidi mostrano differenze significative solamente nel confronto tra habitat agricolo e urbano.

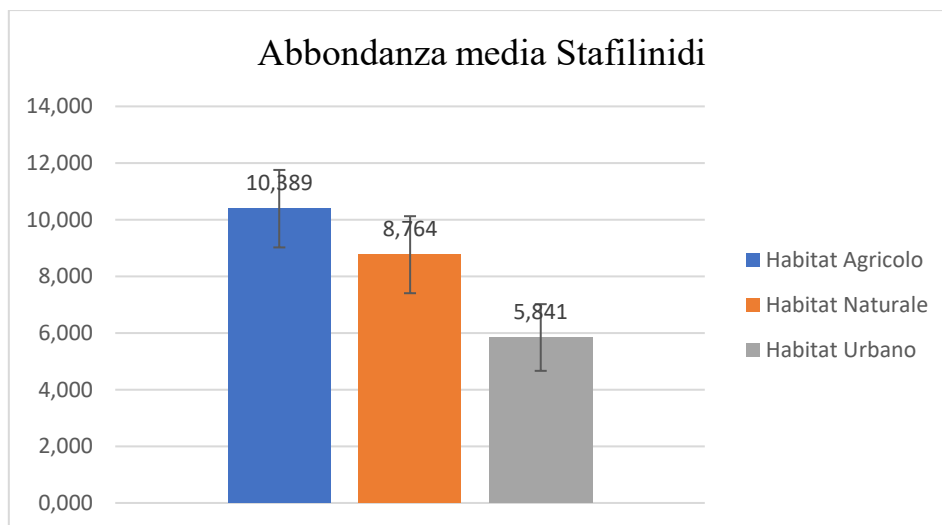


Grafico 5: abbondanza media del numero di stafilinidi per campione.

confidence level used: 0.95

\$contrasts

contrast	estimate	SE	df	t.ratio	p.value
A - N	1.62	1.84	264	0.882	0.6520
A - U	4.55	1.85	264	2.463	0.0382
N - U	2.92	1.85	264	1.578	0.2568

P value adjustment: tukey method for comparing a family of 3 estimates

Figura 14: output del test ANOVA per l'abbondanza media dei carabidi in R.

3.6 Altri predatori

Non ci sono differenze significative nel numero di altre specie coleotteri predatori

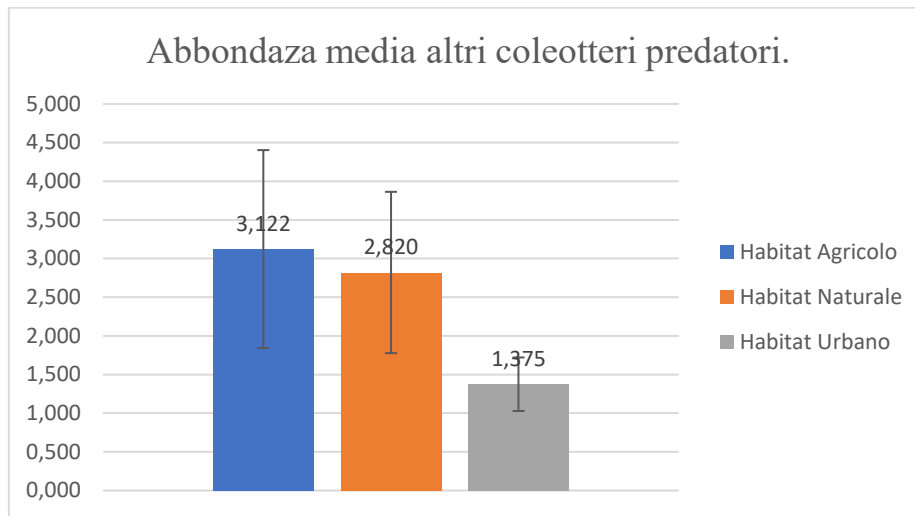


Grafico 6: abbondanza media del numero di altri coleotteri predatori per campione.

Confidence level used: 0.95

\$contrasts

contrast	estimate	SE	df	t.ratio	p.value
A - N	0.302	1.38	264	0.218	0.9740
A - U	1.747	1.39	264	1.260	0.4191
N - U	1.445	1.39	264	1.039	0.5527

P value adjustment: tukey method for comparing a family of 3 estimates

Figura 15: output del test ANOVA per l'abbondanza media dei carabidi in R.

4. Discussione

Dall'analisi dell'abbondanza totale degli artropodi predatori si osserva che il numero medio è più alto negli habitat agricoli e va diminuendo negli habitat naturali e urbani. Osservando i singoli gruppi di artropodi, non si osservano differenze significative tra il numero medio di artropodi nell'habitat agricolo e quello naturale, ad eccezione dei carabidi nei quali l'abbondanza negli habitat agricoli è molto più elevata rispetto quella negli habitat naturali e agricoli, tra cui invece non ci sono differenze significative. L'abbondanza negli habitat urbani è quasi sempre significativamente più bassa rispetto quella di habitat agricoli o naturali.

Si ritiene che gli agroecosistemi siano semplificati a causa di pratiche agricole quali la monocoltura e gli interventi fitosanitari, a sfavore della diversità e l'abbondanza di artropodi negli habitat agricoli. In particolare, gli interventi fitosanitari provocano una diminuzione di specie antagoniste delle pesti, determinando una elevata densità di fitofagi. Tuttavia, dai dati sembrerebbe che l'abbondanza degli artropodi predatori non risenta particolarmente degli interventi chimici, al punto che l'abbondanza negli habitat agricoli è comparabile se non superiore a quella degli habitat naturali. Questi risultati potrebbero essere spiegati dalla presenza di poche specie di artropodi predatori più competitive, che col tempo si sono adattate all'habitat agricolo sviluppando una resistenza agli insetticidi, a discapito delle specie più sensibili e specialiste. In questo caso, le specie adattate agli agroecosistemi si ritrovano con un'abbondanza molto elevata per via dell'alta densità di fitofagi presenti negli habitat agricoli, di cui i predatori si nutrono. Dunque, ci aspettiamo di trovare una minore biodiversità negli habitat agricoli costituita dalle specie che sono in grado di tollerare gli interventi chimici e l'omogeneizzazione dell'habitat. L'eterogeneità degli habitat naturali permette di sostenere un'alta biodiversità e abbondanza di specie, mentre gli habitat urbani non possiedono né l'alta densità di fitofagi presente negli agroecosistemi né la complessità richiesta per il sostentamento di una comunità ricca e abbondante artropodi.

Per quanto riguarda i singoli gruppi, di spicco sono i carabidi che prediligono ambienti con piante erbacee spesso ritrovate nei campi agricoli, inoltre essendo voraci predatori generalisti sfruttano al meglio l'alta densità di insetti erbivori nell'habitat. I ragni, d'altra parte, nonostante siano noti per essere predatori generalisti efficaci nello sfruttare le condizioni degli habitat agricoli, presentano abbondanza più bassa rispetto ai carabidi. Questo potrebbe essere perché i ragni si trovano maggiormente in habitat con piante alte a cui non tutti i tipi di coltura fanno parte. Nel caso di opilioni e stafilinidi la tendenza osservata nelle differenze di abbondanza tra gli habitat è simile a quella osservato in ragni e carabidi, ma il numero medio in ciascun habitat per opilioni e stafilini è più basso. Ciò potrebbe suggerire una minore efficacia delle *pitfall* nella cattura di questi due gruppi di artropodi.

Nonostante dai risultati appaia evidente che vi sia un'abbondanza di predatori negli habitat agricoli più alta dell'atteso malgrado gli interventi fitosanitari, sarebbe sbagliato considerare la capacità di queste comunità di controllare le pesti efficace quanto quella di comunità di ambienti più eterogenei. La presenza di habitat più vari favorisce comunità di predatori più varie che permettono di controllare più specie diverse di insetti dannosi e in momenti diversi del loro ciclo vitale.

5. Conclusione

È importante conoscere e monitorare nel tempo le comunità di organismi e comprendere i fattori alla base del loro successo negli habitat in cui vivono, in modo da poter progettare e gestire il territorio in modo da salvaguardare le specie non solo a scopo conservazionistico, ma anche per poter godere dei servizi ecosistemici che essi forniscono. Riassumendo, i risultati indicano una tendenza di abbondanza più alta del previsto di artropodi predatori negli habitat agricoli, dovuta all'alta densità di fitofagi che favoriscono poche specie adattate ai trattamenti chimici. Come futuro sviluppo, i dati ricavati dai campioni prelevati verranno supportati sottoponendoli a una valutazione della biodiversità comparata tra i diversi habitat e potrebbero essere usati più di un metodo di campionamento efficaci per la cattura di determinati gruppi di artropodi.

Bibliografia

- Akbari H., Pomerantz M., Taha H. (2001) “*Cool surfaces and shade trees to reduce energy use and improve air quality in urban areas*”. *Sol Energy* 70:295–310
- Bond W. J. (2012). "11. *Keystone species*". In Schulze, Ernst-Detlef; Mooney, Harold A. (eds.). *Biodiversity and Ecosystem Function*. Springer. p. 237.
- Buchholz S., Hannig, K., Schirmel, J., (2013). “*Losing uniqueness – shifts in carabid species composition during dry grassland and heathland succession*”. *Anim. Conserv.* 16, 661–670.
- Bullock P., Gregory P.J. (1991) “*Soils in the urban environment*”. Blackwell, London Canadian Biodiversity Information Network (CBIN) (2005) *Urban Biodiversity*.
- Chakravarthy A. K., & Sridhara, S. (Eds.). (2016). “*Economic and ecological significance of arthropods in diversified ecosystems: sustaining regulatory mechanisms*”. Springer.
- Clark MS, Luna JM, Stone ND, Youngman RR. (1994). “*Generalist predator consumption of armyworm (Lepidoptera: Noctuidae) and effect of predator removal and damage in no-till corn*”. *Environmental Entomology* 23: 617–622.
- COL, (2022): <https://www.catalogueoflife.org/data/dataset/1146>, 20/10/2022
- Conant R. T. (2010). “*Challenges and opportunities for carbon sequestration in grassland systems*”.
- Daily G. C. (1997). Introduction: what are ecosystem services. “*Nature’s services: Societal dependence on natural ecosystems*”, 1(1).
- De Heij, S. E., & Willenborg, C. J. (2020). “*Connected carabids: Network interactions and their impact on biocontrol by carabid beetles*”. *BioScience*, 70(6), 490-500.

- Dennis, P., Young, M. R., & Bentley, C. (2001). “*The effects of varied grazing management on epigeal spiders, harvestmen and pseudoscorpions of Nardus stricta grassland in upland Scotland*”. *Agriculture, ecosystems & environment*, 86(1), 39-57.
- Dunn, C. W., Hejnol, A., Matus, D. Q., Pang, K., Browne, W. E., Smith, S. A., Giribet, G. (2008). “*Broad phylogenomic sampling improves resolution of the animal tree of life*”. *Nature*, 452(7188), 745-749.
- Edgecombe G. D. (2010). “*Arthropod phylogeny: an overview from the perspectives of morphology, molecular data and the fossil record*”. *Arthropod Struct. Dev.* **39**: 74–87.
- Eyre M.D., Luff M.L., Woodward J.C. (2003) “*Beetles (Coleoptera) on brownfield sites in England: an important conservation resource?*” *J Insect Conserv* 7:223–231
- Fischer J. & Lindenmayer D. B. (2007). “*Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis*”. *Global Ecology and Biogeography*, 16(3), 265– 280.
- Gámez-Virúes S., Perović D. J., Gossner M. M., Börschig C., Blüthgen N., de Jong H., Simons N. K., Klein A.-M., Krauss J., Maier G., Scherber C., Steckel J., Rothenwöhrer C., Steffan-Dewenter I., Weiner C. N., Weisser W., Werner M., Tschardt T. & Westphal C. (2015). “*Landscape simplification filters species traits and drives biotic homogenization*”. *Nature Communications*, 6(1), 8568.
- Gilbert O.L. (1989) “*The ecology of urban habitats*”. Chapman and Hall, London and New York.
- Glauco Machado, Ricardo Pinto-da-Rocha & Gonzalo Giribet (2007). “*What are harvestmen?*”. In Ricardo Pinto-da-Rocha, Glauco Machado & Gonzalo Giribet (ed.). “*Harvestmen: the Biology of Opiliones*”. Harvard University Press. pp. 1–13.
- Gurr, Geoff M.; Wratten, Stephen D.; Snyder, William E. (2012). “*Biodiversity and Insect Pests: Key Issues for Sustainable Management*”. John Wiley & Sons. p. 105.
- Harrison C., Davies G. (2002) “*Conserving biodiversity that matters: practitioners’ perspectives on brownfield development and urban nature conservation in London*”. *J Environ Manage* 65:95–108
- Jeffries, MJ. & J.H. Lawton. (1984). “*Enemy free space and the structure of ecological communities*”. *Biol. J. Linn. Soc.*, 23:269-286.
- Juen, A., Traugott, M., (2004). “*Spatial distribution of epigaeic predators in a small field in relation to season and surrounding crops*”. *Agric. Ecosyst. Environ.* 103, 613–620.
- Koenemann S., Jenner R. A., Hoenemann M., Stemme T., von Reumont B. M. (2010). “*Arthropod phylogeny revisited, with a focus on crustacean relationships*”. *Arthropod Structure & Development* **39** (2-3): 88–110.
- Kotze, D.J., Brandmayr, P., Casale, A., Dauffy-Richard, E., Dekoninck, W., Koivula, M.J., Lövei, G.L., Mossakowski, D., Noordijk, J., Paarmann, W., Pizzolotto, R., Saska, P., Schwerk, A., Serrano, J., Szyszko, J., Taboada, A., Turin, H., Venn, S., Vermeulen, R., Zetto, T., (2011). “*Forty years of carabid beetle research in Europe – from taxonomy, biology, ecology and population studies to bioindication, habitat assessment and conservation*”. *Zookeys* 100, 55–148.
- Krausman P. R., & Morrison, M. L. (2016). “*Another plea for standard terminology*”. *The Journal of Wildlife Management*, 80(7), 1143-1144.
- Kremen, C., Colwell, R. K., Erwin, T. L., Murphy, D. D., Noss, R. A., & Sanjayan, M. A. (1993). “*Terrestrial arthropod assemblages: their use in conservation planning*”. *Conservation biology*, 796-808.

- Kromp, B. (1999). "Carabid beetles in sustainable agriculture: a review on pest control efficacy", cultivation impacts and enhancement. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 74(1-3), 187-228.
- Lövei, G.L., Sunderland, K.D., (1996). "Ecology and behavior of ground beetles (Coleoptera: Carabidae)". *Annu. Rev. Entomol.* 41, 231–256.
- Lövei, Gábor L.; Sunderland, Keith D. (January 1996). "Ecology and Behavior of Ground Beetles (Coleoptera: Carabidae)". *Annual Review of Entomology*. 41 (1): 231–256.
- Mallatt, J. M., Garey, J. R., & Shultz, J. W. (2004). "Ecdysozoan phylogeny and Bayesian inference: first use of nearly complete 28S and 18S rRNA gene sequences to classify the arthropods and their kin". *Molecular phylogenetics and evolution*, 31(1), 178-191.
- Mansour, F. & W.H. Whitcomb. (1986). "The spiders of a citrus grove in Israel and their role as bio- control agents of *Ceroplastes floridensis* [Homoptera: Coccidae]". *Entomophaga*, 31:269-276.
- Marc, P. & A. Canard. (1997). "Maintaining spider biodiversity in agroecosystems as a tool in pest control". *Agr. Ecosyst. & Env.*, 62:229-235.
- Marc, P., & Canard, A. (1997). "Maintaining spider biodiversity in agroecosystems as a tool in pest control". *Agriculture, ecosystems & environment*, 62(2-3), 229-235.
- McKinney M. L. (2006). "Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*", 127(3), 247–260.
- Meehan T. D., Werling B. P., Landis D. A. & Gratton C. (2011). "Agricultural landscape simplification and insecticide use in the Midwestern United States". *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 108(28), 11500–11505.
- Meehan, Christopher J.; Olson, Eric J.; Reudink, Matthew W.; Kyser, T. Kurt; Curry, Robert L. (2009). "Herbivory in a spider through exploitation of an ant–plant mutualism". *Current Biology*. 19 (19): R892–93.
- Millennium ecosystem assessment, M. E. A. (2005). "Ecosystems and human well-being" (Vol. 5, pp. 563-563). Washington, DC: Island press.
- Nakasuji, F, H. Yamanaka & K. Kiritani. (1973). "The disturbing effect of micryphantid spiders on the larval aggregation of the tobacco cutworm, *Spodoptera litura* (Lepidoptera: Noctuidae)". *Kontyu*, 41:220-227.
- Neal, Dick (2004). *Introduction to population biology*. Cambridge University Press. pp. 68–69.
- Nelson, E. H., Matthews, C. E., & Rosenheim, J. A. (2004). "Predators reduce prey population growth by inducing changes in prey behavior". *Ecology*, 85(7), 1853-1858.
- Nentwig, W. (1987). The prey of spiders. Pp. 249- 263. "In *Ecophysiology of Spiders*" (W Nentwig, ed.). Springer-Verlag, Berlin.
- Nowak D.J. (1994) "Chicago's Urban Forest Ecosystem: Results of the Chicago Urban Forest Climate Project", Chapter 2: Urban Forest Structure. In: McPherson EG, Nowak DJ, Rowntree RA (eds) "The State of Chicago's Urban Forest". USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. NE-186. Radnor, PA
- Nowak D.J., McHale P.J., Ibarra M., Crane D., Stevens J., Luley C. (1998) "Modeling the effects of urban vegetation on air pollution". In: Gryning S, Chaumerliac N (eds) "Air pollution modeling and its application" XII. Plenum Press, New York

- Nyffeler, M., R.G. Breene, D.A. Dean & W. Sterling. (1990). "Spiders as predators of arthropod eggs". *J. Appl. Entomol.*, 109:490-501.
- Nyffeler, M., Sterling, W. L., & Dean, D. A. (1994). "How spiders make a living". *Environmental entomology*, 23(6), 1357-1367.
- Ødegaard, Frode (December 2000), "How many species of arthropods? Erwin's estimate revised" (PDF), *Biological Journal of the Linnean Society*, 71 (4): 583–597.
- Oraze, M.J. & A.A. Grigarick. (1989). "Biological control of aster leafhopper (*Homoptera: Cicadellidae*) and midges (*Diptera: Chironomidae*) by *Pardosa ramulosa* (*Araneae: Lycosidae*) in California rice fields". *J. Econ. Entomol.*, 82:745- 749.
- Perner, J., Malt, S., 2003. "Assessment of changing agricultural land use: response of vegetation, ground dwelling spiders and beetles to the conversion of arable land into grassland". *Agric. Ecosyst. Environ.* 98, 169–181.
- Persson A. S., Olsson O., Rundlöf M. & Smith H. G. (2010). "Land use intensity and landscape complexity—Analysis of landscape characteristics in an agricultural region in Southern Sweden. *Agriculture*", *Ecosystems & Environment*, 136(1–2), 169–176.
- Philpott S. M., Cotton J., Bichier P., Friedrich R. L., Moorhead L. C., Uno S., Valdez M. (2014). "Local and landscape drivers of arthropod abundance, richness, and trophic composition in urban habitats". *Urban Ecosystems*, 17(2), 513-532.
- Purtauf T., Dauber J. & Wolters V. (2005). "The response of carabids to landscape simplification differs between trophic groups". *Oecologia*, 142(3), 458–464.
- Rainio, J., Niemelä, J., (2003). "Ground beetles (*Coleoptera: Carabidae*) as bioindicators". *Biodivers. Conserv.* 12, 487–506.
- Regier J. C., Shultz J. W., Zwick A., Hussey A., Ball B., Wetzer R., Martin J. W., Cunningham C. W. (2010). "Arthropod relationships revealed by phylogenomic analysis of nuclear protein-coding sequences". *Nature* 463: 1079–1083.
- Riechert, S.E. & T. Lockley. (1984). "Spiders as biological control agents". *Ann. Rev. Entomol.*, 29: 299-320.
- Robinson S. L., & Lundholm J. T. (2012). "Ecosystem services provided by urban spontaneous vegetation". *Urban Ecosystems*, 15(3), 545-557.
- Rota-Stabelli O. & Telford M. J. (2008). "A multi criterion approach for the selection of optimal outgroups in phylogeny: recovering some support for Mandibulata over Myriochelata using mitogenomics". *Mol. Phylogenet. Evol.* 48: 103–111.
- Sala O. E., & Paruelo J. M. (1997). "Ecosystem services in grasslands". *Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems*, 237-251.
- Sebastian P. A., & Peter K. V. (Eds.). (2009). "Spiders of India". Universities press.
- Siddig, A. A., Ellison, A. M., Ochs, A., Villar-Leeman, C., & Lau, M. K. (2016). "How do ecologists select and use indicator species to monitor ecological change?" Insights from 14 years of publication in *Ecological Indicators*. *Ecological Indicators*, 60, 223-230.
- Stoate C., Boatman N., Borralho R., Carvalho C. R., Snoo G. R. d. & Eden P. (2001). "Ecological impacts of arable intensification in Europe". *Journal of Environmental Management*, 63(4), 337–365.

- Suenaga H, Hamamura T. (1998). “Laboratory evaluation of carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) as predators of diamondback moth (Lepidoptera: Plutellidae) larvae”. *Environmental Entomology* 27: 767–772.
- Sunderland, K. (1999). “Mechanisms underlying the effects of spiders on pest populations”. *Journal of Arachnology*, 308-316.
- Thiele, H.U., (1977). “Carabid beetles in their environments”. Springer, Berlin.
- UF|IFAS, 2022: https://entnemdept.ufl.edu/creatures/misc/beetles/rove_beetles.htm, 22/10/2022
- Whitcomb, WH. (1974). “Natural populations of entomophagous arthropods and their effect on the agroecosystem”. Pp. 150-169.
- Winder L, Alexander CJ, Holland JM, Woolley C, Perry JN. (2001). “Modelling the dynamic spatio-temporal response of predators to transient prey patches in the field”. *Ecology Letters* 4: 568–576.
- Wise, D.H., (1993). “Spiders in ecological webs”. Cambridge University Press, Cambridge.
- Zhang W., Ricketts T. H., Kremen C., Carney K., Swinton S. M. (2007). “Ecosystem services and dis-services to agriculture”. *Ecological economics*, 64(2), 253-260.