



**UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI PADOVA**  
Dip. Territorio e Sistemi Agro-Forestali  
Dip. Agronomia Animali Alimenti Risorse Naturali e  
Ambiente

Corso di laurea magistrale in  
**Scienze Forestali ed Ambientali**

*Mesofauna in suoli bioturbati d'alta quota  
(Massiccio della Majella): quantità, qualità  
e ruolo nel processo di umificazione*

Relatori

**Prof.ssa Serenella Nardi**

**Prof. Giuseppe Corti**

Correlatori

**Dott.ssa Stefania Cocco**

**Dott. Carlo Jacomini**

**Dott. Diego Pizzeghello**

Laureanda

**Sara Aielli**

Matricola

1057626

ANNO ACCADEMICO 2014/2015



*Alla mia famiglia,  
in tutti i sensi*



## ***Premessa***

La presente tesi è frutto di una collaborazione tra il Dipartimento Agronomia Animali Alimenti Risorse Naturali e Ambiente dell'Università di Padova e il Dipartimento di Scienze Agrarie, Alimentari ed Ambientali dell'Università Politecnica delle Marche, ed in particolare il prof. Giuseppe Corti e la dott.ssa Stefania Cocco.

Il contributo del dott. Carlo Jacomini, Responsabile del Settore Bioindicatori ed Ecotossicologia presso l'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, e del prof. Alberto Agnelli, del Dipartimento di Scienze Agrarie, Alimentari e Ambientali dell'Università degli Studi di Perugia, è risultato di fondamentale importanza.



# INDICE

Riassunto .....	9
Abstract .....	11
Ringraziamenti .....	13
1 INTRODUZIONE .....	15
1.1 Il suolo .....	15
1.1.1 Definizione e proprietà .....	15
1.1.2 La pedosfera e il ciclo del carbonio .....	21
1.2 La sostanza organica del suolo .....	26
1.2.1 Definizione e proprietà della sostanza organica .....	26
1.2.2 Il processo di umificazione e il ruolo ecologico della sostanza organica .....	33
1.3 La biodiversità nel suolo .....	38
1.3.1 La pedofauna, gli ingegneri del suolo e la <i>bioturbation</i> .....	41
1.3.2 L'arvicola delle nevi <i>Chionomys nivalis</i> (Martins, 1842) .....	50
1.3.3 La mesofauna del suolo: descrizione e ruolo dei principali microartopodi edafici .....	61
1.3.4 La valutazione della qualità del suolo e l'indice QBS-ar .....	74
1.4 Morfologie glaciali e pedogenesi nelle valli appenniniche d'alta quota .....	80
2 SCOPO DELLA TESI .....	85
3 MATERIALI E METODI .....	87
3.1 Il sito di studio .....	87
3.2 Campionamento di suoli in ambiente periglaciale .....	93
3.3 Valutazione della qualità biologica del suolo .....	95
3.3.1 Estrazione della mesofauna .....	95
3.3.2 Applicazione dell'indice di Qualità Biologica del Suolo .....	97
3.4 Valutazione del ruolo della mesofauna nell'evoluzione della sostanza organica .....	98
3.4.1 Realizzazione dei mesocosmi, inoculo e incubazione .....	98
3.4.2 Caratterizzazione chimico-fisica di un suolo d'alta quota .....	102
3.4.3 Caratterizzazione della sostanza organica elaborata nei mesocosmi .....	110
3.5 Analisi statistica .....	113
4 RISULTATI E DISCUSSIONE .....	114
4.1 Caratterizzazione quali-quantitativa della mesofauna presente in suoli d'alta quota .....	114
4.2 Effetto della mesofauna nell'umificazione della sostanza organica .....	123
5 CONCLUSIONI .....	131
6 BIBLIOGRAFIA .....	133





## Riassunto

Nei suoli di ambiente appenninico d'alta quota (Valle Cannella, Massiccio della Majella) la sostanza organica è sottoposta a dinamiche evolutive rallentate dal regime termico periglaciale. La presenza di *kettle holes* consente però la diversificazione di habitat con condizioni ecologiche più favorevoli. L'arvicola delle nevi (*Chionomys nivalis* Martins, 1842) trova in questo ambiente la propria nicchia ecologica; tale micromammifero svolge il ruolo di ingegnere del suolo, incrementando altresì l'umificazione della sostanza organica. Al fine di approfondire la conoscenza del ciclo della sostanza organica in tale ambiente, è stata effettuata un'analisi quali-quantitativa della mesofauna presente. In seguito alla valutazione delle abbondanze dei diversi Ordini di microartropodi, sono state conteggiate le Forme Biologiche Totali (FBT-ar) ed è stato applicato l'indice della Qualità Biologica del Suolo (QBS-ar). A tale scopo sono stati campionati suoli all'interno e all'esterno di *kettle holes*, in presenza e in assenza di bioturbazione. Il ruolo della mesofauna nel processo di umificazione è stato valutato realizzando in laboratorio tre serie di mesocosmi, a partire da suoli mantenuti tal quali, defaunizzati o inoculati con mesofauna, dei quali è stato determinato il contenuto di carbonio umico ( $C_{\text{hum}}$ ) e di Carbonio Organico Totale (TOC). La comunità edafica di suoli regolari evoluti in *kettle holes* è risultata la più numerosa e ricca in FBT-ar ed ha conseguito il maggiore valore di QBS-ar, abbondanza di Acari e di Coleotteri. I valori più bassi, invece, sono stati determinati in suoli bioturbati. La bioturbazione è risultata in grado di influenzare l'abbondanza totale di microartropodi e l'indice QBS-ar, oltre che l'indice FBT-ar e l'abbondanza di Acari e Coleotteri. Le FBT-ar e l'abbondanza di Acari e Coleotteri sono altresì significativamente influenzate dalla posizione del suolo rispetto ai *kettle holes*. Molte abbondanze risultano tra loro fortemente correlate (Acari e Collemboli, Acari e microartropodi totali, Coleotteri e larve di altri olometaboli). L'indice FBT-ar è inoltre correlato con l'abbondanza di Coleotteri, quella di larve di altri Olometaboli e l'indice QBS-ar; questo è correlato inoltre con l'abbondanza di Coleotteri. La bioturbazione induce quindi una semplificazione dell'ecosistema edafico; l'indice QBS-ar e l'abbondanza di Acari e Coleotteri si sono dimostrati adatti alla descrizione di tale fenomeno. L'effetto della posizione rispetto a *kettle holes* risulta invece meno evidente. La presenza della mesofauna nel suolo è risultata in grado di influire significativamente sul contenuto di  $C_{\text{hum}}$  e TOC. Il valore maggiore di  $C_{\text{hum}}$  è stato

riscontrato nei suoli naturalmente dotati di mesofauna, mentre il TOC ha raggiunto valori massimi nei suoli defaunizzati. Il rapporto  $C_{\text{hum}}/\text{TOC}$  è invece maggiore nei suoli dotati di mesofauna, sia questa naturalmente presente o inoculata. La presenza di mesofauna nel suolo determina una correlazione positiva tra la quantità di TOC e quella di carbonio umico. Il ruolo della mesofauna nel ciclo della sostanza organica umica risulta particolarmente importante in ambiente periglaciale di alta quota.

## Abstract

Organic matter dynamics in high altitude soils of Cannella Valley (top Majella Massif, Central Apennines) are slow due to periglacial climatic conditions. The presence of kettle holes contributes to diversify habitats with more favourable ecological conditions. The snow vole *Chionomys nivalis* (Martins, 1842) finds its ecological niche in this environment; this micro-mammal plays the role of ecosystem engineer, enhancing the humification process of organic matter. Mesofauna was analyzed both on a quality and quantity level in order to improve the knowledge about soil fauna in this environment. After evaluating the abundance of different micro-arthropods orders, Total Biological Forms (TBF) were counted and the Biological Soil Quality Index (BSQ) was adopted. Soils were sampled inside and outside kettle holes, with or without bioturbation. The role of mesofauna in the humification process was evaluated by determining the humic carbon ( $C_{\text{hum}}$ ) and the Total Organic Carbon (TOC) content of soils sampled in Cannella Valley, later employed for realizing three series of mesocosms: natural soils, soils where fauna was removed and soils inoculated with mesofauna. The edaphic community of regular soils developed in kettle holes is more copious and richer in Biological Forms and achieved the highest value of BSQ and abundance of mites and beetles. The lowest values were determined in bioturbed soils. Bioturbation was able to influence the total abundance of micro-arthropods and the BSQ index, as well as the TBF index and the abundance of mites (Acari) and beetles (Coleoptera). These three last parameters are significantly influenced by the “position in relation to kettle holes” factor as well. Many abundances are strictly correlated: mites and springtails (Collembola), mites and total micro-arthropods, beetles and other holometabolous larvae, mites and beetles, beetles and total micro-arthropods, springtails and beetles. The TBF index is correlated to the abundance of beetles, of other holometabolous larvae and BSQ index. The BSQ index is correlated to the abundance of beetles as well. Bioturbation can simplify the edaphic ecosystem; the BSQ index and the abundance of mites and beetles can describe the effect of bioturbation adequately. The effect of the position referring to kettle holes is less evident. Mesofauna can significantly influence the  $C_{\text{hum}}$  and TOC content in soil. The  $C_{\text{hum}}$  highest value was found in soils naturally hosting mesofauna, while the TOC content reached the highest value in soils where fauna was removed. The  $C_{\text{hum}}$ /TOC ratio is higher in natural or inoculated soils. The presence of mesofauna in soils can determine a positive

correlation TOC and  $C_{\text{hum}}$  content. As a consequence of the high heterogeneity of the Cannella Valley environment and the resulting difficulty in collecting samples, more studies are needed to improve the knowledge about mesofauna in high altitude soils and its role in ecological dynamics; nevertheless it provides useful tools for planning future surveys and optimize research efforts.

## Ringraziamenti

Ringrazio tutti coloro che hanno permesso questo momento del tutto unico, nel quale mi trovo, per la seconda volta, ad affrontare l'ardua impresa di formulare un ringraziamento speciale.

Il riconoscimento che provo nei confronti dei relatori e dei correlatori di questa tesi, per gli insegnamenti ed il prezioso tempo a me dedicato, non può essere espresso al meglio in questa occasione. Posso però ringraziarvi per la vostra umanità, per gli insegnamenti che vanno ben oltre quelli di un docente o di un professionista e per le esperienze condivise tra le alte cime della Majella, dove tutto sembra rivelarsi per la sua vera natura. Anche Valeria, Lucia, Alberto, Francesco e Mauro meritano in questa occasione un ringraziamento di cuore.

Il “grazie” più speciale va alla mia famiglia, alla quale dedico questo lavoro. A Papà, Alessia, Elma, ai nonni, agli zii (originali ed adottivi) e a tutti gli altri componenti della nostra famiglia, un vero ecosistema.

Ringrazio poi i miei coinquilini, presenti e passati (ma comunque presenti), della Casa di via Primo Maggio 2, per essere diventati la mia seconda famiglia.

Grazie a tutti gli altri amici, di Padova, delle Marche e di Milano, per farmi sentire sempre a casa, dovunque io sia.

Infine, grazie a te, Danilo.



# 1 INTRODUZIONE

## 1.1 Il suolo

### 1.1.1 Definizione e proprietà

Il suolo è stato definito dal *Soil Survey Staff* (2010) come un'entità naturale composta da solidi (minerali e sostanza organica), liquidi e gas che si trova sulla superficie dei pianeti, occupa un certo volume e possiede una o entrambe le seguenti caratteristiche:

- Organizzazione in orizzonti, strati subparalleli che si differenziano dal materiale parentale dal quale il suolo si è originato per aver subito processi di aggiunta, perdita, trasferimento e trasformazione di energia e materia;
- Capacità di supportare la vita di piante radicate in ambienti naturali.

Il suolo può trovarsi quindi a diverse altitudini: il limite superiore si incontra generalmente in corrispondenza delle vette più alte (sulle Alpi, ad esempio, il suolo è presente mediamente fino ai 3500-3800m s.l.m.) mentre quello inferiore può trovarsi anche sui fondali marini, fino alla profondità a cui arrivano i raggi solari, generalmente non oltre i -2,5m, ovvero dove sono ancora presenti piante radicate fotosintetizzanti.

La definizione fornita dalla FAO (1998) ripropone la caratteristica peculiare del suolo di essere composto da una fase solida, una liquida ed una gassosa, al cui interno possono trovarsi costituenti di tipo sia minerale che organico, e di essere organizzato in strutture determinanti il suo aspetto morfologico in grado di stabilirne proprietà e dinamiche evolutive. Si precisa poi che il suolo è continuamente soggetto a modificazioni, caratteristica che conferisce al suolo una dimensione temporale.

Le prime osservazioni di carattere realmente scientifico risalgono alla seconda metà del XIX secolo, e in particolare al 1870 circa, anno nel quale venne introdotto un nuovo concetto di suolo dalla Scuola Russa guidata da Dokuchaev (Glinka, 1927). Il suoloprecedentemente era considerato come un substrato superficiale, privo di vita, derivante dall'alterazione fisico-chimica della roccia madre e fonte di minerali utili alla

nutrizione delle piante. Dokuchaev definì invece il suolo come un'entità naturale derivante da una serie complessa di processi in grado di definirne una genesi, risultante dall'interazione tra organismi, vivi e morti, roccia madre, clima, morfologia ed, infine, tempo. Questo fu un concetto rivoluzionario, in quanto permise di considerare e studiare il suolo non più come un semplice prodotto dell'azione di fattori climatici e ambientali sulla roccia madre, ma quale entità a sé stante nella cui morfologia si esprime l'integrazione delle varie forze che contribuiscono alla sua genesi. Questa nuova visione di suolo venne ripresa ed elaborata successivamente da vari studiosi, tra cui Jenny il quale, nel 1941, propose un'equazione, fondata su un modello meccanicistico, secondo cui il suolo è il risultato dell'azione di *fattori di formazione del suolo* o *fattori di stato* o *fattori della pedogenesi*:

$$S = f(\text{cl, o, m, sp, t, x})$$

Dove:

- **S** è il suolo, risultato della funzione;
- **cl** è il clima;
- **o** rappresenta l'insieme della massa organica (organismi viventi e materia morta) e le sue molteplici azioni;
- **m** definisce il rilievo e la morfologia del sito (pendenza, esposizione, latitudine, altitudine);
- **sp** rappresenta il substrato pedogenetico, che può essere roccia madre in posto o anche materiale parentale di partenza;
- **t** è il tempo;
- **x** è l'insieme di altri fattori, conosciuti e non, generalmente trascurabili in quanto non universalmente validi o che si manifestano solo occasionalmente nel tempo e nello spazio, assumendo importanza localmente (ad esempio terremoti).

Il modello proposto da Jenny è stato ritenuto valido fino agli anni '60 del secolo scorso, dopodiché è stata attribuita una valenza puramente didattica per la sua utilità nel semplificare il processo di formazione del suolo. Infatti, per quanto questo modello meccanicistico possa essere matematico, completo ed innovativo, erroneamente considera fattori biotici ed abiotici quali semplici variabili di stato di una funzione matematica, senza tenere conto dell'esistenza di un effetto di reciproca influenza e retroazione. In



natura è infatti impossibile che un fattore di stato subisca una modificazione, ad esempio, della propria intensità, senza che anche gli altri fattori della funzione ne vengano influenzati. In altre parole, l'azione di un fattore di pedogenesi si ripercuote necessariamente su quella degli altri, rendendo impossibile la soluzione dell'equazione. Per questo motivo, uno dei modi per risolvere l'equazione è quello di quantificare il peso nella pedogenesi di una variabile, andando a considerare gli altri fattori come costanti (Jenny 1941). Questi elementi sono quindi delle variabili che definiscono lo stato del sistema suolo (Jenny 1961). In natura avviene una combinazione lineare di queste variabili, le quali prendono il nome di *soil forming forces* o *forze pedogenetiche*, o *forze della formazione del suolo*, e non più di fattori in senso stretto. Il risultato finale è la genesi di suoli differenti.

Il suolo è inoltre definibile come un *continuum* o *polypedon*, formato da numerosi diversi individui tridimensionali, detti *pedon*, correlati tra loro ma dotati di caratteristiche proprie, che nell'insieme gli conferiscono appunto continuità (Brady e Weil, 2002). I *pedon* risultano costituiti da particelle minerali provenienti dalla disgregazione delle rocce e da sostanze organiche decomposte (humus), oltre che da aria e acqua infiltrate nella frazione solida.



**Figura 1.1** Il suolo come polypedon (modificato da Enciclopedia britannica, 2009)

Verticalmente, invece, il suolo si presenta organizzato in orizzonti, strati subparalleli alla superficie della terra visibili grazie all'apertura di un profilo, ovvero a una sezione verticale bidimensionale del suolo che si estende fino al materiale parentale, e distinguibili per genesi, colore, struttura, tessitura, consistenza e composizione chimica, biologica e mineralogica (Bridges, 1997). Un orizzonte può essere infatti contraddistinto da quello adiacente in parte basandosi su alcune caratteristiche visibili o misurabili in campo, come colore, struttura, presenza di carbonati, ma anche mediante analisi di laboratorio a supporto di tali osservazioni (USDA, 1999). Le proprietà di un orizzonte, in generale, si generano a partire dai processi di formazione del suolo e alcune di queste possono essere presenti unicamente nell'orizzonte considerato e assenti in quelli adiacenti (USDA, SCS, 1993).

Come anticipato, gli orizzonti si collocano solitamente in posizione parallela rispetto alla superficie, ma in alcuni ordini di suoli, come alcuni tipici di ambienti freddi (*Gelisols*), i fenomeni di crioturbazione indotti dalla presenza di strati di suolo soggetti a ripetuti cicli di congelamento e scioglimento e la presenza di permafrost possono apportare delle modifiche alla regolare stratificazione del profilo (USDA, 1999).

Gli orizzonti principali vengono definiti mediante le lettere maiuscole O, A, B, C, and E, mentre l'aggiunta di lettere minuscole fornisce un'ulteriore specificazione. La maggior parte dei suoli presentano tre orizzonti principali: uno superficiale (A), uno inferiore (B) e un substrato (C) che segna il limite inferiore del suolo. Alcuni suoli presentano un orizzonte organico sulla superficie (O) che in alcuni casi può anche essere sepolto. L'orizzonte E, invece, è un orizzonte sottosuperficiale nel quale si è verificata un'elevata perdita di sostanze minerali (eluviazione). La roccia madre, che non può essere considerata suolo, è indicata con la lettera R (USDA, 1975, 1994).

In particolare, all'interno dell'orizzonte O, da *organic* (organico), sono compresi tutti gli orizzonti organici di superficie, al di sopra del suolo minerale; in particolare ne esistono 3 tipi:

- Oi (da "indecomposto"), detto anche FIBRIC o ORIZZONTE L (da *litter*, lettiera), comprendente residui riconoscibili, quali, ad esempio, foglie, rami e fiori;
- Oe (da *emic*, "a metà"), detto anche ORIZZONTE H (da *humic*, umico) o H1, solo circa la sua metà comprende sostanza organica ancora riconoscibile,

mentre per l'altra non è possibile l'identificazione, in quanto in avanzato stato di alterazione;

- Oa (da *altered*, alterato), detto anche SAPRIC o ORIZZONTE F o H2, è generalmente spesso 0,5 cm, risulta composto da un materiale di colore nero non riconoscibile, comprendente materiale vegetale in forma di polvere organica, intriso di prodotti di alterazione della sostanza organica (acidi umici e fulvici), ovvero polimeri organici prodotti ex novo ad opera della componente microbica.

L'orizzonte A è invece un orizzonte minerale, caratterizzato da un discreto accumulo di sostanza organica, che ne determina il colore scuro e l'organizzazione in aggregati. Sono generalmente assenti tracce di *parent material*, frammenti di roccia allo stato inalterato da cui il suolo trae origine.

L'orizzonte B è anch'esso un orizzonte minerale, ma l'incorporazione di sostanza organica è generalmente scarsa; il suo colore ha di solito una tonalità tra il rosso e il giallo (a causa principalmente della presenza del ferro). È dotato di organizzazione in aggregati e contiene tracce di *parent material* inferiori al 10%.

L'orizzonte C è invece un orizzonte minerale privo di aggregati o dotato di aggregati molto deboli, senza resistenza, facente parte di una stratificazione riconoscibile di sedimenti di materiale sufficientemente alterato da essere esplorato senza grosse difficoltà dall'apparato radicale delle piante; presenta generalmente colore grigio. Al di sotto di tale orizzonte si trova il substrato pedogenetico coerente, o orizzonte R (da *rock*, roccia), che non può essere considerato suolo.

Si ricorda che, nel definire un suolo o un orizzonte come "minerale" od "organico", si attribuisce a questi due concetti un significato strettamente pedologico, fondato su precisi criteri riferiti al contenuto percentuale di sostanza organica (USDA; 1975).

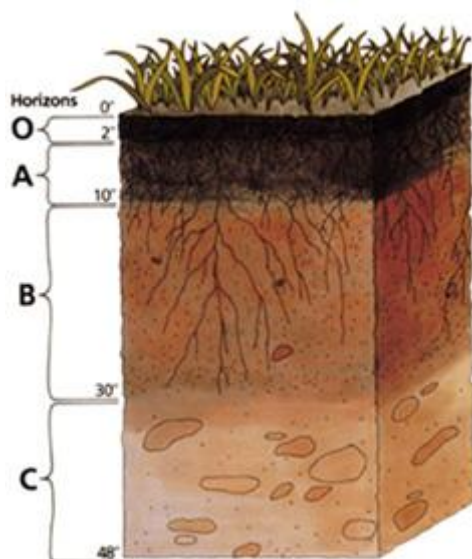


Figura 1.2 Gli orizzonti del suolo (www.nrcs.usda.gov)

La classificazione degli orizzonti è importante sia per comprendere le dinamiche evolutive di un suolo che ai fini della sua stessa classificazione. È stato infatti sviluppato un sistema di tassonomia dei suoli basato su diversi parametri, quali clima, regime di umidità del suolo, presenza o assenza di specifici *layer* (orizzonti) nel profilo e caratteristiche chimico-fisiche degli orizzonti stessi (SoilSurvey Staff 1975, 1994). I suoli sono così classificati sistematicamente in unità caratterizzate da singolari set di proprietà fisico-chimiche. Le categorie più importanti (dal punto di vista del numero di *taxa* compresi al loro interno) di questo sistema tassonomico si riconoscono in base alla presenza o all'assenza di una precisa combinazione di orizzonti diagnostici, alcuni dei quali si escludono reciprocamente.

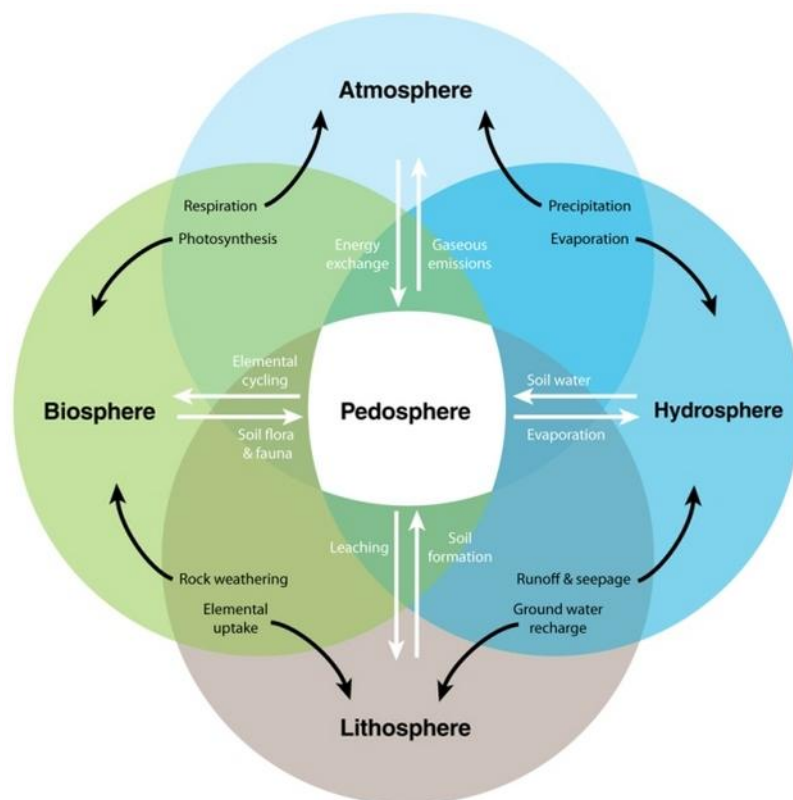
Esistono inoltre altri sistemi di classificazione, quali ad esempio il Sistema di Classificazione Francese (CPCS, 1967) o il *World Reference Base for Soil Resources* (IUSS Working Group, 1998), i quali possono presentare delle differenze. Questa discordanza è spesso dovuta a considerazioni diverse del concetto di suolo e al fine al quale la classificazione stessa è volta. La scelta del metodo più idoneo va quindi valutata in base al contesto e allo scopo per cui la classificazione viene ad essere attuata.

### 1.1.2 La pedosfera e il ciclo del carbonio

Il termine pedosfera (dal greco *πέδον*, *pedon*= suolo, terra e *σφαίρος*, *sfaíros*= sfera), spesso intercambiabile a quello di suolo, si riferisce al concetto secondo cui quest'ultimo rappresenta l'ambiente in cui avviene l'integrazione delle diverse sfere presenti sul Pianeta. Queste includono litosfera, atmosfera, idrosfera e biosfera (Brady e Weil 2002). Il suolo, negli ecosistemi continentali, è infatti l'ambiente di transizione tra litosfera e biosfera, il sistema attraverso il quale la materia organica viene mineralizzata e grazie al quale le sostanze minerali sono utilizzate, al primo anello della catena alimentare, per la costruzione di nuova materia organica (Perosino, 2007).

Il suolo può essere quindi definito "pedosfera" quando lo si intende come quella sottile pelle alla superficie della Terra che rappresenta una "geo membrana" attraverso la quale acqua e soluti, così come energia, gas, solidi e organismi, sono attivamente scambiati con atmosfera, biosfera idrosfera e litosfera per creare un ambiente in grado di sostenere la vita (Li et al., 2006). Il termine pedosfera sottolinea la dinamicità del suolo quale sistema in continuo equilibrio con l'ambiente, il risultato della complessa interazione e sovrapposizione dei diversi "involucri" della Terra. La pedosfera, trovandosi a diretto contatto con le altre sfere, è situata in una zona critica, immediatamente influenzabile dalle variazioni di fattori appartenenti alle altre sfere ecologiche. Questo la rende un ottimo indicatore dello stato del sistema Terra.

Ogni sfera ecologica non può quindi essere considerata un'unità a sé stante, ma esiste una connessione imprescindibile legata al ciclo degli elementi chimici, tra i quali primeggia senz'altro quello del carbonio, in grado di suscitare interesse sempre crescente a livello globale.



**Figura 1.3** Processi interattivi tra pedosfera, atmosfera, biosfera, idrosfera e litosfera (modificato da Lal et al., 1988)

La pedosfera, in particolare, svolge un ruolo fondamentale nello stoccaggio di quest'ultimo. La  $\text{CO}_2$  presente in atmosfera viene infatti trasformata in composti organici dalle piante, appartenenti alla biosfera, i cui residui si accumulano successivamente nel suolo, insieme a quelli animali. Nel tempo, questi vengono degradati attraverso una serie di differenti processi che comportano l'alterazione della sostanza organica e l'accumulo di carbonio organico in composti stabili nel suolo.

La pedosfera è ritenuta il maggiore "serbatoio" terrestre di carbonio organico, contenente circa 3200 petagrammi ( $1 \text{ Pg} = 10^{12} \text{ kg}$ ) di carbonio, corrispondente a più di quattro volte il valore di carbonio contenuto nell'atmosfera (720 Pg). Il carbonio contenuto nel suolo può essere inoltre suddiviso in carbonio organico ed inorganico. Il primo, presenta un contenuto totale di circa 1500 Pg (Eswaran et al. 1993; Batjes, 1996), circa tre volte maggiore di quello immagazzinato dalla biomassa vegetale terrestre, (500-600 Pg), mentre le stime di carbonio inorganico, costituito in gran parte da carbonati che si accumulano nei suoli delle regioni aride e semi-aride, si aggirano intorno ai 1680 Pg (Schlesinger e Andrews, 2000; Grossmann et al., 1995).

Il ciclo del carbonio coinvolge quindi geosfera, pedosfera, idrosfera, biosfera e atmosfera, attraverso una serie di processi di trasformazione della materia vivente e/o organica in quella inorganica, e viceversa, mediante percorsi bidirezionali di elementi e specie chimiche, regolate da diversi processi (biologici, chimici, fisici e geologici). Tutto ciò si articola sinteticamente in due grandi flussi: uno tra atmosfera e idrosfera e l'altro tra atmosfera e pedosfera:

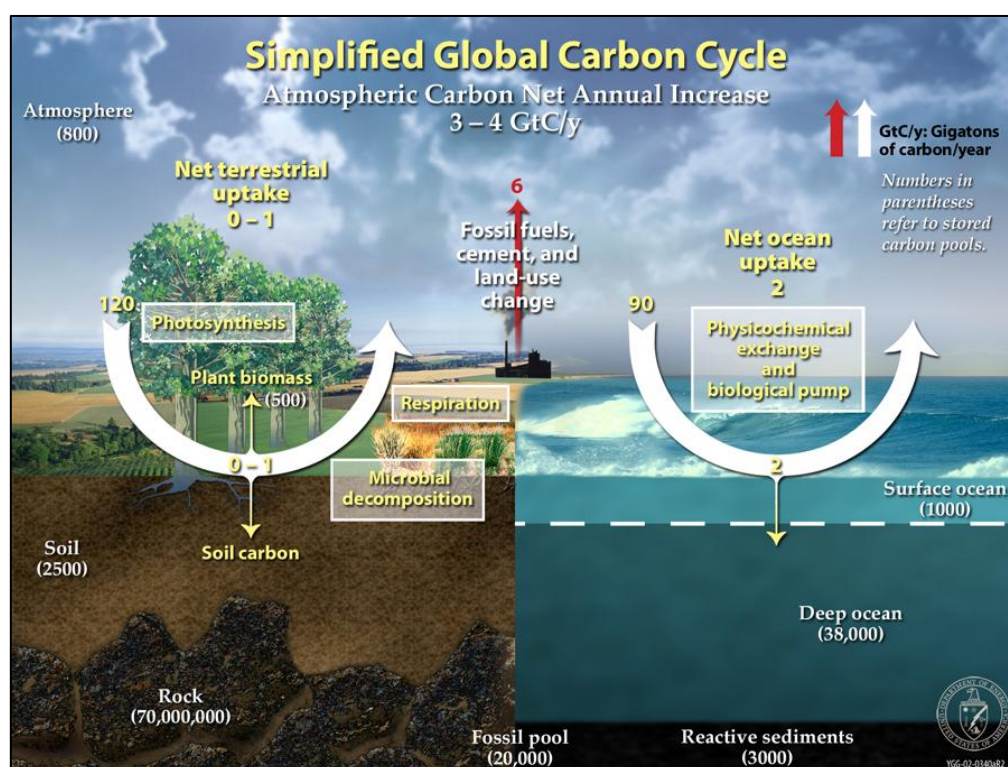


Figura 1.4 Il ciclo del carbonio (US DOE, 2005)

La quantità di carbonio organico del suolo tende all'equilibrio, ma se si manifestano dei fenomeni di disturbo, si possono verificare delle variazioni. I fattori che determinano tali oscillazioni sono, al giorno d'oggi, prevalentemente di origine antropica, e riguardano la gestione e i cambiamenti di uso del suolo, i quali possono condizionare, in maniera predominante, le dinamiche di trasformazione del carbonio organico in inorganico. In dettaglio, esistono dei processi che consentono la conservazione e/o l'incremento del contenuto di carbonio organico nel suolo, tra cui la produzione di biomasse (vegetali soprattutto), l'umificazione, l'aggregazione delle particelle del suolo e la produzione di

sedimenti, e altri che invece contribuiscono alla sua diminuzione, quali l'erosione (soprattutto degli orizzonti più superficiali ed esposti), il dilavamento (lungo il profilo e sulla superficie) e la mineralizzazione della sostanza organica.

Nella pedosfera si svolgono quindi numerose interazioni tra elementi biotici e abiotici; essa può quindi essere intesa come un ecosistema, ovvero un'unità che include un'area con gli organismi che vi vivono insieme, che vi interagiscono in maniera tale da avere con l'ambiente uno scambio di energia e materia (Odum, 1973). Il suolo è infatti un ambiente eterogeneo, contenente risorse limitate e molteplici ecosistemi di dimensioni variabili, dalla lettiera alla rizosfera, fino a un aggregato o al singolo poro in questo contenuto.

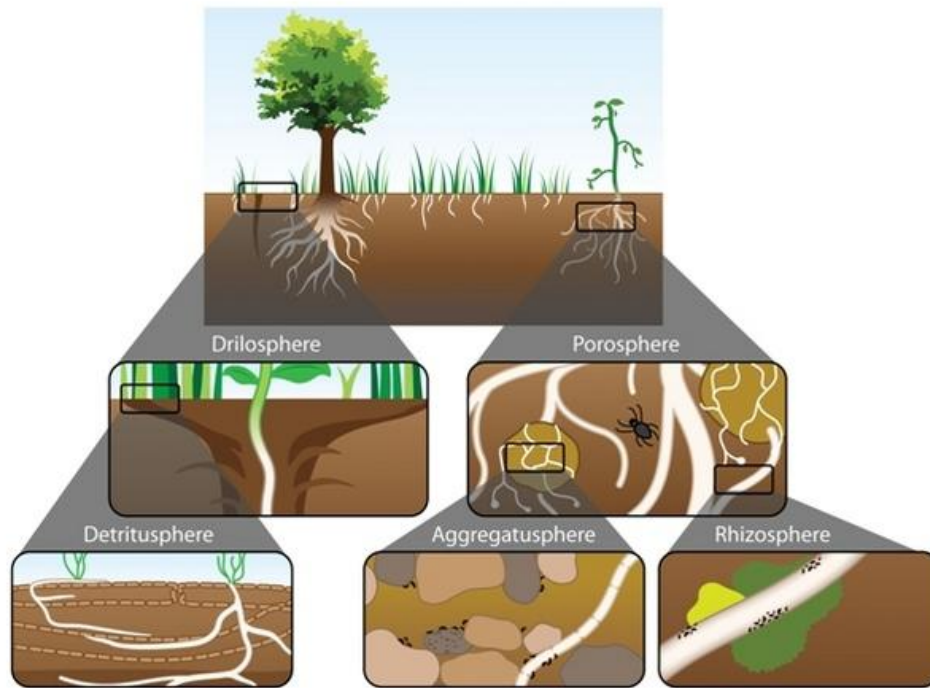
In questi ecosistemi, dell'ordine di grandezza di pochi  $\mu\text{m}$  o  $\text{nm}$  fino a qualche  $\text{km}$ , sono presenti aree ricche di detriti di materiale vegetale che rappresentano approssimativamente il 10% il volume totale del suolo (Beare et al. 1995, Coleman et al. 2004). Questi siti possono essere considerati dei veri e propri *hot spot* di biodiversità e attività biotica dispersi nel tempo e nello spazio; essi sono alla base del controllo dei cicli biogeochimici e del rilascio di nutrienti, continuamente trasferiti tra i diversi ecosistemi della pedosfera grazie ai movimenti degli organismi stessi.

Il legame tra la biodiversità e i cicli biogeochimici non risulta però sempre immediato o evidente; alcune specie risultano ridondanti, in quanto svolgono la stessa funzione, come gli eterotrofi coinvolti nel ciclo del carbonio; altri organismi definiti *keystone* o specie chiave, influenzano i processi del suolo in modo molto maggiore rispetto a quello che il loro limitato numero sembrerebbe suggerire. È il caso, per esempio, delle specie nitrificanti, che controllano un passaggio fondamentale del ciclo dell'azoto ma rappresentano meno dell'1% della popolazione microbica totale. Gli organismi del suolo rilasciano, trasformano e riallocano le risorse presenti all'interno degli *hot spot* influenzando i cicli biogeochimici che attraversano la pedosfera (Fortuna, 2012).

In particolare, all'interno della pedosfera si possono distinguere diversi siti dove questa attività risulta intensificata: la *rizosfera*, il suolo immediatamente influenzato dall'attività radicale; la *drilosfera*, la porzione di suolo influenzata dalle escrezioni dei lombrichi; la *porosfera*, che indica lo spazio totale occupato dai pori presenti; la



*detritosfera*, rappresentata dagli organismi morti; e, infine, *l'aggregatosfera*, ovvero l'insieme degli aggregati.



**Figura 1.5** Gli hot spot nella pedosfera (Fortuna, 2012)

## 1.2 La sostanza organica del suolo

### 1.2.1 Definizione e proprietà della sostanza organica

La sostanza organica del suolo (*Soil Organic Matter*, SOM) è una miscela di vari composti dotata di eterogeneità determinata dall'origine dei materiali di cui si compone e anche dal loro diverso stato di degradazione (You et al,1999). Essi derivano principalmente da residui organici, costituiti soprattutto da organismi vegetali morti accumulatisi, nel tempo, nel suolo; in quantità inferiori, sono presenti anche essudati fogliari trasportati dalla pioggia, essudati radicali, biomassa microbica, pedofauna morta, escrezioni di quest'ultima e molecole rilasciate dalle cellule microbiche. È evidente, perciò, che nella sostanza organica del suolo è incluso tutto ciò che risulta organico senza alcuna particolare distinzione tra i diversi componenti, così come ribadito dalla definizione fornita dal *Glossary of Science Terms* edito dalla *Soil Science Society of America* (Madison, Wisconsin) nel 1965, secondo cui la sostanza organica include residui di piante, di animali e di microrganismi, ai vari stadi di decomposizione, e sostanze sintetizzate dalla popolazione vivente del terreno. La sostanza organica del suolo include quindi:

- le biomasse vegetali, animali e microbiche;
- le necromasse, integre o in fase più o meno avanzata di demolizione delle strutture cellulari;
- le unità biomolecolari semplici che si liberano in seguito a reazioni idrolitiche a partire da polimeri della struttura cellulare di biomasse e necromasse;
- le molecole uniche, originatesi dalle unità biomolecolari semplici in seguito a reazioni quali ossidazione, ciclizzazione, polimerizzazione e policondensazione.

Il passaggio tra le diverse fasi si verifica in modo continuo, senza precise limitazioni tra le diverse categorie di sostanze (Nannipieri, 1993).



**Figura 1.6 La sostanza organica del suolo**

Dal punto di vista chimico, quindi, sono presenti, in quantità variabili, biopolimeri cellulari quali carboidrati, amminoacidi, peptidi, amminozuccheri e lipidi, ma anche strutture più difficilmente metabolizzabili come cere, grassi, resine, lignine ed emicellulose (Piccolo, 1996). Nel complesso, però, queste costituiscono la frazione maggiormente labile della SOM, alla quale se ne aggiunge una più stabile e recalcitrante composta dalle sostanze umificate, dotate di una tempistica di resistenza media alla degradazione nel suolo generalmente compresa tra alcune decine e diverse centinaia di anni. In base alla diversa stabilità biochimica della SOM possiamo distinguere quindi gruppi eterogenei di sostanze, classificati in funzione dei tempi di permanenza nel suolo (Andreux, 1996):

- residui organici indecomposti che giungono al terreno e i prodotti semplici della decomposizione (frazione labile della SOM);
- il substrato dell'attività biologica del suolo (la parte attiva, temporalmente intermedia);
- accumuli più complessi di sostanze recalcitranti, ossia il nucleo principale di accumulo del carbonio organico nel suolo (la frazione stabile).

L'osservazione della solubilità in soluzione acquosa della sostanza organica consente la suddivisione della SOM, come accennato precedentemente, in due frazioni: una idrofila (labile), corrispondente alle *sostanze non umiche*, e una idrofoba (più stabile), comprendente le *sostanze umiche*. Le molecole umiche manifestano, infatti, il comportamento di colloidali micellari; questo permette di definire l'humus o sostanza umica come la frazione organica costituita da sostanze amorfe di colore più o meno scuro che può essere parzialmente estratta dal terreno per solubilizzazione con particolari disperdenti a reazione neutra o basica (Nannipieri, 1993).

Le *sostanze non umiche* rappresentano circa il 35% della sostanza organica presente nel suolo e sono costituite da composti ancora riconoscibili per le loro caratteristiche chimiche (Stevenson, 1994) quali carboidrati (10%), composti azotati (10%), alcali, acidi grassi, cere, resine e pigmenti (15%). Essi sono suddivisibili in due macrogruppi, il primo costituito dalla DOM (*Dissolved Organic Matter*, ovvero frazione organica solubile in acqua), e il secondo comprendente composti ad alto peso molecolare con lunghi tempi di degradazione e carattere idrofobo. La DOM comprende composti semplici e facilmente solubili in acqua, e quindi presenti nella soluzione circolante del suolo, quali amminoacidi, zuccheri e acidi organici mono- e bicarbossilici. I carboidrati, in particolare, sono costituiti principalmente da polisaccaridi provenienti da residui vegetali e animali (Cheeshire, 1979) e rappresentano la fonte di energia più disponibile per la microflora terricola, anello fondamentale del ciclo degli elementi nutritivi nel sistema suolo-pianta (Jarvis et al., 1996), oltre che vettore degli stessi negli orizzonti più profondi (Zsolnay, 1996). Oltre ai carboidrati, anche proteine, peptidi e amminoacidi, composti organici prevalenti dell'azoto nel suolo sono relativamente biodegradabili e dotati di tempi di residenza generalmente brevi (Schnitzer, 1985; Stevenson 1994). Il secondo macrogruppo, costituito da composti ad alto peso molecolare, comprende acidi grassi, steroli, terpeni, cere e resine poco o per niente solubili in acqua. I microrganismi del suolo possono comportare talvolta la trasformazione di polisaccaridi e proteine in composti semplici quali monosaccaridi e amminoacidi tramite idrolisi, rendendoli così utilizzabili quali fonte di energia. I lipidi e le lignine, al contrario, risultano difficilmente attaccabili.

Le *sostanze umiche* costituiscono la sostanza organica del suolo in percentuali variabili comprese tra il 33% e il 65% e sono il risultato di processi di resintesi (umificazione) dei prodotti della decomposizione e trasformazione chimica e biologica di molecole provenienti dalle spoglie e dalle secrezioni di organismi vegetali e animali

(Stevenson, 1994). Sono composti dotati di tempi di resistenza abbastanza lunghi nel suolo e, proprio per questo motivo, vengono considerate da molti autori un pool di C “stabile”, in contrapposizione alla frazione “attiva o labile”, che viene rapidamente metabolizzata dalla microflora.

Dal punto di vista chimico, le sostanze umiche possiedono una precisa identità (Stevenson e Goh, 1971; Schnitzer e Khan, 1972; Flaig et al., 1975; Orlov et al., 1975), le cui caratteristiche principali li definiscono come composti amorfi, con un peso molecolare che oscilla da centinaia a migliaia di Dalton (Schnitzer e Khan, 1972), di colore giallo-bruno, parzialmente aromatici, in gran parte idrofili e polielettroliti. Si tratta di eteropolimeri di complessità molto variabile, costituiti da un nucleo centrale, derivante dall'assemblaggio di anelli aromatici, chinonici ed eterociclici, a cui si legano catene alifatiche e gruppi funzionali periferici, contenenti quindi principalmente carbonio, idrogeno, ossigeno e azoto. In particolare, il C rappresenta mediamente il 50-55% di C, l'N il 5% e il P lo 0,55% di P. Il rapporto C:N è 10-11 mentre quello C:P è pari a 100 (Nannipieri, 1993).

Nella classificazione tradizionale, le sostanze umiche (HS) possono essere suddivise, in funzione della loro solubilità a diversi valori di pH (Stevenson, 1994), in:

- acidi fulvici (FA, *fulvicacids*)
- acidi umici (HA, *humicacids*)
- umina (HU, *humina*)

Tale classificazione è puramente operativa, ovvero non esclude che la composizione di tali frazioni sia parzialmente simile. Le tre frazioni, infatti, sono tutte dotate di un'elevata resistenza alla degradazione chimica e biologica, ma differiscono per la composizione elementare, per il peso molecolare e per la quantità e composizione di gruppi funzionali contenuti.

Gli **acidi fulvici**, in particolare, sono solubili in soluzione acquosa a qualsiasi pH. Essi rappresentano la frazione più idrofila, con indice ossigeno/carbonio intorno a 0,7, con la maggiore acidità, tra 640 e 1420 mol kg<sup>-1</sup>. Presentano, però, rispetto agli acidi umici, un minor peso molecolare, una struttura meno complessa, un ridotto contenuto di anelli aromatici e una percentuale maggiore di ossigeno e di gruppi acidi, in particolare carbossili e ossidrilici.

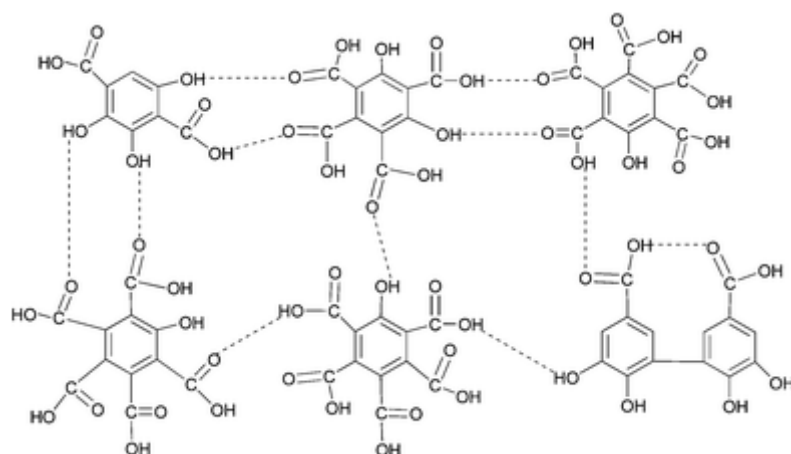


Figura 1.7 Rappresentazione ideale di un acido fulvico (Schnitzer e Khan, 1972)

Gli *acidi umici*, al contrario, risultano solubili solo a pH alcalino e, una volta in soluzione, possono essere riprecipitati portando il pH a valori inferiori a 3. Sono più complessi degli acidi fulvici e hanno un minore valore di acidità compreso tra 560 e 890 molkg<sup>-1</sup>, oltre che un minore contenuto di ossigeno (O:C prossimo a 0,5).

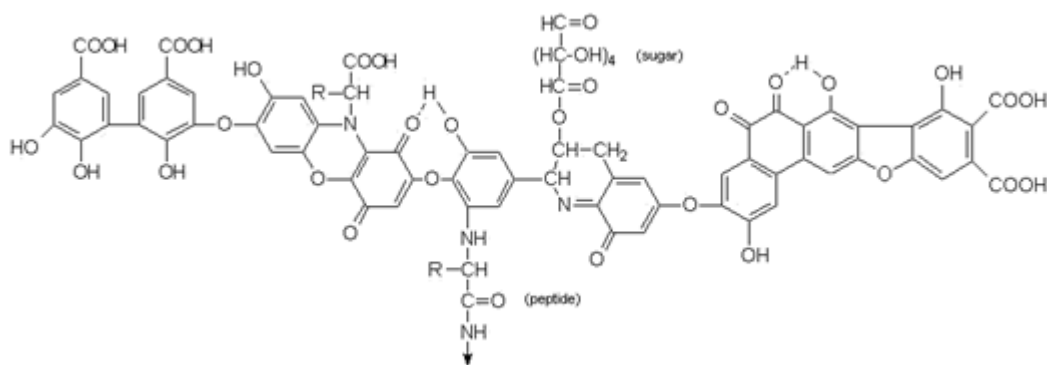
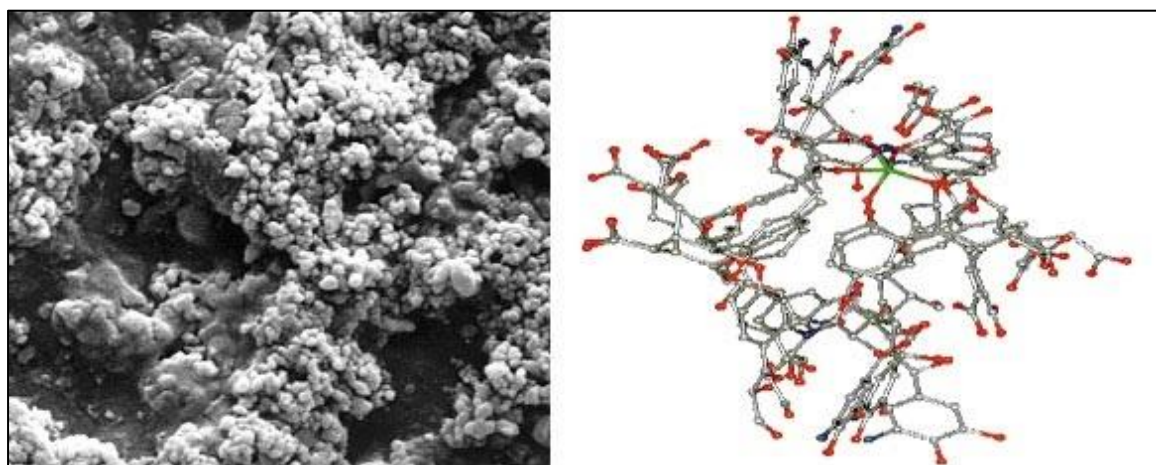


Figura 1.8 Rappresentazione ideale di un acido umico (Stevenson, 1982)

L'*umina* è la sostanza umica del suolo meno conosciuta; è dotata di scarsa solubilità in soluzione acquosa a qualsiasi pH. Per tale motivo la sua acidità è modesta. Rappresenta la componente più inerte delle sostanze umiche, con valori di insaturazione ridotti rispetto alle altre due frazioni, come evidenziato dal più alto rapporto H:C intorno a 1,5 rispetto a

ai valori prossimi a 1,0 di acidi umici e fulvici (Stevenson, 1994). L'umina sembra essere costituita da acidi umici altamente condensati, sostanze paraffiniche e prodotti del metabolismo fungino con elevato contenuto di C, così intimamente legata alla frazione minerale da non poterne essere separata.

Le sostanze umiche sono quindi una miscela di composti eterogenei per la quale non è possibile definire una struttura precisa, ma solo rappresentazioni ideali (Nannipieri, 1993). La conoscenza della loro organizzazione strutturale, infatti, non è sicura quanto quella riguardante le proprietà fisico-chimiche. Nonostante i numerosi studi intrapresi negli ultimi anni, infatti, sussistono tutt'ora differenti teorie che cercano di definirne i diversi livelli strutturali (dalla sequenza atomica alla disposizione nello spazio), spesso tra loro discordanti.



**Figura 1.9** Immagine SEM (2000x) di un acido umico solido (a sinistra); struttura acido umico (Davies et al., 1997)

L'interpretazione tradizionale considera le sostanze umiche dei polimeri ad alto peso molecolare stabilizzati da legami covalenti intermolecolari. Studi sperimentali hanno però dimostrato che, al contrario, non sono entità chimiche discrete, ma associazioni supramolecolari composte da molecole eterogenee relativamente piccole legate insieme da forze deboli, come legami idrogeno e idrofobici, in dimensioni molecolari solo apparentemente grandi (Conte e Piccolo, 1999; Piccolo et al., 2002; Simpson et al., 2012; Piccolo e Spiteller, 2003) e quindi non rappresentabili mediante formule di struttura. Questa nuova interpretazione delle caratteristiche chimiche delle sostanze umiche implica

che le condizioni chimico-fisiche del suolo e delle acque, così come la presenza occasionale e la composizione di essudati radicali o microbici, variabili nel tempo, possono determinare la solubilizzazione, in maniera selettiva, di alcune componenti molecolari diverse dalle associazioni supramolecolari della sostanza organica naturale, modificandone quindi continuamente la struttura.



### 1.2.2 Il processo di umificazione e il ruolo ecologico della sostanza organica

L'evoluzione della sostanza organica è legata a processi quali la *mineralizzazione*, l'*umificazione* e l'*interazione con la frazione minerale*, che controllano l'orientamento e la velocità di trasformazione dei residui biologici nel suolo. Alla sua base si trova la rete trofica del suolo, inteso come ecosistema, che coinvolge una moltitudine di microrganismi (Fontaine et al., 2003).

L'*umificazione*, in particolare, è determinata da una complessa serie di reazioni che hanno come prodotto finale la formazione di acidi fulvici, acidi umici e umina, costituiti da macromolecole eterogenee e supramolecole (Piccolo et al., 1999, 2002) dotate di diverso peso molecolare e grado di ossidazione che, con il procedere dell'umificazione, hanno strutture sempre più lontane da quelle dei precursori biologici da cui derivano.

Al processo di umificazione è affiancato quello di *mineralizzazione* ovvero di decomposizione del materiale organico con rilascio di CO<sub>2</sub>, ammonio, nitrati, solfati e fosfati, ad opera di microrganismi eterotrofi che traggono energia e azoto per il sostentamento delle proprie funzioni biologiche. In ambienti dove l'attività microbica è favorita, ad esempio in ambienti temperati e ben areati, la mineralizzazione della sostanza organica sarà senza dubbio maggiore. I microrganismi, in particolare, impiegano l'azoto in processi anabolici, che comportano un decremento nel rapporto C/N, mentre la SOM viene degradata a CO<sub>2</sub> e acqua. Le molecole così originate possono poi seguire destini diversi anche in funzione dei livelli di umidità del suolo: alcuni, come l'anidride carbonica e l'ammoniaca volatilizzano; altri, come nitrati e fosfati, sono coinvolti nella nutrizione vegetale; altri ancora, come la lignina e la cellulosa, più difficilmente mineralizzabili, contribuiscono al processo di umificazione.

Mediante l'umificazione, avviene la trasformazione chimica e biologica di componenti primari dei tessuti, principalmente vegetali, nel suolo, con la formazione di sostanze umiche. I residui vegetali, in particolare, costituiti da composti organici fortemente ridotti perché sintetizzati mediante processi biologici riduttivi come la fotosintesi, subiscono una graduale modificazione della loro composizione elementare; questa variazione riguarda principalmente la diminuzione del contenuto di carbonio e di idrogeno e l'aumento di azoto ed ossigeno, come evidenziato dai rapporti C/N e O/H i cui valori, rispettivamente, diminuiscono e aumentano. Questi rappresentano un prezioso

indice per lo stato di avanzamento del processo di umificazione e per la valutazione della sua velocità (Nannipieri, 1993).

La quantità di sostanza organica ed umica presente nel suolo non dipende infatti solo dalle quantità e qualità dei residui che pervengono al suolo stesso, ma anche dal particolare orientamento e dalla velocità dei processi di umificazione e di mineralizzazione a cui tali residui sono sottoposti. Questi parametri dipendono dal clima e da alcune caratteristiche fisiche e chimiche dei suoli in grado di regolare l'attività dei microorganismi e della fauna terricola (Stevenson, 1982). Le condizioni climatiche agiscono sulla disponibilità di acqua e sulla temperatura del suolo, regolando le reazioni di ossidazione ed influenzando la crescita vegetale, oltre che l'attività microbica. In particolare, la relazione tra contenuto idrico del suolo e attività dei microorganismi è di estrema importanza nei processi di umificazione e mineralizzazione della SOM (Parr et al., 1981).

Sono quindi la composizione del substrato organico, il tempo di umificazione e le caratteristiche ambientali a regolare l'intensità e gli orientamenti delle attività microbiologiche e di conseguenza le perdite di C e H, gli acquisti relativi di O e N e, conseguentemente, le variazioni dei rapporti C/N e O/H, i quali tendono ad assestarsi su valori particolari e caratteristici (Nannipieri, 1993).

Il contenuto complessivo di sostanza organica nei suoli è genericamente compreso in un *range* che può oscillare tra meno dell'1%, ad esempio in suoli soggetti ad agricoltura intensiva o tipici di ambienti aridi e desertici, fino a picchi del 15%, come riscontrato in suoli forestali, specialmente in ambiente montano, dove le caratteristiche pedoclimatiche determinano un rallentamento della mineralizzazione della sostanza organica che si accumula nel suolo.

L'effetto della temperatura sulla degradazione della SOM risulta inoltre ancora più marcato di quello del contenuto idrico; prove di incubazione effettuate da Wang et al., (2003) su un notevole numero di suoli hanno registrato aumenti di  $137 \text{ mg kg}^{-1}$  nella mineralizzazione netta passando da 5 a 35 °C. È stato inoltre dimostrato che nei suoli caratterizzati da una più elevata temperatura, il contenuto di sostanza organica risulta mediamente inferiore a quello delle aree più fredde, per l'effetto di una più sostenuta velocità del processo di mineralizzazione non compensata da una maggiore produzione di residui organici da parte della copertura vegetale (Jenny et al., 1948). Le condizioni

climatiche, in particolare, influenzano notevolmente il *turnover* della sostanza organica in quanto la disponibilità di acqua (Parr et al., 1981) e la temperatura del suolo regolano le reazioni di ossidazione e influenzano in modo diverso la crescita vegetale e l'attività microbica (Lal, 2004). In suoli di ambienti montani o ad elevate latitudini, sottoposti a climi freddi, si ha quindi spesso l'accumulo di sostanza organica in quanto l'attività microbica non è in grado di sostenere ritmi elevati di degradazione della sostanza organica, prodotta in gran parte dalla vegetazione. Il tasso di decomposizione è infatti controllato dalla temperatura del suolo (Wang et al. 2003), che rimane bassa per tutto l'anno, mentre la temperatura dell'aria, durante il periodo estivo, raggiunge valori sufficientemente elevati da consentire una certa produzione di biomassa vegetale. Di conseguenza questi suoli contengono elevate quantità di carbonio.

Come anticipato, il rapporto C/N del materiale organico di partenza influisce in modo rilevante sulla biosintesi delle sostanze umiche. L'importanza di questo parametro sta nel fatto che i microrganismi del terreno, per svolgere la loro attività di degradazione e rielaborazione della sostanza organica, necessitano di 30 atomi di carbonio per ogni atomo di azoto. Di questi, 20 vengono ossidati a CO<sub>2</sub> e 10 vengono utilizzati per formare composti organici di neogenesi. Pertanto nella sostanza organica umificata il rapporto C/N è pari a circa 10. Nonostante questo valore, l'humus presenta una notevole resistenza alla degradazione microbica, a causa del carattere idrofobico della sua struttura supramolecolare. In generale è possibile affermare che materia organica con indice C/N alto (>30), come i residui vegetali secchi, è in grado di cedere pochi elementi nutritivi nel breve periodo, ma contribuisce alla formazione delle sostanze umiche. Al contrario, una massa vegetale fresca con rapporto C/N basso (<20) mineralizzerà quasi totalmente.

L'ultimo processo facente parte del *turnover* della sostanza organica nel suolo è l'interazione tra SOM e *frazione minerale*. Nel suolo possono infatti formarsi dei complessi molto stabili, attraverso la formazione di legami ionici o per scambio di leganti tra la frazione minerale e quella organica, i quali sono in grado di incrementare lo stato di aggregazione e, quindi, la stabilità del suolo, oltre che di rallentare i processi di degradazione della sostanza organica ad opera di microrganismi. Ciò è dovuto al fatto che la sostanza organica, intrappolata nei micropori degli aggregati o rivestita di argilla, risulta fisicamente protetta dall'attacco microbico. Sembra infatti che il contenuto di argilla nel suolo abbia un effetto particolarmente determinante nel proteggere la sostanza organica dalla degradazione microbica, nonché nel limitare il *turnover* microbico ed i

meccanismi di predazione ad esso connessi (Körschens, 1998). È stato infatti osservato che, in suoli ad elevato contenuto di argilla situati nella stessa zona climatica di altri suoli con un minore contenuto di questa e a parità di input organici, i livelli di *turnover* della sostanza organica sono più bassi, mentre il contenuto di biomassa microbica e quello di SOM subiscono un incremento (Muller, 2002). Nei suoli con tessitura tendente all'argilloso, dove il drenaggio delle acque è ostacolato tanto da favorire il ristagno dell'acqua, si osserva un maggiore contenuto di sostanza organica per effetto del rallentamento del processo di mineralizzazione, tipicamente ossidativo.

Riassumendo, il *turnover* della sostanza organica nel suolo, dipende strettamente quindi, dalle condizioni climatiche e pedoambientali; la velocità con cui avvengono i processi di mineralizzazione, umificazione e integrazione con la frazione minerale sono inoltre influenzati dalla quantità e dalla qualità dei residui biologici, oltre che dal tipo di organismi presenti.

L'importanza della comprensione del ciclo della sostanza organica nel suolo e dai fattori da cui questo dipende risiede nel fatto che quest'ultima esercita una grande influenza sulle sue proprietà chimico fisiche del suolo stesso, habitat della Terra che presenta la maggiore biodiversità (Giller et al., 1997), giocando un ruolo essenziale all'interno degli ecosistemi. La SOM è infatti in grado di svolgere una serie di funzioni che contribuiscono a garantire e migliorare numerose caratteristiche del suolo, parzialmente accennate precedentemente, quali:

- lo sviluppo di aggregati con dimensioni variabili, quindi miglioramento della *struttura*;
- l'incremento della porosità e quindi degli spazi vuoti nel suolo, influenzando la *densità apparente* (intesa come rapporto tra la massa del suolo e il volume totale comprendente anche i vuoti);
- la capacità di trattenere grandi quantitativi di H<sub>2</sub>O come molecole di idratazione, favoriscono la *ritenzione idrica* nel suolo;
- la regolazione del *regime termico* del suolo, che si raffredda e si riscalda molto più lentamente quando il contenuto di acqua è elevato;
- la variazione del *colore* del suolo (Nannipieri, 1993) e conseguentemente l'incremento della sua temperatura;

- l'elevata *capacità di scambio cationico* (CSC), contribuendo a circa il 50% della capacità di scambio cationico complessiva di un suolo;
- la *capacità tampone* nei confronti di variazioni di pH, soprattutto per quanto riguarda la frazione di SOM ricca di gruppi carbossilici, ossidrilici e fenolici;
- l'*Eh del suolo* (potenziale ossido-riduttivo), in modo indiretto, mediante la formazione di una buona struttura e dunque di un'adeguata porosità ed in modo diretto, in condizioni di anaerobiosi, fornendo diversi composti inorganici (nitrati, ossidi di manganese e di ferro, solfati) in grado di fungere da accettori di elettroni durante l'attività metabolica di microrganismi eterotrofi;
- la formazione di complessi con numerosi metalli tra cui Fe, Mn, Cu, Zn e Co (*complessazione dei metalli*).
- Il conferimento ad altre particelle della propria *idrofobicità*, contribuendo a proteggerle dalla dispersione.

Considerate le numerose funzioni svolte dalla sostanza organica nel suolo risulta evidente che, ad una riduzione del suo contenuto si associa una diminuzione della capacità del suolo di sostenere la crescita delle piante, di regolare i flussi idrici tra comparti ambientali e la formazione di composti potenzialmente dannosi (gas serra e nitrati), nonché di garantire un equilibrio delle componenti microbiche edafiche (Larson e Pierce, 1991, Tejada et al., 2005). La sostanza organica può essere quindi impiegata come parametro per la determinazione della qualità del suolo, al quale conferisce la capacità di assolvere a numerosissime funzioni ecosistemiche (Franzluebbers, 2002).

Il ruolo svolto dalla sostanza organica del suolo risulta basilare per il mantenimento della vita sul Pianeta in quanto questa rappresenta sia la fonte di nutrienti per il sistema vegetale che una grande riserva di carbonio organico (*Carbon Sink*). Si può quindi affermare che la sostanza organica è il carburante che fa funzionare il motore “suolo” (Fischer, 1995).

### 1.3 La biodiversità nel suolo

Il suolo rappresenta una delle più importanti riserve di biodiversità, spesso poco conosciuta, di diversi ordini di grandezza maggiore di quella descritta per il soprassuolo (Heywood, 1995); si stima infatti che nel suolo viva il doppio della quantità di specie riscontrabili nella foresta pluviale tropicale e che esso contenga dal 95 al 98% della biodiversità totale della Terra. Le zoocenosi nel suolo rappresentano infatti, almeno nei suoli di foresta, il 90-95% del numero di specie terrestri e fino al 90-99% della biomassa animale (Wallwork, 1979, 1976, 1983; Ghilarov, 1997; Krivolutsky, 1987). Il suolo è stato infatti uno dei primi ambienti terrestri ad essere colonizzato a causa delle sue caratteristiche intermedie tra ambiente acquatico e aereo (Lavelle e Spain, 2001); si può quindi ritenere la futura frontiera per lo studio della biodiversità sulla Terra (Swift, 1999), in quanto la maggior parte degli organismi del suolo resta ad oggi sconosciuta: si stima, ad esempio, che le specie attualmente descritte per Nematodi, Acari e Protozoi siano meno del 5% del numero di specie totali. (Wall et al., 2001).

La biodiversità del suolo è quindi una componente fondamentale ma poco conosciuta degli ecosistemi terrestri. Questa comprende tutti quegli organismi che svolgono il loro ciclo biologico o parte di esso all'interno od in prossimità del suolo, come ad esempio all'interno della lettiera o nella necromassa (FAO, 2008). Gli organismi viventi del suolo appartengono, in linea generale, a tutti i raggruppamenti tassonomici di Procarioti ed Eucarioti o ai domini *Bacteria*, *Archea*, comprendenti rispettivamente i Batteri propriamente detti e quelli estremamente primitivi estremofili, ed *Eucarya*, con Animali, Piante, Funghi, Protozoi e Alghe, secondo la ripartizione filogenetica di Woese (1987). Gli organismi del suolo sono infatti talmente numerosi che risulta alquanto difficile selezionare alcuni gruppi ritenendo che essi siano più importanti di altri (Giordano, 1999). Ad esempio, tra i gruppi di invertebrati del suolo ai quali può essere attribuita maggiore importanza, dal punto di vista dell'abbondanza numerica e della biomassa totale, si trovano Nematodi, Enchitreidi, Lombrichi e alcuni microartropodi, tra cui, in particolare, Acari e Collemboli. Molti di questi organismi sono stati così impiegati per il monitoraggio di diversi ambienti, sia singolarmente che in combinazione (Gardi et al., 2009).

Gli organismi viventi nel suolo rappresentano uno dei più importanti fattori di pedogenesi, in grado di determinare considerevoli differenze tra i suoli. I residui organici sulla superficie e all'interno del suolo sono sminuzzati e trasformati in elementi nutritivi grazie principalmente all'azione dei di tali organismi (FAO, 2008). L'importanza di questa componente biotica del suolo risiede infatti principalmente nella capacità di originare nuove fonti di energia, trasformando i residui organici contenuti nel suolo stesso in composti inorganici più semplici; questa attività è svolta principalmente da organismi microscopici, in grado di alterare profondamente la sostanza organica giunta al suolo integrandola con la frazione minerale (Giordano 1999). Gli organismi del suolo, infatti, regolano e provvedono alla trasformazione della sostanza organica e al ciclo del carbonio e dei nutrienti, negli ecosistemi terrestri (Swift et al. 1979). Essi contribuiscono in modo diretto ed indiretto alla degradazione dei residui, alla pedogenesi, alla formazione e all'alterazione struttura del suolo ed, infine, alla regimazione delle acque (Lavelle et al., 2006). Molti di questi processi, come ad esempio il ciclo dell'azoto, sono svolti da organismi estremamente specifici, mentre altri, come la degradazione della sostanza organica, sono promossi da insiemi di organismi differenti, come batteri, protozoi, funghi ed invertebrati. All'interno del suolo, poi, vivono organismi che possono fornire anche altri tipi di servizi, meno evidenti; a titolo di esempio si possono citare alcuni insetti impollinatori, i quali trascorrono la propria fase larvale all'interno del suolo (Gardi et al., 2009). Gli organismi del suolo sono così responsabili di una grande varietà di funzioni ecologiche e servizi ecosistemici, tra cui il ciclo dei nutrienti, la fissazione dell'azoto, il controllo di infestazioni e malattie, la decomposizione della sostanza organica ed il sequestro di carbonio, il mantenimento di una buona struttura del suolo per la crescita delle piante e per l'infiltrazione delle precipitazioni ed, infine, la detossificazione e la decontaminazione di diverse componenti degli ecosistemi.

La biologia del suolo risulta quindi inscindibilmente legata alla sostanza organica in esso contenuta; per uno studio approfondito del suolo è importante quindi analizzare i rapporti di dipendenza tra le sue caratteristiche biologiche, chimiche e fisiche mediante un approccio interdisciplinare (Giordano, 1999).

L'analisi della biodiversità in ambienti estremi risulta particolarmente importante in quanto consente la separazione delle interazioni climatiche, pedologiche e biologiche che influenzano fortemente la diversità delle specie e la struttura delle comunità. Lo studio della biodiversità edafica in tali ambiente può infatti contribuire a comprendere il

funzionamento di ecosistemi più complessi, oltre che a studiare la risposta della biodiversità edafiche nei confronti dei predetti cambiamenti climatici (Wall et al., 1999).

La relazione tra biodiversità e suolo è un tema di rinnovato interesse, indagato grazie all'integrazione tra pedologia ed ecologia. È stato dimostrato recentemente che attività simili svolte dai diversi organismi possono influenzare le funzioni del suolo a diversa scala. È importante menzionare il concetto di dominio funzionale nel suolo (Anderson, 1993), di origine ecologica, che definisce la scala alla quale i processi fisici, chimici e biologici sono studiati efficientemente attraverso un approccio multidisciplinare. Questi sono quindi siti specifici nel suolo definiti da una risorsa organica principale (ad esempio la SOM), un regolatore principale, biotico (come un ingegnere del suolo) o abiotico (come particolari condizioni climatiche), una serie di strutture generate da questo (ad esempio gallerie nel suolo) ed infine una comunità di invertebrati di dimensioni inferiori o microrganismi dipendenti da tali strutture. Si ritiene che un approccio interdisciplinare sia adatto allo studio, ad esempio, dei servizi ecosistemici (Lavelle, 2000).



### 1.3.1 La pedofauna, gli ingegneri del suolo e la *bioturbation*

La pedofauna, termine equivalente di o fauna edafica o fauna del suolo, è definita come l'insieme dei principali esseri animali che abitano e influenzano il suolo, esercitando su di esso differenti azioni: in primo luogo la pedofauna sminuzza, mastica e digerisce i residui organici predisponendoli ad una successiva mineralizzazione operata dalla microflora del suolo; in questo modo la pedofauna contribuisce ai processi di trasformazione ed umificazione della sostanza organica. Secondariamente, la pedofauna contribuisce alla formazione della struttura del suolo, dalla quale dipendono a loro volta l'aerazione e l'infiltrazione dell'acqua nel suolo stesso, mediante la creazione, ad esempio, di complessi umoargillosi. In ultimo, la pedofauna rappresenta un importante ambito di interesse scientifico nel quale realizzare rilevanti scoperte (Giordano, 1999). La maggior parte di tali organismi vive all'interno dei primi 30 cm di suolo, in quanto è proprio negli orizzonti più superficiali che è presente la maggior quantità di cibo, sottoforma di materia organica e altri organismi; anche se alcuni animali sono soliti vivere in profondità. Alcuni organismi edafici possono inoltre poi spostarsi a profondità maggiori quando le condizioni in superficie diventano sfavorevoli.

Gli organismi animali facenti parte della pedofauna compiono per intero o per un periodo di tempo più o meno cospicuo il loro ciclo vitale nel suolo; comprendono quindi sia specie *edafobie*, se permangono costantemente nel suolo, che *edafoxene*, soggiornanti nel suolo solo occasionalmente. Esistono poi specie *edafofile*, le quali nonostante la possibilità di uscire dall'ambiente edafico, lo prediligono. In base alla profondità degli strati di suolo occupati, le specie si differenziano poi in *epiedafiche*, *emiedafiche* ed *endo-euedafiche*; le prime vivono solo negli orizzonti più superficiali, le seconde hanno una certa tendenza all'approfondimento mentre le ultime occupano perennemente e solamente gli strati non raggiunti dalla luce (Nannipieri, 1993). Il modo più semplice e più utilizzato per classificare la pedofauna è attuare una suddivisione basata sulle dimensioni degli organismi del suolo, che rispecchiano la capacità di penetrazione nel terreno e le attività metaboliche degli organismi, le quali a loro volta influenzano i processi di degradazione della sostanza organica. In base a questa classificazione si distinguono tre gruppi: *microfauna*, *mesofauna* e *macrofauna*.

La microfauna è rappresentata principalmente da protozoi, nematodi, rotiferi, turbellari e piccoli acari; questi organismi animali vivono generalmente all'interno di sottili *film* di acqua utilizzando l'ossigeno disciolto (*hydrobios*) e si nutrono di microflora, radici delle piante, altra microfauna o, talvolta, di animali più grandi, come nel caso di alcuni nematodi entomopatogeni. Microfauna e microorganismi (quali alghe, batteri, cianobatteri, funghi, lieviti, ecc.) formano nel loro insieme il raggruppamento dei Microbiota e presentano una lunghezza compresa tra 20 e 200  $\mu\text{m}$  (o diametro inferiore a 0,1 mm). La microfauna, in particolare, svolge un importante ruolo di connessione tra i decompositori primari, ovvero i microorganismi, e la fauna di dimensioni maggiori facente parte della rete trofica di detritivori e decompositori.

La mesofauna rappresenta il secondo gruppo più numeroso e comprende animali con dimensioni tra 200  $\mu\text{m}$  e 10 mm di lunghezza e 0,1-2 mm di diametro. Sono quindi inclusi la maggior parte dei microartropodi, come pseudoscorpioni, proturi, dipluri, collemboli, acari, piccoli miriapodi (*Symphyla* e *Pauropoda*) ed enchitreidi, ma anche nematodi e molluschi gasteropodi. Gli elementi della mesofauna hanno generalmente scarse capacità fossorie, vivono all'interno dei pori nel suolo e si nutrono di materia organica, microflora, microfauna e altri invertebrati. Essi sono utili alla frantumazione dei residui vegetali, alla traslocazione e rimescolamento di materiali organici ed inorganici ed, infine, alla formazione di piccole cavità nel suolo, con conseguente miglioramento della sua struttura.

La macrofauna, infine, comprende tutti gli organismi dalle dimensioni maggiori (lunghezza superiore a 10 mm e diametro maggiore di 2 mm). Al di sopra della soglia dei 20 mm di diametro si trova infine la megafauna, comprendente, ad esempio, anellidi lumbricidi e molluschi, ma anche roditori muridi e insettivori (FAO, 2008). Tutti questi organismi, mediante lo svolgimento di attività fondamentali alla loro vita, come ad esempio la costruzione di nidi, tane e percorsi nel suolo, l'attività nutrizionale e metabolica, l'accumulo di deiezioni e innumerevoli altre funzioni, modificano la struttura del suolo, gli scambi idrici e gassosi e le dinamiche della sostanza organica (Anderson, 1995; Lavelle, 1996; Beare e Lavelle, 1998), in modo diretto o mediante azioni che si ripercuotono, in un periodo successivo, sull'accumulo o degradazione di SOM all'interno del suolo (ad esempio, il rimescolamento del suolo e la formazione di cavità).

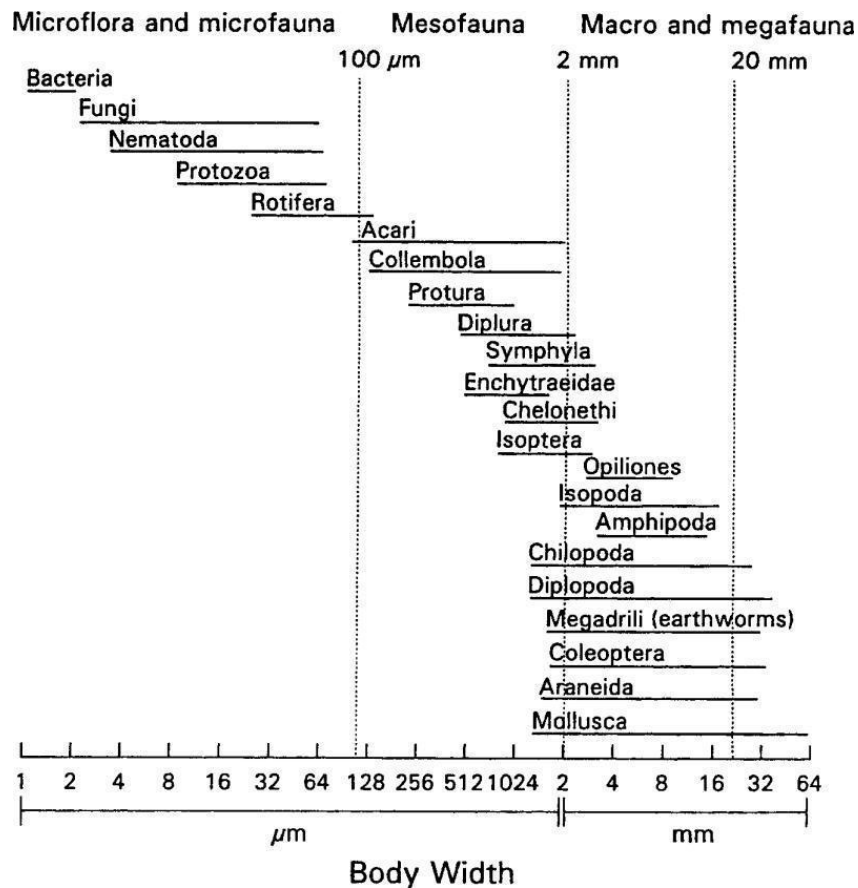


Figura 1.10 Suddivisione dimensionale di micro-, meso-, macro- e megafauna. I microartropodi fanno parte della mesofauna

A questa classificazione corrisponde la suddivisione in tre sottoinsiemi principali relativamente al ruolo trofico svolto dalla fauna edafica nelle reti alimentari (Lavelle, 1997; Jacomini et al., 2000): *micro-reti*, *meso-reti* e *macro-reti*. Alle micro-reti appartengono tutti gli organismi della microfauna che si cibano di sostanza organica particolata, batteri, alghe, lieviti e funghi. Le micro-reti si articolano prevalentemente in un'area d'azione assai ristretta, nell'ordine di qualche centimetrocubico, in ambienti quali l'*hydrobios*, la rizosfera e la lettiera, dove il tenore di umidità si mantiene elevato. Questa rete trofica comprende quindi organismi prevalentemente idrofili, in grado di incistarsi (come i Protozoi) o rallentare le proprie funzioni vitali per superare periodi siccitosi. È il caso, ad esempio, di alcuni Nematodi, Rotiferi, Tardigradi e certi Protozoi, i quali hanno sviluppato la capacità di essiccarsi notevolmente assieme al substrato senza dover necessariamente formare particolari strutture protettive; questi entrano in uno stato di diapausa, o vita latente (anidrobiosi) che può durare anche molto a lungo, dalla quale fuoriescono quando il substrato torna ad idratarsi (Nannipieri, 1993). Il tempo ecologico,

ovvero il tempo di sviluppo di una sequenza successionale, è stimato nell'ordine giorni o mesi, mentre il turnover biologico, ossia il tempo necessario ai flussi di nutrienti per ricostituire le riserve, può variare da un giorno a una settimana. All'interno delle meso-reti si trovano invece gli organismi della mesofauna, principalmente i cosiddetti "trasformatori della lettiera", rappresentati da acari, collemboli, enchitreidi, piccoli miriapodi, larve di ditteri e alcuni gruppi di coleotteri. L'ordine di grandezza spaziale varia da qualche centimetro a pochi metri mentre il tempo ecologico può variare da una settimana ad alcuni mesi. Il turnover biologico, invece, può necessitare di giorni o mesi. Le macro-reti sono invece popolate non solo da invertebrati, ma anche da mammiferi, quali roditori, muricidi, insettivori e talpe. Il tempo ecologico varia da qualche settimana a mesi, mentre quello di *turnover* biologico può durare mesi o anche anni. Nelle macro-reti si trovano i cosiddetti "ingegneri del suolo", quali termiti, formiche, coleotteri, lombrichi, talpe e molti altri, in grado di influenzare sostanzialmente la struttura del suolo.

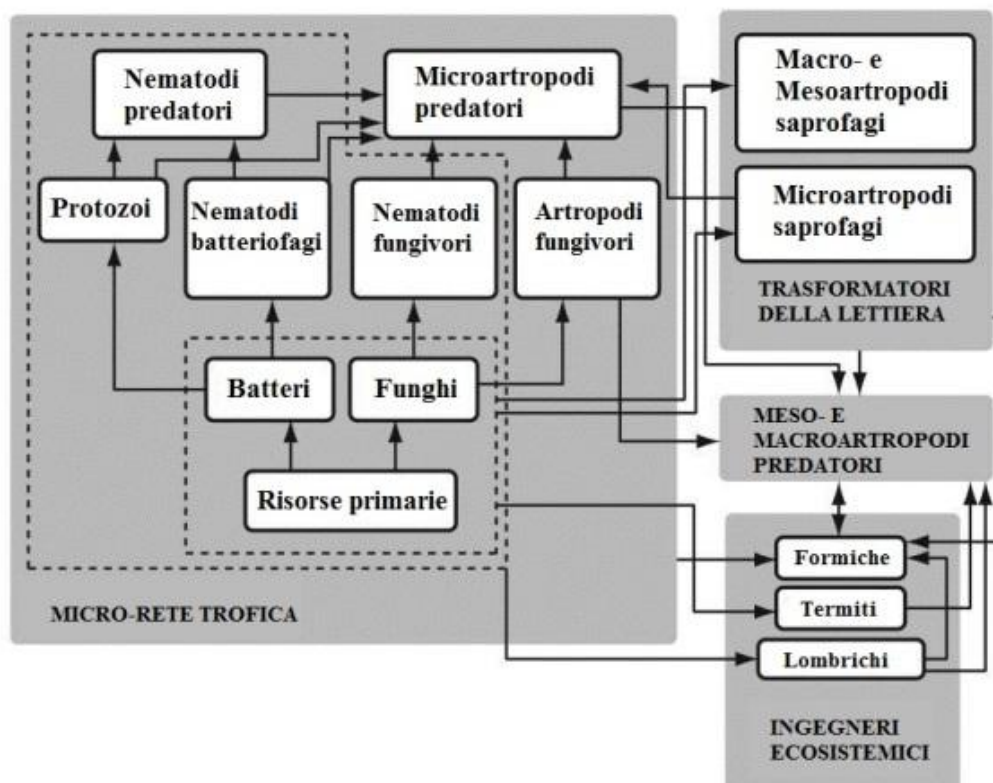


Figura 1.11 Rete trofica dell'ambiente edafico (modificato da Wardle, 2002)

Generalmente macrofauna e mesofauna intervengono per prime sui residui biologici, provvedendo alla riduzione delle loro dimensioni (Lavelle, 1996). Mediante la produzione di enzimi si ha una fase iniziale di decomposizione dei composti più facilmente degradabili, quali zuccheri semplici, amminoacidi, proteine e alcuni polisaccaridi e, solo successivamente, dei composti più resistenti, come cellulosa e lignina. Il carbonio organico viene quindi parzialmente convertito in anidride carbonica, mentre un'altra parte viene incorporata alla biomassa del suolo ed, infine, una terza porzione viene convertita in humus. In alcuni ecosistemi d'alta quota, la pedofauna assume notevole importanza nel *turnover* della sostanza organica, in quanto è in grado sia di garantire un adeguato apporto di residui biologici che di favorire la formazione della sostanza organica in forma stabile (Aielli et al., 2012). Conoscere le preferenze alimentari dei diversi elementi della pedofauna e le reti trofiche di cui fanno parte è di fondamentale importanza per poter comprendere il ruolo della fauna edafica nella decomposizione della sostanza organica e nei processi di mineralizzazione ed umificazione (Nannipieri, 1993).

Se il flusso energetico viene espresso come somma di interazioni biotiche allo stesso livello trofico e a livelli differenti, l'importanza dei vari organismi nella capacità di regolare il sistema non dipende tanto dalla loro abbondanza, biomassa o velocità di utilizzo dell'energia, quanto dall'influenza che questi hanno sugli organismi con i quali interagiscono. Ad esempio, i Collemboli ottengono energia da parecchi livelli trofici, come detrito, funghi e alghe verdi. Nell'ambito degli studi tra le varie reti trofiche è importante quindi suddividere i vari animali non in gruppi tassonomici ma piuttosto in gruppi funzionali (Moore et al., 1998).

Nell'elaborazione dei composti organici e nell'evoluzione del suolo assumono notevole importanza gli "ingegneri del suolo", detti anche *ecosystem engineers* o *ecological engineers* ("ingegneri ecosistemici" o "ingegneri ecologici"), più precisamente definibili come quegli organismi appartenenti ad alcune specie in grado di controllare, in modo diretto od indiretto, la disponibilità di risorse per le altre specie (Stork e Eggleton, 1992; Jones et al., 1997) mediante la modificazione fisica della struttura del loro habitat. Questi organismi svolgono un ruolo fondamentale all'interno dell'ambiente edafico nel quale si trovano. Essi modificano infatti fisicamente l'habitat di altri organismi, lo mantengono o ne creano di nuovi, generando così una maggiore diversità di habitat, a sua volta in grado di aumentare la diversità specifica (Lavelle e Spain, 2001). Tutti gli organismi influenzano in qualche modo l'ambiente abiotico che li circonda, ma solo gli

ingegneri ecosistemici hanno un effetto così importante sull'ecosistema (Meysman et al., 2006). La principale azione mediante la quale gli ingegneri del suolo svolgono il proprio ruolo è l'attività di scavo e formazione di tunnel e gallerie che comporta un rimescolamento del suolo noto come *bioturbation* (bioturbamento o bioturbazione). In particolare, gli ingegneri ecosistemici possiedono la capacità di produrre un'ampia varietà di strutture organico-minerali, come escrementi, nidi, macropori, ammassi, gallerie e caverne, definite da Anderson (1995) "strutture biogeniche". La loro presenza è ritenuta di particolare importanza in quanto rappresenta il sito in cui si svolgono importanti processi, quali la stimolazione dell'attività microbica, la formazione della struttura del suolo, le dinamiche evolutive della sostanza organica ed, infine, lo scambio di liquidi e gas (Lavelle, 1997). Al contrario della maggior parte degli invertebrati, i microrganismi del suolo possiedono la capacità di digerire qualunque tipo di substrato; nonostante ciò, la loro relativa incapacità di movimento (particolarmente evidente per i batteri) e la distribuzione discontinua della sostanza organica a scala ridotta, ne causano l'inattività; le forme di resistenza possono sopravvivere per mesi o anni. Queste possono però essere attivate dagli invertebrati del suolo ed altri elementi della pedofauna che ridistribuiscono microrganismi e la sostanza organica, mescolandola al suolo, incrementandone il contenuto idrico e rendendo prontamente disponibili ed assimilabili i substrati organici del suolo. Tale funzione di attivazione della microflora svolta dagli invertebrati, così come dalle radici, nel suolo è definita *the Sleeping Beauty Paradox* (il paradosso della bella addormentata) (Lavelle, 1996). Le strutture generate da una popolazione o una comunità di ingegneri del suolo definiscono ambienti specifici detti domini funzionali (Anderson, 1993). Questi sono caratterizzati 1) dalla natura e dalla distribuzione spaziale delle diverse strutture biogeniche, degli aggregati di suolo, cumuli, pori ed altre strutture di diversa dimensioni e forma; 2) dalla specifica comunità di organismi di piccole dimensioni appartenenti alla meso- e microfauna e ai microrganismi presenti; 3) dalla scala spazio-temporale alla quale si svolgono i processi nel suolo. In particolare, l'importanza dell'azione svolta dagli ingegneri ecosistemici sembra essere maggiore di quella delle reti trofiche, a causa delle diverse condizioni ambientali all'interno ed alla superficie del suolo (Lavelle, 2002).

Il termine *bioturbation* indica quindi, in un senso generale, il rimaneggiamento del suolo e dei suoi sedimenti da parte di diversi tipi di organismi, inclusi microbi, piante radicanti e animali scavatori. In senso stretto, la bioturbazione si intende essere attuata

solo da questi ultimi. Mediante l'attività di rimescolamento e rielaborazione del suolo da parte di tali organismi possono essere modificati i gradienti geochimici, può avvenire una ridistribuzione delle risorse alimentari nei vari orizzonti, ma anche di batteri, virus, uova e varie forme di resistenza. La *bioturbation*, sia in ambiente terrestre che in quello marino, consiste infatti in una serie di attività differenti, come la costruzione di gallerie e cumuli, l'aratura lungo il profilo del suolo, l'ingerimento e l'espulsione di particelle durante la ricerca del cibo o la cattura delle prede (litofagia, geofagia o ingestione di residui), il calpestio e il riempimento di scavi abbandonati. All'interno del suolo o dei sedimenti, infatti, tutte queste attività assumono una funzione chiave nella struttura e nel funzionamento degli ecosistemi sotterranei. Solo recentemente la *bioturbation* è stata rivalutata quale fattore fondamentale nell'evoluzione del paesaggio, prevalentemente a causa della sua influenza sulla formazione del suolo, l'erosione e la stabilità dei versanti. L'attività biologica ha un'importanza primaria nella pedogenesi in quanto le radici delle piante e gli animali scavatori frantumano la roccia madre già alterata dai fattori abiotici, creando residui di dimensioni più piccole e aumentandone la superficie specifica, predisponendoli così ad una successiva alterazione (Meysaman et al., 2006).

La bioturbazione più facilmente individuabile nel suolo è quella svolta dai mammiferi sotterranei di maggiori dimensioni, come i tracciati scavati da alcune talpe insettivore e da vari roditori erbivori. Negli ambienti pietrosi e stenotermi di molte regioni montuose Euroasiatiche, ad esempio, l'arvicola delle nevi *Chionomysnivalis* (Martins, 1842) svolge il ruolo di ingegnere del suolo, alterandone profondamente la struttura mediante l'escavazione di gallerie più o meno prossime alla superficie, la realizzazione di camere per lo stoccaggio di scorte alimentari e feci e numerose altre attività biologiche (Kahmann e Halbgewachs, 1962a). Gli invertebrati invece, specie quelli di più piccole dimensioni, hanno un effetto singolo molto limitato, ma risultano dominanti da una prospettiva globale, a causa della loro netta abbondanza e ubiquità. A titolo di esempio si possono quindi citare formiche, termiti e il comune *Lombricus terrestris* L.

Nella descrizione degli ecosistemi edafici le interazioni organismi-sedimenti sono ormai considerate di pari importanza rispetto a quelle trofiche tipicamente studiate dagli ecologi. Risulta inoltre evidente che le conseguenze della bioturbazione non si limitano all'ambiente sotterraneo (Meysman et al., 2006). Le molteplici interazioni fra i diversi organismi nel suolo possono quindi portare ad un'enfatizzazione delle loro normali funzioni, le quali sono in grado di indurre effetti sulle proprietà fisiche, chimiche e

biologiche del suolo, come la regimazione delle acque edafiche, la regolazione della struttura del suolo, la degradazione degli inquinanti, la decomposizione dei residui, il ciclo dei nutrienti, l'emissione di gas serra, lo stoccaggio di carbonio, l'incremento o la soppressione della crescita delle piante e molti altri, come riassunto nella tabella seguente:

<b>Funzioni</b>	<b>Organismi coinvolti</b>
Mantenimento della struttura del suolo	Bioturbazione indotta da invertebrati e radici di piante; micorrize e altri organismi
Regimazione processi idrologici nel suolo	Principalmente bioturbazione da invertebrati e radici di piante
Scambi gassosi e stoccaggio di C nel suolo	Principalmente microorganismi e radici delle piante
Detossificazione del suolo	Soprattutto microorganismi
Ciclo dei nutrienti	Soprattutto microorganismi e radici delle piante, alcuni invertebrati che si nutrono di suolo e lettiera
Decomposizione della sostanza organica	Diversi invertebrati saprofagi e detritivori, funghi, batteri, attinomiceti e altri microorganismi
Controllo di <i>pest</i> , parassiti e malattie	Piante, micorrize e altri funghi, nematodi, batteri e numerosi altri microorganismi, collemboli, lombrichi e diversi predatori
Fonte di cibo e medicine	Radici di piante, vari insetti, lombrichi, vertebrati, microorganismi e derivati
Relazioni (simbiosi e non) con le piante	<i>Rhizobia</i> , micorrize, attinomiceti, batteri e diversi altri organismi della rizosfera; formiche
Controllo sulla crescita delle piante (positivo o negativo)	Effetti diretti di radici di piante, <i>Rhizobia</i> , micorrize, attinomiceti, patogeni, nematodi insetti e altri microorganismi

**Figura 1.12 Funzioni svolte dagli organismi edafici (FAO, 2008)**

Nonostante le attuali conoscenze sugli effetti della bioturbazione indotta dagli ingegneri ecosistemici siano ancora frammentarie e di carattere puramente qualitativo, risultano chiare le conseguenze che la riduzione e la perdita di questi organismi potrebbero comportare. La scomparsa di tali specie dall'ecosistema potrebbe indurre importanti cambiamenti nella struttura stessa, con effetti a cascata sulla diversità specifica e sul



funzionamento dell'ecosistema edafico. Conoscere quindi in maniera più approfondita il ruolo della *bioturbation* consentirebbe di comprendere meglio il funzionamento degli ecosistemi nel suolo e di poter impiegare gli ingegneri ecosistemici nel ripristino di ambienti degradati (Meysman et al., 2006).

### 1.3.2 L'arvicola delle nevi *Chionomys nivalis* (Martins, 1842)

L'arvicola delle nevi *Chionomys nivalis* (Martins, 1842) è un Mammifero dell'ordine dei Roditori, famiglia dei Muridi e sottofamiglia degli Arvicolini, di dimensioni relativamente grandi, il cui biotopo principale si colloca in ambienti rocciosi di alta montagna.

La folta pelliccia sul dorso è di color grigio fumo, con sfumature fulvo-pallide sui lati, che diventa grigio-biancastra nella parte ventrale e nelle parti inferiori della coda e dei piedi, senza una netta demarcazione. Sono riscontrabili variazioni di colore anche notevoli tra popolazioni differenti, anche poco distanti. Le orecchie sono lunghe e ben visibili, sporgenti dalla pelliccia, il muso è appuntito e la coda è lunga circa il 45% della lunghezza testa-corpo. Anche la dentatura è soggetta ad elevata variabilità; caratteri peculiari della specie sono i denti, privi di radici, e in particolare il primo molare inferiore e il terzo molare superiore.



**Figura 1.13** Arvicola delle nevi, *Chionomys nivalis* (Martins 1842)

Questa specie è dotata di una distribuzione a macchia di leopardo negli ambienti rocciosi dell'area Sud-Europea; è infatti presente su Pirenei, Alpi, Monti Tatra, Carpazi, Appennini e Balcani. Il suo areale si estende a Est fino a Caucaso, Turchia, Israele, Libano, Siria, Iran e Turkmenistan (Corbet, 1978; Amori, 1999, Musser e Carleton, 2005). In Italia, il suo areale comprende l'arco alpino, le Alpi Apuane e alcune stazioni

isolate sull'Appennino, fino alla Calabria (Scortecci, 1953; Toschi, 1965; Amori *et al.*, 1986).

Il genere *Chionomys*, secondo alcuni autori, è da considerare un sottogenere di *Microtus* (Miller, 1912; Corbet, 1978; Knapp 1982), mentre altri lo ritengono un genere separato (Gromov e Polyakov, 1977; Pavlinov e Rossolimo, 1987; Chalin e Graf 1988; Nadachowski 1991; Kristufek, 1999), tesi confermata da recenti studi biochimici (Graf, 1982) e molecolari (Jaarola *et al.*, 2004). *Chionomys nivalis* (Martins, 1842) è una delle tre specie rappresentanti il genere *Chionomys*, insieme a *Chionomys gud* (Satunin, 1909) e *Chionomys roberti* (Thomas, 1906), tutte specie legate ad ambienti montani dell'Europa e dell'Asia Minore ed occidentale (Jamshid *et al.*, 2005). In particolare, *C. roberti* e *C. gud* sono presenti nel Vicino Oriente e sul Caucaso, mentre *C. nivalis*, evolutasi per isolamento in ambienti montani durante l'interglaciale Gunz-Mindel (Chaline e Mein, 1979), si trova in particolare su Alpi, Carpazi e Pirenei. La distribuzione della specie e la formazione di sottospecie sono in gran parte dovute a fluttuazioni climatiche del medio e tardo Pleistocene: durante i periodi glaciali e stadiali, quando calotte di ghiaccio ricoprivano le montagne, la specie è stata costretta a spostarsi verso le pianure (Nadachowski, 1991) ai piedi delle montagne (Terzea, 1972), mentre il ritiro dei ghiacci ha reso possibile la colonizzazione delle zone montane dalle aree adiacenti. L'areale occupato dall'arvicola delle nevi ha subito così una frammentazione, dividendosi in popolazioni isolate, le più piccole delle quali sono andate incontro ad estinzione (Janeau e Aulagnier, 1997).

L'Italia, come altre regioni dell'area mediterranea quali Penisola Iberica e Balcani, ha costituito un rifugio per molte specie temperate animali e vegetali che hanno potuto successivamente mettere in atto un processo di colonizzazione verso l'Europa centro-settentrionale (Huntley, 1988). Queste regioni possono essere inoltre considerate veri e propri *hot spot* per la generazione di endemismi. L'osservazione, ad esempio, di alcune popolazioni di piccoli mammiferi in differenti penisole mediterranee ha permesso di verificare una consistente presenza di mutazioni nella sequenza del DNA mitocondriale (mDNA), probabilmente derivanti da un lungo periodo di isolamento geografico (Bilton *et al.*, 1998).

Successivi studi molecolari sono stati condotti per la creazione di un dendrogramma che mettesse in evidenza la vicinanza genetica tra le differenti popolazioni europee di *Chionomys nivalis*; è stata così verificata la presenza di quattro lignaggi allopatrici (Monti Tatra, Penisola Iberica, Balcani e Medio Oriente) e due lignaggi simpatici, con aplotipi divergenti, su Alpi e Appennini. Questa coesistenza può essere dovuta all'unione di due popolazioni divergenti o, in alternativa, alla separazione incompleta di due vecchi lignaggi (Castiglia et al., 2009).

In Italia sono presenti diverse sottospecie: *Chionomys nivalis nivalis* (Martins, 1842) su buona parte delle Alpi, dal Piemonte e Val d'Aosta alle Alpi Giulie, *Chionomys nivalis leucurus* (Gerbe, 1852) sulle Alpi Liguri, *Chionomys nivalis lebrunii* (Crespon, 1844) sulle Alpi Occidentali ed, infine, una quarta sottospecie presente con tutta probabilità sull'Appennino centrale e centro-meridionale, sebbene il numero esiguo di individui provenienti da quelle località non consenta di comprovarne la validità sottospecifica.

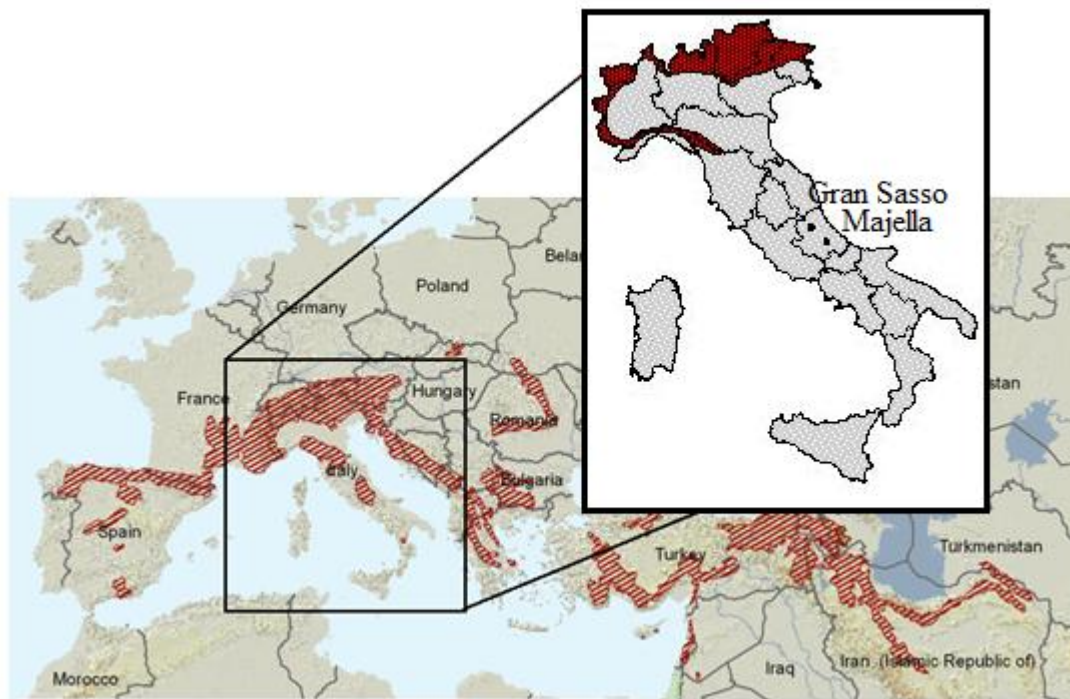


Figura 1.14 Areale di distribuzione di *Chionomys nivalis* (Martins, 1842)

L'arvicola delle nevi è una specie relativamente abbondante nelle aree di sicura presenza, ma le conoscenze attuali non ci consentono di verificare il reale *status* delle popolazioni, soprattutto per quelle dell'Italia centro-meridionale (Spagnesi e De Marinis,

2002). La presenza di *Chionomys nivalis*, a discapito del suo nome comune “arvicola della nevi”, è legata essenzialmente all’esistenza di suoli pietrosi; la specie non è confinata quindi solamente alle quote maggiori, ma può essere rinvenuta anche a latitudini inferiori, purché l’ambiente, e in particolare il suolo, siano idonei al suo insediamento. La specie necessita infatti di suolo pietroso all’interno del quale la temperatura resti pressoché costante e le consenta di resistere anche in ambienti freddi (Nappi 2002). Non è infatti presente in zone con terreni coltivati o sabbiosi (Amori, 2008). Secondo Nappi (2002), la distribuzione verticale della specie può variare da un minimo di 170 a un massimo di 3700 m s.l.m., con una predominanza tra 1000 e 2500 m s.l.m. In Italia, i suoli caratteristici della nicchia ecologica dell’arvicola delle nevi sono situati generalmente a partire da altitudini medio - elevate. Il record altitudinale della sua distribuzione corrisponde attualmente a una stazione posta a 4700 m s.l.m. sul versante francese del Monte Bianco (Saint Girons, 1973). La possibilità di colonizzare suoli d’alta quota le permette inoltre di limitare la competizione con altre specie, quali alcuni Ortoteri, la marmotta alpina (*Marmota marmota*), lo stambecco (*Capra ibex*) e il camoscio (*Rupicapra* spp.) (Aulagnier e Janeau, 1996; Janeau e Aulagnier, 1997). Ad altitudini inferiori e in ambienti forestali, l’arvicola delle nevi si trova invece a competere con altri piccoli mammiferi, come alcune specie di ghio, per l’occupazione di tane e rifugi (Le Louarn e Janeau, 1975; Leconte, 1983).

L’arvicola delle nevi è un animale adattato quindi a condizioni stenoterme che riesce a vivere a quote elevate soggette a climi freddi grazie alla presenza di suoli ad elevata pietrosità, in grado di limitare le forti escursioni termiche giornaliere e stagionali, mantenendo così una temperatura del suolo abbastanza costante. La caratteristica principale del biotopo di *Chionomys nivalis* è la dimensione media delle pietre nel suolo che, in condizioni ottimali, supera i 20 cm. L’arvicola delle nevi predilige inoltre spazi con vegetazione sparsa e copertura uguale o inferiore al 10%, esposizioni S, SE o SO, dove la neve si scioglie più velocemente, e pendenze tra il 10 e il 20% (Le Louarn e Janeau, 1975; Janeau 1976, 1980).

Il microclima presente all’interno del suolo ad una profondità di circa -1,5 m risulta infatti molto differente dal mesoclima esterno. In ambienti d’alta quota colonizzati da arvicola delle nevi si può infatti considerare l’alternanza di due stagioni: la prima, da novembre a maggio, con temperature generalmente attorno a 0°C, e la seconda, da maggio a novembre, in cui il regime termico supera gli 0°C, con picchi massimi di 10°C a

luglio e agosto (Leconte, 1983). In tali ambienti, la presenza di condizioni stenotermiche stabili è quindi il principale fattore determinante la distribuzione altitudinale dell'arvicola delle nevi (Janeau e Alaugnier, 1997). Durante la stagione invernale, l'arvicola rimane attiva e vive al di sotto del manto nevoso, microambiente in grado di isolarla da repentini abbassamenti di temperatura, all'interno del quale si muove attraverso gallerie che costruisce all'interfaccia tra suolo e neve.



**Figura 1.15 Galleria all'interfaccia suolo-neve di arvicola delle nevi**

È proprio durante questo periodo che si ha la migrazione di alcuni individui tra popolazioni vicine (Le Louarn e Janeu, 1975; Leconte 1983). In inverno l'arvicola delle nevi assume dunque abitudini nomadi e solitarie, contrariamente alle altre specie affini. Si ha così un periodo di isolamento spaziale e di forte aggressione intraspecifica, comportamento innescato da segnali chimici captati principalmente mediante il sistema olfattivo (Luque-Larena et al., 2002). Feci e urine hanno probabilmente la funzione di marcare il territorio (Frank, 1954).

Nonostante le conoscenze circa il comportamento sociale di questa specie non siano ancora molto approfondite, i dati di campo hanno rivelato che le variazioni dell'organizzazione spaziale sono strettamente associate ai modelli riproduttivi stagionali.

Nel periodo primaverile-estivo, coincidente con la stagione riproduttiva, gli *home range* relativi ad individui di entrambi i sessi si mantengono pressoché invariati con una chiara distinzione tra quelli delle femmine e, al contrario, possibili sovrapposizioni tra quelli di maschi, così come tra quelli di maschi e femmine. I piccoli si muovono nelle gallerie fino all'inizio dell'inverno, impiegando una porzione più o meno ampia dell'*home range* materno, anche se talvolta possono esplorare nuovi spazi.

Nella stagione non riproduttiva, invece, la struttura sociale risulta molto più libera, in seguito alla disgregazione dell'ordine territoriale tipico del periodo estivo (Le Louarn e Janeau 1975; Krapp 1982; Luque-Larena, 2002). Secondo gli studi di Nieder e Bocchini (1994), effettuati in Appennino settentrionale, esistono delle variazioni considerevoli tra gli *home range* di maschi adulti ( $332,4 \text{ m}^2 \pm 20,4$ ), femmine adulte ( $207 \text{ m}^2 \pm 183,2$ ) e giovani individui ( $104,1 \text{ m}^2 \pm 69,95$ ). Le tane di *C. nivalis* sono generalmente localizzate al di sotto delle rocce, presso cui è sempre situato l'ingresso, facilmente riconoscibile a causa di depositi di materiale vegetale secco nei pressi all'entrata. L'arvicola delle nevi è solita, infatti, lasciar asciugare il materiale vegetale all'esterno della tana, prima di portarlo all'interno del nido. Le gallerie sotterranee possono essere scavate *ex novo* oppure possono ripercorrere fratture e intercapedini già presenti all'interno delle rocce o tra di esse, così come avviene per la costruzione delle camere. All'interno di un *home range*, infatti, possono essere presenti differenti ambienti, o camere, suddivisibili in: 1) nido vero e proprio; 2) magazzino di elementi vegetali secchi, per la sostituzione del pagliericcio all'interno del nido e come scorta alimentare; 3) una o più camere per l'accumulo delle feci (Kahmann e Halbgewachs, 1962a).





**Figura 1.16** Galleria invernale; è visibile una camera contenente materiale vegetale, tra cui semi che, nella stagione favorevole, possono germinare



**Figura 1.17** Camera di accumulo di deiezioni





**Figura 1.18** Nido di *C. nivalis* costituito da un accumulo di materiale vegetale secco

*C. nivalis* è un animale strettamente erbivoro, in grado di nutrirsi di differenti parti della pianta (foglie, stelo, fiori, radici e semi) a seconda delle specie disponibili, variabili in funzione della stagione. Sono state registrate le seguenti specie per il mese di luglio (Rudyshin, 1975): *Hieracium silvestre*, *Poa annua*, *Deschampsia caespitosa*, *Campanula abietina*, *Poa chaixii*, *Festuca rubra*, *Vaccinium myrtillus*, *Homogyne alpina*, *Fragaria vesca* e *Calamagrostis arundinacea*. In agosto, l'arvicola delle nevi può nutrirsi di: *Crepis blattarioides*, *Carex sempervivum*, *Trifolium pratense*, *Lotus corniculatus*, *Achillea clavata*, *Cirsium sp.*, *Crepis aurea*, *Potentilla aurea* (Kahamann e Halbgewachs, 1962).

L'arvicola delle nevi ha un ruolo ecologico fondamentale, soprattutto in ambienti d'alta quota soggetti a climi freddi, dove riveste una posizione fondamentale sia all'interno della pedofauna che nella rete trofica; si tratta inoltre di una specie dalla densità di popolazione relativamente stabile, che giunge velocemente a maturità ed in grado, infine, di fornire una risposta biologica a cambiamenti dei fattori ambientali (Janeau e Aulagnier, 1997). Tutte queste caratteristiche fanno di questa specie un ottimo bioindicatore di ecosistemi alpini. È stato infatti condotto uno studio sui monti Rila presso il *Basic Ecological Observatory* (BEO), Bulgaria (Metcheva et al., 2003), grazie al quale è stato possibile osservare che la contaminazione da metalli pesanti, monitorabile mediante analisi biochimiche, dipende non solo dalla posizione occupata dalla specie

nella catena alimentare, ma anche dall'attività nutritiva, dalla vita condotta, dalla composizione chimico-fisica delle precipitazioni atmosferiche e dal contenuto totale di particelle sospese in atmosfera (Metcheva et al., 2003).



**Figura 1.19** Gallerie invernali di *C. nivalis* all'interno di un *kettle hole* visibili in seguito allo scioglimento nivale (Val Cannella, Massiccio della Majella)

Sono stati inoltre indagati gli effetti della bioturbazione indotta da arvicola delle nevi in suoli d'alta quota (Aielli et al., 2012); da uno studio effettuato in una valle sommitale del massiccio della Majella, dove la specie è presente in forma stabile, è stata evidenziata l'importanza delle abitudini alimentari e dell'etologia della stessa nell'evoluzione della sostanza organica: l'azione di rimescolamento degli orizzonti del suolo per la creazione di gallerie, lo sminuzzamento dei residui vegetali impiegati a fini alimentari (Rudyshin, 1975; Kahmann e Halbgewachs, 1962, Janeau e Aulagnier, 1997) o per la realizzazione della pacciamatura interna dei tunnel sotterranei o sulla superficie del suolo, all'interfaccia con il manto nevoso (Janeau e Aulagnier, 1997), lo stoccaggio di semi e di deiezioni nelle apposite camere (Kahmann e Halbgewachs, 1962) e altre attività biologiche svolte dall'arvicola sono infatti in grado di influenzare il ciclo della sostanza organica del suolo. In particolare l'arvicola delle nevi contribuisce con le proprie attività

vitali, svolte per gran parte dell'anno nel suolo, a livelli più o meno prossimi alla superficie (Janeau e Alaugnier, 1997), ad arricchire quest'ultimo di residui organici di origine animale e vegetale, i quali vengono continuamente rimescolati e amalgamati al suolo stesso.

La bioturbazione indotta dall'arvicola delle nevi fornisce quindi un contributo interessante all'umificazione della sostanza organica, ovvero al suo accumulo in forma stabile nel suolo, sotto forma di umina, acidi umici e acidi fulvici, processo generalmente rallentato dalle peculiari condizioni periglaciali di tale ambiente. Questa azione è svolta direttamente e/o indirettamente, mediante la creazione di un microhabitat all'interno del quale altri elementi della pedofauna, come la mesofauna ed i microorganismi del suolo, possono svolgere le proprie funzioni vitali, in generale fortemente limitate dalle condizioni climatiche tipiche degli ambienti di alta quota. Lo stoccaggio di Carbonio in forma stabile nel suolo ha quindi un'influenza diretta sul mantenimento dell'equilibrio del suo ciclo, favorendo la stabilizzazione degli aggregati e la protezione della sostanza organica dalla degradazione (Aielli et al., 2012). Si riportano i risultati relativi al frazionamento della sostanza organica e del contenuto di carbonio organico totale provenienti da *home range* di arvicola delle nevi in occasione di tale studio:

	WEOC	POC	TEOC	HAC g Kg <sup>-1</sup>	FAC	NEOC	TOC
<b>Gallerie di terra chiara</b>	0,20 (0,00)	2,16 (0,17)	9,43 (1,76)	3,88 (1,03)	5,55 (0,16)	53,00 (2,44)	64,79 (13,47)
<b>Gallerie di terra scura</b>	0,49 (0,04)	2,44 (0,11)	16,99 (0,37)	10,73 (1,46)	6,26 (0,25)	71,25 (6,33)	91,17 (18,32)
<b>Gallerie di paglia</b>	2,83 (0,06)	12,80 (0,54)	17,06 (0,57)	10,89 (0,44)	6,17 (0,25)	261,91 (7,63)	294,6 (65,70)
<b>Esterno della volta delle gallerie</b>	0,05 (0,01)	0,69 (0,03)	7,24 (0,32)	3,60 (0,71)	3,64 (0,13)	16,07 (0,30)	24,05 (4,41)
<b>Interno della volta delle gallerie</b>	0,02 (0,02)	0,31 (0,00)	8,89 (0,87)	4,13 (0,21)	4,76 (0,49)	18,81 (1,44)	28,03 (5,20)
<b>Interno del pavimento delle gallerie</b>	0,10 (0,06)	0,91 (0,08)	12,67 (1,50)	6,74 (0,08)	5,93 (0,12)	20,67 (0,64)	34,35 (6,07)
<b>Esterno del pavimento delle gallerie</b>	0,04 (0,01)	0,74 (0,04)	9,76 (0,78)	4,69 (0,71)	5,07 (0,18)	20,80 (1,42)	31,34 (5,75)
<b>Escrementi arvicola</b>	13,12 (1,31)	5,81 (0,22)	48,49 (6,93)	21,98 (2,81)	26,51 (0,77)	309,19 (13,13)	376,61 (78,32)

WEOC=carbonio organico come frazione estraibile in acqua, POC=carbonio organico come sostanza organica particolata, TEC=carbonio estraibile totale, HAC=carbonio come acidi umici, FAC=carbonio come acidi fulvici, NEOC=carbonio non estraibile, TOC=carbonio organico totale.

**Tabella 1.1**Contenuto delle diverse frazioni della sostanza organica in suoli campionati all'interno di *home range* di arvicola delle nevi

Ulteriori studi hanno dimostrato che acidi umici e fulvici possono svolgere un'attività auxino- e gibberellino-simile, in grado di favorire la germinazione e la crescita delle piante di suoli montani soggetti a condizioni climatiche e ambientali fortemente limitanti. Ai fini del mantenimento della copertura e della diversità vegetale sono pertanto da considerare preziose le abitudini alimentari e l'etologia di questa arvicola.

### 1.3.3 La mesofauna del suolo: descrizione e ruolo dei principali microartropodi edafici

La mesofauna del suolo è composta da tutti quegli organismi animali dalle dimensioni, in termini di lunghezza, comprese tra 0,2 e 2 mm. Anellidi Enchitreidi e Microartropodi corrispondono quindi a questa descrizione. In generale, gli Acari e i Collemboli rappresentano una delle componenti animali del suolo a densità maggiore, mentre sono da ricordare gli Araneidi, gli Pseudoscorpioni, gli Opilioni, i Crostacei isopodi, i Diplopodi (Millepiedi), i Chilopodi (Centopiedi) e numerosi ordini di insetti Pterigoti, più spesso presenti come forme larvali, ma anche come adulti, tra cui si distinguono in particolare Ditteri e Coleotteri.

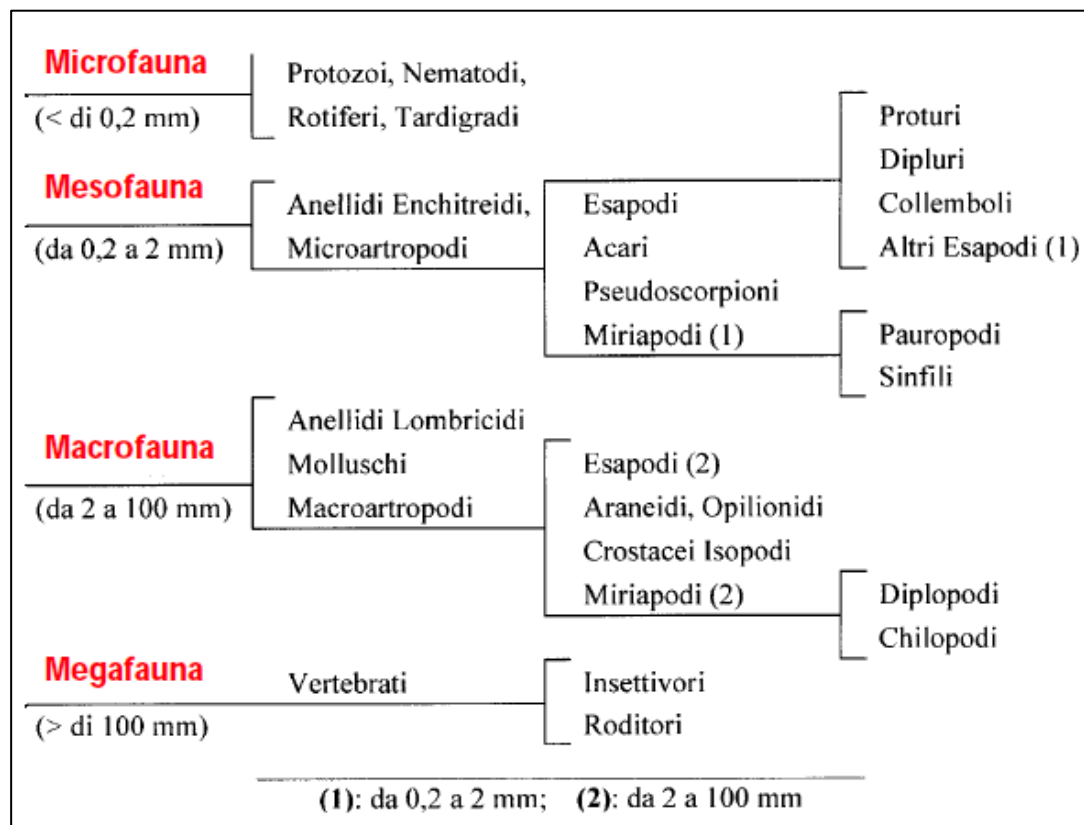


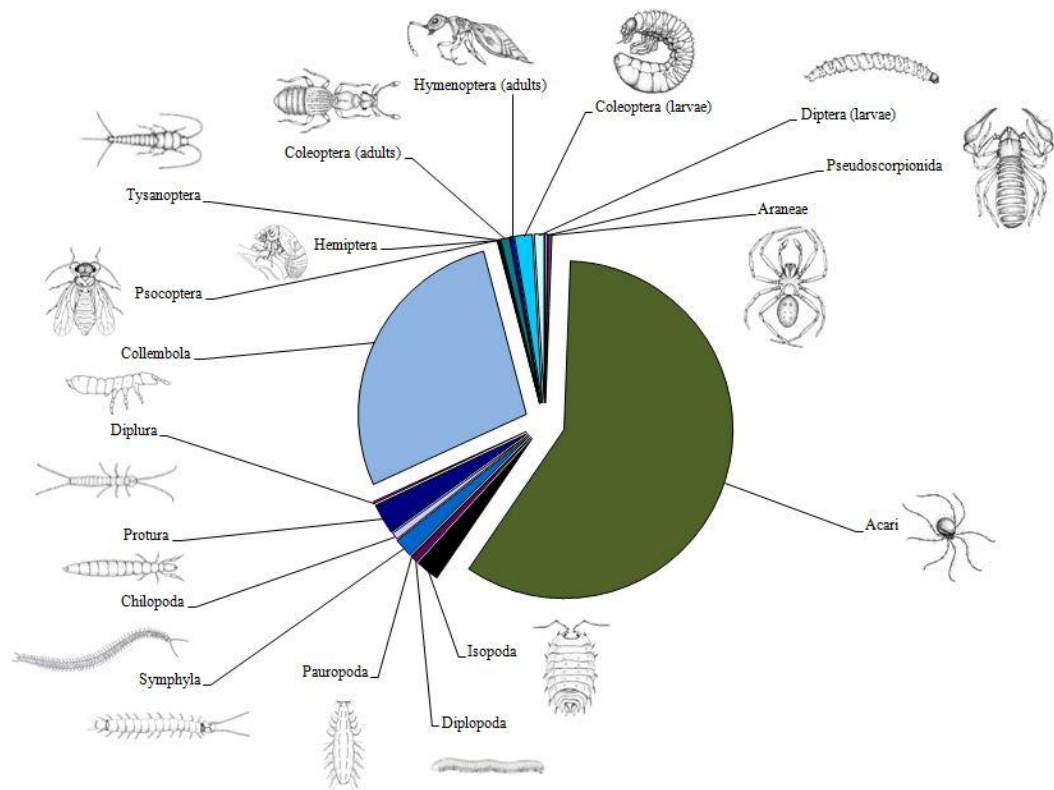
Figura 1.20 Classificazione della fauna edafica (ARPAV, 2002)

I diversi gruppi di animali differiscono in modo evidente nella loro distribuzione verticale; molte larve di Insetti, alcuni Collemboli, Diplopodi, Chilopodi e Acari vivono prevalentemente in superficie o in sua prossimità; altri Diplopodi, Chilopodi, Acari e Insetti quali Carabidi, Scarabeidi, larve di Elateridi, Proturi e altri Collemboli sono più facilmente reperibili a una profondità maggiore. Sinfili, Pauropodi e Dipluri penetrano spesso nel suolo fino ad una profondità di alcune decine di centimetri, mentre alcuni Collemboli e Acari possono occasionalmente trovarsi a profondità anche maggiori (Nannipieri, 1993).

La distribuzione dei microartropodi edafici è tipicamente non omogenea, in quanto questi possono avere comportamenti gregari o compiere migrazioni verticali e orizzontali, anche giornaliere. La comunità edafica può quindi presentare una certa disomogeneità, di cui bisogna tenere conto nell'eventuale effettuazione di campionamenti. All'interno dello stesso tipo di suolo, infatti, il tipo, il numero e la biomassa dei vari organismi possono cambiare spazialmente e temporalmente (Bardgett, 2002; Menta, 2008). La possibile modificazione del substrato, nel tempo, comporta la creazione di differenti microhabitat e conseguentemente diverse qualità di cibo; pertanto la fauna che occupa questi ambienti può quantitativamente e qualitativamente cambiare; alcuni organismi, una volta esaurite le risorse disponibili, possono migrare per colonizzare nuovi territori (Nannipieri, 1993). Le popolazioni animali nel suolo mostrano dunque una grande varietà, soprattutto in relazione al tipo di suolo e alla copertura vegetale (Anderson, 1975; Ghilarov, 1977; Eijsackers, 1983; Hendrix, 1990).

È opportuno sottolineare che i microartropodi più rappresentati nel suolo sono Acari e Collemboli, tra cui esistono dei rapporti complessi. Alcuni Acari, ad esempio, sono carnivori e quindi predatori anche di Collemboli; altri, tra i quali gli Oribatei, sono in competizione con i Collemboli (Nannipieri, 1993).





**Figura 1.21** Comunità di microartropodi di una faggeta in nord Italia (Menta, 2012)

Come precedentemente accennato, tutti gli elementi della mesofauna possono occupare diversi ambienti all'interno del suolo, da quello umicolo, collocato negli strati più superficiali del suolo, il più ricco di sostanza organica e il più popolato, a quello muscicolo, lapidicolo, sassilico o saprossilico, rispettivamente legati a muschio, massi o sassi e, infine, tronchi in decomposizione. Esistono poi ambienti più spiccatamente endogei, nei quali possono essere riscontrati organismi con particolari specializzazioni, quali, ad esempio, l'anofthalmia (riduzione o perdita degli occhi), la depigmentazione (riduzione della pigmentazione secondo un gradiente di profondità), la riduzione o la scomparsa delle ali, delle appendici, delle setole o dei peli, la forma generale del corpo cilindrica o fusiforme e la presenza di appendici fossorie (Bullini et al., 1998). Altri adattamenti specifici derivanti dalla selezione possono essere invece la sensibilità alle variazioni della temperatura e dell'umidità in base alla profondità e la presenza di organi igrorecettori, chemiorecettori e termorecettori. Talvolta si nota che animali appartenenti a gruppi sistematici diversi possiedono adattamenti simili per fenomeni di convergenza

evolutiva (Nannipieri, 1993). Segue una descrizione sommaria dei *taxa* più rappresentativi della mesofauna del suolo.

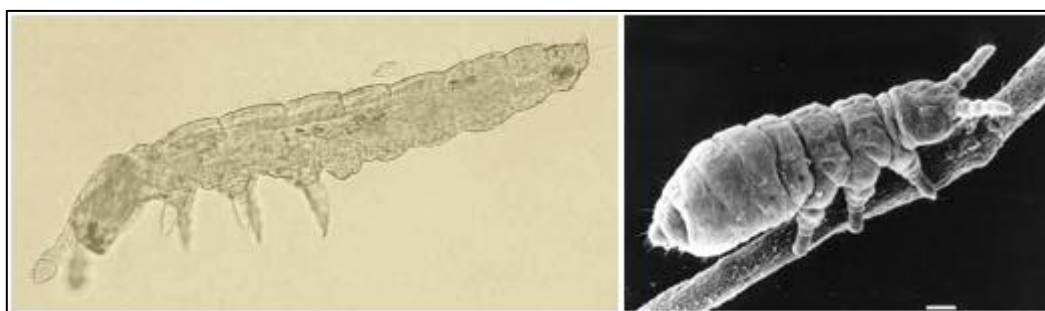
I *Collemboli* sono esapodi di piccole dimensioni, largamente diffusi in ogni ambiente. Vivono tipicamente nel suolo, ma non mancano specie cosmopolite. Sono animali dotati di un tegumento debolmente sclerificato, talvolta ricoperto di peli o squame. L'aspetto generale del corpo può essere allungato, con i segmenti addominali ben distinti, oppure globoso e raccorciato, senza una visibile distinzione dei segmenti addominali. Comunemente venivano infatti distinti i sottordini Arthropleona, Symphypleona e Neelipleona. Questi ultimi sono simili ai Sinfipleoni ma hanno dimensioni molto più piccole e sono tutti euedafici, oltre ad avere una derivazione dei metameri del corpo assai più simili agli Entomobryomorpha (che assieme ai Poduromorpha sostituiscono adesso gli Arthropleona). Analisi delle sequenze genetiche di rRNA suggeriscono che tale gruppo formi il lignaggio più antico dei collemboli, spiegando le loro apomorfie particolari (Gao et al., 2008).

Sul capo sono presenti antenne, generalmente brevi, e solo talvolta ocelli (spesso assenti). Morfologicamente sono facilmente riconoscibili a causa della presenza di un organo propulsore, la furca, con il quale l'animale è in grado di saltare. Molte specie, particolarmente adattate alla vita edafica, sono cieche e presentano una forte riduzione o addirittura la scomparsa della furca. I Collemboli sono in grado di utilizzare grandi quantità di sostanza organica presente nel suolo trasformandola in agglomerati pseudo-sferici. Sono caratterizzati da alta selettività verso il mezzo edafico nel quale vivono, nei confronti, ad esempio, del pH del suolo (Giordano, 1999). È stato notato che le specie più grandi di Collemboli vivono in suoli con pori più larghi con elevato ritmo di decomposizione, nei quali abbondano ife fungine e sostanza organica scarsamente o per niente evoluta (Van Amelsvoort et al., 1988); al contrario, le specie di dimensioni inferiori occupano suoli a tessitura più fine, nei quali la crescita fungina è assente o ridotta e la sostanza organica è relativamente "vecchia", quindi dove il tasso di decomposizione è più lento. Le specie che vivono in questi ambienti non dispongono delle nutrienti ife fungine, ma ingeriscono humus e particelle minerali per cibarsi dei batteri in essi presenti. Ne deriva che il contributo alla mineralizzazione delle diverse specie di Collemboli è differente: per le specie più piccole questo è assai modesto, mentre è molto importante l'attività di formazione di complessi organico-minerali, dato che nel



loro intestino si rimescolano sostanza organica e particelle minerali. Al contrario le specie di dimensioni maggiori, cibandosi di funghi ne stimolano la crescita che comporta quindi un alto tasso di decomposizione e conseguentemente una forte mineralizzazione.

I Collemboli possono contribuire quindi alla pedogenesi secondo differenti modalità; oltre al prelievo di sostanza organica per ingestione ed il successivo apporto di materiale al suolo, essi esercitano prevalentemente effetti di tipo indiretto, come la dispersione di spore fungine nei vari orizzonti del suolo, l'inibizione degli enzimi mico- e batteriostatici, la stimolazione della crescita della microflora microbica, la degradazione di micro-detriti vegetali mediante la produzione di enzimi, il contributo alla formazione di micorrize mediante il trasporto strutture fungine e, infine, la formazione della frazione umica della sostanza organica mediante la produzione di escrementi (Schultz, 1991).



**Figura 1.22** Collembolo in cui sono evidenti adattamenti alla via euedafica: miniaturizzazione, anoftalmia, allungamento e appiattimento del corpo e riduzione delle appendici

L'ordine degli *Acari*, all'interno della classe degli Aracnidi, è quello più importante nei confronti dell'evoluzione del suolo, questo assume un significato particolare sia per l'elevato numero di specie che comprende (50.000 descritte, corrispondenti probabilmente solo al 5% di quelle esistenti), sia per la straordinaria radiazione adattativa, che li ha portati a colonizzare molti degli ambienti disponibili nei biomi terrestri e anche acquatici. Si tratta, quindi, di una sottoclasse numerosa, varia e ubiquitaria, dalla sistematica estremamente complessa. Le dimensioni sono ridotte, lo sviluppo è indiretto, dalle uova nasce una larva esapoda, che si trasformerà in adulto con quattro paia di zampe (attraverso diversi stadi ninfali). La forma del corpo è spesso breve, tondeggianta o quasi sferica, talvolta allungata. Il loro numero è maggiormente consistente negli orizzonti superficiali dei suoli forestali, dove raggiunge valori di svariate decine se non centinaia di migliaia di individui per metro quadrato. Nei boschi umidi mediamente ricchi di humus

grezzo, Marcuzzi (1971) riporta la presenza di acari in numero variabile tra 100.000 e 400.000 individui per m<sup>-2</sup>.

All'interno degli Acari, si distinguono 7 ordini, 4 dei quali comprendono specie terricole molto importanti per il sistema suolo (Allison, 1973): Gamasida; Astigmata; Prostigmata e Oribatida. Gli Oribatei (Oribatida, già Criptostigmata) sono uno dei gruppi numericamente dominanti negli orizzonti organici del suolo, dove possono raggiungere densità pari a centinaia di migliaia di individui per metro quadrato; nei suoli forestali, ad esempio, possono essere riscontrati 400.000 individui per m<sup>-2</sup>. Il ruolo degli Acari Oribatei nell'evoluzione della sostanza organica è fondamentale: contribuiscono alla frammentazione del detrito vegetale (il 50% delle foglie cadute in un anno in 1 m<sup>2</sup> di suolo viene triturato e ingerito dagli Oribatei), disperdono spore e ife fungine sia per trasporto sulla cuticola che per evacuazione del materiale ingerito e, infine, controllano il numero delle popolazioni fungine e di molte altri animali edafici in quanto predatori di micro- e mesofauna. Gli Oribatei vengono talvolta impiegati come bioindicatori (Migliorini et al., 2003; 2005; Pigo et al., 2004, 2006; Caruso et al., 2007, 2009).



**Figura 1.23 Acari Oribatei**

*Proturi* e *Dipluri* sono tutti caratterizzati da anoftalmia. I *Dipluri* presentano un segmento in meno nell'addome (11) e sono provvisti di due cerci terminali; sono esapodi di forma allungata e appiattita, depigmentati (salvogli *Japygidae* che presentano l'estremità giallo-bruna), privi di occhi e con lunghe antenne multiarticolate. Sull'ultimo segmento addominale si trova sempre un paio di cerci, i quali possono essere uniarticolati e foggiate a forcipe (famiglia *Japygidae*), oppure multiarticolati (famiglie *Campodeidae*,

Projapygidae). I Dipluri prediligono climi caldi e temperati, sono per lo più onnivori e si alimentano di detriti. I *Proturi* comprendono invece quasi duecento specie, largamente diffuse. Gli individui sono di piccole dimensioni, depigmentati e ciechi. La forma del corpo risulta allungata e depressa, il capo è privo di antenne e l'addome è formato da dodici segmenti, il primo paio di zampe ha funzione tattile e sostituisce le antenne, tipicamente proteso in avanti. L'ultimo segmento addominale è privo di cerci. Si tratta di specie localizzate che vivono nel terreno umido, in quello erboso, sotto la corteccia degli alberi, sotto le pietre, ed in molti altri ambienti. Si nutrono a spese di alghe e miceli fungini che ritrovano nella sostanza organica dei suoli.

Gli *Anellidi Enchitreidi* fanno parte della classe degli Oligocheti, di primaria importanza per la pedogenesi e il mantenimento di molte caratteristiche del suolo. Gli Enchitreidi sono vermi bianchi filiformi di lunghezza variabile (Giordano, 1999). Le setole raggruppate in ciuffi e un clitello di un solo strato cellulare sono le caratteristiche che permettono di distinguerli facilmente dai Lumbricidae. Hanno una grande capacità di adattamento ambientale e sono in grado di vivere anche in suoli con pH molto bassi. Preferiscono ambienti molto umidi e possono essere riscontrati frequentemente all'interno di suoli forestali. In suoli umidi con humus grezzo sotto conifere possono raggiungere densità di 270.000 individui per m<sup>-2</sup>, mentre sotto *Calluna* possono arrivare a 200.000 individui per m<sup>-2</sup> (Giordano, 1999). In un terreno prativo possono essere presenti 8000 individui per m<sup>-2</sup> (ARPAV, 2006). A livello specifico, gli enchitreidi possono fungere da indicatori di alcune caratteristiche ambientali, come l'acidità e l'umidità del suolo. Per questo motivo sono spesso impiegati ai fini del monitoraggio ambientale (Beylich e Graefe 2009; Graefe e Schmelz 1999; Jänsch et al. 2005).

I *Miriapodi* svolgono nel suolo la principale funzione di ingerimento di grandi quantità di materia organica indecomposta che viene restituita poco alterata chimicamente ma finemente sminuzzata, predisponendola quindi ad una successiva alterazione ad opera dei microorganismi. La classe dei Miriapodi appartenenti alla mesofauna comprende *Pauropodi* e *Sinfili*. I Pauropodi costituiscono una piccola classe di animali comprendente in tutto circa 500 specie conosciute, unatrentina delle quali presenti in Italia. Sono animali ciechi e lucifughi, caratterizzati da presenza di cuticola molle non sclerificata, spesso incolore. Il corpo si distingue in capo e tronco, quest'ultimo costituito generalmente di 11 segmenti dei quali 9 portano ognuno un paio di zampe nell'adulto. Le antenne sono

bifide, un ramo termina in un solo flagello, l'altro in due flagelli e sono dotati di una particolare struttura sensoriale a forma di clava. Si trovano in ambienti molto umidi, nei detriti, in particolare quelli dei primi strati del suolo forestale. Non sono in grado di scavare. Anche i Sinfili, come i Pauropodi, sono privi di occhi, ma sono dotati di antenne lunghe moniliformi multiarticolate. Si tratta di una piccola classe di circa 120 specie conosciute. Sono animali delicati, dall'esoscheletro depigmentato, sottile e flessibile; sono però dotati sul dorso di 15-22 piastre tergali. Il corpo è allungato e vi si riconoscono un capo e un tronco. All'estremità posteriore del corpo si trovano un paio di processi cerciformi con lo sbocco di ghiandole setigere. Il numero di zampe (inferiore nei giovani) è pari a 12 paia. I primi strati del suolo ed i detriti vegetali costituiscono il loro habitat, preferiscono ambienti umidi poiché sono molto sensibili alla disidratazione. Nei periodi secchi, pur non essendo in grado di scavare, riescono a raggiungere le profondità del terreno insinuandosi tra le zolle di suolo.

Gli *Pseudoscorpioni* si contraddistinguono per essere dotati di grandi pedipalpi e chela, presentano un colore bruno-giallastro o nero e sono di piccole dimensioni (in media 2-4 mm), motivo per cui questi animali si vedono di rado, pur essendo, in realtà, abbastanza comuni. Gli occhi laterali, uno o due paia, sono ridotti o a volte del tutto assenti; si ha quindi un forte sviluppo di organi sensoriali principalmente di tipo chimico e tattile. Sono generalmente predatori di altri invertebrati, come Collemboli, Miriapodi, Aracnidi ed Enchitreidi, anche se raramente si possono manifestare episodi di cannibalismo. La ridotta densità con la quale sono presenti limita però l'effetto della loro attività predatoria sugli altri elementi della fauna edafica. Gli pseudoscorpioni vivono negli strati profondi della lettiera, nel terreno, sotto cortecce, tra muschio in altri habitat simili.

La classe degli *Insetti* è molto vasta in assoluto ed in particolare per la parte che vive nel suolo o che ha relazioni con esso (Giordano, 1999). Facendo brevemente riferimento agli ordini che più sono in grado di influenzare la genesi e lo sviluppo del suolo si ricordano i Coleotteri, gli Imenotteri, i Lepidotteri, i Ditteri, gli Emitteri, i Dermatteri, i Blattari, i Tisanuri e i Psocotteri.

Ai *Coleotteri*, l'Ordine di insetti più ricco di specie (circa 300.000), appartengono numerosi gruppi che partecipano attivamente alla trasformazione della materia organica nel suolo, con spiccata specializzazione: possono essere necrofagi (*Silfidi*), coprofagi

(*Scarabeidi*), fungivori (*Anisotomidi*), saprofagi (*Ptilidi*), predatori (*Cicindelidi*), xilofagi (*Acantoceridi* e *Cerambicidi*) e fitofagi (*Curculionidi*). Gli adulti sono caratterizzati da apparato boccale masticatore, antenne di forma varia costituite da 8-11 articoli e ali mesotoraciche fortemente sclerotizzate (elitre), mentre le larve sono dotate di capsula cefalica generalmente ben sviluppata, tre paia di zampe articolate (talvolta assenti) e mancanza di pseudozampe e apparato boccale masticatore. Come gli adulti, possono avere svariati regimi alimentari.

Tra gli *Imenotteri* del suolo spicca per importanza la famiglia dei *Formicidae*, la cui importanza per è decisamente rilevante (Giordano, 1999). Gli imenotteri edafici, in particolare, favoriscono i processi di disseminazione di funghi e piante ed intervengono nei processi di bioturbazione.

I *Lepidotteri*, nella loro fase adulta, sono generalmente svincolati dal suolo, anche se alcune specie possono trovare rifugio nella lettiera. La larva può vivere invece all'interno del suolo o in prossimità della sua superficie.

Alcuni *Ditteri* completano una parte del loro ciclo vitale nel suolo. Le larve si possono rinvenire nel suolo con grande frequenza; esse provengono infatti da uova deposte nel terreno, svolgendo un ruolo, seppur modesto, nell'evoluzione del suolo. Esse possono infatti essere saprofaghe, coprofaghe, fungivore o predatrici.

Gli *Emitteri* sono tutti animali terrestri e raggruppano esemplari con forme molto differenti. Quelli che vivono nel suolo possono essere fitofagi radicicoli, predatori o parassiti.

I *Dermatari* edafici possono essere fitofagi, detritivori, predatori e onnivori. Si nutrono infatti prevalentemente di vegetali, ma riconoscono anche specie predatrici e addirittura parassite.

I *Blattari* sono invece tipicamente detritivori, ma possono anche nutrirsi di ife fungine e polline. Si trovano generalmente sotto tronchi in decomposizione o pietre oppure tra la vegetazione. Sono però organismi tipicamente tropicali: delle oltre 3.500 specie conosciute, solo poche decine si riscontrano in Europa.

I *Tisanotteri* possono essere alati o atteri. La loro alimentazione prevalente è basata su sostanza organica in decomposizione, funghi e materiale vegetale; sono quindi

essenzialmente fitofagi. Questi insetti possono essere rinvenuti nella lettiera o sotto le cortecce, ma anche tra la vegetazione.

Gli *Psocotteri*, similmente ai Tisanotteri, si alimentano di detrito, vegetali in decomposizione, funghi e cortecce; si trovano spesso infatti all'interno o al di sotto di queste ultime.

La classificazione delle specie edafiche risulta spesso problematica a causa dell'elevatissimo numero di *taxa* e per la presenza di vuoti conoscitivi. Dal punto di vista ecologico si può impiegare quindi una classificazione basata sui gruppi funzionali, ovvero insiemi di organismi che possono essere accomunati per il loro ruolo svolto nell'ambiente, in base quindi alla propria nicchia ecologica (Siepel, 1994; Van Straalen, 1998). All'interno del suolo vivono, infatti, molti organismi considerati vicarianti tra loro, i cui ruoli trofici possono non solo sovrapporsi, ma anche sostituirsi (Wallwork, 1970; Moore e De Ruiter, 1991, Moore et al., 2004). Se le condizioni ambientali si rivelano insoddisfacenti per una specie, può accadere infatti che il suo ruolo ecologico venga svolto da un'altra popolazione, la quale può essere già presente nel microhabitat oppure può provenire da aree limitrofe (Abugov, 1982; Miller et al., 1982, Moore et al., 1988; Polis e Strong, 1996). Siepel (1994), ad esempio, classifica le specie di microartropodi in 5 raggruppamenti trofici, definiti sulla base delle attività di carbossilasi del sistema digerente, e in 12 tattiche di storia naturale (insiemi di adattamenti complessi).

Il ruolo dei microinvertebrati nel suolo può essere distinto in vari ambiti: fisico, chimico e biologico. In primo luogo, essi svolgono il ruolo di pre-decompositori, in quanto frammentano la lettiera triturando il detrito organico minuziosamente; ne deriva un'influenza sull'attività microbica che vede aumentare esponenzialmente le superfici attaccabili ed è quindi in grado di alterare la sostanza organica in forme differenti. Oltre all'influenza indiretta sui microrganismi edafici mediante sminuzzamento della sostanza organica, essi svolgono anche un'azione diretta, attraverso l'attività di pascolamento selettivo sugli stessi. Mediante lo svolgimento delle diverse attività biologiche, la mesofauna del suolo contribuisce inoltre alla dispersione di propaguli e spore (Cragg e Bardgett, 2001; Kandeler et al., 1999; Maraun et al., 2003). La frammentazione della lettiera e il rimescolamento di questa nel suolo aumentano quindi la suscettibilità all'attacco microbico (Bardgett, 2005). Il contributo della mesofauna nella dinamica

nell'azoto, ad esempio, dipende principalmente dal fatto che gli animali del suolo possono stimolare o inibire la produzione microbica (Lussenhop, 1992, Sulkava, 1998). Si è scoperto, infatti, che generalmente nei modelli di reti trofiche del suolo e nei processi di tali ecosistemi, l'effetto della fauna sulla decomposizione è principalmente determinato dall'interazione tra questa e le popolazioni microbiche (Zheng et al., 1997; Scheu e Falca, 2000; Scheu e Folger, 2004). Ad esempio, i microartropodi possono indurre cambiamenti nella quantità e nella composizione della microflora (specie batteriche e fungine), ma anche di altri membri dell'ambiente edafico, come Nematodi e Protisti (Seastedt e Crossley, 1980, 1984). I meccanismi alla base delle interazioni tra la mesofauna del suolo e i microorganismi che regolano la decomposizione della lettiera e la mineralizzazione dei nutrienti sono però ancora scarsamente conosciuti (Sulkava e Huhta, 1998, Hättenschwiler, 2005). È stato scoperto, ad esempio, che alcuni elementi della mesofauna, come Collemboli e Oribatei, prediligono i funghi ectomicorrizici ai saprofiti (Shaw, 1992; Hiol et al., 1994; Ruess et al., 2000). Dalla relazione tra la microflora e la mesofauna consegue un gradiente di attività biologica lungo il profilo del suolo con la presenza di *hotspot*, definito dalla distribuzione verticale di alcuni importanti elementi della mesofauna, come ad esempio Acari ed Enchitreidi (Ponge 2003; Galvan et al. 2008; Zanella et al. 2011a).



**Figura 1.24** *Hotspot* di attività della fauna del suolo

Molti microinvertebrati hanno, inoltre, la capacità di modificare l'ambiente fisico, svolgendo un'altra importante funzione dal punto di vista meccanico: mediante la formazione di cunicoli al loro passaggio nel suolo favoriscono un'azione capillare di apertura e rivestimento dei microcanali di aerazione, partecipando attivamente alla definizione della struttura.

Dal punto di vista chimico, il percorso digestivo dei microartropodi comporta l'incorporazione nel suolo dei composti organici, con la conseguente formazione di complessi organici e organico-minerali. L'attività di altri elementi della pedofauna quali Lumbricidi ed Enchitreidi risulta però molto più importante. È possibile definire in modo più dettagliato le diverse attività che comportano la demolizione della sostanza organica (Edwards et al., 1970, 1988): 1) disaggregazione e lisi dei tessuti animali e vegetali; 2) decomposizione selettiva e modificazione chimica di parte dei residui organici; 3) trasformazione dei residui vegetali in sostanze umiche; 4) aumento della superficie attaccabile da batteri e funghi; 5) formazione di aggregati piuttosto complessi di sostanza organica con la frazione minerale del suolo; 6) totale rimescolamento della sostanza organica negli orizzonti più superficiali del suolo (Nannipieri, 1993).

L'effetto dei microartropodi sul contenuto minerale della lettiera è quindi la risultante di fattori diretti e indiretti (Seastedt e Crossley, 1980). L'effetto globale può essere positivo o negativo rispetto alla quantità degli elementi e dipende dalle proprietà degli elementi specifici, dalla quantità e dalla forma dei residui e dalla capacità della microflora di ritenere gli elementi: tutto questo è influenzato dalle variabili climatiche. L'entità dei flussi degli elementi nutritivi e l'effetto dei microartropodi può quindi variare nel tempo (Moore et al., 1988). La decomposizione graduale della SOM e la sua incorporazione nel suolo dipendono dunque da una sequenza di attacchi da parte di animali edafici alternati alla crescita di microrganismi, fenomeno combinato con la formazione di aggregati organico-minerali. Con il procedere della decomposizione le sostanze umiche aumentano, mentre diminuisce il contenuto di cellulosa, zuccheri e proteine nei residui vegetali. Gli invertebrati del suolo, specie lombrichi, millepiedi e ditteri, sono ancora importanti durante la fase avanzata di umificazione, perché rimescolano il materiale umificato nei vari strati (Nannipieri, 1993). La presenza di microartropodi che occupano tutti i livelli trofici dei detritivori nella rete alimentare, può offrire il vantaggio di un rilascio di minerali continuo e regolato per la vegetazione, in contrapposizione alla rapida perdita dal sistema quando i microartropodi sono assenti (Reichle, 1977).



Gli organismi del suolo in funzione alla loro presenza, abbondanza, diversità e stabilità di comunità (Brussaard et al. 1997, Doran e Zeiss 2000) possono essere pertanto ritenuti un ottimo bioindicatore riguardante la qualità e la salute del suolo (Jacomini et al., 2012). Di fatto, la pedofauna risponde sensibilmente al disturbo antropico (Pankhurst et al., 1997; Wolters e Schaefer, 1994) risultando indispensabile per la valutazione del cambiamento climatico globale, della salute degli ecosistemi e della variazione degli habitat (Kremen et al., 1994), oltre che nella verifica della presenza di inquinanti, agrofarmaci e metalli pesanti. Può essere inoltre impiegata come strumento per il monitoraggio biologico degli effetti delle diverse pratiche agricole sulle caratteristiche dei suoli (sono sensibili infatti all'arricchimento del suolo in carbonio e nutrienti e al disturbo della struttura). L'artropodofauna edafica in particolar modo costituisce un importante indicatore della qualità dei suoli, in quanto estremamente sensibile alle alterazioni dell'ambiente ipogeo (Parisi, 2005). La mesofauna presente nei primi centimetri di suolo è particolarmente suscettibile ai processi di decomposizione ed umificazione della sostanza organica (Wolters, 2000), mentre la macrofauna, comprendente organismi distribuiti spazialmente su larga scala, risulta di più semplice campionamento; questa possiede poi un'elevata capacità di bio-accumulo e una dieta fitofaga o saprofaga, caratteristiche che rende tali organismi ottimali per il monitoraggio (Cortet, 1999). L'uso dei coleotteri carabidi, ad esempio, è importante sia per la relativa facilità di campionamento che per la capacità di indicare cambiamenti ecosistemici, specie nelle foreste boreali delle regioni temperate (Rainio and Niemela, 2003). Le larve di diverse specie di Coleotteri cerambicidi, a causa della loro dipendenza nei confronti della presenza del legno, possono fornire informazioni sull'influenza della gestione selvicolturale nel mantenimento di una buona biodiversità forestale (Makino et al., 2007).

#### 1.3.4 La valutazione della qualità del suolo e l'indice QBS-ar

Nei capitoli precedenti è stata sottolineata l'importanza degli organismi del suolo per una moltitudine di funzioni ecosistemiche, alcune delle quali al giorno d'oggi minacciate da diversi fenomeni, quali la contaminazione, l'erosione, il declino della sostanza organica, il compattamento del suolo, la sua salinizzazione ed il verificarsi di frane (EC,2006). La maggior parte di queste funzioni sono promosse da una serie di interazioni multitrofiche che garantiscono resistenza e resilienza alle funzioniste (FAO, 2003; Andrews et al., 2004; Beck et al.,2005; Lavelle et al., 2006), tra cui la decomposizione della sostanza organica, l'azoto-fissazione, la degradazione di prodotti antropogenici, la stabilizzazione degli aggregati del suolo, l'influenza sul pH del suolo attraverso processi di nitrificazione e denitrificazione con mobilitazione di metalli pesanti ed, infine, la disponibilità di prede.

A causa di questa grande varietà di funzioni, sono numerosi i metodi di valutazione del suolo nelle sue diverse funzioni (Gardi et al., 2009) e conseguentemente della sua qualità. La qualità del suolo è infatti definibile come la capacità di uno specifico tipo di suolo di svolgere le proprie funzioni volte al mantenimento della produttività di piante e animali, della qualità dell'acqua e dell'aria e al supporto della vita e della salute dell'uomo (Doran and Parkin 1994; Karlen et al. 2003). La qualità del suolo può essere stimata attraverso l'analisi di alcune proprietà chimico-fisiche o mediante l'utilizzo di indicatori biologici (Doran e Zeiss, 2000; Karlen et al., 2001)

Si tratta di una valutazione complessa in quanto la qualità del suolo deriva da una combinazione di proprietà fisiche, chimiche e biologiche che contribuiscono alla funzionalità del suolo, la quale può essere modificata da effetti a lungo termine e dall'uso del suolo nel tempo (Knoepp et al., 2000). I fattori più importanti che agiscono sulla qualità del suolo, come ad esempio la composizione minerale, il pH, la tessitura, la struttura, la sostanza organica, la porosità, la popolazione microbica e la sua biomassa ed il pool di enzimi extracellulari, sono infatti soggetti ad interazioni attraverso numerosi processi biochimici (Dylis, 1964; Angermeier e Karr, 1994; Dale e Beyeler, 2001), la cui valutazione appare complessa. Per ovviare a questo problema, si può ricorrere all'utilizzo di indici (Aspetti, 2010). La possibilità di impiegare indicatori biologici, ad esempio, si fonda sul concetto secondo cui esiste una relazione bidirezionale tra i fattori che

condizionano la qualità del suolo e le comunità edafiche: quando un fattore del suolo influenza la struttura di una comunità, è anche vero che la struttura di tale comunità reca informazioni sul fattore del suolo (Van Straalen, 1997, 2005). I bioindicatori, ad esempio, sono in grado di mettere in evidenza le interazioni tra differenti inquinanti e l'influenza di questi sul suolo; spesso però le tecniche di biomonitoraggio non sono specifiche e, per tale motivo, non possono essere sostituite ad analisi chimico-fisiche, ma piuttosto hanno un utilizzo complementare che consente di ampliare la visione d'insieme (Gardi et al., 2009). La scelta dell'indice o dell'indicatore da impiegare per la valutazione della qualità del suolo, che sia chimico, fisico o biologico, dipende ampiamente dalla scala e dall'obiettivo della stima (Parisi, 2005). L'indicatore di tipo chimico di più ampio utilizzo è la sostanza organica (Liebig and Doran, 1999; Bowman et al., 2000; Brejda et al., 2000; Kettler et al., 2000; Gilley et al., 2001; Li et al., 2001;), in generale uno degli attributi più importanti del suolo in quanto in grado di determinare molte altre caratteristiche chimiche, fisiche e biologiche qualificanti i suoli. La stabilità degli aggregati (Bowman et al., 2000; Six et al., 2000) e la densità apparente (Liebig and Doran, 1999; Kettler et al., 2000; Gilley et al., 2001; Li et al., 2001) sono invece tra i più importanti indicatori fisici. La qualità del suolo è meglio definita, infatti, da proprietà che non sono né così stabili da non poter essere influenzate dalla gestione del suolo, né così facilmente modificabili da non poter fornire indicazioni sui cambiamenti di lungo termine (Gardi et al., 2002). Contrariamente all'elevato numero di indicatori ambientali (circa 250 previsti dalla *Organisation for Economic Cooperation and Development* OECD, 1999, 2000), gli indici riferiti agli aspetti biologici del suolo sono invece carenti (CEC, 2000; Büchs, 2003).

Esistono indici biologici definiti a partire da organismi viventi in grado di fornire una valutazione globale delle condizioni e delle caratteristiche dei suoli analizzati, i quali comportano, inoltre, una riduzione del numero di analisi richiesto dagli altri indicatori per ottenere una buona valutazione della qualità del suolo (Aspetti, 2010). A tale proposito, possono essere prese in considerazione diverse proprietà delle comunità biotiche, come la ricchezza e la diversità specifica, la distribuzione numerica o delle dimensioni corporee tra le diverse specie, la classificazione delle specie secondo preferenze ecofisiologiche e la struttura delle reti trofiche (Van Straalen, 1998, 2004; Jacomini et al., 2000). L'individuazione di indicatori in grado di evidenziare la qualità dei suoli si rende necessaria ai fini del monitoraggio e della valutazione dello stato di suoli a rischio di degradazione, oltre che degli interventi di bonifica (Van Straalen e Krivolutsky, 1996;

van Straalen, 1998); tali indicatori possono, inoltre, essere di supporto a decisioni politiche o gestionali (Parisi et al., 2005).

Recentemente sono stati sviluppati nuovi metodi per la valutazione della qualità del suolo, basati sulla comunità edafica degli invertebrati edafici (Cassagne et al. 2004; Menta et al. 2008; Parisi 2001; Parisi et al. 2005; Jacomini et al., 2012). Questi sono, infatti, una componente fondamentale degli ecosistemi nel suolo, in quanto giocano un ruolo fondamentale nell'elaborazione della sostanza organica, nella regolazione del ciclo dei nutrienti, nel controllo dell'attività della microflora e nell'evoluzione della struttura del suolo (Lebrun 1995; Radea e Arianoutsou 2002; Anderson, 1988; Toutain 1987). Il numero di bioindicatori che utilizzano il suolo o la lettiera si è rivelato estremamente elevato: questi organismi sono infatti molto sensibili al disturbo antropico (Deleporte 1981; Hogervorst et al. 1993; Paoletti and Hassall 1999) e il loro impiego quali strumenti di controllo della qualità dei suoli è considerato sempre più importante (Blasi et al., 2013). I primi indicatori biologici prevedevano l'osservazione di nematodi, enchitreidi, acari, collemboli, ditteri o coleotteri (Cortet et al., 1999; Van Straalen, 2004; Mulder, 2006), mentre più recentemente sono stati proposti nuovi metodi basati in generale sulla fauna del suolo; alcuni si fondano sull'analisi dei microartropodi (Büchs et al., 2003; Bardgett e Cook, 1998; Parisi et al., 2005; Blocksom e Johnson, 2009; Baldigo et al., 2009), mentre altri si concentrano su un singolo *taxon* (Iturrondobeitia et al., 1997; Paoletti, 1999; Paoletti e Hassal, 1999; Grahame et al., 2009).

L'applicazione degli indicatori biologici è spesso limitata dalle difficoltà di classificazione dei microartropodi. Per ovviare a questo problema è stato recentemente proposto l'indice QBS (Qualità Biologica del Suolo) il quale consiste in un indice eco-morfologico semplificato che non richiede quindi la classificazione degli organismi fino al livello specifico, consentendone una più ampia applicazione (Parisi, 2001; Parisi et al., 2005). L'indice QBS si fonda sul concetto secondo cui migliore è la qualità di un suolo, maggiore sarà il numero dei gruppi di microartropodi ben adattati all'habitat edafico. Questo indice è applicato ai microartropodi del suolo secondo l'approccio delle "forme biologiche" (*sensu* Sacchi e Testard, 1971), in altre parole l'insieme degli organismi che presentano determinate modificazioni delle strutture morfologiche finalizzate a adattarsi all'ambiente in cui vivono (Parisi, 2001). Lo scopo è quello, appunto, di valutare il livello di adattamento dei microartropodi alla vita nel suolo (Parisi, 1974) e di superare le difficoltà dell'analisi tassonomica della mesofauna edafica a livello specifico. Questa

caratteristica consente l'applicazione di questo metodo anche da non specialisti. I microartropodi edafici sono dotati infatti di particolari caratteristiche morfologiche che dipendono dal livello di euedaficità, come la riduzione delle appendici (peli, zampe e antenne), degli adattamenti al salto, al volo e alla corsa e della capacità di ritenzione idrica, causata da un assottigliamento della cuticola e dalla mancanza di composti idrofobici sulla sua superficie esterna (Parisi, 1974).

GRUPPO	EMI
Protura	20
Diplura	20
Collembola	1-20
Microcoryphia	10
Zygentomata	10
Dermaptera	1
Orthoptera	1-20
Embioptera	10
Blattaria	5
Psocoptera	1
Hemiptera	1-10
Thysanoptera	1
Coleoptera	1-20
Hymenoptera	1-5
Diptera (larve)	10
Altri insetti olometaboli (larve)	10
Altri insetti olometaboli (adulti)	1
Acari	20
Aaraneae	1-5
Opiliones	10
Palpigradi	20
Pseudoscorpiones	20
Isopoda	10
Chilopoda	10-20
Diplopoda	10-20
Paupoda	20
Symphyla	20

**Tabella 1.2 Punteggi EMI per i diversi gruppi di microartropodi (modificato da Parisi, 2001)**

La metodologia standardizzata prevista per ottenere valori di QBS consiste di 5 fasi principali: il campionamento, l'estrazione dei microartropodi, la conservazione degli individui estratti, la determinazione delle forme biologiche ed, infine, il calcolo

dell'indice (Parisi, 2001). Al campionamento dei suoli, effettuato con diverse repliche in ogni stazione di campionamento, individuate in aree rappresentative e omogenee, segue l'estrazione della mesofauna edafica, realizzata mediante un apposito selettore di tipo Berlese-Tullgren. La selettura raccolta deve essere opportunamente conservata per la successiva fase di identificazione. L'osservazione degli adattamenti alla vita ipogea degli esemplari dei diversi gruppi sistematici permette di attribuire un punteggio variabile da 1 a 20 a ciascuna Forma Biologica, il cosiddetto Indice Eco-Morfologico (EMI). Dalla sommatoria degli EMI massimali per ogni *taxon* nelle diverse repliche si ottiene il valore totale dell'indice QBS-ar.

Ad oggi, la letteratura riguardante l'applicazione del metodo QBS è ancora piuttosto limitata (Parisi, 2001; Gardi et al., 2002; Parisiet al., 2005, Santorufo 2012). In Italia, però, le Agenzie di Protezione Ambientale lo hanno ampiamente adottato, principalmente in ambito agrario, a causa della sua semplicità di applicazione, di interpretazione e di comunicazione (Jacomini et al., 2000; ANPA, 2001; ARPA, 2002, ARPAV 2013). Si ritiene che l'indice QBS-ar possa essere impiegato anche come strumento di monitoraggio della biodiversità in aree protette e nella selvicoltura urbana, anche a livello territoriale; potrebbe infatti fornire delle linee-guida per la gestione sostenibile delle risorse rinnovabili e per la conservazione della natura (Blasi, 2013). L'applicazione più frequente sembra essere quella in ambito agricolo, nel quale l'indice QBS-ar è stato utilizzato per la valutazione qualitativa di suoli impiegati per diverse colture.

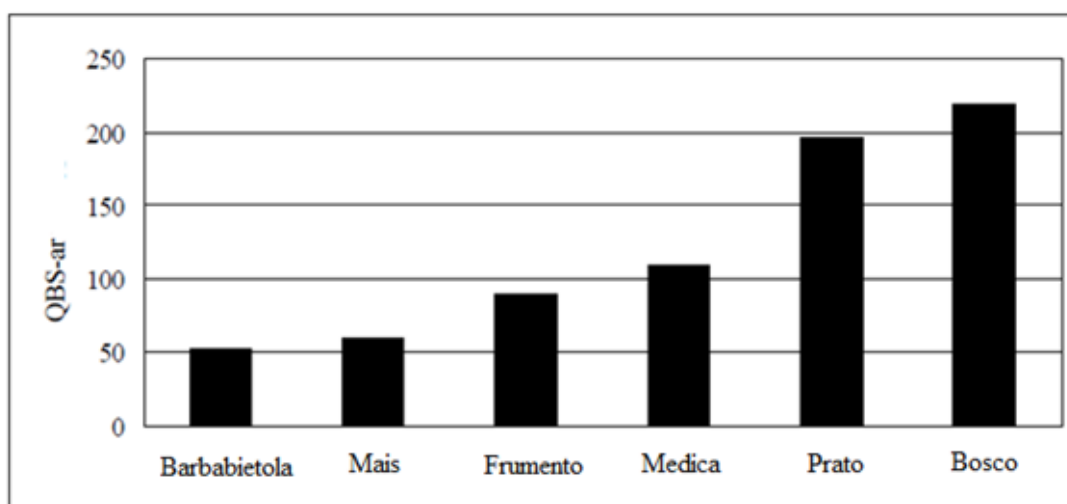


Figura 1.25 applicazione dell'indice QBS-ar in diverse colture (Menta, 2012)

Dall'osservazione dei valori dell'indice QBS-ar in suoli con diverse comunità vegetali, emerge immediatamente come i valori più bassi si ottengano per i suoli di colture, generalmente con valori inferiori a 150 (Tabaglio et al., 2008, 2009). Si è infatti applicato il metodo in esame anche a castagneti gestiti, (Paparatti e Peroni, comunicazione personale in Blasi, 2013) vaccinieti e prati alpini (Leoni, 2008), ottenendo valori rispettivamente di 157-107, 135 e 190. È stato possibile inoltre valutare la qualità di suoli precedentemente degradati e soggetti a bonifica, come ad esempio suoli limitrofi a discariche, ottenendo un indice QBS-ar inferiore a 80 (Menta et al., 2008). L'applicazione del metodo in esame è stata realizzata inoltre per suoli forestali di boschi mediterranei dell'Italia centrale, sempreverdi e decidui (Blasi et al., 2013). Nonostante la sua applicazione si sia concentrata principalmente in ambito agricolo, risulta possibile una stima del QBS-ar anche in suoli forestali o in aree naturali, per il monitoraggio della biodiversità principalmente mirato alla sua conservazione.

Nell'impiego degli indici biologici è importante però tenere conto del gradiente altitudinale: se le piante vascolari, gli uccelli, i mammiferi e le formiche subiscono un chiaro decremento del numero di specie presenti salendo di quota (Heaney, 2001; O'Donnell e Kumar, 2006), per i microartropodi edafici si ha inizialmente un incremento di diversità all'aumento dell'altitudine che rallenta progressivamente fino ad una fase di stallo (punto di *threshold*), dopo il quale si ha un rapido declino (Sadaka e Ponge, 2003; Cutz-Pool et al., 2008).

## 1.4 Morfologie glaciali e pedogenesi nelle valli appenniniche d'alta quota

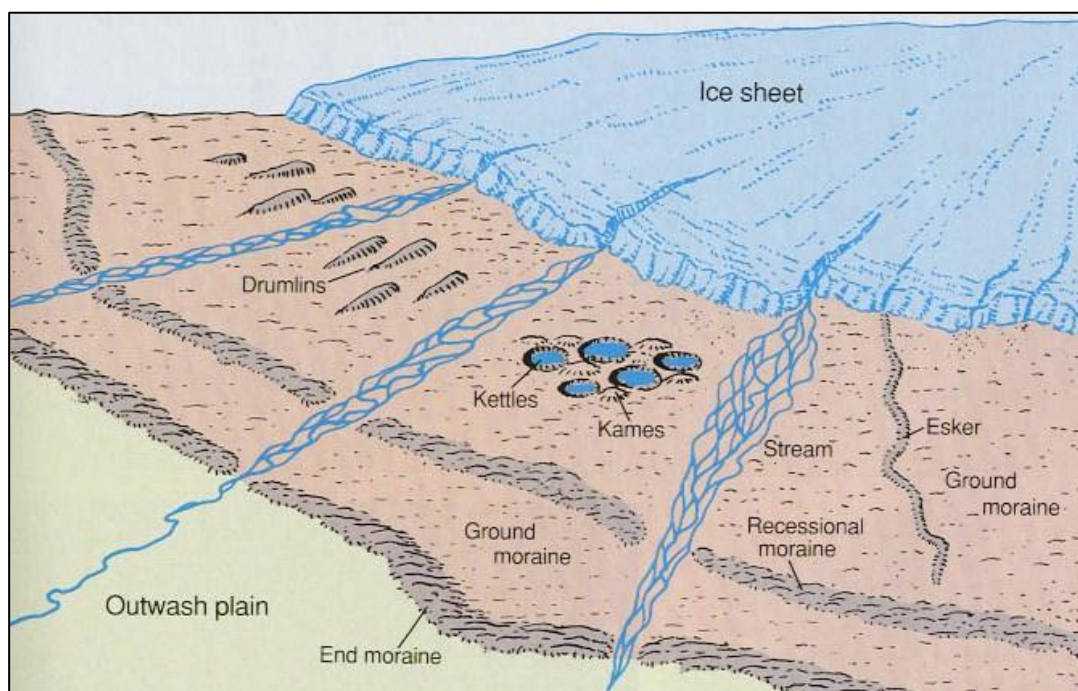
La catena appenninica costituisce lo scheletro della penisola italiana, prolungandosi nell'area centrale del Mar Mediterraneo. Sugli Appennini, come sulle Alpi, è possibile riscontrare la presenza di aree recentemente deglacciate, coperte da spessi depositi morenici (*till*) che risalgono alla fine della glaciazione di Würm. Nelle valli precedentemente occupate da ghiacci sono oggi presenti delle morfologie tipiche di un passato glacialismo e di condizioni periglaciali come *roches montonnées* (rocce ammontonate), *rock glaciers* (ghiacciai di roccia) e molte altre (Corti et al., 2012). La presenza, peraltro limitata, di questi ambienti glaciali e periglaciali principalmente collocati alle quote più alte e compresi però all'interno di aree temperate, fa sì che possibili variazioni del clima, seppur limitate, possano indurvi cambiamenti anche notevoli. Nel periodo più caldo dell'Olocene, ad esempio, tali ambienti sono del tutto scomparsi per formarsi nuovamente nelle fasi successive di raffreddamento climatico (Giraudi, 2005).

I principali cambiamenti climatici che si sono verificati sulle aree sommitali dei maggiori massicci appenninici negli ultimi 6000 anni possono essere dedotti dall'alternanza nei suoli di tali ambienti di strati ricchi di materia organica e sedimenti alluvionali, glaciali e periglaciali, dovuta a variazioni climatico-ambientali avvenute in fasi successive. Negli ultimi 3000 anni, infatti, si sono verificate fasi più calde, in cui i versanti erano coperti di vegetazione fino a 2700 m ed oltre, e altre più fredde nelle quali le stesse aree hanno subito l'avanzamento dei ghiacci e il verificarsi di processi periglaciali. Le temperature minime invernali variavano probabilmente in un *range* compreso tra 3°C in meno (790–150 anni fa) e 1,2°C in più (circa 5740–5590 anni fa) rispetto alle temperature minime invernali attuali (Giraudi, 2005).

Alcune valli glaciali appenniniche, così come svariate valli alpine, presentano una superficie con depressioni e montagnole: si tratta di *kettle holes* e *kame fields*, così come descritti da Bennet e Glasser (1997). In particolare, durante la fase di arretramento di un ghiacciaio, è possibile che, tra il materiale detritico, rimangano intrappolati o sepolti blocchi di ghiaccio. Con la fusione, questi possono dare origine a cavità, i *kettles* o *kettle holes* (Grabau, 1920; Castiglioni, 1986; Russell e Knudsen, 1999; Stankowski et al., 2002). In funzione delle dimensioni dei blocchi di ghiaccio che sono stati sepolti dai



detriti morenici, i *kettles* possono avere forma variabile, sia in profondità che in diametro. Nelle regioni del Nord Europa (Watznauer, 1989) e del Nord America i *kettle holes* (detti anche *potholes*, Mitsch e Gosselink, 1993) sono infatti vaste depressioni topografiche del suolo che, in alcuni casi, si trasformano in laghi, i *kettle lakes*, con acque poco profonde (Kalettka, 2006).



**Figura 1.26** Depositi morenici e altre morfologie di origine glaciale

I *kettle holes* originatisi in ambiente appenninico presentano però delle differenze con quelli di qualunque altra zona dell'emisfero boreale, in quanto sono dotati di dimensioni inferiori, una forma pseudo-circolare e concava ed un contorno abbastanza definito. Inoltre questi non ospitano laghi, paludi o torbiere al proprio interno e sono allineati lungo la direttrice principale di recessione dei ghiacciai (Corti et al., 2012). I *kettle holes* in Appennino hanno infatti diametri generalmente dell'ordine di qualche metro e profondità variabile tra 1 e 2 m. Mentre in alcune regioni del mondo, come ad esempio in Germania, i *kettle holes* sono talmente estesi da poter essere coltivati, quelli appenninici hanno funzioni indubbiamente molto diverse; il ruolo ecologico principale è quello di rappresentare dei punti preferenziali di accumulo della neve che al loro interno si conservata fino a tarda estate.

Al contrario di quanto avviene nelle doline o sulla superficie di rocce calcaree, dove l'acqua viene inghiottita in profondità a causa di fenomeni di carsismo, i suoli presenti all'interno dei *kettle holes* esercitano inoltre un'azione di ritenzione idrica, trattenendo l'acqua e creando preziose riserve idriche a monte, che forniranno poi apporti costanti di acqua a valle durante i mesi estivi. L'umidità all'interno delle concavità favorisce altresì lo sviluppo di vegetazione e di processi pedogenetici. Si possono così formare micro-ambienti circoscritti, con copertura vegetale specifica differenziata in strati circolari concentrici. I *kettles* possono essere considerati quindi delle vere e proprie nicchie ecologiche, rifugio per micro-, meso- e macrofauna.



**Figura 1.27** Morfologie di origine glaciale e periglaciale in Valle Cannella (Appennino Centrale)

In Appennino, i *kettles* sono una morfologia poco descritta, osservata già in realtà molto tempo fa; la presenza di tali depressioni superficiali è stata però interpretata erroneamente in quanto non ci si aspettava la loro presenza alle latitudini appenniniche (Gentileschi, 1967; Hassert, 1900; Nangeroni, 1952; Pietracaprina, 1962; Sacco, 1908; Scarsella, 1947); per questo motivo sono stati confusi con le doline, fenomeno carsico che

determina la presenza di concavità nel suolo con forme simili ai *kettle holes*, oltretutto spesso situate in zone contigue. Se la distinzione morfologica tra doline e *kettle holes* può apparire a prima vista difficile, i fenomeni all'origine di queste due morfologie non lasciano spazio a false interpretazioni: le doline si originano a partire da materiale calcareo per effetto del carsismo, mentre i *kettles* prendono forma allo scioglimento del ghiaccio contenuto nel *glacial till*.

L'identificazione dei *kettles* si basa principalmente su caratteri morfologici e topografici e richiede una certa esperienza (Corti et al., 2012). Per questo motivo la presenza dei *kettle holes* nelle Alpi italiane è stata evidenziata solo recentemente da un limitato numero di autori (ad esempio Ziliani et al., 2008) mentre per l'Appennino la letteratura a riguardo è ancora più limitata (Cruise, 1990; Corti et al., 2012). Nonostante ciò, la presenza dei *kettle holes* risulta particolarmente abbondante in Appennino Centrale, all'interno di valli con un passato glacialismo in corrispondenza delle zone d'alta quota di molti massicci, come Gran Sasso, Terminillo, Velino, Monti Sibillini e Majella.

A causa della loro morfologia e della loro funzione ecologica, i *kettles* di ambiente appenninico ben si prestano a studi sulla pedogenesi in condizioni climatiche d'alta quota. Essi possono fungere infatti da trappole per il sedimento proveniente sia dai versanti adiacenti che da sorgenti anche molto lontane e trasportato dal vento. Il materiale si accumula così all'interno dei *kettles* secondo una precisa stratificazione; i suoli che si formano all'interno delle depressioni presentano degli orizzonti con spessore e proprietà per lo più ereditate dagli strati di accumulo. Si ha inoltre incorporazione di sostanza organica che, in base alle condizioni climatiche piuttosto rigide caratterizzanti le valli più sommitali, è soggetta a dinamiche lente di evoluzione.

I suoli situati all'interno di *kettles* sono quindi una preziosa fonte di informazioni pedologiche, geomorfologiche e paleo-ambientali, ancora carenti rispetto a quelle riguardanti la loro funzione ecologica (Corti et al., 2012).



## 2 SCOPO DELLA TESI

La realizzazione della presente tesi è volta ad effettuare una prima valutazione in termini quali-quantitativi della mesofauna edafica presente in suoli d'alta quota; ci si propone inoltre di indagare il ruolo della stessa nei confronti dell'evoluzione della sostanza organica del suolo e, in particolare, del processo di umificazione.

Si intende quindi applicare l'Indice di Qualità Biologica del Suolo in relazione alla presenza di microartropodi euedafici QBS-ar (Parisi, 2001) in suoli evolutisi all'interno di *kettle holes*, morfologie di origine glaciale caratterizzanti l'area di studio e siti preferenziali di insediamento di colonie di arvicola delle nevi (*Chionomys nivalis*). Precedenti studi hanno infatti indagato l'effetto che la bioturbazione generata da questo roditore terricolo induce sull'evoluzione delle diverse frazioni di carbonio organico.

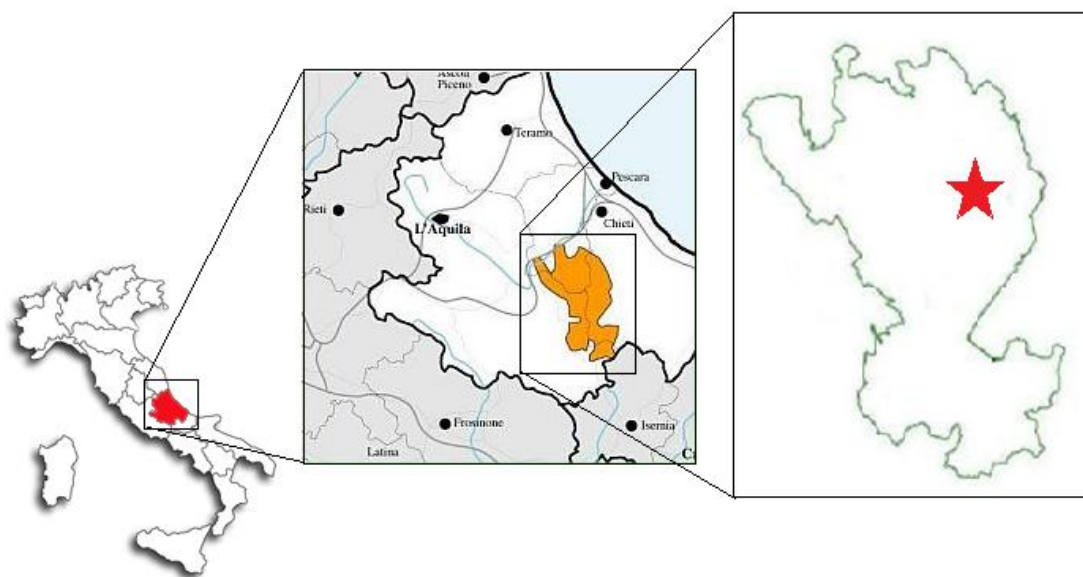
Ci si propone quindi di approfondire le dinamiche evolutive della sostanza organica in suoli sottoposti a condizioni climatiche periglaciali e situati in un ambiente fortemente suscettibile ad un potenziale scenario di innalzamento termico. Lo scopo finale è quello di individuare la possibile interazione tra l'attività di bioturbazione indotta dall'arvicola delle nevi e la mesofauna edafica mediante la valutazione della qualità biologica e delle diverse frazioni della sostanza organica presenti in questi suoli.



### 3 MATERIALI E METODI

#### 3.1 Il sito di studio

I campionamenti necessari per la realizzazione del presente lavoro di tesi sono stati condotti presso un sito sperimentale situato in Valle Cannella, una tipica valle glaciale posta alle sommità del Massiccio della Majella, a una quota compresa tra 2400 e 2750 m s.l.m., interamente ricadente all'interno del Parco Nazionale della Majella. Quest'ultimo si estende all'interno della Regione Abruzzo per un territorio complessivo di 74.095 ha, nelle province di Pescara, L'Aquila e Chieti.



**Figura 3.1** Confine del Parco Nazionale della Majella e collocazione sito di studio

La Valle Cannella è ritenuta un sito di notevole interesse scientifico in quanto rappresenta una testimonianza degli effetti di un passato glacialismo in ambiente appenninico; inoltre le sue particolari caratteristiche geografiche ed ecologiche la rendono particolarmente suscettibile a possibili trasformazioni dovute al verificarsi di un potenziale scenario di innalzamento termico. Sul Massiccio della Majella, l'ultimo

massimo glaciale è avvenuto all'incirca 20000-21 000 anni fa (Giraudi and Frezzotti, 1997); l'estensione minima della calotta di ghiaccio stimata per quel periodo si aggira intorno ai 30 km<sup>2</sup>(Giraudi, 1998).La Valle Cannella, insieme alla Valle di Femmina Morta e alla Taranta, è quindi una delle principali valli glaciali del Massiccio (Corti et al., 2012).

L'origine glaciale della valle e la persistenza di un regime climatico di tipo periglaciale possono essere desunte dall'osservazione del paesaggio, il quale presenta morfologie tipiche quali circhi glaciali, morene laterali, *rock glaciers* (ghiacciai di roccia), *roches montonnées* (rocce ammontonate), suoli a *patterned ground* (con *sorted stripes* e *sorted circles*) e *kettle holes*. Tra le specie vegetali presenti sono numerosi inoltre i relitti glaciali di specie erbacee e arbustive (Pirone, 1992), come *Silene acaulis* (L.) Jacq., *Saxifraga speciosa* (Dörfl.e Hayek) Engl. e Irmsc e *Salix retusa* L.. Non si ha la presenza di individui arborei.

Il clima attuale, in particolare, è caratterizzato da una temperatura media dell'aria intorno a +1,5°C e precipitazioni generalmente inferiori a 2000 mm all'anno. Sopra i 2000 m di quota il suolo è coperto da neve da settembre a giugno (Basili et al., 2009) mentre la presenza del permafrost è probabile a un'altitudine superiore ai 2600 m slm (Dramis e Kotarba, 1992). Tale regime climatico è fortemente influenzato dalla presenza di forti venti provenienti dai Balcani che provocano il raffreddamento dei suoli; essi sono infatti i maggiori responsabili dell'accumulo preferenziale delle nevi e, quindi, dell'intensità della crioturbazione, oltre che della scopertura di altre superfici, più velocemente raffreddabili in modo diretto o indiretto mediante l'eliminazione dell'umidità del suolo (Corti et al., 2012).

Il monitoraggio delle temperature indica forti escursioni termiche giornaliere e stagionali per la temperatura dell'aria, con picchi di massima che sfiorano i 30°C nel mese di luglio e temperature minime assolute di -19°C,le quali solitamente si verificano tra gennaio e febbraio. Il regime termico all'interfaccia suolo-aria risulta poi strettamente correlato alla presenza e allo spessore del manto nevoso. All'interno dei *kettle holes*, dove lo scioglimento nivale è ritardato, le temperature all'interfaccia suolo-aria si mantengono senza forti variazioni poco al di sopra degli 0°C a causa dell'effetto coibente della copertura nevosa.



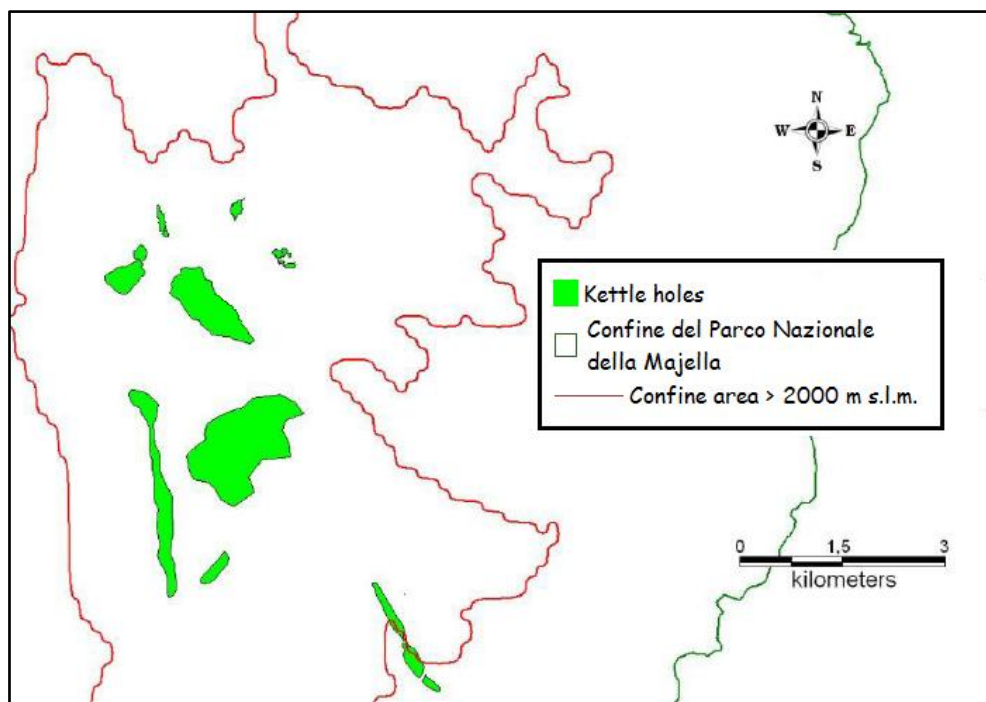
Tutti i dati relativi alle temperature sono stati ottenuti mediante l'installazione di sonde termometriche e relativi *data-loggers*. I regimi termici dell'aria derivano, in particolare, da sonde poste sulle mura esterne del rifugio Manzini, mentre le misurazioni delle temperature all'interfaccia suolo-atmosfera e di quelle a 5 cm di profondità sono state effettuata mediante il posizionamento di sonde superficiali e sotterranee.



**Figura 3.2 Valle Cannella, Massiccio della Majella. Parco Nazionale della Majella**

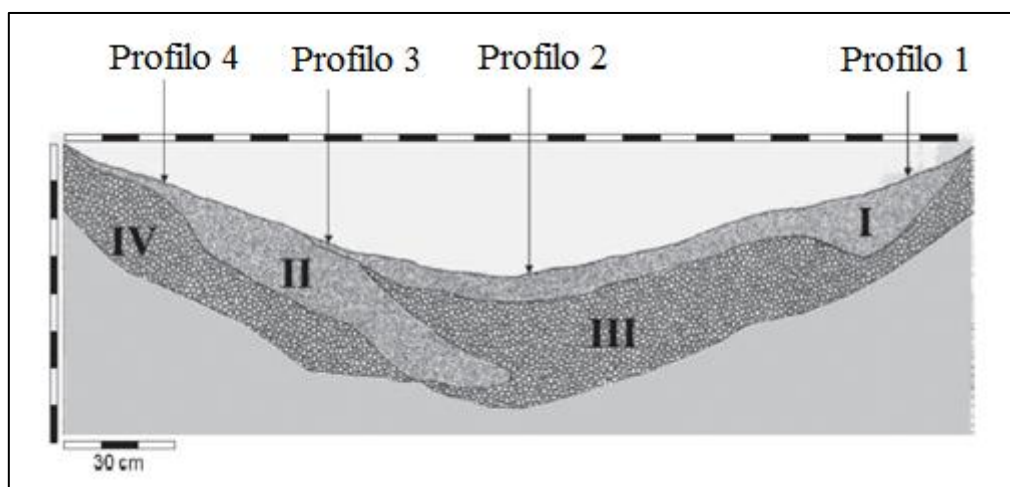
Come già anticipato nel Capitolo 1.4, i *kettle holes* rappresentano infatti in Appennino dei punti preferenziali di accumulo di neve che al loro interno si conserva fino ad estate inoltrata (Corti et al., 2012). I *kettles* in Valle Cannella svolgono anche un'altra importante funzione ecologica: i suoli al loro interno, formati sui sedimenti morenici di fondovalle, sono siti preferenziali di colonizzazione di arvicola delle nevi. Questa specie trova infatti all'interno delle concavità ricoperte da manto nevoso costante un microhabitat ideale per la creazione di gallerie all'interfaccia tra suolo e neve dove trascorrere la stagione avversa, protetta dalle forti oscillazioni di temperatura dell'aria. A causa dell'importanza geomorfologica, pedologica ed ecologica dei *kettle holes* e delle altre morfologie glaciali e periglaciali, è stata elaborata, nell'ambito del progetto “*Suoli delle aree sommitali del Parco Nazionale della Majella: relazioni con i cambiamenti climatici passati e futuri. Report finale, 3° anno*” una cartografia alla scala nominale 1:10.000, nella quale sono state georeferenziate tutte le superfici interessate da tali

morfologie comprese nelle aree del Massiccio della Majella superiori ai 2000 m s.l.m (in totale è stata rappresentata una superficie di circa 67 km<sup>2</sup>). La rappresentazione cartografica di forme geo-pedo-morfologiche glaciali e periglaciali quali *rock glaciers*, *roches montonnées*, erratici, suoli a *patterned ground* e *kettle holes* costituisce un valido supporto per la corretta gestione del territorio compatibile con la sua fruizione, oltre che uno strumento conoscitivo fondamentale di queste morfologie poco note e studiate.



**Figura 3.3 Carta dei *kettle holes* in scala 1:10 000**

Nell'ambito di studi precedenti sono state condotte analisi di tipo pedologico sui *kettles* della Valle Cannella; in un'area compresa tra 2250 e 2400 m (Corti et al., 2011). Più del 90% dei *kettles* osservati in Valle Cannella presenta una profondità massima inferiore a 1,4 m e una superficie minore a 60 m<sup>2</sup>. Tutti i profili rilevati all'interno dei *kettle holes* possono essere classificati (Soil Survey Staff, 2010) come *coarse-loamy, mixed, frigid Oxyaquic Haplocryolls*. Nei suoli evoluti nei *kettles* la presenza di radici è sempre abbondante e in tutti gli orizzonti il cemento principale sembra essere la sostanza organica, in grado di conferire al suolo una struttura granulare. Si riportano i dati relativi a tessitura, pH e contenuto di sostanza organica e carbonio umico di 4 profili osservati all'interno di *kettle*, secondo il transetto raffigurato in Figura 3.4.



**Figura 3.4** Sezione verticale di un *kettlehole* con stratigrafia dei sedimenti e posizione degli orizzonti campionati

Orizzonti	Distribuzione granulometrica						Limo g kg <sup>-1</sup>	Argilla g kg <sup>-1</sup>	pH	SO g kg <sup>-1</sup>	C <sub>WB</sub> g kg <sup>-1</sup>
	Sabbia										
	MG g kg <sup>-1</sup>	G g kg <sup>-1</sup>	M g kg <sup>-1</sup>	F g kg <sup>-1</sup>	MF g kg <sup>-1</sup>	Totale g kg <sup>-1</sup>					
<i>Profilo 1</i>											
A(I)	64(3)	20(2)	76(3)	137(11)	84(7)	381(14)	321(29)	298(15)	6,98(0,04)	411,3(6,4)	17,6(1,7)
2Ab(III)	25(4)	9(0)	19(4)	57(7)	105(8)	215(15)	681(27)	104(12)	7,73(0,07)	257,9(4,6)	12,8(0,6)
<i>Profilo 2</i>											
A(I)	59(4)	30(2)	149(9)	231(15)	378(26)	847(26)	133(23)	20(3)	6,76(0,05)	458,6(8,3)	18,4(2,0)
2Ab(III)	10(1)	3(0)	13(3)	55(6)	56(10)	137(8)	748(4)	115(12)	7,31(0,08)	246,7(4,8)	14,1(0,0)
<i>Profilo 3</i>											
A(I)	32(2)	20(2)	66(5)	157(9)	236(13)	511(27)	449(19)	40(8)	6,90(0,05)	429,4(5,2)	17,6(0,2)
2Ab(II)	3(0)	15(1)	41(7)	135(9)	351(18)	545(19)	377(26)	78(7)	7,27(0,03)	268,7(3,7)	13,5(1,1)
3Ab(IV)	1(0)	17(2)	157(11)	386(18)	270(17)	831(14)	141(11)	28(3)	7,52(0,06)	258,6(3,3)	11,8(0,1)
<i>Profilo 4</i>											
A(II)	31(1)	20(2)	110(10)	358(18)	275(14)	794(23)	176(19)	30(4)	7,04(0,05)	382,4(4,5)	19,1(0,8)
2Ab(IV)	26(1)	5(1)	223(18)	320(25)	114(8)	688(33)	290(30)	22(3)	7,77(0,02)	237,5(4,2)	17,4(0,8)
2Bwb(IV)	107(6)	23(1)	196(19)	397(28)	179(13)	902(29)	89(28)	9(1)	7,81(0,04)	198,2(3,8)	11,8(0,8)

MG Molto Grossa (2-1 mm); G Grossa (1-0,5 mm); M Media (0,5-0,25mm); F Fine (0,25-0,10 mm); MF Molto Fine (0,10-0,05mm); SO Sostanza Organica; C<sub>WB</sub> Carbonio unico determinato con metodo Walkley-Black.

Errore standard tra parentesi

**Tabella 3.1** Tessitura, pH, contenuto di sostanza organica ottenuto mediante ignizione e Carbonio unico da metodo Walkley-Black di 4 profili campionati all'interno di un kettle hole (Val Cannella)

Nel till glaciale circostante i *kettle holes* è stato riscontrato un contenuto di scheletro grossolano (clasti di dimensioni >5 cm) per il 40-70% del volume totale.

I suoli campionati all'interno di *kettle holes* sono stati inoltre sottoposti all'estrazione delle sostanze umiche; queste hanno dimostrato una composizione particolare, essendo principalmente costituite da residui proteici (amidi II e III), polisaccaridi e composti esteri e alifatici. Questa peculiare struttura chimica e la scarsità di vegetazione presente nell'area oggetto di studio potrebbero supportare quindi l'ipotesi secondo cui l'origine della sostanza organica (SOM) sarebbe principalmente dovuta a residui di insetti, aracnidi e altri artropodi. Le specie appartenenti a questi Ordini sono infatti abbondanti all'interno di questi ecosistemi e presentano inoltre composti tipici all'interno dei propri fluidi organici, come glicerina e glicoproteine, con proprietà anticongelamento (Basili et al., 2009).

### 3.2 Campionamento di suoli in ambiente periglaciale

Per la valutazione della possibile influenza indotta dall'attività di bioturbazione del suolo svolta da arvicola delle nevi sulla mesofauna edafica, è stato condotto un campionamento in tre repliche di suoli all'interno di *home range* di arvicola delle nevi e di suoli di aree limitrofe non bioturbati, successivamente definiti "regolari", tutti collocati all'interno di *kettle holes*.

Il campionamento è stato eseguito avvalendosi di una spatola e di un coltello da campo ed ha previsto il prelievo di porzioni di suolo dalla superficie di 10x10 cm<sup>2</sup>, fino alla profondità di circa 10cm; tali campioni sono stati conservati all'interno di sacchetti in polietilene recanti informazioni utili al successivo riconoscimento dei campioni; questi sono stati refrigerati fino all'arrivo in laboratorio al fine di proteggerli dallo shock termico.

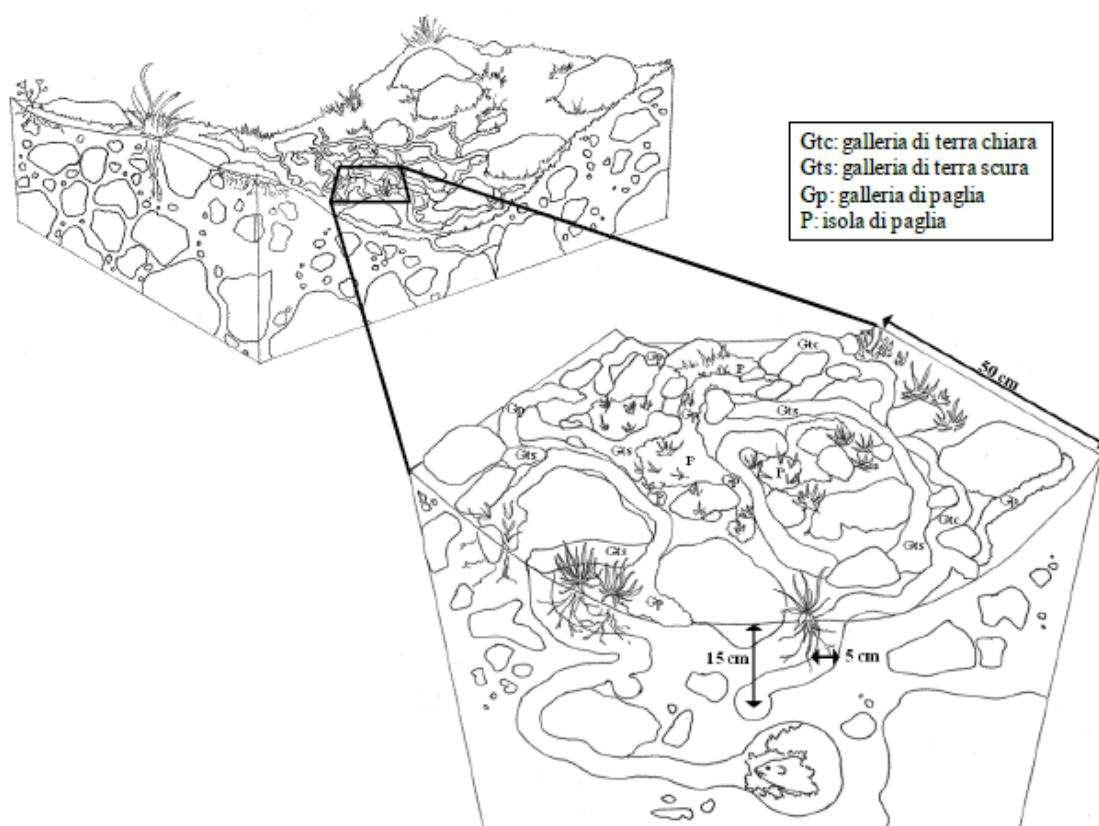


Figura 3.5 Schema della struttura di un home range di arvicola delle nevi all'interno di un kettle hole in Valle Cannella, Massiccio della Majella





**Figura 3.6 Campioni di suolo bioturbato (B1, B2 e B3) e regolare (R1, R2 e R3)**

Volendo poi valutare gli effetti dell'attività della mesofauna in suoli d'alta quota, è stato campionato un suolo di prateria situato in posizione esterna a *kettle hole* e non bioturbato da arvicola, rappresentativo dell'ambiente d'alta quota in Valle Cannella. Questo, oltre ad essere sottoposto ad estrazione dei microartropodi edafici, è stato impiegato successivamente per la realizzazione di mesocosmi sui quali testare l'influenza dalla mesofauna nei processi di umificazione della sostanza organica. La metodologia di prelievo di tale suolo è analoga a quella prevista per gli altri campioni.



**Figura 3.7 Versante di prateria ad elevata pietrosità tipico dell'ambiente appenninico d'alta quota (Valle Cannella)**

### **3.3 Valutazione della qualità biologica del suolo**

#### **3.3.1 Estrazione della mesofauna**

Per l'estrazione della mesofauna è stato impiegato un selettore essenzialmente costituito da un sistema di imbuti Berlese-Tullgren, così come suggerito dall'autore del metodo QBS-ar (Parisi, 2001). L'allestimento di tale strumento ha previsto la collocazione di 8 imbuti dal diametro di 20 cm dotati di filtro in maglia metallica da 2 mm su un supporto per imbuti; su ciascun filtro è stato posizionato un campione di suolo, maneggiandolo con la massima cura per evitare qualunque disturbo alla mesofauna fino all'inizio dell'estrazione. Eventuali residui distaccatisi dalla porzione di suolo durante il trasporto sono stati collocati all'interno degli imbuti con i relativi campioni. Al di sotto degli imbuti sono state collocate 8 bottiglie in plastica contenenti liquido (alcol denaturato 70%) destinato alla conservazione dell'estratto per l'intero periodo di estrazione. Al di sopra degli imbuti sono state sistemate 3 lampade alogene da 60 Watt, rimaste accese per un mese dal campionamento. L'intero estrattore così allestito è stato coperto con una rete in maglia metallica al fine di evitare contaminazioni esterne ed è stato mantenuto lontano da vibrazioni o altre fonti di disturbo.

Con il procedere del tempo, il suolo presente all'interno degli imbuti ha subito così un processo di essiccazione; la temperatura più elevata in superficie, così come l'irraggiamento, hanno fatto sì che la mesofauna scendesse verso il fondo della carota di suolo, fino all'imbutto, attraversando il vaglio e cadendo all'interno delle bottiglie di plastica, assicurate al collo degli imbuti mediante Parafilm. Al termine dei 30 giorni di esposizione alla luce è stato possibile sottoporre l'estratto così ottenuto, definito "selettura", all'identificazione e al calcolo dell'indice QBS-ar. L'allestimento dell'esperimento è rappresentato nella seguente figura:



**Figura 3.8 Selettore Berlese-Tullgren modificato**



### 3.3.2 Applicazione dell'indice di Qualità Biologica del Suolo

I microartropodi di dimensioni comprese tra 0,2 e 2 mm raccolti nella selettura derivante dall'estrazione effettuata sui campioni di suolo per la durata totale di un mese (02/08/2014-02/09/2014) sono stati sottoposti ad attenta osservazione, mediante l'impiego di stereomicroscopio e microscopio, al fine di valutarne la Qualità Biologica del Suolo (Parisi, 2001). La mesofauna individuata all'interno dell'estratto è stata identificata nei diversi gruppi sistematici e, seguendo la classificazione prevista dal presente metodo, è stato attribuito un peso variabile per ogni Forma biologica (*sensu* Sacchi e Testard, 1971), definito dal punteggio dell'Indice Eco-Morfologico (EMI), espresso mediante il confronto con valori tabulati (per un approfondimento si veda anche Capitolo 1.3.4). Sommando i valori massimi raggiunti da tale punteggio per ogni gruppo sistematico presente, è stato ottenuto il valore finale dell'Indice QBS-ar.

È stato inoltre conteggiato il numero totale di individui di ciascun gruppo sistematico per ogni campione, dalla somma dei quali è stato possibile conoscere l'abbondanza totale di microartropodi presenti. È stato inoltre determinato il numero di Forme Biologiche Totali (FBT-ar). Per ultimo è stato calcolato il rapporto Acari/Collemboli (Bachelier, 1963), altro indice di qualità biologica del suolo.

### **3.4 Valutazione del ruolo della mesofauna nell'evoluzione della sostanza organica**

#### **3.4.1 Realizzazione dei mesocosmi, inoculo e incubazione**

Per la valutazione del ruolo della mesofauna edafica nel processo di elaborazione della sostanza organica, sono state realizzate tre serie di mesocosmi, in seguito definite *set*, ognuna delle quali costituita da 3 repliche. In particolare, per tutti i mesocosmi è stato impiegato il suolo campionato in ambiente di prateria d'alta quota.

I primi due set (S1 e S2) sono stati realizzati a partire da suolo "fresco", conservato in camera umida in ambiente refrigerato dal giorno del campionamento e successivamente sottoposto a setacciatura con vaglio da 4 mm; il terzo set (S3) è stato invece creato con suolo sempre appartenente allo stesso campione, ma derivante dalla precedente estrazione della mesofauna, dunque essiccato e defaunizzato. A tale scopo, i campioni di suolo di prateria di alta quota impiegati per l'antecedente estrazione P1 e P2 sono stati omogeneizzati e vagliati a 2 mm.

Per ciascun mesocosmo, è stata disposta una quantità di 60 g di suolo così riorganizzato all'interno di un contenitore oscurato (5x5x5 cm) provvisto di fori sul fondo e foderato con carta bibula, per consentire il drenaggio, ma impedire la perdita di suolo. Ciascun contenitore, ricavato da vasetti da vivaio in polietilene, è stato collocato all'interno di un altro vasetto a supporto, in grado di garantirne la stabilità e il totale oscuramento delle pareti. Ogni serie di mesocosmi così realizzata è stata posizionata all'interno di una vaschetta in polietilene per il contenimento dell'acqua in eccesso.

Parallelamente alla realizzazione dei mesocosmi, la restante parte del campione di suolo di prateria ancora fresco è stato destinato a una nuova estrazione della mesofauna mediante selettore Berlese-Tullgren modificato, con imbuti dal diametro di 20 cm provvisti di filtro con maglia in acciaio e lume da 2mm, ognuno dei quali posizionato su un apposito supporto. Superiormente agli imbuti sono state posizionate 3 lampade alogene (40 Watt) a distanza ravvicinata. Al di sotto di ciascun imbuto, contenente circa 340 g di suolo fresco prelevato dalla parte più interna e meno disturbata del campione di suolo, è stato collocato un becker oscurato con carta d'alluminio, al cui interno è stato posto qualche grammo di suolo prelevato dal corrispondente mesocosmo. Tale sottile

strato di suolo, mantenuto umido mediante irrigazione con soluzione nutritiva Hoagland e Arnon (1938) diluita in acqua distillata 1:10, ha assunto lo scopo di creare un ambiente ospitale per la mesofauna estratta. I mesocosmi del primo set (S1) sono stati inoculati giornalmente con il suolo presente nei becker contenente quindi la selettura; in concomitanza di tale operazione, una limitata porzione di suolo è stata prelevata dalla parte più esterna del mesocosmo e ricollocata nel becker al fine di fungere da nuovo substrato per la mesofauna estratta con cadenza giornaliera.



**Figura 3.9** Selettore Berlese-Tullgren modificato per l'estrazione della mesofauna da impiegare come inoculo per i mesocosmi del Set 1

L'estrazione e la contemporanea irrigazione dei mesocosmi con la selettura è stata condotta per un arco di tempo di 15 giorni, trascorsi i quali l'inoculo di mesofauna nei mesocosmi è stato ritenuto concluso. Tale periodo è da ritenersi efficace per il completo essiccamento del suolo sottoposto a irraggiamento e conseguentemente per la totale estrazione della mesofauna in esso contenuta.

Parallelamente all'inoculo del primo set (S1), i mesocosmi degli altri due set (S2 e S3) sono stati mantenuti umidi mediante irrigazione con soluzione nutritiva Hoagland e Arnon (1938) diluita in acqua distillata 1:10, distribuita secondo necessità. Tutti i

mesocosmi per l'intera durata dell'inoculo (15 giorni) sono stati mantenuti in cella climatica settata secondo parametri in grado di simulare delle condizioni climatiche primaverili d'alta quota particolarmente favorevoli allo sviluppo della mesofauna. In particolare, i mesocosmi sono stati sottoposti quotidianamente a 14 ore di luce, con temperatura media pari a 24°C e umidità dell'aria al 60%, e a 10 ore di buio, con temperatura media di 18°C e umidità dell'aria all'80%.

Al termine dell'inoculo, è stato previsto un periodo di incubazione di 30 giorni, sempre in cella climatica. I parametri del fitotrone sono stati però modificati per la simulazione di un clima prettamente estivo, in grado di spingere la mesofauna verso la massimizzazione della propria attività biologica. Anche in questo caso, i mesocosmi sono stati irrigati con soluzione nutritiva Hoagland e Arnon (1938) diluita in acqua distillata 1:10 secondo necessità, al fine di evitare un eccessivo essiccamento del suolo.

Trascorso il periodo di incubazione, i primi due set di mesocosmi (S1 ed S2), precedentemente realizzati con suolo "fresco", sono stati collocati al di sotto delle lampade dell'estrattore e sottoposti ad essiccamento, analogamente a quanto avvenuto in precedenza per i suoli del terzo set S3 nel periodo di defaunizzazione antecedente alla loro realizzazione, al fine di non generare disomogeneità nei trattamenti subiti dai diversi campioni. In tal modo, infatti, tutti i set hanno subito un periodo di essiccazione prima di essere sottoposti alle successive analisi di laboratorio.

L'allestimento dei mesocosmi appena descritto permette quindi di osservare gli effetti indotti dalla mesofauna nel suolo con particolare riferimento all'elaborazione della sostanza organica: il suolo a partire dal quale sono stati costituiti i mesocosmi deriva infatti dal medesimo campionamento, con la differenza che nelle prime due serie di mesocosmi (S1 e S2) questo è stato mantenuto "tal quale", evitando essiccamenti o shock termici dannosi per la fauna edafica in essi contenuta, mentre per la realizzazione del terzo set (S3) si è scelto di impiegare suolo defaunizzato mediante essiccamento e illuminazione diretta, così da costituire "il bianco" dell'esperimento. La fauna edafica nel primo set (S1) è stata consolidata grazie all'inoculo quotidiano di ulteriore mesofauna estratta a partire da suolo derivante dal medesimo campionamento, quindi analoga a quella presente nei mesocosmi realizzati con suolo "fresco" dal punto di vista delle specie presenti e delle relative abbondanze. Il periodo di incubazione in cella climatica è stato, invece, necessario per permettere lo sviluppo della mesofauna in condizioni indisturbate e

particolarmente favorevoli, al fine di ottenere, in un arco di tempo relativamente breve, una prima osservazione della possibile influenza della mesofauna nei confronti dell'umificazione della sostanza organica.



**Figura 3.10 I tre set di mesocosmi al termine dell'incubazione**

### 3.4.2 Caratterizzazione chimico-fisica di un suolo d'alta quota

Contemporaneamente all'allestimento dei mesocosmi, si è proceduto alla caratterizzazione di alcuni fondamentali parametri chimico-fisici relativi al suolo di prateria campionato esternamente ai *kettles* e non soggetto a bioturbazione.

#### 3.4.2.1 *Umidità del suolo*

Al fine di determinare il contenuto di umidità/peso secco del suolo, si è valutata la perdita in peso dei campioni sottoposti ad essiccamento in stufa a 105°C per una notte. L'analisi è stata condotta sia su campioni di suolo "fresco" che su suolo defaunizzato secco all'aria. La prova è stata realizzata in doppio. In particolare, 2,5 g di suolo setacciato a 2mm per ogni campione sono stati pesati con bilancia di precisione, collocati all'interno di crogiuoli di peso noto e successivamente sottoposti ad essiccamento in stufa a 105°C per una notte. Una volta estratti, sono stati mantenuti in campana di vetro fino al raggiungimento della temperatura ambiente e successivamente pesati con bilancia di precisione. Il valore di umidità di ciascun campione, corrispondente alla differenza in peso, in rapporto con il peso secco dello stesso, permette di conoscerne l'umidità relativa/peso secco, secondo la formula seguente:

$$\text{Umidità / Peso secco} = (\text{Peso fresco} - \text{Peso secco}) / \text{Peso secco}$$

#### 3.4.2.2 *Tessitura e granulometria*

Per la determinazione della tessitura, o composizione granulometrica, basata sulla proporzione degli elementi della terra fine (diametro < 2mm) del suolo, si è deciso di procedere secondo il metodo rapido all'idrometro di Bouyoucos (SISS, 1985). Tale metodologia è basata sulla classificazione delle particelle in base ai diametri medi ed alla relativa velocità di sedimentazione riportata in Tabella 3.2:

Frazione	Diametro delle particelle	Velocità di caduta cm sec <sup>-1</sup>	Tempo di sedimentazione	
	mm		h = 20cm	h = 25cm
Argilla	< 0,002	0,000347	-	-
Limo	0,002-0,02	0,0347	16 ore	20 ore
Sabbia fine	0,02-0,2	3,47	9 min. e 30 sec.	12 min
Sabbia grossa	0,2-2	347	-	-

**Tabella 3.2** Classificazione delle particelle in base a diametro medie ed relativa velocità di sedimentazione (Metodi Normalizzati di Analisi del Suolo, SISS)

I valori tabulati sono fondati sulla legge di Stokes (1851) che esprime la forza di attrito viscoso alla quale è soggetta una sfera in moto laminare rispetto ad un fluido con numero di Reynolds inferiore a  $10^4$ , secondo la seguente formula:

$$F_d = -6 \pi \mu r v$$

Dove  $F_d$  = forza di attrito viscoso,  $\mu$  = viscosità,  $r$  = raggio della sfera;  $v$  = velocità relativa tra fluido e sfera.

I valori descritti nella Tabella 3.2 si riferiscono inoltre alla temperatura di 20°C; nel caso di temperature differenti, i tempi di sedimentazione vanno corretti moltiplicandoli per appositi fattori (Tabella 3.3):

Temperatura	Correzione
°C	g/litro
15	-2
16	-1,5
17-18	-1
19	-0,5
20	-0,0
21	+0,5
22-23	+1,0
24	+1,5
25	+2,0

**Tabella 3.3**

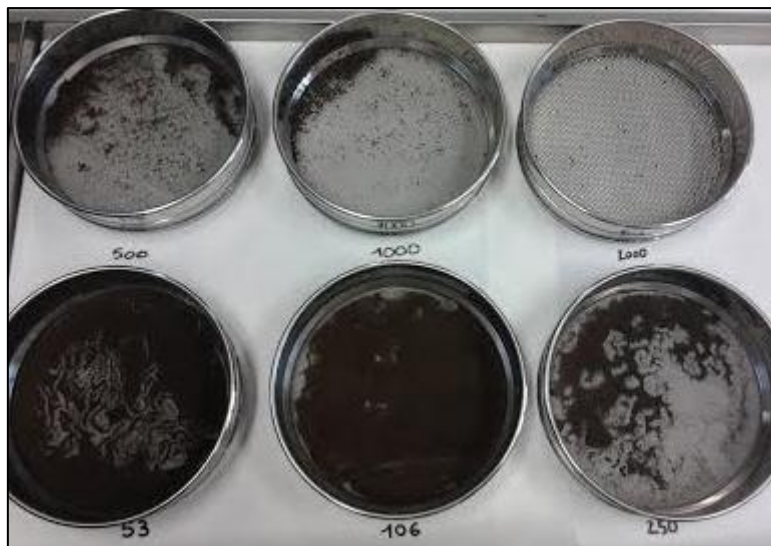
Procedendo con il metodo Bouyoucos, 50 g di suolo secco sono stati versati in una bottiglia di plastica, la quale, dopo l'aggiunta di 100 ml di soluzione di esametafosfato, è stata posta in agitazione per 2 ore. Al termine dell'agitazione volta alla distruzione degli aggregati del suolo, il contenuto della bottiglia è stato travasato in un cilindro di sedimentazione di Bouyoucos da 1130 ml, portando a segno con acqua distillata. Parallelamente è stato preparato un secondo cilindro contenente 100 ml di sodio esametafosfato ed acqua distillata per la realizzazione del bianco. Secondo il metodo Bouyoucos, si è proceduto ad agitare i cilindri tappati con 20 capovolgimenti regolari in modo tale da riportare in dispersione tutte le particelle. Sono state poi misurate temperatura e densità, relativamente al bianco ed al campione di suolo; in particolare la prima lettura densimetrica è stata effettuata a 4 minuti, mentre la seconda dopo 2 ore. Le letture effettuate sulla scala dell'idrometro restituiscono il valore dei grammi di materiale sospeso per litro di sospensione e si riferiscono rispettivamente alla sospensione di limo+argilla e a quella di sola argilla. Tali letture sono state eseguite ad una temperatura diversa da 20°C; è stato quindi necessario sommare algebricamente i valori relativi a tale temperatura (24°C), secondo la tabella riportata di seguito.

Basandosi su analisi precedentemente condotte su suoli provenienti dallo stesso sito di campionamento ed in seguito ad una valutazione preliminare dei risultati ottenuti mediante applicazione del metodo rapido all'idrometro di Bouyoucos, si è scelto di procedere ad una determinazione più accurata della componente sabbiosa del suolo mediante setacciatura ad umido (*wet sieving*). La prova è stata realizzata in triplo su 40 g di suolo precedentemente essiccato e setacciato a 2 mm. A tal fine sono stati utilizzati vagli sovrapposti con maglie di dimensioni decrescenti per separare le diverse frazioni di sabbia. In particolare, sono stati utilizzati setacci da 2000 µm, 1000 µm, 500 µm, 250 µm, 106 µm e 53 µm. Il primo setaccio (2000 µm) è servito a separare eventuali residui di scheletro dalla terra fine sottoposta a setacciatura ad umido, mentre sopra le maglie dei successivi setacci si sono depositate le frazioni, rispettivamente, di sabbia molto grossa, sabbia grossa, sabbia media, sabbia fine e sabbia molto fine. Mediante la setacciatura ad umido la frazione passante attraversa i vagli sospinta da un flusso di acqua dall'alto che migliora la separazione tra le particelle; la frazione con dimensioni inferiori a quelle della sabbia (< 50 µm) è stata invece dilavata dal flusso di acqua.

Per la quantificazione del peso di ciascuna frazione, è stato necessario collocare i setacci, contenenti le rispettive parti di sabbia, in stufa a 60°C per circa 6 ore, in modo tale



da determinarne l'essiccamento. Sottraendo al peso totale di setacci e sabbia così essiccati la rispettiva tara si ottiene il peso relativo a ciascuna frazione.



**Figura 3.11** Setacciatura della frazione sabbiosa ad umido

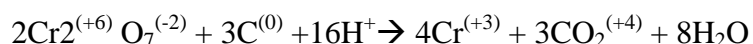
#### 3.4.2.3 *Il pH*

Per conoscere il valore di pH del suolo, è stata realizzata una misurazione in doppio in acqua deionizzata, secondo il rapporto ponderale 1:2,5. 5 g suolo essiccato e vagliato a 2 mm sono stati quindi collocati all'interno di contenitori in plastica con la corretta proporzione di soluzione (12,5 ml) ed, una volta coperti con Parafilm®, sono stati lasciati a riposo per 1 notte. Il giorno seguente è stata effettuata la misurazione del pH mediante pHmetro precedentemente calibrato con soluzioni a pH noto.

#### 3.4.2.4 *Determinazione del contenuto di C organico e di C umico*

Per la determinazione del contenuto di carbonio organico totale e di carbonio umico si è proceduto all'applicazione dei metodi Walkley e Black (1934) e Allison (1960). Il primo si basa sull'ossidazione ad umido della sostanza organica presente nel campione, a contatto con una soluzione acida di bicromato di potassio in presenza di acido solforico

concentrato. Il bicromato, riducendosi, ossida il C della sostanza organica da 0 (valore medio) a +4 (della CO<sub>2</sub>, la forma più ossidata) secondo la reazione:



La quantità di bicromato che non ha reagito con la sostanza organica viene quantificata mediante titolazione con una soluzione di ferro ammonio solfato, detta Sale di Mohr [Fe(NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>2</sub>·6H<sub>2</sub>O]



in presenza di acido fosforico e dell'indicatore difenilammina (1 g di difenilammina in 100 ml di acido solforico concentrato).

Il metodo Walkley-Black utilizza solo il calore di diluizione dell'H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> concentrato e non risulta pertanto sufficiente per la completa ossidazione dei composti organici. Ne deriva, pertanto, che solo le forme più attive del C vengono ossidate a CO<sub>2</sub> e quindi misurate tramite titolazione del dicromato che non ha reagito (McLeod, 1975). La percentuale di carbonio organico ossidato oscilla, secondo gli autori del metodo, tra il 75% e l'86%.

Il metodo prevede l'utilizzo di una quantità variabile di campione (0,5-2 g) in proporzione inversa alla quantità del contenuto atteso, per evitare che tutto il bicromato reagisca ed assicurandosi invece il suo eccesso. Il volume di soluzione scelta è a questo punto trasferito in un becker con l'aggiunta di 10 cc di K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub> 1 N e 20 cc di H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> concentrato al 96%. Dopo trenta minuti la reazione viene spenta con l'aggiunta di 200 ml circa di acqua deionizzata. Si aggiungono 5 ml di H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> concentrato, 5-10 gocce di difenilammina, e si titola con la soluzione di ferro ammonio solfato esaidrato 0.5 N, mantenendo il campione in agitazione, fino al viraggio dal blu al verde. Parallelamente si esegue una prova in bianco, nella quale è stato omesso il campione, per conoscere lo zero del viraggio.

Il metodo per la determinazione del carbonio organico a caldo (Allison, 1965) prevede l'ossidazione del carbonio organico ad anidride carbonica con soluzione di potassio bicromato in presenza di acido solforico, ma l'uso del calore (180°C per 30 minuti) consente in questo caso la completa ossidazione di tutto il materiale organico presente nel campione da parte del bicromato, così da poter determinare il carbonio

organico totale. Dopo un tempo stabilito, la reazione viene interrotta per aggiunta di un opportuno volume di H<sub>2</sub>O e la quantità di potassio bicromato che non ha reagito viene determinata per titolazione con una soluzione di ferro ammonio solfato esaidrato. Il punto finale della titolazione viene accertato con l'aggiunta di un opportuno indicatore di ossidoriduzione.

Di ogni campione analizzato, in entrambi i metodi e compresa la prova in bianco, sono state effettuate prova e controprova, in modo da permettere la mediazione il dato finale ottenuto ed una successiva rielaborazione statistica.

#### 3.4.2.5 *Analisi elementare*

Al fine di conoscere il contenuto di carbonio organico totale del suolo (*total organic carbon*, TOC) e di azoto totale per il calcolo del rapporto C/N, si è proceduto ad Analisi Elementare Strumentale mediante analizzatore elementare “vario MACRO”. Si tratta di uno strumento completamente automatico che permette una rapida analisi quantitativa di C, H, N, S partendo da materiali di varia natura (solidi o liquidi). Il principio di funzionamento si basa sul metodo Dumas (1831), che prevede una completa ed istantanea ossidazione (*flash combustion*) del campione con conversione di tutte le sostanze organiche ed inorganiche in prodotti gassosi.

Prima dell'utilizzo vero e proprio dello strumento è stato necessario procedere con la preparazione del campione: il suolo è stato preventivamente setacciato a 500 µm e successivamente pesato; è stato poi aggiunto a questo un agente ossidante (ossido di tungsteno) ed il tutto è stato collocato in capsule di stagno. Queste sono state chiuse ed introdotte automaticamente nello strumento dopo eliminazione dell'aria.

All'interno dello strumento avvengono una serie di reazioni: all'interno del tubo di combustione (primo tubo di reazione) le alte temperature (1150°C) e la presenza di O<sub>2</sub> determinano l'incenerimento del campione. I prodotti che si originano durante la combustione sono CO, CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>O, NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub> and SO<sub>3</sub> sono trasportati da un flusso di elio, utilizzato come *gas carrier*, fino al detector. Nel tubo di riduzione (secondo tubo di reazione contenente Chumallo stato ridotto) gli NO<sub>x</sub> e SO<sub>3</sub> vengono quantitativamente ridotti a N<sub>2</sub> e SO<sub>2</sub> e l'eccesso di ossigeno viene legato dalla lana d'argento (presente

all'interno del tubo). L'umidità presente nel flusso di gas viene allontanata con un primo passaggio attraverso un'apposita membrana e con successivo passaggio su *Sicapent* (composto altamente igroscopico). All'interno del tubo di post-combustione (terzo tubo di reazione contenente CuO e Pt come catalizzatore) si ha una completa ossidazione a CO<sub>2</sub> dei composti di carbonio non completamente ossidati (CO). La separazione di N<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub>, resa necessaria dall'utilizzo di un detector a conducibilità termica non selettivo, è effettuata bloccando temporaneamente la CO<sub>2</sub> e la SO<sub>2</sub> per adsorbimento a livello di specifiche colonne riscaldabili. N<sub>2</sub> arriva invece direttamente al detector che ne rileva la concentrazione. In seguito la colonna di adsorbimento della CO<sub>2</sub> si riscalda sino a 230°C provocando la liberazione del composto che può quindi essere trasportato dal flusso di He fino al detector. Infine per effetto del riscaldamento della colonna della SO<sub>2</sub> fino a 210°C gli ossidi di zolfo vengono rilasciati e rilevati dal detector.

Per una corretta quantificazione dei vari elementi è stata necessaria la creazione di una apposita retta di calibrazione generata dall'impiego di uno standard (Sulfanilamide) contenente concentrazioni note degli elementi di interesse (N=16,25%; C=41,81%; S=18,62%; H=4,65%). In seguito alla taratura dello strumento è stato quindi possibile eseguire l'analisi di C e N in doppio per i campioni di suolo. Il valore di C organico è ottenuto dalla differenza tra C totale e C inorganico; quest'ultimo è derivato da campioni collocati in muffola ad una temperatura di 550 °C per 3 ore, al fine di ottenere la completa combustione della sostanza organica presente.

In particolare, la metodologia adottata ha previsto il frazionamento del suolo da analizzare in due aliquote: la prima è stata pesata in capsule di stagno (*tin foil*) e sottoposta ad analisi elementare per la determinazione di C<sub>totale</sub> e N<sub>totale</sub>; la seconda aliquota è stata pesata in capsule d'argento (*silver foil*), che sono poste, appunto, in muffola. L'impiego dei *silver foil* è richiesto dalla temperatura raggiunta all'interno della muffola (l'Ag resiste fino a 960 °C mentre lo Sn fonde intorno ai 230 °C). Con questo passaggio è stato così ottenuto l'allontanamento della frazione organica del carbonio senza intaccare i carbonati. Dopo il passaggio in muffola, queste capsule sono state caricate sull'analizzatore per la determinazione del Carbonio alla sola frazione inorganica. Dalla differenza tra i valori di Carbonio totale e Carbonio inorganico è stato ottenuto quindi il valore del Carbonio Organico Totale (TOC). L'analisi dei campioni è stata eseguita in doppio per permettere il calcolo successivo di media ed errore standard di ciascun valore.

Poiché la sostanza organica influenza in modo marcato le proprietà chimiche, fisiche e biologiche del suolo si preferisce talvolta caratterizzarlo per il suo contenuto di sostanza organica piuttosto che di carbonio organico. La quantità di sostanza organica si ottiene moltiplicando il contenuto di carbonio organico per un fattore pari a 1,724. Alcuni ritengono che questo fattore di conversione sia piuttosto basso e valori oscillanti tra 1,9 e 2,5 siano più appropriati.

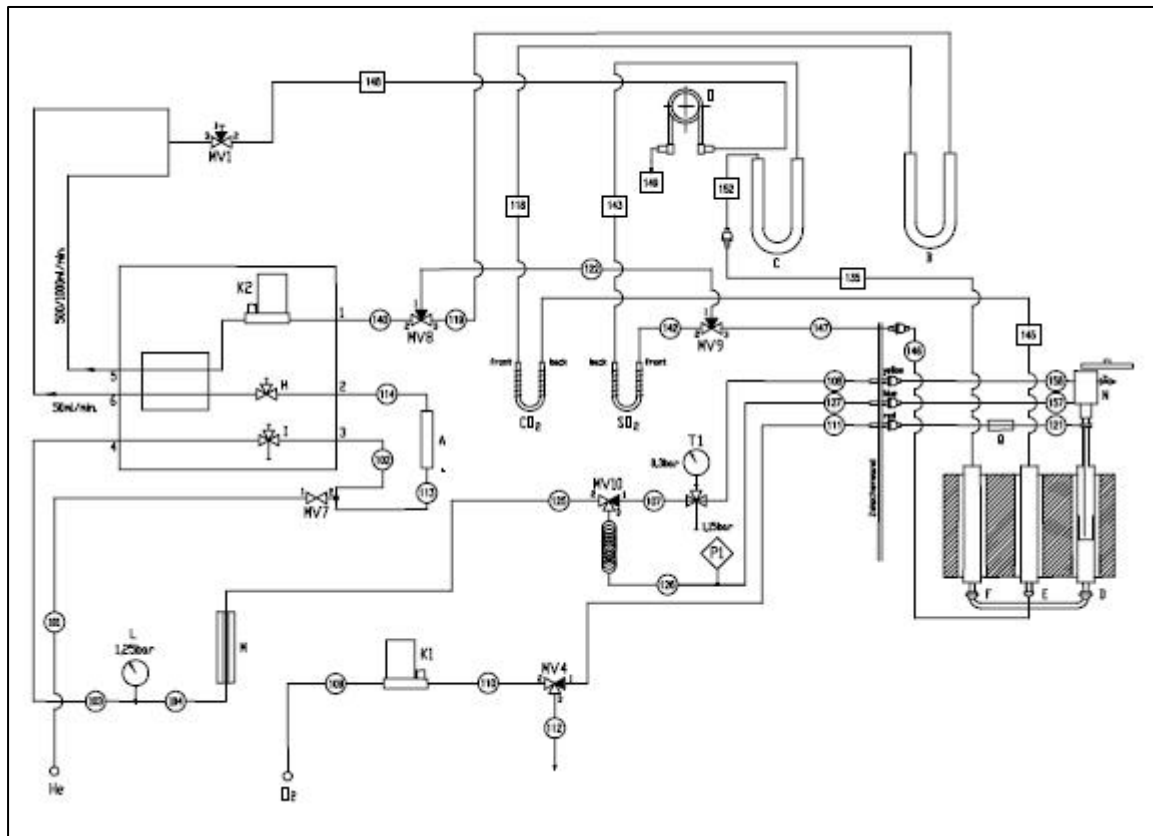


Figura 3.12 Schema di funzionamento dell'Analizzatore Elementare

### 3.4.3 Caratterizzazione della sostanza organica elaborata nei mesocosmi

Per la valutazione della possibile influenza della mesofauna nell'evoluzione della sostanza organica ed, in particolare, nell'elaborazione dei composti umici, è stato necessario estrarre, in primo luogo, le frazioni umiche dal suolo di ogni mesocosmo, per analizzare successivamente il relativo contenuto di C organico ed umico.

#### 3.4.3.1 Estrazione delle sostanze umiche contenute nei mesocosmi

Al termine dell'incubazione, il suolo dei mesocosmi è stato sottoposto all'estrazione delle sostanze umiche; il contenuto di suolo di ogni mesocosmo è stato raccolto, pesato mediante bilancia tecnica e collocato all'interno di contenitori di plastica da centrifuga. I nove campioni di suolo, tre per ogni serie di mesocosmi, hanno subito cinque lavaggi in soluzione NaOH 1N e due lavaggi finali in acqua deionizzata.

I primi due lavaggi hanno previsto l'aggiunta di 400 ml di NaOH 1 N a ciascun campione (200 ml per ogni lavaggio); ad ogni diluizione è seguito un tempo di agitazione in agitatore automatico a 150 giri/minuto approssimativamente pari ad una notte; trascorso l'*overnight*, la frazione umica dispersa in soluzione, corrispondente alla totalità di acidi umici e fulvici (*Total Extractable Carbon*, TEC) è stata separata dal residuo di estrazione mediante la collocazione in supercentrifuga Beckman per 15 minuti a 9000 rpm ed alla temperatura media di 15°C. La stessa metodologia è stata applicata per il terzo lavaggio in soda, ma considerando la colorazione più chiara del secondo estratto rispetto al primo, si è deciso di protrarre l'agitazione solo per 2 ore. I due lavaggi in acqua deionizzata hanno seguito la medesima procedura: al residuo delle precedenti estrazioni, contenuto nelle bottiglie da centrifuga, sono stati aggiunti 200 ml di acqua deionizzata per ogni lavaggio; la diluizione così ottenuta è stata collocata in agitatore automatico a 150 giri/minuti circa per 2 ore e successivamente sottoposta a centrifugazione secondo i parametri precedenti.

Il surnatante ottenuto in seguito ad ogni centrifugazione è stato filtrato con carta Bibula collocata all'interno di imbuti posizionati al di sopra di becker recanti opportune etichette di riconoscimento. Il contenuto dei becker è stato periodicamente trasferito all'interno di bottiglie di vetro da 2 litri e conservato in frigorifero.

Il residuo derivante dall'ultimo lavaggio in acqua deionizzata, costituito prevalentemente da suolo ed umina, è stato invece raccolto e collocato all'interno di contenitori di alluminio fino al completo essiccamento in stufa a 40°C.



**Figura3.13 Estrazione sostanze umiche**



**Figura3.14 Residui di estrazione**

### 3.4.3.2 *Determinazione del contenuto di C organico delle frazioni estratte*

Le sostanze umiche estratte ed il relativo residuo di estrazione sono stati sottoposti a determinazione del contenuto di C organico totale mediante il metodo Allison (1965), analogamente a quanto descritto nel Capitolo 3.4.2.4. Per l'applicazione di tale metodo, sono stati prelevati 10 ml di estratto per ogni campione mediante l'utilizzo di una pipetta, mentre per il residuo di estrazione sono stati impiegati 0,2 g circa di suolo per ciascun campione, pesati mediante l'utilizzo di una bilancia di precisione.



**Figura 3.15** Aggiunta di potassio bicromato ai campioni (a sinistra); titolazione (a destra)



### 3.5 Analisi statistica

L'omogeneità della varianza dei parametri relativi alla caratterizzazione chimico-fisica e biologica dei suoli considerati è stata analizzata mediante il test di Barlett; quando necessario, è stata applicata la trasformazione angolare per la normalizzazione dei dati.

Le variabili relative alla descrizione quali-quantitativa della mesofauna (ovvero le abbondanze dei diversi Ordini di microartropodi, l'abbondanza totale e gli indici QBS-ar, FBT-ar ed il rapporto Acari/Collemboli) sono state sottoposte ad ANOVA a due vie per la valutazione degli effetti dei fattori "presenza/assenza di bioturbazione" e "posizione interna/esterna a *kettle holes*". È stato poi applicato il test *post hoc* di Student-Newman-Keuls (SNK) per la comparazione delle differenze tra le medie dei gruppi.

La correlazione tra le diverse variabili è stata studiata mediante il calcolo della matrice di correlazione utilizzando il coefficiente  $r$  di Pearson. Infine per studiare la struttura delle interdipendenze tra i diversi parametri è stata eseguita l'Analisi delle Componenti Principali (PCA). Le variabili (Abbondanza di Acari, Araneidi, Collemboli, Coleotteri, altri insetti olometaboli, altre larve di insetti olometaboli, indici QBS-ar ed FBT-ar) sono state standardizzate e sottoposte a PCA. Sono state così estratte due componenti principali (PCs), ruotate ortogonalmente secondo il metodo di rotazione varimax (Kaiser, 1958) e ne sono stati definiti i relativi pesi delle variabili. Nella discussione dei dati sono state considerate solo le PCs con autovalore  $>1$ .

I risultati relativi alla caratterizzazione chimica dei suoli (carbonio organico ed umico) sono stati sottoposti ad ANOVA univariata secondo il fattore "mesofauna". Per il raggruppamento delle medie, secondo sottoinsiemi omogenei, sono stati eseguiti i test *post hoc* SNK. La relazione tra le variabili carbonio organico totale e carbonio umico è stata studiata mediante regressione di tipo lineare, per tutti i campioni (serie di mesocosmi con suolo naturale, inoculato con mesofauna, e defaunizzato) e per le singole serie di mesocosmi.

## 4 RISULTATI E DISCUSSIONE

### 4.1 Caratterizzazione quali-quantitativa della mesofauna presente in suoli d'alta quota

In seguito all'applicazione dell'indice QBS-ar e alla valutazione di ulteriori parametri descrittivi della qualità biologica dei suoli, è stato possibile caratterizzare la mesofauna dei suoli d'alta quota considerati.

Dall'osservazione della mesofauna contenuta nella selettura è stato possibile determinare le abbondanze relative ai diversi Ordini di microartropodi edafici e definire differenti parametri caratterizzanti tale comunità. I dati ottenuti sono stati inoltre sottoposti ad analisi statistica ANOVA a due vie; in particolare, è stato valutato l'effetto di fattori quali la presenza/assenza di bioturbazione e la posizione interna/esterna a *kettle hole* sulle variabili considerate.

Codice suolo	Caratteristiche	ABBONDANZA (n° di individui e % sul totale)								
		Acari	Araneidi	Collemboli	Coleotteri	Emitteri	Imenotteri	Altri olometaboli	Larve di Dittero	Larve di altro olometabolo
B	Bioturbato; interno a kettle	20 aA*	1	55	0 aA	0	0	0	0	0
		26%	1%	72%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
R	Non bioturbato; interno a kettle	325 bA	2	691	4 bA	2	3	3	1	33
		31%	0%	65%	0%	0%	0%	0%	0%	3%
P	Non bioturbato; esterno a kettle	145 bB	3	132	1 bB	0	0	0	0	0
		52%	1%	47%	0%	0%	0%	0%	0%	0%

\* In colonna, lettere minuscole diverse corrispondono a medie statisticamente differenti (per  $P \leq 0,05$ ) nei confronti del fattore "Presenza/assenza bioturbazione"; lettere maiuscole diverse corrispondono a medie statisticamente differenti (per  $P \leq 0,05$ ) nei confronti del fattore "Posizione interna/esterna a kettle holes"

**Tabella 4.1** Abbondanze relative ai singoli *taxa* e loro frequenza percentuale

I risultati relativi all'indice QBS-ar e agli altri parametri descrittivi della comunità edafica sono riportati nella seguente tabella:

Codice sito	Caratteristiche	Abbondanza microartropodi	QBS-ar	FBT-ar	Acari/Collemboli
B	Bioturbato; interno a kettle	78 (44) a*	49 (6) a	4 (1) aA	0,97 (0,41)
R	Non bioturbato; interno a kettle	1058 (671) b	62 (3) b	6 (0) bA	1,15 (0,43)
P	Non bioturbato; esterno a kettle	284 (49) b	52 (5) b	5 (0) bB	1,34 (0,57)

\* In colonna, lettere minuscole diverse corrispondono a medie statisticamente differenti nei confronti del fattore "Presenza/assenza bioturbazione"; lettere maiuscole diverse corrispondono a medie statisticamente differenti nei confronti del fattore "Posizione interna/esterna a kettle holes"

**Tabella 4.2** Abbondanza totale dei microartropodi, indici QBS-ar, FBT-ar ed ACARI/Collemboli determinati per la comunità edafica dei suoli considerati

Dall'ANOVA a due vie è possibile evidenziare quali parametri descrittivi la comunità di microartropodi risultino maggiormente sensibili alle variazioni dell'ambiente edafico d'alta quota. In particolare, il fattore "presenza/assenza di bioturbazione" è risultato significativo per le seguenti variabili: abbondanza di Acari ( $P \leq 0,003$ ), Coleotteri ( $P \leq 0,01$ ) e artropodi totali ( $P \leq 0,045$ ) e indici QBS-ar ( $P \leq 0,02$ ) e FBT-ar ( $P \leq 0,01$ ). Le variabili rimanenti (abbondanza di Araneidi, Collemboli, Emitteri, Imenotteri, altri Olometaboli, larve di Dittero e larve di altro insetto Olometabolo e rapporto Acari/Collemboli) non sono risultate significativamente influenzate da tale fattore. La bioturbazione del suolo da parte di arvicola delle nevi sembra avere un importante effetto sull'abbondanza dei Coleotteri nel suolo ( $P \leq 0,001$ ), così come sulla numerosità delle Forme Biologiche presenti ( $P \leq 0,001$ ). Anche l'abbondanza degli Acari è fortemente influenzata da tale fenomeno ( $P \leq 0,003$ ), così come l'indice QBS-ar ( $P \leq 0,020$ ) e il numero totale di microartropodi edafici ( $P \leq 0,045$ ). Il fattore "posizione interna/esterna a *kettle hole*" si è dimostrato invece significativo per l'abbondanza di Acari ( $P \leq 0,05$ ) e Coleotteri ( $P \leq 0,001$ ) e per l'indice FBT-ar ( $P \leq 0,016$ ).

Tali variabili possono quindi essere considerate di notevole importanza nella descrizione dell'ambiente edafico relativo al sito oggetto di studio. L'attività di bioturbazione indotta dall'arvicola delle nevi e la presenza di peculiari morfologie glaciali influenzano fortemente la pedogenesi e le caratteristiche dei suoli d'alta quota e, conseguentemente la loro comunità edafica.

Osservando i valori relativi alle abbondanze di ciascun Ordine di microartropodi, emerge che in tutti i casi considerati la maggior parte della comunità edafica è costituita da Acari e Collemboli. Il numero maggiore di individui è stato ottenuto per entrambi i *taxa* nei suoli regolari interni a *kettle hole* (325 Acari e 691 Collemboli), mentre i valori inferiori sono stati entrambi riscontrati nei suoli bioturbati. La numerosità di Acari e Collemboli nei suoli regolari esterni a *kettle hole*, invece, presenta una condizione intermedia tra i due precedenti. Osservando però il rapporto Acari/Collemboli, tali suoli risultano quelli con il valore più alto (1,34), anche se le medie non sono risultate statisticamente distinte. Successivamente le differenze maggiori si riscontrano nell'abbondanza delle larve di altri Olometaboli (principalmente Coleotteri) presenti nei suoli regolari interni a *kettle hole* (33 individui). Le abbondanze relative agli altri Ordini di microartropodi si avvicinano alla condizione appena descritta, con poche unità presenti nei suoli regolari interni a *kettle hole* e la quasi totale assenza negli altri due casi. Solo la numerosità degli Araneidi è differente, con un numero decrescente di individui rilevati nei suoli non bioturbati esterni a *kettle hole*, successivamente inferiore per suoli regolari interni a tali morfologie e suoli bioturbati.

In tutti i suoli studiati è stata rilevata una comunità edafica piuttosto povera in termini di *taxa*, con pochi Ordini rappresentati, alcuni dei quali comprendenti un esiguo numero di individui. Questo si traduce in un valore tendenzialmente basso di Forme Biologiche Totali rilevabili che sono sempre maggiori nei suoli regolari dotati delle condizioni ecologiche più favorevoli, in quanto evoluti all'interno di *kettle hole* (6) e minori nei suoli bioturbati da arvicola delle nevi (4). Tale valore risulta peraltro statisticamente influenzato dal disturbo indotto dall'attività dell'arvicola ( $P \leq 0,01$ ) che dalla posizione del suolo (condizioni di fondovalle all'interno di *kettle hole*  $P \leq 0,016$ ). Anche l'indice QBS-ar assume il valore massimo (64) nei suoli regolari interni a *kettle hole* per poi diminuire nel caso di campioni esterni e bioturbati. La differenza delle medie risulta però statisticamente significativa ( $P \leq 0,02$ ) solo tra i campioni di suolo regolare e bioturbato, mentre non risulta influenzata dalla posizione rispetto al *kettle*.

Dallo studio della relazione tra le variabili è stato possibile evidenziare che molte di esse risultano tra loro fortemente correlate. È il caso, ad esempio, delle abbondanze di Acari e Collemboli, il cui valore di correlazione di Pearson ( $r$ ) è pari 0,901 ( $P \leq 0,001$ ). Il numero totale di Acari risulta fortemente correlato con l'abbondanza totale dei microartropodi ( $r = 0,944$  e  $P \leq 0,001$ ), così come verificato per il numero totale di Collemboli ( $r = 0,993$  e  $P \leq 0,001$ ). La sussistenza di tale correlazione potrebbe essere spiegata considerando l'elevata importanza, in termini quantitativi, assunta dai due *taxa* nel calcolo dell'abbondanza totale dei microartropodi: questi risultano infatti i più numerosi. Un'altra forte correlazione sussiste tra l'abbondanza totale di Coleotteri ed il numero totale delle larve di altri Olometaboli ( $r = 0,914$  e  $P \leq 0,001$ ). È stata inoltre riscontrata l'esistenza di altre correlazioni, tra le abbondanze di Acari e Coleotteri ( $r = 0,865$  e  $P \leq 0,001$ ), la numerosità di questi ultimi ed il numero di Forme Biologiche Totali ( $r = 0,836$  e  $P \leq 0,001$ ) e, infine, tra queste e gli indici QBS-ar ( $r = 0,815$  e  $P \leq 0,002$ ). Ulteriori correlazioni si sono riscontrate tra l'indice QBS-ar e l'abbondanza di Coleotteri ( $r = 0,795$  e  $P \leq 0,003$ ), tra quest'ultima e la numerosità totale di microartropodi ( $r = 0,780$  e  $P \leq 0,005$ ), tra l'abbondanza delle larve di altri Olometaboli e l'indice FBT-ar ( $r = 0,776$  e  $P \leq 0,005$ ), così come con il QBS-ar ( $r = 0,744$  e  $P \leq 0,009$ ) ed, infine, tra le abbondanze di Coleotteri e Collemboli ( $r = 0,720$  e  $P \leq 0,013$ ).

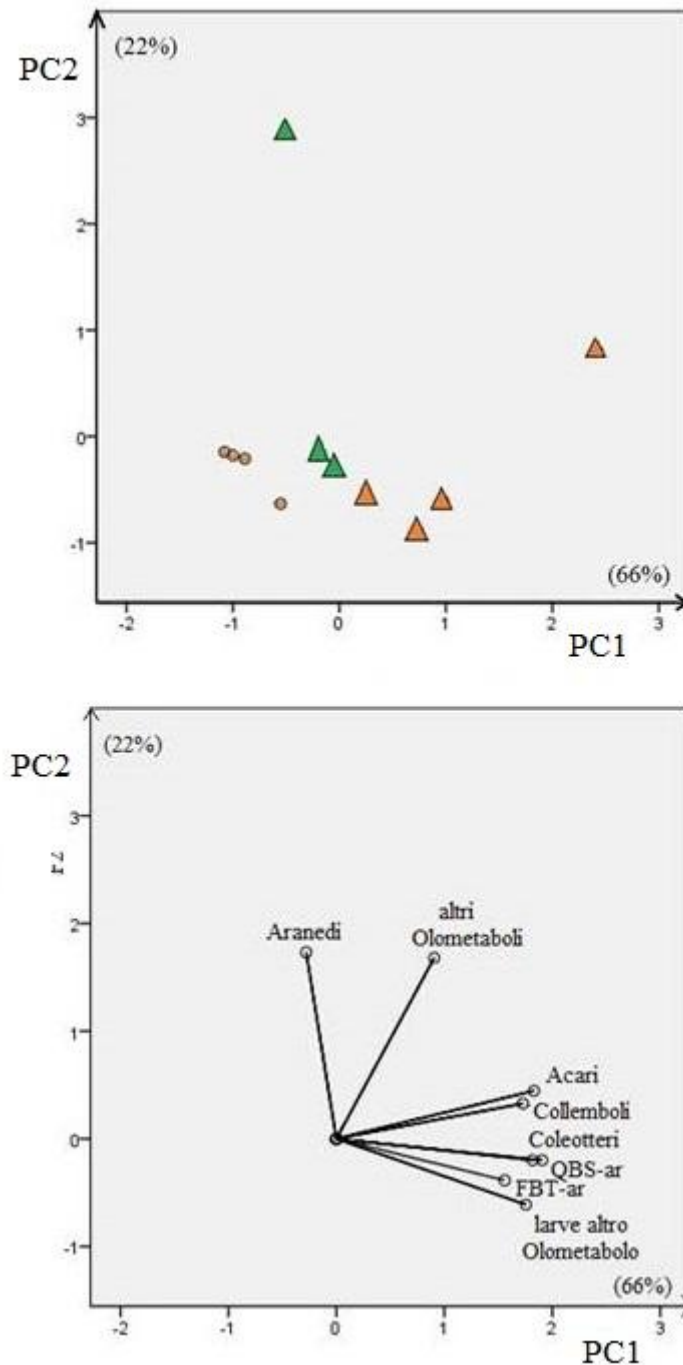
L'analisi della correlazione tra le diverse variabili è stata inoltre un utile supporto per l'individuazione di quelle da sottoporre all'Analisi delle Componenti Principali: sono state a tale scopo considerate le abbondanze di Acari, Araneidi, Collemboli, Coleotteri, insetti altri Olometaboli e larve di altri insetti Olometaboli, unitamente agli indici QBS-ar e FBT-ar. In particolare, i due assi estratti hanno spiegato l'88 % della varianza dei dati.

La PC1, in particolare, è in grado di spiegare il 66% della varianza dei campioni ed è correlata (peso dei componenti  $> 0,8$ ) (Tabella 4.3) con l'abbondanza di Coleotteri, quella degli Acari, l'indice QBS-ar, la numerosità totale delle larve di altro Olometabolo, l'abbondanza di Collemboli, ed infine, con il numero di Forme Biologiche Totali. La PC2, invece, è in grado di spiegare il 22% della varianza e risulta correlata con l'abbondanza di altri Olometaboli ed Araneidi. I pesi delle diverse componenti sono riportati nella seguente tabella:

	PC1	PC2
Abbondanza Acari	<b>0,945</b>	0,231
Abbondanza Araneidi	-0,144	<b>0,894</b>
Abbondanza Collemboli	<b>0,892</b>	0,169
Abbondanza Coleotteri	<b>0,985</b>	-0,103
Abbondanza altri Olometaboli	0,468	<b>0,868</b>
Abbondanza larve di altro Olometabolo	<b>0,907</b>	-0,316
QBS-ar	<b>0,938</b>	-0,103
FBT-ar	<b>0,805</b>	-0,199

**Tabella 4.3** Pesì delle componenti nella correlazione tra fattori e variabili parametriche

Si riporta inoltre la rappresentazione grafica dei campioni nello spazio individuato dalle due PCs estratte (grafico superiore) e delle diverse variabili considerate (grafico inferiore) (Figura 4.1).



**Figura 4.1** Distribuzione dei campioni nel piano (in alto); Proiezione nel piano delle variabili considerate (in basso). Simboli differenti corrispondono a differenze nel fattore “presenza/assenza bioturbazione”. Colori differenti corrispondono a differenze nel fattore “posizione interna/esterna a *kettle hole*”

Dall’analisi della proiezione dei punti nel piano individuato dalle due PCs, risulta una distribuzione piuttosto aggregata, con la maggior parte dei campioni disposti nell’area inferiore del grafico secondo un andamento tendenzialmente orizzontale. Vi sono poi due

*outlayers* collocati rispettivamente nella parte intermedia e superiore del grafico, in posizione decentrata rispetto alla nuvola principale. I campioni di suolo bioturbato, (Figura 4.1 in alto, cerchi) si collocano nell'area più prossima all'origine degli assi. Essi sembrano avere una dispersione minore rispetto ai campioni non soggetti a bioturbazione (Figura 4.1 in alto, triangoli). Difatti, la variabilità dei non bioturbati sembra maggiore, come evidenziato dalla presenza dei due *outlayers*. I campioni di suolo non bioturbato, inoltre, presentano valori maggiori relativamente all'abbondanza di Acari, Collemboli, Coleotteri, larve di altri olometaboli, QBS-ar e FBT-ar, come deducibile anche dall'osservazione dell'orientamento delle variabili proiettate nel piano. Il punto relativo all'*outlayer* collocato nella parte alta del grafico (campione di suolo non bioturbato ed esterno a *kettle hole*) potrebbe altresì dimostrarsi principalmente correlato con l'abbondanza di Araneidi, mentre l'abbondanza degli Acari appare particolarmente influente sul secondo *outlayer* (campione relativo a suolo non bioturbato interno a *kettle hole*). Dalla posizione attribuita ai punti di campioni non bioturbati rispetto all'abbondanza di Acari, coleotteri, Collemboli, larve di altro Olometabolo ed indici QBS-ar e FBT-ar si può dedurre un valore minore delle variabili elencate in tali campioni. Ciò può indurre a considerare l'ipotesi secondo cui la bioturbazione porti una semplificazione dell'ecosistema edafico, rappresentando un disturbo ed inducendo un decremento quali-quantitativo della mesofauna presente. Il fattore "presenza/assenza di bioturbazione" sembra inoltre ben riflettersi lungo l'asse PC1 secondo un gradiente evidente. Si potrebbe supporre poi che la variabilità dimostrata dai campioni di suoli non bioturbati, più lontani fra loro rispetto ai bioturbati, sia accentuata dal fattore "posizione interna/esterna a *kettle hole*". La posizione pseudocentrale dei campioni non bioturbati ed esterni a *kettle hole* (triangoli verdi) potrebbe indurre ad ipotizzare condizioni ecologiche intermedie di questi suoli, non soggetti al disturbo indotto dalla presenza di colonie di arvicola, ma allo stesso tempo situati in condizioni prevalentemente di versante, e quindi non dotati della stessa stabilità dell'ambiente interno a *kettle hole*. Per confermare in modo più solido la veridicità di tale ipotesi è auspicabile un confronto tra un maggior numero di campioni: l'elevata variabilità degli ambienti d'alta quota complica però la realizzazione. L'eterogeneità ambientale induce allo stesso tempo un incremento della biodiversità. A tale scopo, è importante poter attribuire alle diverse variabili descrittive un ordine di importanza. Nella distribuzione dei campioni lungo l'asse delle ascisse, individuato dalla PC1, l'abbondanza dei Coleotteri e quella degli Acari, così come l'indice QBS-ar, appaiono essere tra i parametri più importanti (con un peso



rispettivamente di 0,985 , 0,945 e 0,938 sulla PC1). Secondo quanto precedentemente affermato riguardo all'influenza del fattore "presenza/assenza di bioturbazione" nella distribuzione orizzontale dei campioni, consegue che tali variabili risultano fortemente influenzate dalla presenza di bioturbazione. Il QBS-ar risulta pertanto adatto alla descrizione degli effetti indotti dalla bioturbazione nell'ambiente edafico, rendendone così auspicabile l'impiego nella determinazione di ulteriori fattori. La concomitante validità descrittiva dell'abbondanza dei Coleotteri, dotati altresì di caratteri macroscopici e più tipicamente identificabili, lascia inoltre supporre la possibilità di utilizzo di tale Ordine di Insetti per scopi analoghi a quelli dell'indice QBS-ar. Uno studio più approfondito in tale ambito ne potrebbe quindi comprovare l'adeguatezza di applicazione.

Successivamente è stato possibile confrontare i risultati ottenuti con quelli acquisiti in un precedente studio condotto in ambiente periglaciale su suoli di prateria alpina (Bertola, 2011). I valori del QBS-ar riportati per due siti collocati intorno a 2540 m slm sono pari a 52 e 65; questi risultano pertanto simili a quelli individuati in suoli periglaciali di ambiente appenninico ed, in particolare, ai campioni non soggetti a bioturbazione. Le FBT-ar riportate sono comparabili solo con il suolo di prateria non bioturbato esterno a *kettle hole*: in entrambi i siti infatti sono stati rilevati valori pari a 5. In particolare, è stata riscontrata la presenza dei seguenti ordini di microartropodi: Araneidi, Acari, Collemboli, Emitteri ed altri artropodi. I Coleotteri sono risultati assenti. L'abbondanza totale di microartropodi è invece affine a quella riscontrata nei suoli regolari evoluti all'interno di *kettle hole* in Valle Cannella (rispettivamente, n.: 688; 901). In particolare, l'abbondanza di Acari rilevata nei due siti in ambiente periglaciale alpino (rispettivamente 120 e 260 individui) è inferiore a quella ottenuta in Valle Cannella per i suoli in condizioni ecologicamente più favorevoli (regolari interni a *kettle hole*), mentre è comparabile con i risultati ottenuti per il suolo di prateria non bioturbato. L'abbondanza di Collemboli, al contrario, risulta molto elevata, con valori pari a 536 per il primo sito e 635 per il secondo; tali risultati sono simili solo a quelli ottenuti nei suoli regolari interni a *kettle hole* in ambiente appenninico. Le abbondanze degli altri Ordini (Araneidi, Emitteri e altri Olometaboli) constano, come nei suoli della Majella, di poche unità. La differenza sicuramente più importante è riscontrabile, invece, nel rapporto Acari/Collemboli, che nei suoli piemontesi d'alta quota è compreso tra 0,2 e 0,4, contrariamente ai risultati ottenuti per i suoli della Valle Cannella, dove tale rapporto assume valore minimo pari a 0,97 nei suoli bioturbati fino a superare l'unità (1,34) nei suoli regolari di prateria di versante. Tale

disparità può indicare un maggiore equilibrio riscontrabile nell'ambiente edafico periglaciale della Valle Cannella, in quanto condizioni di maggiore stabilità determinano un incremento dell'abbondanza degli Acari rispetto a quella dei Collemboli (Bachelier, 1963). Ciò risulta particolarmente vero in suoli non soggetti a bioturbazione, nei quali la comunità edafica non è disturbata dall'attività biologica dell'arvicola delle nevi; la media dei valori riscontrati in presenza di bioturbazione, comunque, sono prossimi all'unità (0,97), permettendo quindi di considerare le condizioni edafiche di tali suoli più stabili dal punto di vista ecologico. Qualora questa condizione venisse a mancare, in seguito ad esempio al verificarsi di cambiamenti climatici, l'indice Acari/Collemboli potrebbe quindi risultare sensibile a tali variazioni di tipo ecologico.

A causa del ridotto numero di campioni analizzati, dovuto all'elevata eterogeneità dell'ambiente di alta quota e alle rilevanti difficoltà di campionamento, una interpretazione rigorosa dei risultati ottenuti non permette l'attribuzione di una robusta validità. Tale considerazione non compromette, però, la possibilità da parte del presente studio di fornire indicazioni di sostanziale importanza, utili altresì per la pianificazione di indagini future.

## 4.2 Effetto della mesofauna nell'umificazione della sostanza organica

Sono stati determinati i principali parametri chimico-fisici descrittivi del suolorappresentativo della Valle Cannella, esterno a *kettle holes* e non soggetto a bioturbazione, in seguito impiegato per la realizzazione dei mesocosmi (Tabella 4.4).

Tessitura								
Sabbia <sup>a</sup>						Limo	Argilla	
MG	G	M	F	MF	T <sup>b</sup>	T <sup>c</sup>		
g kg <sup>-1</sup>	g kg <sup>-1</sup>	g kg <sup>-1</sup>	g kg <sup>-1</sup>	g kg <sup>-1</sup>	g kg <sup>-1</sup>	g kg <sup>-1</sup>	g kg <sup>-1</sup>	g kg <sup>-1</sup>
56 (7)	126 (9)	143 (3)	293 (17)	265 (1)	837 (14)	760	170	70

<sup>a</sup> MG Molto grossa = 2-1 mm; G Grossa = 1-0,5 mm; M Media = 0,5-0,25; F Fine = 0,25-0,10; MF Molto fine = 0,10-0,05. <sup>b</sup> Metodo Della setacciatura ad umido <sup>c</sup> Metodo Bouyoucos

**Tabella 4.4** Quantità (g kg<sup>-1</sup>) delle diverse frazioni granulometriche

A partire dai valori ottenuti per ciascuna frazione granulometrica, è stato possibile classificare il tipo di tessitura come “franco-sabbiosa”.

pH	So <sup>a</sup>	C <sub>tot</sub> <sup>a</sup>	C <sub>inorg</sub> <sup>a</sup>	C <sub>org</sub> <sup>b</sup>	C <sub>u</sub> <sup>c</sup>	C/N <sup>a</sup>
	g kg <sup>-1</sup>	g kg <sup>-1</sup>	g kg <sup>-1</sup>	g kg <sup>-1</sup>	g kg <sup>-1</sup>	
6,73 (0,02)	212,9	124,5 (0,3)	1,0 (0,1)	117,2 (0,9)	95,1 (0,7)	10,32

<sup>a</sup> Analizzatore CHNS; <sup>b</sup> Metodo Allison; <sup>c</sup> Metodo Walkley-Black

**Tabella 4.5** Valori di pH, contenuto di Sostanza Organica (So), Carbonio totale (C<sub>tot</sub>), Carbonio inorganico (C<sub>inorg</sub>), Carbonio Organico (C<sub>org</sub>), Carbonio Umico (C<sub>u</sub>) e rapporto C/N del suolo

Una volta concluso il periodo incubazione di un mese previsto per le tre serie di mesocosmi, rispettivamente costituite da suolo fresco tal quale, suolo defaunizzato e suolo inoculato con mesofauna, si è proceduto alla determinazione del contenuto di Carbonio organicototale (TOC) e Carbonio umico (C<sub>hum</sub>). A partire da tali valori è stato poi calcolato il rapporto C<sub>hum</sub>/TOC per i diversi suoli studiati. Si riportano i risultati

ottenuti, sottoposti ad ANOVA univariata e test *post hoc* Student-Newman-Keuls (SNK), calcolati per le relative medie (Tabella 4.6).

Serie mesocosmi	Trattamento suolo	TOC	C <sub>hum</sub>	C <sub>hum</sub> /TOC
		g C/kg suolo		
1	Defaunizzato	78,43 (1,68) a	320,94 (8,78) b	4,06 b
2	Naturale	70,38 (2,61) b	360,38 (6,11) a	5,05 a
3	Inoculato	60,87 (1,83) c	276,83 (5,84) c	4,64 a

Lettere diverse indicano una differenza statisticamente significativa (Test post hoc SNK con  $P \leq 0,05$ ). TOC, carbonio organico totale; C<sub>hum</sub>, carbonio umico

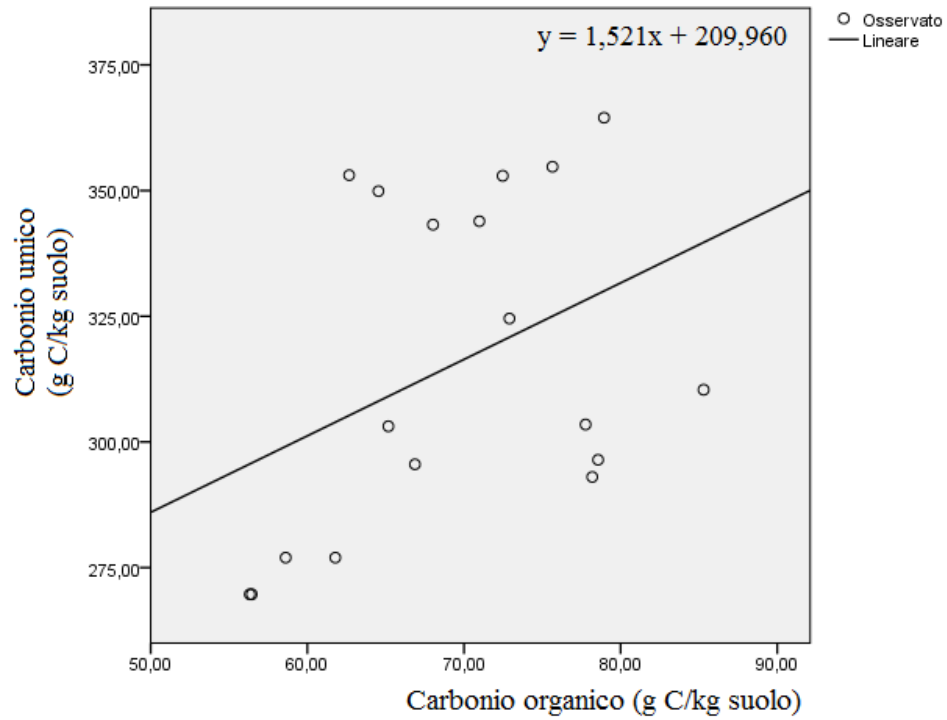
**Tabella 4.6 Il contenuto di Carbonio Organico Totale (TOC), di Carbonio umico ed il rapporto C<sub>hum</sub>/TOC di suoli di mesocosmi defaunizzati, naturali o inoculati con mesofauna**

Il fattore “mesofauna”, ovvero l’insieme dei diversi trattamenti previsti per i suoli dei mesocosmi, defaunizzati o inoculati con ulteriore mesofauna, è risultato statisticamente significativo nell’influenzare le tre variabili TOC, C<sub>hum</sub> e C<sub>hum</sub>/TOC. Le medie dei risultati ottenuti per tutte le variabili studiate appartengono a tre sottoinsiemi omogenei, distinti dal punto di vista statistico; presentano cioè differenze significative per valori di  $P \leq 0,05$ . Il contenuto maggiore di TOC nel suolo è stato ottenuto per i mesocosmi defaunizzati (78,43 g kg<sup>-1</sup>), mentre risulta inferiore per i suoli naturali, conservati tal quale dal giorno del campionamento; il TOC raggiunge poi il valore minimo nei mesocosmi inoculati con mesofauna (60,87 g kg<sup>-1</sup>). Anche per il C<sub>hum</sub>, il valore più basso (276,83g kg<sup>-1</sup>) è riconducibile alla serie di mesocosmi sottoposti ad inoculo, mentre i suoli naturali presentano il valore maggiore (360,38 g kg<sup>-1</sup>). Il suolo defaunizzato si colloca in posizione intermedia. Da una prima osservazione, il contenuto di carbonio, sia organico che umico, risulta inferiore per i suoli sottoposti ad un incremento della mesofauna mediante inoculo. Si potrebbe conseguentemente supporre che tale trattamento su un suolo naturalmente dotato di componente biotica, non seguito però da un ulteriore apporto di materia organica disponibile, possa comportare un decremento del contenuto di sostanza organica, nelle sue diverse frazioni. Ciò potrebbe essere determinato dall’azione trofica della mesofauna o di altri organismi del suolo da questa stimolati. In altre parole, un eccessivo aumento del numero dei consumatori della frazione organica può aver inciso

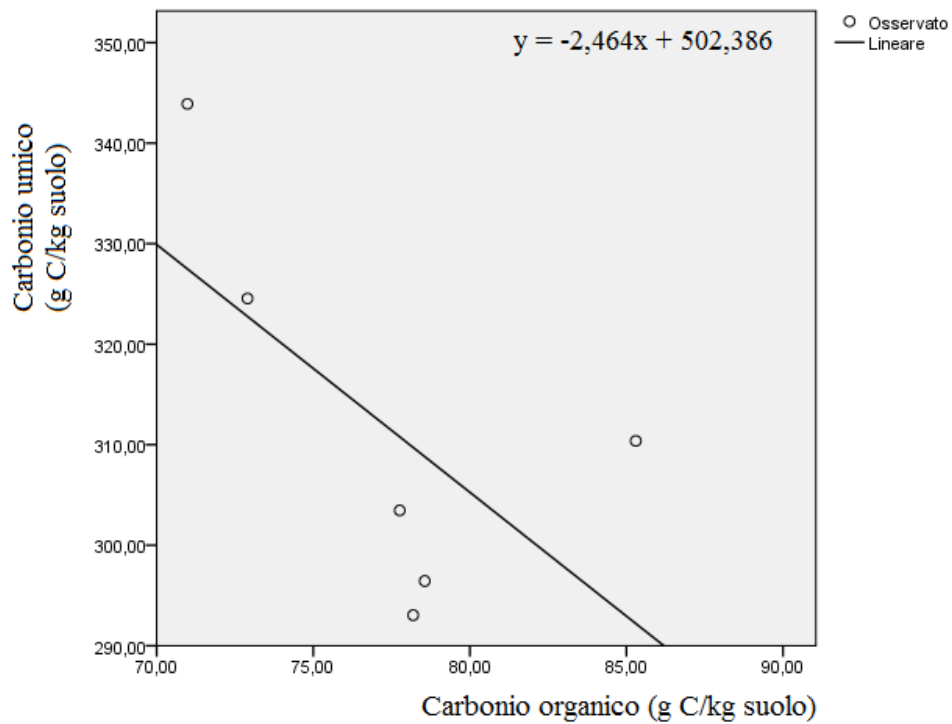
in modo evidente nell'utilizzo della stessa a fini alimentari, determinando una riduzione del contenuto delle diverse frazioni di TOC. La maggiore presenza di mesofauna nel suolo, inoltre, può determinare la rielaborazione degli aggregati del suolo e l'utilizzazione dei residui organici in questi incorporati (Shuster et al., 2000); la ridotta stabilità degli aggregati comporta inoltre un incremento dell'accessibilità degli organismi decompositori al substrato organico (Angers et al., 1997).

Risulta importante poi considerare il rapporto  $C_{\text{hum}}/\text{TOC}$ , al fine di ottenere una visione in termini relativi del contenuto delle diverse frazioni. Il parametro considerato non risulta statisticamente diverso per i mesocosmi con presenza di mesofauna, naturalmente presente o inoculata, mentre nel caso di suoli defaunizzati assume valori significativamente inferiori (4,06) ( $P \leq 0,05$ ). Emerge quindi, nelle prime due serie di mesocosmi, una maggiore componente umica della sostanza organica rispetto a quella organica non umica. Questo risultato sembra evidenziare l'importanza della mesofauna nel processo di umificazione, mentre la componente non umica prevale nei suoli in cui questa è assente.

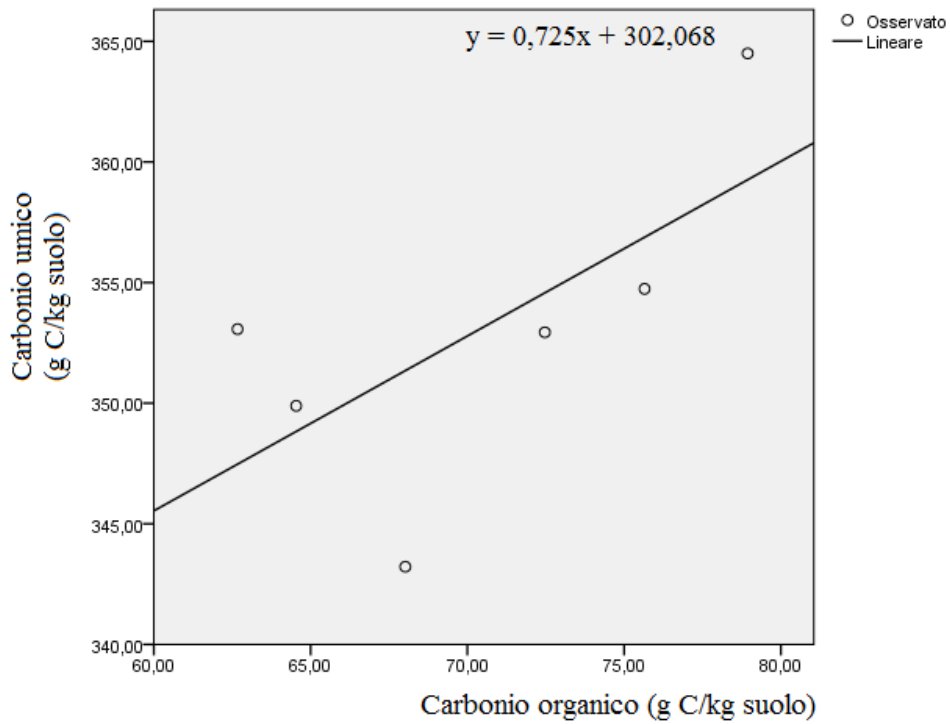
Le variabili contenuto di TOC e il  $C_{\text{hum}}$  hanno evidenziato possedere tra loro una relazione di tipo lineare significativa, per la totalità dei campioni analizzati (Figura 4.2) (coefficiente di determinazione  $R^2$  pari a 15,7% e  $P \leq 0,103$ ). Tale inatteso risultato ha portato ad analizzare la relazione tra queste due variabili scendendo per gruppi omogenei (serie di mesocosmi).



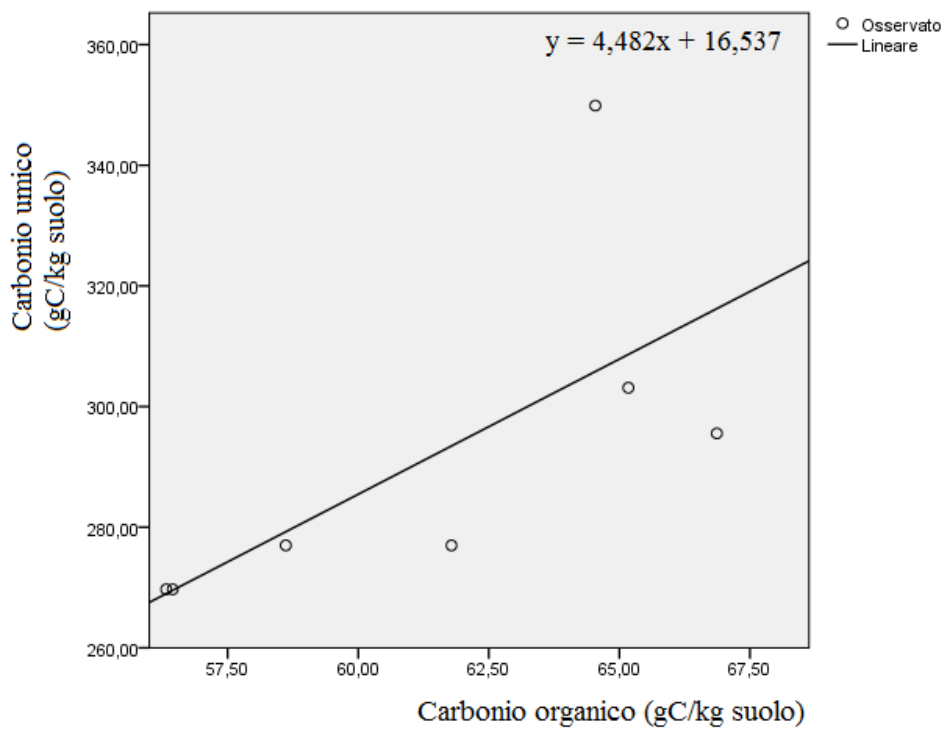
**Figura 4.2** Regressione tra C organico e C umico per tutti i campioni considerati



**Figura 4.3** Regressione tra C organico e C umico per i campioni di suolo defaunizzato

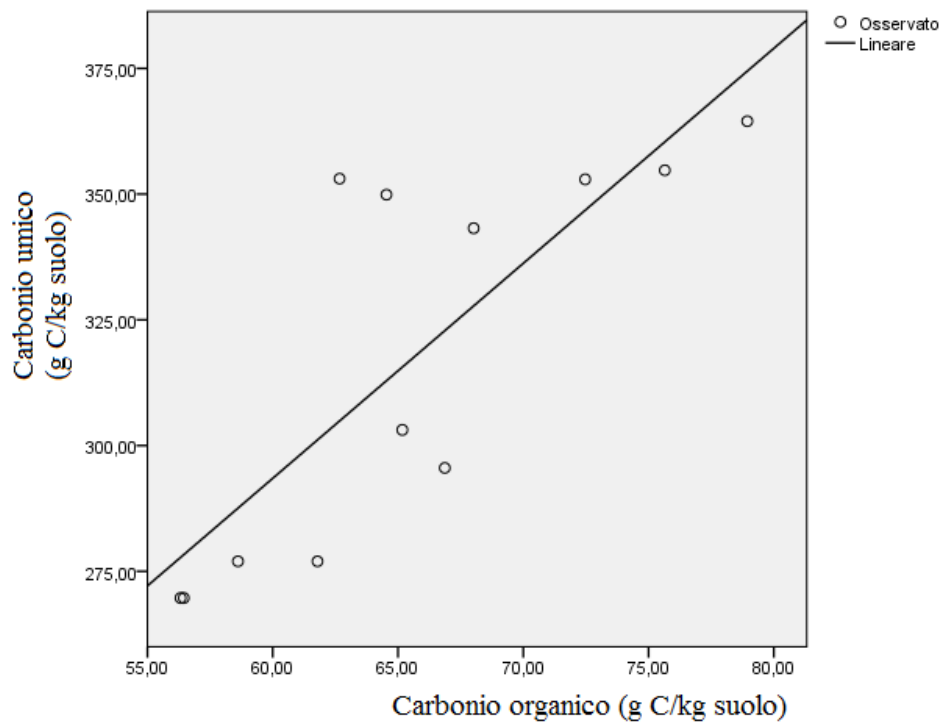


**Figura 4.4** Regressione tra C organico e C umico per i campioni di suolo naturale



**Figura 4.5** Regressione tra C organico e C umico per i campioni di suolo inoculato con mesofauna

Sebbene queste relazioni non siano risultate statisticamente significative, si evince una marcata differenza a seconda dei mesocosmi considerati. Nei defaunizzati (Figura 4.3) si nota un andamento decrescente, mentre nei mesocosmi sia inoculati che naturali in presenza di mesofauna si ha un andamento crescente. Il contenuto di Carbonio umico per i suoli defaunizzati diminuisce, infatti, all'aumentare del Carbonio organico totale con un valore di  $R^2$  pari a 41,3% e  $P \leq 0,169$  (Figura 4.3). La regressione relativa alla serie di mesocosmi realizzati con suoli naturali non inoculati presenta un  $R^2 = 44,6\%$  e  $P \leq 0,147$  (Figura 4.4), mentre per i suoli inoculati il valore di  $R^2$  è pari a 45,7% e  $P \leq 0,960$  (Figura 4.5). Dall'analisi congiunta dei campioni di suolo naturale e inoculato con mesofauna si è potuto spiegare il 64% della variabilità tra Chume TOC dei dati ( $P \leq 0,020$ ) (Figura 4.6).



**Figura 4.6** Regressione tra C organico e C umico per i campioni di suolo naturale ed inoculato con mesofauna

Dai risultati ottenuti si può quindi dedurre che la presenza di mesofauna nel suolo è in grado di determinare una correlazione positiva tra il contenuto di Carbonio organico e quello di Carbonio umico. A un aumento del primo corrisponde infatti un incremento lineare del secondo. Il processo di umificazione al quale la mesofauna sembra partecipare attivamente, procede in modo progressivo all'incremento di carbonio organico.



Viceversa, in suoli privati della mesofauna, a un incremento di TOC non segue un aumento delle sostanze umiche. L'assenza della mesofauna all'interno dell'ecosistema edafico sembra quindi comportare effetti evidenti nel processo di umificazione: la frazione umica della sostanza organica si riduce, parallelamente all'accumulo di quella non umica, quale quella indecomposta o non alterata chimicamente. È stato inoltre evidenziato che l'inoculo di mesofauna in mesocosmi realizzati a partire da suolo naturale non sempre ha comportato variazioni significative dei parametri considerati; in particolare, le medie del rapporto  $C_{hum}/TOC$  per suoli naturali ed inoculati con mesofauna non sono risultate statisticamente differenti, così come la correlazione tra  $C_{hum}$  e TOC è simile in entrambi i suoli, ed opposta nei defaunizzati. Similmente, in uno studio effettuato su suoli acidi montani organico-minerali (Davidson et al., 2006), avente lo scopo di determinare l'entità dei cambiamenti della struttura del suolo in seguito a alterazioni della diversità della fauna edafica, è risultato che diversi parametri (i.e. la presenza di vuoti e di aggregati stabili all'acqua) non hanno evidenziato una risposta immediata e marcata conseguente all'inoculo di fauna in mesocosmi di campo. Solo in suoli ricostruiti in laboratorio, nei quali la naturale struttura del suolo è stata distrutta, l'aggiunta di fauna edafica, ed in particolare di mesofauna, ha determinato un effetto maggiormente significativo sulla struttura del suolo. Si può dedurre quindi che l'osservazione dell'effetto della mesofauna sul suolo, sia sulla sua struttura del suolo, che, analogamente, sul contenuto delle diverse componenti del carbonio organico, risulta più evidente nel caso di presenza/assenza di tale componente biotica, mentre la valutazione degli effetti di un suo incremento (mediante inoculo) risulta più difficile. Dal punto di vista qualitativo, questo induce a supporre che, nonostante l'elevata biodiversità degli ecosistemi edafici, siano diverse le specie che assolvono a funzioni analoghe, come nel caso del mantenimento della struttura del suolo o del ciclo del carbonio nel suolo. Ne deriva la possibilità di supporre che cambiamenti nella composizione della comunità edafica non necessariamente comportano effetti misurabili nel suolo (Davidson et al., 2006). In un ambiente stenotermico ed eterogeneo come la Valle Cannella, tale condizione assume particolare importanza: le funzioni svolte dalla comunità edafica nel suolo si mantengono anche in condizioni differenti. In particolare, il contributo della mesofauna nelle dinamiche evolutive della sostanza organica si mantiene espresso in condizioni edafiche differenti, favorevoli, come in suoli evoluti all'interno di *kettle holes*, o in presenza di disturbo, come in suoli bioturbati, nei quali la comunità edafica risulta impoverita.



## 5 CONCLUSIONI

La mesofauna edafica di ambiente appenninico d'alta quota è una componente fondamentale di tale ecosistema, in quanto in grado di influenzare le dinamiche evolutive della sostanza organica e, in particolare, il processo di umificazione. Attraverso la propria attività metabolica o, in modo indiretto, mediante gli innumerevoli condizionamenti indotti sugli altri componenti della rete trofica, i microartropodi sono in grado di convertire la sostanza organica del suolo in composti ad elevata stabilità, le sostanze umiche, le quali contribuiscono alla formazione dello stock di carbonio nel suolo. In presenza di tale componente, infatti, il contenuto di carbonio umico cresce linearmente al crescere di quello totale.

La mesofauna edafica subisce l'influenza della bioturbazione indotta in tali ambienti dall'arvicola delle nevi. Questo micro-mammifero svolge infatti il ruolo di ingegnere del suolo, determinando un disturbo per la comunità dei microartropodi, che all'interno degli *home range* risulta impoverita, sia dal punto di vista degli ordini presenti che dell'abbondanza dei singoli *taxa*. L'indice QBS-ar si è rivelato un valido strumento per la determinazione dell'influenza della bioturbazione indotta da arvicola sulla mesofauna e la sua applicazione appare funzionale anche per indagini future che valutino l'effetto di altre variabili ecologiche.

La differente posizione fisiografica sembra poi comportare degli effetti sulla comunità edafica: i suoli evoluti all'interno di *kettle holes* sono caratterizzati da una maggiore qualità biologica; questi sono infatti dotati di maggiore profondità e protezione dalle escursioni termiche giornaliere e stagionali in seguito alla maggiore persistenza del manto nevoso ed al riparo dai forti venti balcanici frequentemente presenti nella Valle. La significatività della relazione tra la mesofauna e i *kettle holes* è risultata di minore entità rispetto alla bioturbazione.

Dal punto di vista pedologico, una differenza in termini quali-quantitativi della mesofauna presente nel suolo potrebbe comportare una diversità nelle modalità e nelle tempistiche evolutive della sostanza organica. Le sostanze umiche in particolare verrebbero elaborate da una comunità edafica piuttosto povera e da un limitato numero di

individui nel suolo bioturbato. Al contrario, in un suolo regolare la sostanza organica viene elaborata da una comunità molto più numerosa. Si potrebbe quindi ipotizzare che nei suoli bioturbati siano imposte condizioni peculiari non solo dal punto di vista strutturale e meccanico dovute al rimescolamento del suolo, ma anche o soprattutto dal punto di vista biochimico: la bioturbazione sarebbe quindi in grado di indurre una riduzione della proliferazione di alcuni gruppi di microartropodi. Le sostanze umiche prodotte in questi suoli seguono evidentemente un processo di umificazione differente, meno influenzato dalla mesofauna rispetto ai suoli regolari, ma comunque in grado di mantenere espresse le proprie funzioni bioattive e di stimolo della microflora. Tale differenza è difatti esasperata all'interno di suoli artificialmente privati di mesofauna, nei quali sussiste una correlazione negativa tra contenuto di C umico e di C organico totale, a riprova dell'importanza del ruolo svolto dalla mesofauna in tali dinamiche.

Nonostante le limitazioni del campionamento in ambiente d'alta quota, il presente studio ha permesso l'acquisizione di una maggiore conoscenza della sua comunità edafica, ad oggi quasi del tutto sconosciuta, ed è stato in grado di fornire una valutazione preliminare dell'utilizzo di diversi strumenti, come l'indice QBS-ar, di fondamentale importanza per la pianificazione di indagini future. L'analisi della carabidocenosi, in particolare, sembra adattarsi ad indagini di tipo pedo-ecologico in questo ambiente periglaciale, dimostrandosi sensibile alle variabili ecologiche analizzate. Tale ipotesi sembra essere supportata dal confronto con uno studio sulla qualità biologica di suoli periglaciali di ambiente alpino: mentre emerge una similarità nei valori relativi all'indice QBS-ar ed alle FBT-ar, in tale ambiente la presenza di Coleotteri non è stata riscontrata. L'analisi della comunità di Coleotteri potrebbe quindi risultare particolarmente significativa in ambiente appenninico d'alta quota.

## 6 BIBLIOGRAFIA

- Abugov, R. 1982. Species diversity and phasing of disturbance. *Ecology* 289-293.
- Aielli, S., Serallegri, A. Pizzeghello, D. Cardinali, A. Nardi, S. Zanin, G. Brecciaroli, G. Cocco, S. Agnelli A. e Corti. G. Proprietà chimico-biologiche di suoli d'alta quota turbati da *Chionomys nivalis*. *Saluto inaugurale del Direttore del Museo di Scienze Naturali dell'Alto Adige* 57.
- Allison L.E. (1965). In *Methods of soil analysis*, Eds. C. A. Black et al., *Agronomy series no. 9*, *Am. Soc. of Agronomy*, Madison, Wisconsin
- Allison, C. W. and M. A. Moorman. 1973. Microbiota from the Late Proterozoic Tindir Group, Alaska. *Geology* 1(2): 65-68.
- Amori G. 2008. Mammalia II. Erinaceomorpha, Soricomorpha, Lagomorpha, Rodentia, in *Fauna d'Italia*. Edagricole.
- Amori G., Cristaldi M., Contoli L. 1986. Sui Roditori (Gliridae, Arvicolidae, Muridae) dell'Italia peninsulare ed insulare in rapporto all'ambiente bioclimatico mediterraneo. *Animalia*, 11 (1/3): 217-269.
- Amori, G. 1999. *Chionomys nivalis* (Martins 1842). *Atlas of European Mammals*. Academic Press, London, UK256-257.
- Anderson, J. 1975. The enigma of soil animal species diversity. In *Progress in soil zoology*, 51-58. ed. Anonymous, Springer.
- Anderson, J. 1988. Invertebrate-mediated transport processes in soils. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 24(1): 5-19.
- Anderson, J. 1995. Soil organisms as engineers: microsite modulation of macroscale processes. In: Jones, C. G. & Lawton, J. H. (eds.) *Linking Species and Ecosystems*. Chapman and Hall, London. pp. 94-106.

- Anderson, J. and K. Domsch. 1975. Measurement of bacterial and fungal contributions to respiration of selected agricultural and forest soils. *Canadian journal of microbiology* 21(3): 314-322.
- Andreux, F., Chaussod, R., Descotes, A., Laumonier, A., Lévêque, J. & Sauvage, D. 1996. Effets des pratiques agro-viticoles sur l'activité biologique et la matière organique des sols: Exemples en Champagne et en Bourgogne. In: *Comptes-Rendus 1er Congrès International sur les Terroirs Viticoles*, pp. 170 – 175. Editions INRA, Angers, France.
- Andrews, S. S., D. L. Karlen and C. A. Cambardella. 2004. The soil management assessment framework. *Soil Science Society of America Journal* 68(6): 1945-1962.
- Angermeier, P. L. and J. R. Karr. 1996. Biological integrity versus biological diversity as policy directives: protecting biotic resources. In *Ecosystem Management*, 264-275. ed. Anonymous, Springer.
- Angers, D., S. Recous and C. Aita. 1997. Fate of carbon and nitrogen in water-stable aggregates during decomposition of <sup>13</sup>C<sup>15</sup>N-labelled wheat straw in situ. *European Journal of Soil Science* 48(2): 295-300.
- ARPAV, Monitoraggio della qualità biologica del suolo nel Veneto: primi risultati. ARPAV, [www.arpa.veneto.it](http://www.arpa.veneto.it)
- Aspetti, G. P., R. Boccelli, D. Ampollini, A. A. Del Re and E. Capri. 2010. Assessment of soil-quality index based on microarthropods in corn cultivation in Northern Italy. *Ecological Indicators* 10(2): 129-135.
- Bachelier, G. and G. Bachelier. 1963. *La vie animale dans les sols*. Orstom.
- Baldigo, B. P., G. B. Lawrence, R. W. Bode, H. A. Simonin, K. M. Roy and A. J. Smith. 2009. Impacts of acidification on macroinvertebrate communities in streams of the western Adirondack Mountains, New York, USA. *Ecological Indicators* 9(2): 226-239.
- Bardgett, R. D. and R. Cook. 1998. Functional aspects of soil animal diversity in agricultural grasslands. *Applied Soil Ecology* 10(3): 263-276.

- Bardgett, R. D., W. D. Bowman, R. Kaufmann and S. K. Schmidt. 2005. A temporal approach to linking aboveground and belowground ecology. *Trends in Ecology & Evolution* 20(11): 634-641.
- Basili, M., C. Cioci, S. Cocco, A. Agnelli, D. Di Peco, P. Ferraris and G. Corti. 2009. Characteristics and origin of organic matter and basal respiration of soils from Majella massif (Central Apennines, Italy). In *EGU General Assembly Conference Abstracts*, 1265.
- Batjes, N. H. 1996. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *European Journal of Soil Science* 47(2): 151-163.
- Beare, M. H. 1995. A hierarchical approach to evaluating the significance of soil biodiversity to biogeochemical cycling. *Plant and soil* [0032-079X].
- Beck, L., J. Römbke, A. M. Breure and C. Mulder. 2005. Considerations for the use of soil ecological classification and assessment concepts in soil protection. *Ecotoxicology and environmental safety* 62(2): 189-200.
- Beylich, A. and U. Graefe. 2009. Investigations of annelids at soil monitoring sites in Northern Germany: reference ranges and time-series data. *Soil Organisms* 81(2): 41-62.
- Bilton, D. T., P. M. Mirol, S. Mascheretti, K. Fredga, J. Zima and J. B. Searle. 1998. Mediterranean Europe as an area of endemism for small mammals rather than a source for northwards postglacial colonization. *Proceedings Biological sciences / The Royal Society* 265(1402): 1219-1226.
- Blasi, S., C. Menta, L. Balducci, F. D. Conti, E. Petrini and G. Piovesan. 2013. Soil microarthropod communities from Mediterranean forest ecosystems in Central Italy under different disturbances. *Environmental monitoring and assessment* 185(2): 1637-1655.
- Blocksom, K. and B. Johnson. 2009. Development of a regional macroinvertebrate index for large river bioassessment. *Ecological Indicators* 9(2): 313-328.
- Bowman, R., D. Nielsen, M. Vigil and R. Aiken. 2000. Effects of sunflower on soil quality indicators and subsequent wheat yield. *Soil Science* 165(6): 516-522.

- Brady, N. and R. Weil. The nature and properties of soils. 2002.
- Brejda, J. J., T. B. Moorman, D. L. Karlen and T. H. Dao. 2000. Identification of regional soil quality factors and indicators I. Central and Southern High Plains. *Soil Science Society of America Journal* 64(6): 2115-2124.
- Brussaard, L. 1997. Biodiversity and ecosystem functioning in soil. *Ambio* 563-570.
- Büchs, W. 2003. Biodiversity and agri-environmental indicators. General scopes and skills with special reference to the habitat level. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 98(1): 35-78.
- Bullini, L., Pignatti, S., Virzo, A. 1998 *Ecologia Generale*. Utet Ed., Torino.
- Caruso, T., M. Migliorini, C. Bucci and R. Bargagli. 2009. Spatial patterns and autocorrelation in the response of microarthropods to soil pollutants: The example of oribatid mites in an abandoned mining and smelting area. *Environmental pollution* 157(11): 2939-2948.
- Cassagne, N., M. Bal-Serin, C. Gers and T. Gauquelin. 2004. Changes in humus properties and collembolan communities following the replanting of beech forests with spruce. *Pedobiologia* 48(3): 267-276.
- Castiglia, R., F. Annesi, B. Kryštufek, M. Filippucci and G. Amori. 2009. The evolutionary history of a mammal species with a highly fragmented range: the phylogeography of the European snow vole. *Journal of zoology* 279(3): 243-250.
- Castiglioni, G. B. 1986. *Geomorfologia*. UTET.
- Chaline J., Graf J.D. 1988. Phylogeny of the Arvicolidae (Rodentia): biological and paleontological evidence. *Journal of Mammalogy*, 69: 22-33
- Chaline, J. and P. Mein. 1979. *Les rongeurs et l'évolution*, 235 p. Doin, Paris.
- Cheshire, M. 1979. *Nature and origin of carbohydrates in soils*. Academic Press.
- Coleman, D. C. and D. A. Crossley Jr. 2004. *Fundamentals of soil ecology*. Academic press.



- Corbet G.B. 1978. The mammals of the Palaearctic region: a taxonomic review. British Museum of Natural History, Cornell University Press, London and Ithaca, 314 pp.
- Cortet, J., A. G. Vauflery, N. Poinso-Balaguer, L. Gomot, C. Texier and D. Cluzeau. 1999. The use of invertebrate soil fauna in monitoring pollutant effects. *European Journal of Soil Biology* 35(3): 115-134.
- Corti, G., S. Cocco, M. Basili, C. Cioci, J. Warburton and A. Agnelli. 2012. Soil formation in kettle holes from high altitudes in central Apennines, Italy. *Geoderma* 170:280-294.
- Cragg, R. G. and R. D. Bardgett. 2001. How changes in soil faunal diversity and composition within a trophic group influence decomposition processes. *Soil Biology and Biochemistry* 33(15): 2073-2081.
- Cruise, G. 1990. Pollen stratigraphy of two Holocene peat sites in the Ligurian Apennines, northern Italy. *Review of palaeobotany and palynology* 63(3): 299-313.
- Cutz-Pool, L. Q., J. G. Palacios-Vargas, Z. Cano-Santana and G. Castaño-Meneses. 2010. Diversity patterns of Collembola in an elevational gradient in the NW slope of Iztaccíhuatl volcano, state of Mexico, Mexico. *Entomological news* 121(3): 249-261.
- Dale, V. H. and S. C. Beyeler. 2001. Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators* 1(1): 3-10.
- Darvish, J., R. Siah sarvie, M. Javidkar and O. Mirshamsi. 2005. New records of the Snow Vole *Chionomys nivalis* (Rodentia: Arvicolinae) from the Binaloud and Elburz Mountains of Iran. *Acta Zoologica Cracoviensia* 48(1-2): 67-70.
- Davidson, D. A. and I. C. Grieve. 2006. Relationships between biodiversity and soil structure and function: evidence from laboratory and field experiments. *Applied Soil Ecology* 33(2): 176-185.
- Deleporte, S. 1981. Peuplement en Diptères Sciaridae d'une litière de chêne. *Revue d'Ecologie et de Biologie du Sol*, 18, 231-242
- Doran, J. W. and M. R. Zeiss. 2000. Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. *Applied Soil Ecology* 15(1): 3-11.

- Doran, J. W. and T. B. Parkin. 1996. Quantitative indicators of soil quality: a minimum data set. *SSSA Special Publication* 4925-38.
- Dramis, F. and A. Kotarba. 1992. Southern limit of relict rock glaciers, Central Apennines, Italy. *Permafrost and Periglacial Processes* 3(3): 257-260.
- Dumas, J. 1831. Procédes de l'analyse organique. *Ann.Chim.Phys* 47198-205.
- Dylis N.V. 1964. Principles of construction of a classification of forest biogeocoenoses V.N. Sukachev, N.V. Dylis (Eds.), *Fundamentals of Forest Biogeocoenology*, Oliver & Boyd, Edinburgh and London, pp. 572–589
- Edwards, C. A. and K. Fletcher. 1988. Interactions between earthworms and microorganisms in organic-matter breakdown. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 24(1): 235-247.
- Edwards, C., D. Reichle and D. Crossley Jr. 1970. The role of soil invertebrates in turnover of organic matter and nutrients. In *Analysis of temperate forest ecosystems*, 147-172. ed. Anonymous , Springer.
- Eijsackers, H. 1983. Soil fauna and soil microflora as possible indicators of soil pollution. In *Ecological Indicators for the Assessment of the Quality of Air, Water, Soil, and Ecosystems*, 307-316. ed. Anonymous , Springer.
- Eswaran, H., E. Van Den Berg and P. Reich. 1993. Organic carbon in soils of the world. *Soil Science Society of America Journal* 57(1): 192-194.
- Fisher R.F. (1995). Soil organic matter: clue or conundrum, p. 1 - 1 1. In : W. W. McFee and J. M. Kelly (eds.) *Carbon Forms and Functions in Forest Soils*. Soil Sci.Soc. Am., Madison, WI.
- Flaig, W. Beutelspacher, H. Rietz E. 1975. Chemical composition and physical properties of humic substances J.E. Gieseking (Ed.), *Soil Components Vol. 1: Organic Components*, Springer, Berlin, pp. 1–211
- Fontaine, S., A. Mariotti and L. Abbadie. 2003. The priming effect of organic matter: a question of microbial competition? *Soil Biology and Biochemistry* 35(6): 837-843.

- Fortuna, A., C. W. Honeycutt, G. Vandemark, T. S. Griffin, R. P. Larkin, Z. He, B. J. Wienhold, K. R. Sistani, S. L. Albrecht and B. L. Woodbury. 2012. Links among nitrification, nitrifier communities, and edaphic properties in contrasting soils receiving dairy slurry. *Journal of environmental quality* 41(1): 262-272.
- Frank F.v. 1954. Beiträge zur Biologie, insbesondere Jugendentwicklung der. Schneemaus (*Microtus nivalis*, Mart.) *Z. Tierpsychol.* 11:1-19
- Franzluebbers, A. 2002. Soil organic matter stratification ratio as an indicator of soil quality. *Soil and Tillage Research* 66(2): 95-106.
- Galván, I., E. Barba, R. Piculo, J. Cantó, V. Cortés, J. Monrós, F. Atiénzar and H. Proctor. 2008. Feather mites and birds: an interaction mediated by uropygial gland size? *Journal of Evolutionary Biology* 21(1): 133-144.
- Gao Y., Bu Y. and Luan Y.-X. Phylogenetic Relationships of Basal Hexapods Reconstructed from Nearly Complete 18S and 28S rRNA Gene Sequences. *Zoological Science* 25: 1139–1145.
- Gao, Y. Z., M. Giese, S. Lin, B. Sattelmacher, Y. Zhao and H. Brueck. 2008. Belowground net primary productivity and biomass allocation of a grassland in Inner Mongolia is affected by grazing intensity. *Plant and Soil* 307(1-2): 41-50.
- Gardi C., Jacomini C., Menta C. & Parisi V., 2004. Evaluation of Land use and crop management impacts on Soil Quality: Application of QBS methods. pp. 531-540. In: Francaviglia (ed.), *Agricultural Impacts on Soil Erosion and Soil Biodiversity: Developing Indicators for Policy Analysis. Proceedings from an OECD Expert Meeting. Rome, Italy, March 2003*, 654 pp.
- Gardi, C., L. Montanarella, D. Arrouays, A. Bispo, P. Lemanceau, C. Jolivet, C. Mulder, L. Ranjard, J. Römcke and M. Rutgers. 2009. Soil biodiversity monitoring in Europe: ongoing activities and challenges. *European Journal of Soil Science* 60(5): 807-819.
- Gardi, C., M. Tomaselli, V. Parisi, A. Petraglia and C. Santini. 2002. Soil quality indicators and biodiversity in northern Italian permanent grasslands. *European Journal of Soil Biology* 38(1): 103-110.

- Gentileschi, M.L., 1967. Forme crionivali sulla Majella. *Bollettino Società Geografica Italiana* 22, 325–350.
- Ghilarov, A.M. 1997. Species redundancy versus non-redundancy: is it worth further discussion? – *Zh. Obshch. Biol.* 58: 100 – 105
- Ghilarov, A.M. 1977. Why so many species and so many individuals can coexist in the soil. *Ecological Bulletins* 593-597.
- Giller, K., M. Beare, P. Lavelle, A. Izac and M. Swift. 1997. Agricultural intensification, soil biodiversity and agroecosystem function. *Applied soil ecology* 6(1): 3-16.
- Gilley, J.E. Doran, J.W. Eghball B. 2001. Tillage and fallow effects on selected soil quality characteristics of former conservation reserve program sites. *J. Soil Water Conserv*, 56, pp. 126–132
- Giraudi, C. 2005. Middle to Late Holocene glacial variations, periglacial processes and alluvial sedimentation on the higher Apennine massifs (Italy). *Quaternary Research* 64(2): 176-184.
- Glinka, K. D. and C. F. Marbut. 1927. Great soil groups of the world and their development.
- Grabau, A. W. 1920. *A Textbook of Geology: General geology*. DC Heath & Company.
- Graefe, U. and R. M. Schmelz. 1999. Indicator values, strategy types and life forms of terrestrial Enchytraeidae and other microannelids. *Newsletter on Enchytraeidae* 659-67.
- Graf J.D. 1982. Génétique, biochimique, zoogéographie et taxonomie des Arvicolidae (Mammalia, Rodentia). *Revue Suisse de Zoologie*, 89: 749-787
- Graham, J. H., A. J. Krzysik, D. A. Kovacic, J. J. Duda, D. C. Freeman, J. M. Emlen, J. C. Zak, W. R. Long, M. P. Wallace and C. Chamberlin-Graham. 2009. Species richness, equitability, and abundance of ants in disturbed landscapes. *Ecological Indicators* 9(5): 866-877.
- Gromov I.M., Polyakov I.Ya. 1977. Polevki (Microtinae). Fauna SSSR. Mlekopitayushchie. 3, 8: 4-504.

- Grossman, J. C., L. Mitas and K. Raghavachari. 1995. Structure and stability of molecular carbon: importance of electron correlation. *Physical Review Letters* 75(21): 3870.
- HAMBREY, M. J., D. HUDDART, M. R. BENNETT and N. F. GLASSER. 1997. Genesis of 'hummocky moraines' by thrusting in glacier ice: evidence from Svalbard and Britain. *Journal of the Geological Society* 154(4): 623-632.
- Hassert, K. 1900. Tracce glaciali negli Abruzzi. *Società Geografica Italiana* 8619-630.
- Hättenschwiler, S., A. V. Tiunov and S. Scheu. 2005. Biodiversity and litter decomposition in terrestrial ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 191-218.
- Heaney, L. R. 2001. Small mammal diversity along elevational gradients in the Philippines: an assessment of patterns and hypotheses. *Global Ecology and Biogeography* 10(1): 15-39.
- Hendrix, P., J. DA Crossley, J. Blair, D. Coleman, C. Edwards, R. Lal, P. Madden, R. Miller and G. House. 1990. Soil biota as compounds of sustainable agroecosystems. *Sustainable agricultural systems*. 637-654.
- Heywood, V. H. 1995. *Global biodiversity assessment*. Cambridge University Press.
- Hiol, F. H., R. Dixon and E. Curl. 1994. The feeding preference of mycophagous Collembola varies with the ectomycorrhizal symbiont. *Mycorrhiza* 5(2): 99-103.
- Hoagland, D. R. and D. I. Arnon. 1950. The water-culture method for growing plants without soil. *Circular. California Agricultural Experiment Station* 347(2nd edit): .
- Hogervorst, R., H. Verhoef and N. Van Straalen. 1993. Five-year trends in soil arthropod densities in pine forests with various levels of vitality. *Biology and Fertility of Soils* 15(3): 189-195.
- Huntley, B. 1988 Glacial and holocene vegetation history-20 ky to present. Europe. *In Vegetation history* (ed. B. Huntley & T. Webb III), pp. 341-383. Dordrecht: Kluwer
- Iturrondobeitia, J.C., Saloña, M.I., Pereda, J., Caballero, A.I., Andrés, M.C., 1997. Oribatid mites as an applied tool in studies on bioindication: a particular case. *Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz* 69 (6), 85-96.

- Jaarola, M., N. Martínková, Ī. Gündüz, C. Brunhoff, J. Zima, A. Nadachowski, G. Amori, N. S. Bulatova, B. Chondropoulos and S. Fraguedakis-Tsolis. 2004. Molecular phylogeny of the speciose vole genus *Microtus* (Arvicolinae, Rodentia) inferred from mitochondrial DNA sequences. *Molecular phylogenetics and evolution* 33(3): 647-663.
- Jacomini, C Lorusso, L.C. Sbalchiero, A. Cerioli N.L.e.Floccia. F (Eds.), Bioindicatori ed ecotossicologia: *Sintesi e Atti dei workshop 2008-2009*, ISPRA
- Jacomini, C., P. Nappi, G. Sbrilli and L. M. ISS. 2000. Indicatori e indici ecotossicologici e biologici applicati al suolo Stato dell'arte.
- Janeau, G. and S. Aulagnier. 1997. Snow vole-*Chionomys nivalis* (Martins, 1842). *J Mt Ecol* 41-11.
- Janeu G. 1976. Contribution à l'étude du peuplement micromammalien de étage alpin dans la région de Briançon. Thèse d'Université, Univ. Paris VI, 157p .
- Janeu G. 1980. Répartition écologique des micro-mammifères dans l'étage aplin de la région de Briançon. *Mammalia*, 44(1): 2-25.
- Janiga, M., Z. Hrehova and V. Kostkova-Zelinova. 2012. Seasonal effects of lead uptake by snow vole *Chionomys nivalis* (Martins 1842) in West Tatra Mts.: bone metal concentrations and hematological indices. *Polish Journal of Ecology* 60(3): 611-619.
- Jänsch, S., J. Römbke and W. Didden. 2005. The use of enchytraeids in ecological soil classification and assessment concepts. *Ecotoxicology and environmental safety* 62(2): 266-277.
- Jarvis, S. C., E. A. Stockdale, M. A. Shepherd and D. S. Powlson. 1996. Nitrogen mineralization in temperate agricultural soils: processes and measurement. *Advances in Agronomy* 57:187-235.
- Jenny, H. 1941. Factors of soil formation.
- Jenny, H. 1961. Derivation of state factor equations of soils and ecosystems. *Soil Science Society of America Journal* 25(5): 385-388.

- Jones, D., P. Dennis, A. Owen and P. Van Hees. 2003. Organic acid behavior in soils—misconceptions and knowledge gaps. *Plant and Soil* 248(1-2): 31-41.
- Kahmann, H., Halbgewachs, J. Beobachtungen an der Schneemaus, *Microtus nivalis* Martins, 1842, in den *Bayerischen Alpen Säugetierenkund. Mitteil.*, 10 (2) (1962), pp. 64–82
- Kaiser, H. F. 1958. The varimax criterion for analytic rotation in factor analysis. *Psychometrika* 23(3): 187-200.
- Kaletka, T. and C. Rudat. 2006. Hydrogeomorphic types of glacially created kettle holes in North-East Germany. *Limnologia-Ecology and Management of Inland Waters* 36(1): 54-64.
- Kandeler, E., D. Tschirko and H. Spiegel. 1999. Long-term monitoring of microbial biomass, N mineralisation and enzyme activities of a Chernozem under different tillage management. *Biology and Fertility of Soils* 28(4): 343-351.
- Karlen, D. L., C. A. Ditzler and S. S. Andrews. 2003. Soil quality: why and how? *Geoderma* 114(3): 145-156.
- Karlen, D., S. Andrews and J. Doran. 2001. Soil quality: current concepts and applications. *Advances in Agronomy* 74:1-40.
- Kettler, T. A., D. J. Lyon, J. W. Doran, W. Powers and W. W. Stroup. 2000. Soil quality assessment after weed-control tillage in a no-till wheat–fallow cropping system. *Soil Science Society of America Journal* 64(1): 339-346.
- Knoepp, J. D., D. C. Coleman, D. Crossley Jr and J. S. Clark. 2000. Biological indices of soil quality: an ecosystem case study of their use. *Forest Ecology and Management* 138(1): 357-368.
- Körschens, M. 1998. Sustainable land use: long-term RSOM behaviour as observed in long-term field experiments. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 87:93-105.
- Krapp F. 1982. *Microtus nivalis* (MARTINS, 1842) – Schneemaus. [In:] J. Niethammer, F. Krapp (eds) –*Handbuch der Säugetiere Europas*. Band 2/I, Nagetiere II, Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden, Pp.261-283.

- Kremen, C., A. M. Merenlender and D. D. Murphy. 1994. Ecological monitoring: a vital need for integrated conservation and development programs in the tropics. *Conservation Biology* 8(2): 388-397.
- Krivolutsky, D. 1987. Radiation ecology of soil animals. *Biology and Fertility of Soils* 3(1-2): 51-55.
- Kryštufek, B. 1999. Snow voles, genus *Chionomys*, of Turkey. *Mammalia* 63(3): 323-340.
- Lal, R. 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma* 123(1): 1-22.
- Larson, W.E., Pierce, F.J., 1991. Conservation and enhancement of soil quality, in evaluation for sustainable land management in the developing world. *IBSRAM Proceedings 12(2), vol. 2, Bangkok, Thailand*. International Board for Soil Research and Management.
- Lavelle, P. & Spain, A. V. 2001 *Soil Ecology*. *Kluwer Scientific Publications, Amsterdam*.
- Lavelle, P. 1996. Diversity of soil fauna and ecosystem function. *Biology International* 33(3.16).
- Lavelle, P. 1997. Faunal activities and soil processes: adaptive strategies that determine ecosystem function. *Adv. Ecol. Res.*, 27: 93–132.
- Lavelle, P., D. Bignell, M. Lepage, W. Wolters, P. Roger, P. Ineson, O. Heal and S. Dhillon. 1997. Soil function in a changing world: the role of invertebrate ecosystem engineers. *European Journal of Soil Biology* 33(4): 159-193.
- Lavelle, P., T. Decaëns, M. Aubert, S. Barot, M. Blouin, F. Bureau, P. Margerie, P. Mora and J. Rossi. 2006. Soil invertebrates and ecosystem services. *European Journal of Soil Biology* 42S3-S15.
- Le Louarn H., Janeau G. 1975. Repartition et biologie du campagnol des neiges dans la region de Briançon. *Mammalia*, 39 (4): 589-604.
- Lebrun, P. and N. M. van Straalen. 1995. Oribatid mites: prospects for their use in ecotoxicology. *Experimental & applied acarology* 19(7): 361-379.



- Leconte M., 1983. Ecologie de *Microtus (Chionomys) nivalis* en milieu alpin. *In: Actes du VII<sup>ème</sup> Colloque de Mammalogie*, Grenoble, 15-16 Octobre 1983. S.F.E.P.M., Paris: 155-164
- Li et al., *Geoderma* 131 (2006), pp. 257-274
- Leoni, A. 2008. *Studio della biodiversità vegetale e del popolamento a microartropodi edafici nella riserva naturale "Guadine Pradaccio"*.
- Li Y., Lindstrom M.J., Zhang J., Yang J. 2001 Spatial variability of soil erosion and soil quality on hillslopes in the Chinese Loess Plateau. *Acta Geologica Hispanica*, 35, pp. 261–270
- Liebig, M. and J. Doran. 1999. Impact of organic production practices on soil quality indicators. *Journal of environmental quality* 28(5): 1601-1609.
- Luque-Larena, J. J., P. López and J. Gosálbez. 2002. Microhabitat use by the snow vole *Chionomys nivalis* in alpine environments reflects rock-dwelling preferences. *Canadian journal of zoology* 80(1): 36-41.
- Luque-Larena, J. J., P. López and J. Gosálbez. 2004. Spacing behavior and morphology predict promiscuous mating strategies in the rock-dwelling snow vole, *Chionomys nivalis*. *Canadian journal of zoology* 82(7): 1051-1060.
- Lussenhop, J. 1992. Mechanisms of microarthropod-microbial interactions in soil. *Advances in Ecological Research* 231-33.
- Makino, S., H. Goto, M. Hasegawa, K. Okabe, H. Tanaka, T. Inoue and I. Okochi. 2007. Degradation of longicorn beetle (Coleoptera, Cerambycidae, Disteniidae) fauna caused by conversion from broad-leaved to man-made conifer stands of *Cryptomeria japonica* (Taxodiaceae) in central Japan. In *Sustainability and Diversity of Forest Ecosystems*, 372-381. ed. Anonymous , Springer.
- Marcuzzi, G., L. Dalla Venezia and A. M. Lorenzoni. 1971. Appunti ecologico-qualitativi sul popolamento animale di alcuni biotopi litorali dell'Alto Adriatico. *Atti dell'Istituto Veneto di Scienze Lettere ed Arti* 129119-207.

- Martins C. 1842. Note sur l'Arvicola nivalis, nouvelle espèce de campagnol habitant la région des neiges éternelles dans les Alpes de la Suisse. *Ann. Sci. nat., Select Zool. Biol. anim.*,2: 87-100.
- Menta, C., A. Leoni, M. Bardini, C. Gardi and F. Gatti. 2008. Nematode and microarthropod communities: comparative use of soil quality bioindicators in covered dump and natural soils. *Environmental Bioindicators* 3(1): 35-46.
- Meysman, F. J., J. J. Middelburg and C. H. Heip. 2006. Bioturbation: a fresh look at Darwin's last idea. *Trends in Ecology & Evolution* 21(12): 688-695.
- Migliorini, M., G. Pigino, T. Caruso, P. P. Fanciulli, C. Leonzio and F. Bernini. 2005. Soil communities (Acari Oribatida; Hexapoda Collembola) in a clay pigeon shooting range. *Pedobiologia* 49(1): 1-13.
- Migliorini, M., P. P. Fanciulli and F. Bernini. 2003. Comparative analysis of two edaphic zoocoenoses (Acari Oribatida; Hexapoda Collembola) in the area of Orio al Serio Airport (Bergamo, northern Italy). *Pedobiologia* 47(1): 9-18.
- Miller G.S. 1912. Catalogue of the mammals of western Europe in the collection of the British Museum. British Museum (Natural History), London, 1019 pp.
- Miller, T. E. 1982. Community diversity and interactions between the size and frequency of disturbance. *American Naturalist* 533-536.
- Mitsch, W. J. and J. G. Gosselink. 2000. The value of wetlands: importance of scale and landscape setting. *Ecological Economics* 35(1): 25-33.
- Moore, J. C. and H. W. Hunt. 1988. Resource compartmentation and the stability of real ecosystems. *Nature* 333(6170): 261-263.
- Moore, J. C. and P. C. de Ruiter. 1991. Temporal and spatial heterogeneity of trophic interactions within below-ground food webs. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 34(1): 371-397.
- Moore, J. C., E. L. Berlow, D. C. Coleman, P. C. Ruiter, Q. Dong, A. Hastings, N. C. Johnson, K. S. McCann, K. Melville and P. J. Morin. 2004. Detritus, trophic dynamics and biodiversity. *Ecology Letters* 7(7): 584-600.

- Mulder, C. 2006. Driving forces from soil invertebrates to ecosystem functioning: the allometric perspective. *Naturwissenschaften* 93(10): 467-479.
- Müller, C., Martin, M. Stevens, R. Laughlin, R. Kammann, C. Ottow, J. and Jäger, H. 2002. Processes leading to N<sub>2</sub>O emissions in grassland soil during freezing and thawing. *Soil Biology and Biochemistry* 34(9): 1325-1331.
- Musser G.G. and Carleton. M.D. 2005. Superfamily Muroidea. Pp. 894-1531 in *Mammal Species of the World a Taxonomic and Geographic Reference*. D. E. Wilson and D. M. Reeder eds. Johns Hopkins University Press, Baltimore.
- Nadachowski A. 1991. Systematics, geographic variation, and evolution of snow voles (Chionomys) based on dental characters. *Acta Theriologica*, 36(1-2): 1-45
- Nangeroni, G., 1952. Conche pseudocarsiche e pseudo glaciali. *Natura, Rivista della Società Italiana di Scienze Naturali e del Museo Civico di Storia Naturale di Milano* 43, 45
- Nannipieri, P. 1993. Ciclo della sostanza organica nel suolo. *Patron editore, Bologna*.
- Nappi, A. 2002. Vertical distribution of the snow vole *Chionomys nivalis* (Martins, 1842)(Rodentia, Arvicolidae) in Italy. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy* 13(1-2)
- Nieder, L. and M. Bocchini. 1994. Oral communications: The home range of *Microtus* (*Chionomys*) *nivalis* (Rodentia: Muridae).
- O'Donnel, S. and A. Kumar. 2006. Microclimatic factors associated with elevational changes in army ant density in tropical montane forest. *Ecological Entomology* 31(5): 491-498.
- Odum, H. T. 1973. Energy, ecology, and economics. *Ambio* 220-227.
- OECD, Organisation for Economic Cooperation and Development 1999. Enchytraeid reproduction test.
- OECD, Organisation for Economic Cooperation and Development 2000. Soil Microorganisms: Nitrogen Transformation Test

- OECD, Organisation for Economic Cooperation and Development 2000. Soil Microorganisms: Carbon Transformation Test
- Orlov, D., Y. M. Ammosova and G. Glebova. 1975. Molecular parameters of humic acids. *Geoderma* 13(3): 211-229.
- Pankhurst, C., B. M. Doube and V. Gupta. 1997. *Biological indicators of soil health*. Cab International.
- Paoletti, M. G. 1999. Using bioindicators based on biodiversity to assess landscape sustainability. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 74(1): 1-18.
- Paoletti, M. G. and M. Hassall. 1999. Woodlice (Isopoda: Oniscidea): their potential for assessing sustainability and use as bioindicators. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 74(1): 157-165.
- Parisi V., Menta C., Gardi C. & Jacomini C., 2004. Evaluation of Soil Quality and Biodiversity in Italy: the Biological Quality of Soil Index (QBS) approach. pp. 541-550. In: *Franca Viglia (ed.), Agricultural Impacts on Soil Erosion and Soil Biodiversity: Developing Indicators for Policy Analysis. Proceedings from an OECD Expert Meeting*. Rome, Italy, March 2003, 654 pp.
- Parisi, V., 1974. Soil biology and ecology, techniques of researches. Boringhieri
- Parisi, V., 2001. The biological soil quality, a method based on microarthropods. *Acta Naturalia de L'Ateneo Parmense* 37, 97-106
- Parisi, V., C. Menta, C. Gardi, C. Jacomini and E. Mozzanica. 2005. Microarthropod communities as a tool to assess soil quality and biodiversity: a new approach in Italy. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 105(1): 323-333.
- Parr, J., W. Gardner and L. Elliott. 1981. The effect of water potential on decomposition processes in soils.
- Pavlinov I. Ya., Rossolimo O.L. 1987. Sistematika mlekopitayushchikh SSSR. Archives Zoological Museum Moscow State University, 25: 3-284

- Perosino, G. C. 2007. Scienze della terra.
- Piccolo, A. 1996. *Humic substances in terrestrial ecosystems*. Elsevier.
- Piccolo, A. & J. S. Mbagwu. 1999. Role of hydrophobic components of soil organic matter in soil aggregate stability. *Soil Science Society of America Journal* 63(6): 1801-1810.
- Piccolo, A. & M. Spiteller. 2003. Electrospray ionization mass spectrometry of terrestrial humic substances and their size fractions. *Analytical and bioanalytical chemistry* 377(6): 1047-1059.
- Piccolo, A. P. Conte, E. Trivellone, B. van Lagen and P. Buurman. 2002. Reduced heterogeneity of a lignite humic acid by preparative HPSEC following interaction with an organic acid. Characterization of size-separates by Pyr-GC-MS and <sup>1</sup>H-NMR spectroscopy. *Environmental science & technology* 36(1): 76-84.
- Piccolo, A., Nardi S. and Concheri. G. 1996. Micelle-like conformation of humic substances as revealed by size exclusion chromatography. *Chemosphere* 33(4): 595-602.
- Pietracaprina, A. 1962. La Geologia dell'alta valle del Braulio. *Bollettino della Societa Geologica Italiana* 8141-67.
- Pigino, G., M. Migliorini and F. Bernini. 2004. Gli acari oribatei come indicatori della qualità biologica dei suoli. *La conoscenza della qualità del suolo attraverso l'utilizzo di indicatori biologici ed eco tossicologici*. 49.
- Pirone, G. 1992. Lineamenti vegetazionali della Majella. *Quaderni di Abruzzo. La valle dell'Orte (ambiente, cultura, società)* 1431-30.
- Polis, G. A. and D. R. Strong. 1996. Food web complexity and community dynamics. *American Naturalist* 813-846.
- Ponge, J., S. Gillet, F. Dubs, E. Fédoroff, L. Haese, J. P. Sousa and P. Lavelle. 2003. Collembolan communities as bioindicators of land use intensification. *Soil Biology and Biochemistry* 35(6): 813-826.

- Radea, C. and M. Arianoutsou. 2002. Environmental responses of soil arthropod communities along an altitudinal-climatic gradient of Western Crete in Greece. *Journal of Mediterranean Ecology* 337-46.
- Rainio, J. and J. Niemelä. 2003. Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators. *Biodiversity & Conservation* 12(3): 487-506.
- Reichle, D. E. 1977. The role of soil invertebrates in nutrient cycling. *Ecological Bulletins* 145-156.
- Rudyshin, M. 1975. Quantitative characterization of the diet of *Microtus nivalis* Mart. In the Ukrainian Carpathians. *Vest Chesk Spol, Acta Soc Zool Bochem* 582-84.
- Ruess, L., E. J. G. Zapata and J. Dighton. 2000. Food preferences of a fungal-feeding *Aphelenchoides* species. *Nematology* 2(2): 223-230.
- Russell, A. and O. Knudsen. 1999. Controls on the sedimentology of the November 1996 jökulhlaup deposits, Skeiðarársandur, Iceland. *Fluvial Sedimentology* VI315-329.
- Sacchi, C.F., Testard P., 1971. *Ecologie Animale*. Doin, Paris
- Sacco, F., 1908. Glacialismo ed erosione nella Majella. Il gruppo della Majella. *Memorie Regia Accademia delle Scienze di Torino, Sezione 2 Tomo LX*, 269–279.
- Sadaka, N. and J. Ponge. 2003. Soil animal communities in holm oak forests: influence of horizon, altitude and year. *European Journal of Soil Biology* 39(4): 197-207.
- Saint Girons M.C. 1973. *Les Mammifères de France et du Benelux (faune marine excepte)*. Doin, Paris.
- Santorufò, L., C. A. Van Gestel, A. Rocco and G. Maisto. 2012. Soil invertebrates as bioindicators of urban soil quality. *Environmental Pollution* 16157-63.
- Scarsella, F., 1947. Sulla geomorfologia dei piani di Castelluccio e sul carsismo nei Monti Sibillini. *Bollettino della Societa Geologica Italiana* 66, 28–36.

- Scheu, S. and M. Falca. 2000. The soil food web of two beech forests (*Fagus sylvatica*) of contrasting humus type: stable isotope analysis of a macro-and a mesofauna-dominated community. *Oecologia* 123(2): 285-296.
- Scheu, S. and M. Folger. 2004. Single and mixed diets in Collembola: effects on reproduction and stable isotope fractionation. *Functional Ecology* 18(1): 94-102.
- Schlesinger, W. H. and J. A. Andrews. 2000. Soil respiration and the global carbon cycle. *Biogeochemistry* 48(1): 7-20.
- Schnitzer, M. 1985. Nature of nitrogen in humic substances.
- Schnitzer, M. and S. Khan. Humic substances in the environment, 1972.
- Schultz PA. 1991. Grazing preferences of two collembolan species, *Folsomia candida* and *Proisotoma minuta*, for ectomycorrhizal fungi. *Pedobiologia* 35: 313–325
- Scortecci, 1953. – Animali. Mammiferi. Vol. 2. Edizioni Labor, Milano
- Seastedt, T. and D. Crossley Jr. 1980. Effects of microarthropods on the seasonal dynamics of nutrients in forest litter. *Soil Biology and Biochemistry* 12(4): 337-342.
- Seastedt, T. and D. Crossley. 1984. The influence of arthropods on ecosystems. *Bioscience* 34(3): 157-161.
- Shaw, P. 1992. Fungi, fungivores, and fungal food webs. *The Fungal Community* 295-310.
- Shuster, W., S. Subler and E. McCoy. 2000. Foraging by deep-burrowing earthworms degrades surface soil structure of a fluventic Hapludoll in Ohio. *Soil and Tillage Research* 54(3): 179-189.
- Siepel, H. 1994. Life-history tactics of soil microarthropods. *Biology and Fertility of Soils* 18(4): 263-278.
- Simpson, A. J., M. J. Simpson and R. Soong. 2012. Nuclear magnetic resonance spectroscopy and its key role in environmental research. *Environmental science & technology* 46(21): 11488-11496.

- Six, J., E. Elliott and K. Paustian. 2000. Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. *Soil Biology and Biochemistry* 32(14): 2099-2103.
- Società Italiana Scienza del Suolo. 1985. Metodi normalizzati di analisi del suolo. *Edagricole, Bologna*.
- Spagnesi, M. and A. De Marinis. 2002. Mammiferi d'Italia. Quaderni di Conservazione della Natura, Numero 14 (con disegni di U. Catalano). *Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio-Direzione Conservazione della Natura & Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica "Alessandro Ghigi" publ.*
- Stankowski, W., Muszyński, A., Klimm, K., Schliestedt, M., 2002. Mineralogy of Morasko meteorite and the structure of the craters. Proceedings of the Estonian Academy of Sciences - Geology, 51. Estonian Academy Publishers, Tallinn, Estonia, pp. 227–240.
- Stevenson, F. and K. Goh. 1971. Infrared spectra of humic acids and related substances. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 35(5): 471-483.
- Stevenson, F. J. 1994. *Humus chemistry: genesis, composition, reactions*. John Wiley & Sons.
- Stokes, G. G. 1851. *On the effect of the internal friction of fluids on the motion of pendulums*. Pitt Press.
- Stork, N. E. and P. Eggleton. 1992. Invertebrates as determinants and indicators of soil quality. *American Journal of Alternative Agriculture* 7(1-2): 38-47.
- Sulkava, P. and V. Huhta. 1998. Habitat patchiness affects decomposition and faunal diversity: a microcosm experiment on forest floor. *Oecologia* 116(3): 390-396.
- Swift, M. J., Heal, O. W. and Anderson, J. M. 1979 *Decomposition in Terrestrial Ecosystems*. University of California Press, Berkeley and Los Angeles 362 p.
- Swift M.J. Integrating soils, systems and society *Nat. Res*, 35 (1999), pp. 12–19



- Tabaglio, V., Gavazzi C. and Menta C. 2009. Physico-chemical indicators and microarthropod communities as influenced by no-till, conventional tillage and nitrogen fertilisation after four years of continuous maize. *Soil and Tillage Research* 105(1): 135-142.
- Tabaglio, V., Gavazzi, C., Schulz M., and Marocco A. 2008. Alternative weed control using the allelopathic effect of natural benzoxazinoids from rye mulch. *Agronomy for sustainable development* 28(3): 397-401.
- Tejada, M., Hernandez M. and Garcia C. 2009. Soil restoration using composted plant residues: Effects on soil properties. *Soil and Tillage Research* 102(1): 109-117.
- Terzea, E. 1972 Remarques sur la morphologie dentaire et la répartition de *Microtus nivalis* Martins (Rodentia, Mammalia) dans le Pléistocène de Roumanie. Travaux de l'Institut de Spéologie Emile Racovitza, XI (1972), pp. 271–298
- Topashka-Ancheva, M., R. Metcheva and S. Teodorova. 2003. A comparative analysis of the heavy metal loading of small mammals in different regions of Bulgaria II: chromosomal aberrations and blood pathology. *Ecotoxicology and environmental safety* 54(2): 188-193.
- Toschi, A. 1965. *Mammalia: lagomorpha, rodentia, carnivora, artiodactyla, cetacea*. Edizioni Calderini.
- Toutain, F. 1987. Les litières: siège de systèmes interactifs et moteur de ces interactions. *Revue d'Ecologie et de Biologie du Sol*, 24, 231–242
- Van Amelsvoort, P.A.M., van Dongen, M., van der Werff A. 1988. The impact of Collembola on humidification and mineralization of soil organic matter. *Pedobiologia* 31:103- 111.
- Van Straalen, N. 2004. The use of soil invertebrates in ecological surveys of contaminated soils. *Developments in Soil Science* 29:159-195.
- Van Straalen, N. M. 1998. Evaluation of bioindicator systems derived from soil arthropod communities. *Applied Soil Ecology* 9(1): 429-437.
- Van Straalen, N. M. and D. A. Krivolutsky. 1996. *Bioindicator systems for soil pollution*. Springer.

- Van Straalen, N. M. and H. A. Verhoef. 1997. The development of a bioindicator system for soil acidity based on arthropod pH preferences. *Journal of Applied Ecology* 217-232.
- Van Straalen, N., M. Donker, M. Vijver and C. Van Gestel. 2005. Bioavailability of contaminants estimated from uptake rates into soil invertebrates. *Environmental Pollution* 136(3): 409-417.
- Walkley L.W. and Black I.A. 1934. An examination of Destajareff method for determining soil organic matter and proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science*, 37: 29-38
- Wallkork, 1976. The distribution and diversity of soil fauna,. Academic Press, London
- Wallkork, 1983. Oribatids in forest ecosystems. *Annual Review of Entomology*, 28, 109-130
- Wallwork, J. A. 1970. Ecology of soil animals. *Ecology of soil animals*.
- Wallwork, J. A. 1976. The distribution and diversity of soil fauna. *The distribution and Diversity of Soil fauna*.
- Wang, W., Smith C. and Chen D. 2003. Towards a standardised procedure for determining the potentially mineralisable nitrogen of soil. *Biology and Fertility of Soils* 37(6): 362-374.
- Watznauer, A. 1989. Die Naturwissenschaftlichen Grundlagen des Quellbezerks von Bad Brambach. *Abhandlungen der Sächsischen Akademie der Wissenschaften zu Leipzig: Mathematisch-Naturwissenschaftliche Klasse* 49.
- Wolters, V. 2000. Invertebrate control of soil organic matter stability. *Biology and Fertility of Soils* 31(1): 1-19.
- Wolters, V. & Schaefer M. 1994. Effects of acid deposition on soil organisms and decomposition processes. *Effects of acid rain on forest processes*. New York, John Wiley and Sons 83-127.
- Wolters, V., Silver, W. L. Bignell, D. E., Coleman, D. C, Lavelle P., Van Der Putten, Wim H, P. De Ruiter, J. Rusek, D. H. Wall and D. A. Wardle. 2000. Effects of global changes on

above-and belowground biodiversity in terrestrial ecosystems: implications for ecosystem functioning. *Bioscience* 50(12): 1089-1098.

You, S., Y. Yin and H. E. Allen. 1999. Partitioning of organic matter in soils: effects of pH and water/soil ratio. *Science of the Total Environment* 227(2): 155-160.

Zanella, A., B. Jabiol, J. Ponge, G. Sartori, R. De Waal, B. Van Delft, U. Graefe, N. Cools, K. Katzensteiner and H. Hager. 2011. A European morpho-functional classification of humus forms. *Geoderma* 164(3): 138-145.

Ziliani, L., Gasparetti, D., Quassoli, G., Corradini, S., 2008. Componente Geologica, Idrogeologica e Sismica per il Piano del Governo del Territorio - D.G.R. n. 8/1566 del 22/12/2005. Comune di Padenghe s/G.

Zsolnay, A. 1996. Dissolved humus in soil waters. *Humic substances in terrestrial ecosystems* 171-223.