



Università di Pisa

Dipartimento di Scienze Agrarie, Alimentari e Agro-ambientali

Corso di Laurea Magistrale in
Produzioni Agroalimentari e Gestione dell'Agroecosistema
curriculum – Agricoltura biologica e multifunzionale

Elaborato finale:

“Studio sugli effetti sinergici tra compost e biochar nel miglioramento della qualità del suolo”

Relatore: Prof. Roberto Cardelli

Candidato: Michelangelo Becagli

Anno Accademico 2015/2016

Indice

1. L'importanza della fertilizzazione organica nei suoli agrari	5
1.1 Proprietà agronomiche della sostanza organica	7
2. L'ammendante compostato: il Compost	19
2.1 Scenario produttivo commerciale europeo e italiano	19
2.2 Fasi biologiche della produzione del compost	22
2.3 Come il compost influenza le proprietà del suolo e la crescita delle piante	24
3. L'Humus di lombrico o Vermicompost	36
3.1 Metodologia di produzione del vermicompost: il vermicompostaggio	36
3.2 Effetti del vermicompost su la crescita delle piante	49
4. Il biochar e il suo potere fertilizzante	55
4.1 Materie prime per la produzione di biochar	55
4.2 Metodologie di produzione del biochar	56
4.3 Caratteristiche del biochar	57
4.4 Effetti ammendanti del biochar nel suolo	66
4.5 Sinergismo tra biochar e compost	76
5. Parte sperimentale	79
5.1 Scopo della tesi	79
5.2 Materiali e metodi	79
5.3 Risultati e discussione	91
6. Conclusioni	110
7. Bibliografia	111

L'importanza della fertilizzazione organica nei suoli agrari

Il contenuto in sostanza organica del suolo è uno dei migliori indicatori della fertilità del terreno in quanto è l'unica proprietà legata sia alle caratteristiche fisiche che a quelle chimiche e biologiche, nonché al flusso potenziale di elementi all'interfaccia suolo-radice.

La sostanza organica va a includere tutte le componenti organiche, viventi e non viventi, presenti in qualsiasi forma nel suolo. Le componenti viventi possono essere ricondotte agli organismi che entrano a far parte della macro, meso e microfauna e flora del suolo e che vengono generalmente accomunati col termine "biomassa". La componente non vivente della sostanza organica è composta da: sostanza organica di apporto fresca, ovvero non ancora decomposta; la sostanza organica in via di decomposizione e parzialmente decomposta, che comprende i prodotti semplici della decomposizione ed i residui recalcitranti della stessa, i quali appartengono tuttavia a classi ben definite di composti organici; e, infine, le sostanze umiche o humus, che comprendono i composti organici di resintesi/ricombinazione, e rappresentano il materiale organico di neoformazione tipico del sistema suolo. Sono proprio, in massima parte, le sostanze umiche a conferire tutta una serie di caratteristiche al suolo che lo rendono agronomicamente fertile.

L'humus può essere considerato come un materiale di colore scuro, variabile dal bruno al nero, costituito da composti derivati dal disfacimento dei residui organici che arrivano al suolo, senza la possibilità d'individuare l'organizzazione cellulare degli originari tessuti vegetali o animali. E' un complesso di composti molto resistenti alla disgregazione biotica e, quando associato a costituenti minerali, può resistere nel suolo per centinaia di anni.

L'humus è caratterizzato, inoltre, da dimensioni colloidali, da un'elevata area superficiale specifica, da superfici cariche negativamente, ed è idoneo nell'adsorbire e scambiare ioni e molecole, ha un'attitudine alla chelazione di elementi in traccia, possiede una capacità di ritenzione idrica di quattro – cinque volte maggiore rispetto alle argille e possiede attività pseudo-ormonale con conseguente possibilità di stimolare molti processi fisiologici (nutrizione vegetale, proliferazione radicale, accrescimento).

Il processo di formazione dell'humus è caratterizzato da complicate e ancora non ben precisate azioni biotiche e abiotiche, da meccanismi di resintesi, di policondensazione o d'auto aggregazione, che attraverso tappe intermedie ancora oggi non completamente chiarite, genera macromolecole di neogenesi, di natura chimica molto complessa e non ben definita, in continua evoluzione dinamica.

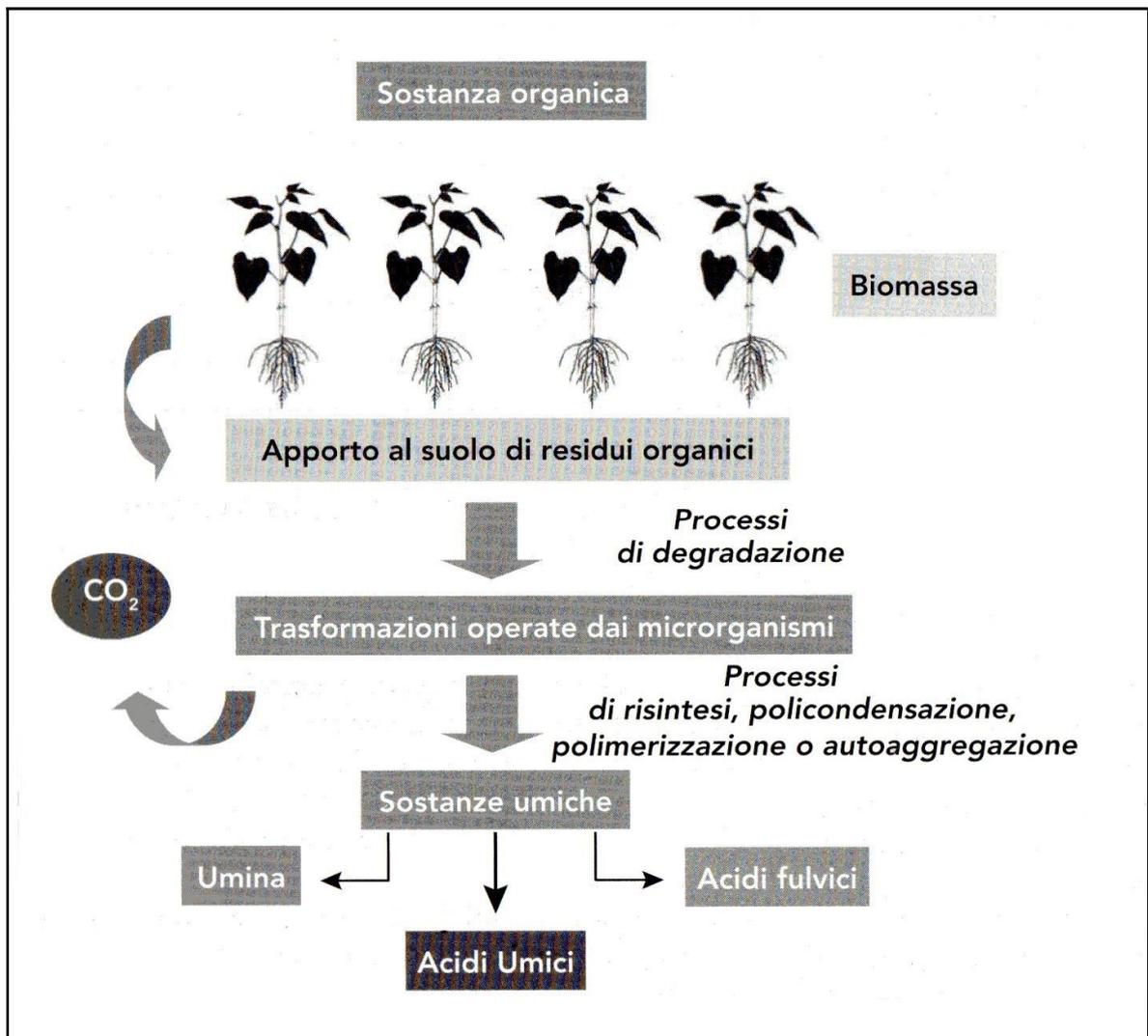


Fig. 1.1 Schematizzazione delle fasi principali del processo di formazione delle sostanze umiche.

Le principali frazioni, diverse per solubilità al variare del grado di reazione del mezzo, sono:

- L'**umina**, frazione delle sostanze umiche insolubile a pH sia alcalino sia acido, particolarmente resistente alla degradazione microbica e con peso molecolare tra 10^5 e 10^6 Dalton. Studi asseriscono che può favorire nel suolo la capacità di trattenere l'acqua, il miglioramento dell'organizzazione strutturale, il mantenimento della stabilità della struttura, l'incremento della capacità di scambio cationico, l'aumento della fertilità in genere;
- Gli **acidi umici**, insieme di acidi organici caratterizzati da struttura prevalentemente aromatica, composta da nuclei iso e eterociclici a 5 o 6 atomi di carbonio ai quali, con frequenza di distribuzione variabile, in funzione del tipo di suolo e di substrato organico originario, sono fissate catene alifatiche, proteiche e polipeptidiche. Sono acidi solubili a valori di pH elevato, flocculando in condizioni acide. Il peso molecolare va da 10^4 a 10^5 Dalton;

- Gli **acidi fulvici** sono solubili in acqua sia in condizioni di alcalinità che acidità. Rispetto agli acidi umici, questi acidi sono caratterizzati da minore aromaticità, più numerose ramificazioni alifatiche, definite da più rilevanti quantità di gruppi funzionali carbossilici (-COOH) e idrossilici (-OH), più elevata reattività chimica, una capacità di scambio cationico variabile da 520 a 1120 cmol · kg⁻¹, un contenuto elevato di ossigeno, una inferiore dimensione delle molecole e un peso molecolare tra 10³ e 10⁴ Dalton.

La sostanza organica rappresenta una delle più importanti risorse naturali del suolo contribuendo in maniera determinante alla sua fertilità e alla sua protezione da numerosi fattori di degrado e contaminazione. In particolare, la cosiddetta “fertilità organica” del suolo è attribuita alle molteplici e complesse funzioni dirette e indirette di fertilità esercitate dalla sostanza organica tramite il controllo della maggior parte dei processi e degli equilibri fisici, chimici e biologici coesistenti nel sistema suolo, assicurandone così la sua conservazione e lo sviluppo bilanciato di piante e microrganismi.

1.1 Proprietà agronomiche della sostanza organica

Le proprietà agronomiche della sostanza organica possono essere raggruppate in cinque categorie:

Influenza sulle proprietà fisiche

Le proprietà fisiche del suolo sono molto diversificate ma, in massima parte, tutte accomunate alla struttura del suolo, intesa come rapporto e disposizione reciproca tra le fasi solide, liquida e gassosa. Una struttura ottimale può perciò essere definita come quella che mantiene tutte le fasi in rapporti reciproci opportuni, in funzione delle esigenze dell'apparato radicale dei vegetali.

In un suolo con un basso contenuto in sostanza organica, un'aumento anche solo dell'1% può portare ad una diminuzione della densità apparente superiore al 30% a causa dell'aumento della porosità promosso dalla strutturazione e dall'aumento dell'attività biologica. L'azione cementante è esercitata da tutti i componenti della sostanza organica del suolo in senso lato, inclusi gli organismi viventi.

I principali meccanismi di azione con cui la sostanza organica influenza le proprietà fisiche del suolo sono riportati nella tabella sottostante.

	Meccanismo	Azione	Classi della sostanza organica maggiormente coinvolte
<i>Proprietà strutturali</i>	Fisico, di tipo diretto	Avvolgimento di particelle e grumi	Ife, colonie batteriche, radici Il meccanismo persiste dopo la morte
		Apertura di pori e cavità	Molti organismi, compresa la pedofauna Il meccanismo persiste dopo la morte
	Fisico, di tipo indiretto	Disidratazione del suolo	Generalizzato
		Alterazione dei rapporti tra costituenti solidi e fase liquida	Principalmente la sostanza organica umificata (per le proprietà idrofobiche)
	Chimico	Stabilizzazione di pareti, legami tra particelle, penetrazione tra particelle o strati dei fillosilicati	Sostanza organica più o meno umificata (interazioni organo-minerali)
<i>Altre proprietà fisiche</i>	Influenza combinata su colore e ritenzione idrica	Modifica della temperatura del suolo	Sostanza organica umificata e non umificata

I meccanismi di tipo diretto sono rapportabili ad azioni di tipo fisico meccanico ad opera dell'apparato radicale delle specie vegetali, della comunità microbica e della pedofauna presente. Mentre l'avvolgimento delle particelle o dei grumi di suolo avviene tipicamente da parte di ife fungine, di alcuni tipi di colonie batteriche e dall'apparato radicale dei vegetali, l'apertura di pori e di cavità appare ancor più generalizzato, sebbene ad esso contribuisca la maggior parte della pedofauna. Basti prendere, ad esempio, il contributo delle varie specie di lombrichi che, tramite la loro attività trofica, realizzano profonde, più o meno continue, gallerie anastomizzate lungo tutto il profilo del suolo. Un notevole contributo nella formazione dei macro-aggregati è dato dalle micorrize, a causa dell'enorme estensione delle ife che formano una fitta rete attorno agli aggregati più piccoli, inglobandoli assieme in unità di maggiori dimensioni.

Un secondo meccanismo di carattere fisico, però indiretto, è dovuto alla disidratazione dell'ambiente ad opera degli organismi viventi presenti, provocando contrazioni in molti minerali argillosi. In modo particolare, la sostanza organica non vivente, unico costituente idrofobo del suolo, che produce notevoli variazioni nei rapporti tra superfici e soluzione del suolo.

La stabilizzazione chimica della struttura avviene mediante i cementi di natura organica. Questa stabilizzazione può essere differenziata a più livelli d'azione: da quello macroscopico di stabilizzazione di un'intera superficie a quelli di tipo sub-molecolare, che possono interessare una porzione di molecola organica inserita tra due strati di fillosilicato.

La sostanza organica esercita infine un'influenza spesso assai marcata su alcune proprietà fisiche diverse da quelle strutturali. La sostanza organica umificata, per esempio, tende a conferire un colore scuro al suolo; quasi tutte le classi della sostanza organica incrementano nel contempo la ritenzione idrica. Il colore scuro aumenta l'assorbimento del calore derivante dall'irraggiamento solare; l'elevato calore specifico dell'acqua fa sì che l'aumento di temperatura di un suolo umido sia più lento.

A causa della loro resistenza alla decomposizione, le sostanze umiche costituiscono degli agenti leganti molto stabili, prendendo parte direttamente alla formazione e alla stabilità dell'architettura della struttura. Indirettamente, intervengono nel processo di formazione degli aggregati o elementi strutturali, rappresentano una buona fonte d'energia per alcune entità biotiche che con i prodotti del loro metabolismo definiscono i processi biologici di aggregazione. Infatti, a titolo di esempio, le ife fungine rilasciano polisaccaridi e altri composti organici capaci di formare una rete gommosa che riesce a legare assieme particelle minerali o a cementare microaggregati; le micorrize producono una glicoproteina, denominata glomalina, che sembra agire come specifico agente cementante; alcuni batteri, durante la decomposizione dei residui vegetali, sintetizzano polisaccaridi e altre mucillaggini.

Altra capacità delle sostanze umiche è la capacità di incrementare la disponibilità di acqua nel suolo. Per l'elevata area superficiale e per le cariche elettriche che le contraddistinguono, le sostanze umiche si comportano come vere e proprie spugne, capaci di trattenere una quantità d'acqua pari a venti volte la propria massa.

Potere tampone

Le sostanze umiche hanno la capacità di opporsi alle variazioni di pH del suolo conseguente, in genere, all'aggiunta di acidi o basi.

La deprotonazione o la protonazione dei gruppi funzionali (R-OH) che caratterizzano le molecole delle diverse frazioni umiche definiscono prevalentemente i meccanismi dai quali dipende la capacità tampone della pedosfera.

Nel suolo, a valori di pH poco elevati, l'effetto dell'aggiunta di una base sarà neutralizzato dagli ioni H^+ che si separano dai siti più acidi. Questi, in conseguenza della dissociazione, saranno caricati negativamente $[R-OH + OH^- \rightarrow R-O^- + H_2O]$ con conseguente aumento del valore di capacità di scambio cationico.

Al contrario, per l'aggiunta di un acido gli stessi siti si protoneranno tamponando la diminuzione del grado di reazione dovuta all'aumentata concentrazione d'idrogenioni $[R-OH + H^+ \rightarrow R-OH_2^+]$.

Le sostanze umiche possono inoltre tamponare le variazioni del pH del suolo rilasciando ioni Al^{3+} da complessi organici che li trattengono con diverso grado di forza. L'aumentata presenza di una base provoca incremento del valore di pH del sistema e la conseguente liberazione di maggiore quantità di ioni Al^{3+} .

Termoregolazione del suolo e limitazione della velocità di evaporazione dell'acqua

Le proprietà isolanti delle sostanze umiche riescono a mantenere uniforme, entro certi limiti, la temperatura del suolo, in particolare nel corso di improvvise e rapide modificazioni del clima.

Tenuto conto che l'humus trattiene notevoli quantità d'acqua e riduce, nello stesso tempo, le fluttuazioni termiche della pedosfera, negli strati più superficiali del suolo si creano condizioni per cui l'umidità presente ha minori possibilità di essere allontanata nell'atmosfera.

Funzioni nutrizionali

La sostanza organica contribuisce alla nutrizione delle piante in modo diretto e indiretto in quanto è riserva di elementi nutritivi e scorta di altri nutrienti a disposizione delle radici nonostante la loro forma non solubile.

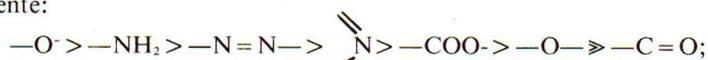
Tutti gli elementi nutritivi presenti nella sostanza organica costituiscono una riserva potenzialmente assimilabile, soprattutto l'azoto, che potrebbe essere sufficiente a soddisfare le esigenze colturali per decine di anni.

Inoltre, la sostanza organica impedisce al ferro e ai metalli pesanti di precipitare chelando e complessandoli, riducendone la possibile fitotossicità e consentendone la permanenza in prossimità delle radici mantendoli biodisponibili, data la presenza di numerosi gruppi

funzionali che sono in grado di formare legami di coordinazione con questi elementi, come riportato nella tabella sottostante.

$-\text{OH}$	$-\text{O}^-$	$-\text{CH}=\overset{\text{O}^-}{\text{C}}-$	$-\text{O}-$	$\begin{array}{c} \text{O} \\ \parallel \\ -\text{C} \\ \diagdown \\ \text{O}^- \end{array}$
ossidrilico	alcolato	enolato	etereo	carbossilato
$-\overset{\text{O}}{\text{C}}=$	$-\text{NH}_2$	$-\text{C}=\text{NH}$	$=\text{N}-\text{OH}$	$\begin{array}{c} \diagdown \quad \diagup \\ \text{N}-\text{N} \\ \diagup \quad \diagdown \end{array}$
carbonilico	amminico	imminico	ossimico	idrazinico
$-\text{N}=\text{N}-$	$\begin{array}{c} \diagdown \\ \text{N} \\ \diagup \end{array}$	$-\text{S}-$	$-\text{SH}$	$\begin{array}{c} \text{O} \\ \parallel \\ -\text{S}-\text{O}^- \\ \parallel \\ \text{O} \end{array}$
azo	N ciclico	tioetereo	solfidrilico	solfonato
$-\text{PO}(\text{OH})_2$	$\begin{array}{c} -\text{PO}(\text{OH}) \\ \diagdown \\ \text{O} \\ \diagup \\ -\text{PO}(\text{OH}) \end{array}$			
fosforico	pirofosforico			

Se si fa riferimento all'affinità rispetto agli ioni metallici i gruppi donatori di elettroni seguono un ordine particolare come il seguente:



nella sostanza organica del terreno i gruppi che maggiormente partecipano alla chelazione appaiono i carbossili, gli ossidrilici fenolici, e in misura minore i carbonili e i gruppi amminici.

Difatti, la reazione di chelazione consente a leganti polidentati di occupare due o più posizioni nella sfera di un catione metallico con formazione di strutture ad anello più o meno stabili. Le sostanze umiche possono chelare alcuni cationi direttamente dalle superfici minerali, accelerando i processi di *weathering*. Maggiore è l'affinità del catione per gli acidi umici e fulvici, più facile è la sua rimozione dalla struttura cristallina.

Amminoacidi, acidi organici e altre sostanze chelanti presenti nelle secrezioni radicali possono strappare i metalli alla sostanza organica con relativa facilità, dato che le loro costanti di chelazione per i metalli sono di norma superiori a quelle della sostanza organica. Ne risulta la formazione di chelati solubili che sono facilmente assorbiti dalle radici come illustrato nell'immagine sottostante.

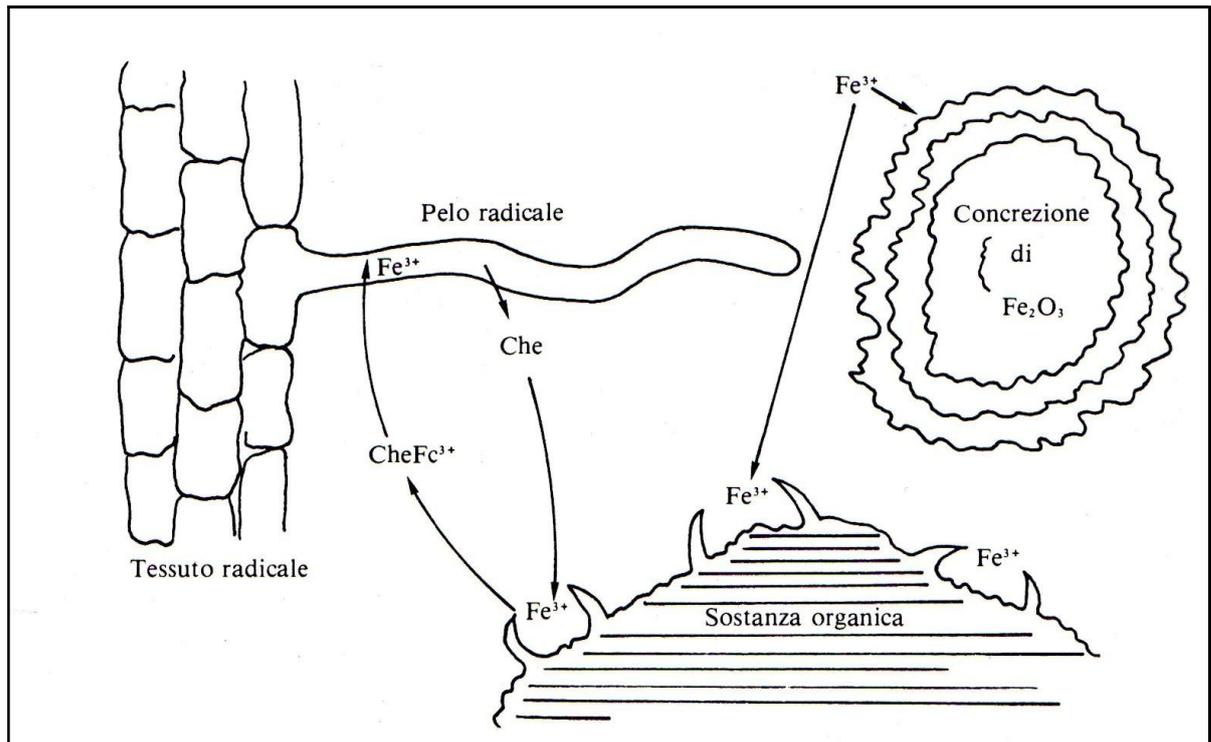


Fig. 1.2 Il meccanismo di assorbimento di un metallo chelato dalla sostanza organica (il ferro) da parte delle radici delle piante. Il ferro è instabile nella soluzione del suolo e tende a precipitare dando luogo a creazioni di Fe_2O_3 a meno che non venga impegnato in legami di chelazione (qui raffigurati da chele, o tenaglie) con la sostanza organica. Le radici secernono sostanze chelanti (Che) in grado di asportare il ferro dalla sostanza organica e molto difficilmente dalle concrezioni; il ferro chelato dalle sostanze contenute nelle secrezioni viene poi assorbito con facilità.

Un ulteriore meccanismo indiretto è quello di protezione dei fosfati, che formano con la sostanza organica legami tramite ponti di ferro e alluminio, come illustrato nell'immagine sottostante.

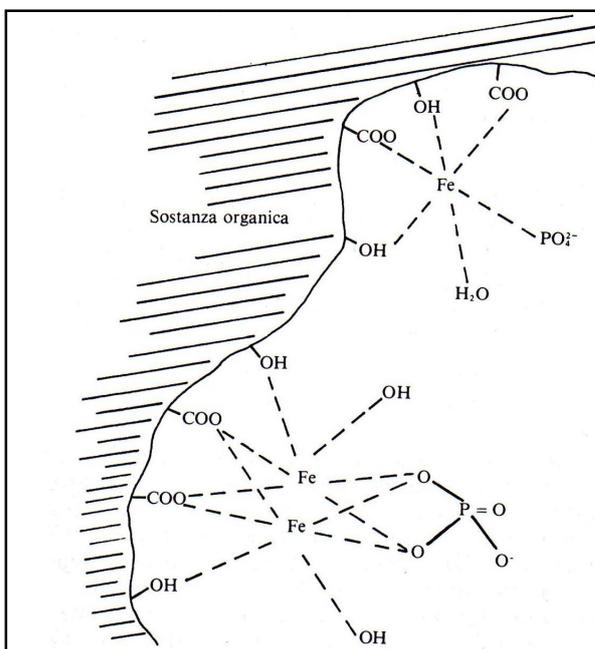


Fig. 1.3 Esempi di legami a ponte di ferro tra anioni fosforici e sostanza organica.

E' stato visto che le secrezioni radicali prodotte da piante in condizioni di stress contengono elevate concentrazioni di sostanze chelanti. A queste sostanze si attribuisce la funzione di asportare dalla sostanza organica i metalli che fanno da ponte con i fostati, che passano pertanto in soluzione e divengono così assimilabili dalle radici.

La stabilizzazione della porosità dovuta ad una maggiore strutturazione del suolo causata dalla sostanza organica, mantiene elevata la superficie di contatto tra fasi solida e liquida, aumentando le possibilità di scambio degli elementi.

Un meccanismo particolare deriva dalla capacità di molte molecole organiche di penetrare negli spazi interstrato di buona parte dei fillosilicati. Il fenomeno è importante perché contrasta la segregazione di ioni utili per la nutrizione vegetale. Quando i fillosilicati interessati sono costituiti da idromiche (illiti), le molecole organiche riducono specificamente la fissazione degli ioni potassio e ammonio.

Inoltre non può essere non citato il contributo fondamentale della sostanza organica nell'incrementare la capacità di scambio cationico, che si traduce in un notevole aumento del potere di ritenzione del suolo nei confronti di tutti i cationi.

Funzioni derivanti dalle attività enzimatiche

Nel suolo si realizzano numerose attività enzimatiche rapportabili a quattro categorie principali: idrolasi, liasi, ossido-reduttasi e transferasi. Per comprendere la loro importanza agronomica per la fertilità del suolo, basti pensare al fatto che il più diffuso dei concimi azotati, l'urea, non potrebbe essere impiegato se il suolo non possedesse un'attività ureasica, cioè un'enzima capace di catalizzare l'idrolisi dell'urea in NH_4^+ e in CO_2 .

E' comprovato da moltissimi studi la presenza di sostanze enzimatiche adsorbite dalla sostanza organica presente nel suolo. A titolo di esempio, l'esistenza della ureasi allo stato extracellulare si spiega con il fatto che i due composti vengono assorbiti con difficoltà dagli organismi viventi, mentre il prodotto azotato che deriva dalla loro idrolisi viene assorbito assai velocemente. Lo stesso discorso vale per una serie di altre sostanze, prime tra tutte quelle ad alto peso molecolare. Un esempio è costituito dagli acidi nucleici e da altre macromolecole fosforate, che non potrebbero essere assimilate se non fossero rapidamente idrolizzate dalla fosfatasi.

Gli enzimi presenti nel suolo possono essere distinti in funzione del fatto che esercitino la loro funzione all'interno o all'esterno delle cellule microbiche. Gli enzimi endocellulari sono quelli sintetizzati e contenuti all'interno della cellula; essi assolvono alle più svariate

funzioni metaboliche ma possono operare solo su substrati presenti nelle cellule stesse. Gli esoenzimi, invece, vengono sintetizzati per operare al di fuori della struttura cellulare, con la funzione di modificare substrati che non possono passare attraverso la plasmalemma perché ad elevato peso molecolare. Per questo si tratta, in genere, di idrolasi di vario tipo (cellulasi, proteasi, ecc..) che hanno funzione di ridurre le macromolecole in frammenti piccoli e solubili, utilizzabili direttamente dalle cellule (es. ioni PO_4^{2-}) o che possono passare attraverso le membrane per essere ulteriormente trasformati (cellobiosio, glucosio).

Il suolo accumula le attività enzimatiche sia degli eso- che degli endo-enzimi attraverso processi di stabilizzazione che li rendono maggiormente resistenti all'azione delle proteasi nonché alla denaturazione da agenti fisici (temperatura). Gli enzimi stabilizzati, chiamati anche "enzimi accumulati" corrispondono a quelle attività enzimatiche misurabili nel suolo che non sono associate alla proliferazione di microrganismi. La stabilizzazione avviene soprattutto attraverso l'interazione con le argille e le sostanze umiche. L'interazione con le argille avviene principalmente attraverso l'attrazione elettrostatica tra cariche opposte e la formazione di ponti a idrogeno, ma anche con la formazione di legami covalenti. Nella formazione di quest'ultimi legami sono coinvolti i gruppi funzionali terminali degli enzimi (amminici, carbossilici, solfidrilici, fenolici) che non fanno parte dei siti attivi e che non sono essenziali per il mantenimento della struttura terziaria dell'organizzazione molecolare proteica. L'interazione con le sostanze umiche oltre ad essere basata sull'interazione elettrostatica, sulla formazione di ponti a idrogeno e di legami basati su interazioni di tipo Van Der Waals, viene anche stabilizzata da interazione con gruppi idrofobici presenti sulle molecole umiche.

La stabilizzazione degli enzimi sarebbe quindi dovuta ad una stabilizzazione della struttura proteica operata dalla formazione dei legami di interazione. Nel caso della resistenza dimostrata nei confronti delle proteasi, sarebbe probabilmente dovuta da una parte all'immobilizzazione dell'enzima che non è più nella soluzione ma adsorbito dalla componente argillosa, dall'altra al fatto che l'enzima risulterebbe ricoperto da una "maglia" di sostanze umiche che permetterebbero al substrato di diffondere fino al sito attivo, ma impedirebbero ad una macromolecola come la proteasi di avvicinarsi all'enzima ed idrolizzarlo.

I processi di stabilizzazione rendono gli enzimi meno soggetti alla degradazione microbica e l'attività dell'enzima risulta ridotta o completamente annullata. Tuttavia, la temporanea variazione del pH del suolo può indebolire i legami covalenti con conseguente messa in libertà degli enzimi. Quando, però, alcuni componenti del materiale umico reagiscono con

gli enzimi questi vengono completamente immobilizzati. Per esempio, è stato accertato che i complessi degli enzimi con i fenoli si possono legare alle particelle argillose con ulteriore diminuzione dell'attività catalitica.

I processi di stabilizzazione degli enzimi riescono a limitare l'attività di potenziali patogeni vegetali. Infatti, immobilizzate dal materiale umico, le entità enzimatiche capaci di annullare le difese della pianta non sono più in grado di favorire lo sviluppo di possibili infezioni radicali.

L'andamento dell'attività enzimatica diminuisce all'aumentare della profondità seguendo l'andamento della sostanza organica e comunque, la maggior parte delle attività enzimatiche del suolo sono correlate con il contenuto di carbonio organico, di argilla, di azoto e di biomassa microbica.

Influenza delle sostanze umiche sulla crescita e lo sviluppo delle piante

L'energia messa a disposizione delle entità biotiche, l'influenza sulla disponibilità idrica, la capacità di favorire l'aggregazione di particelle terrose, il ruolo svolto per il rilascio di nutrienti da strutture minerali e per l'aumento della disponibilità dei micronutrienti sono i fattori che, direttamente, accrescono la fertilità del suolo e influenzano, indirettamente, la crescita e lo sviluppo delle piante.

Sbilanciamenti nutrizionali causati da apporti eccessivi di fertilizzanti, in particolare quelli riguardanti N e P, in terreni poveri di sostanza organica possono provocare una maggiore suscettibilità ad alcune malattie e favorire l'attacco da parte di patogeni e parassiti. Queste disfunzioni sarebbero evitate, in agricoltura biologica, o tamponate dal più completo contributo nutrizionale della sostanza organica prevista nei terreni condotti con questa tipologia di conduzione.

Ad esempio, la concentrazione di amminoacidi liberi nei tessuti vegetali aumenta in presenza di rapporti N:K o N:P troppo elevati e carenza di zolfo e di ferro. Infatti, mentre l'azoto è utilizzato nella sintesi degli amminoacidi e di altre molecole semplici, per la successiva sintesi delle proteine sono necessari lo zolfo e, in particolare, il potassio che è anche necessario nell'attivazione dell'enzima responsabile della sintesi dell'amido. Di conseguenza, lo sbilanciamento nutrizionale tra N e K provoca l'accumulo di amminoacidi, ammidi, zuccheri semplici e nitrati nei tessuti. Questo accumulo rende le piante più suscettibili all'attacco di fitofagi, stimolandone la velocità di sviluppo e l'ovideposizione in

ambiente e riducendo contemporaneamente l'efficacia di alcuni composti prodotti dalle piante per l'autodifesa, tipo gli inibitori di proteasi.

La presenza e buona disponibilità di sostanza organica per i microrganismi del suolo e per tutti i componenti della complessa catena alimentare della pedofauna contribuisce a limitare gli sbilanciamenti nutritivi, esercitando un'azione tampone sugli effetti negativi citati.

Le molecole umiche di peso molecolare non elevato possono influire sul metabolismo vegetale entrando nelle cellule radicali ed esplicando attività ormonali.

Alcune sostanze in grado di stimolare l'accrescimento delle piante (auxine, gibberelline, citochinine, etilene, acido abscissico e siderofori) sono tra le sostanze prodotte dai microrganismi del suolo, date dalla disgregazione delle macromolecole umiche, e sono capaci di indurre molte modificazioni nell'attività biochimica delle membrane e dei diversi componenti citoplasmatici delle cellule vegetali. Difatti, la disgregazione della struttura supramolecolare che caratterizza le sostanze umiche rende disponibili nella rizosfera piccole molecole caratterizzate da attività di tipo ormonale capaci di stimolare lo sviluppo vegetale. Questa azione fisiologica positiva può andarsi a esplicare in varie tipi di sviluppo vegetale, andando così a essere distinta in cinque gruppi principali come riportato in tabella.

Processo	Possibile livello di azione
<i>Nutrizione vegetale</i>	Influenza specifica su attività enzimatiche deputate all'assorbimento radicale (permeasi)
<i>Proliferazione delle radici</i>	Influenza sulla divisione cellulare (a livello di duplicazione ?)
<i>Accrescimento</i>	Influenza prevalente sulla distensione (a livello di trascrizione, traduzione e biosintesi proteica?)
<i>Senescenza</i>	Il processo fisiologico potrebbe essere ostacolato da uno stimolo della biosintesi proteica
<i>Aspecifico</i>	Stimolo o inibizione della respirazione, della fotosintesi, ecc...

Il primo gruppo può essere riferito all'influenza su enzimi, come la permeasi, specificamente deputati all'assorbimento degli elementi nutritivi. Interessanti dati in tal senso, per esempio, sono stati riportati per le permeasi dei solfati. E' stato visto che frazioni umiche di bassa dimensione molecolare, definibili come biostimolanti naturali, modificano l'architettura delle radici, possono penetrare agevolmente e attivare molti parametri del metabolismo vegetale.

L'incremento dell'assorbimento dei macronutrienti più significativi costituisce uno degli aspetti più significativi dell'azione delle sostanze umiche sulla crescita delle piante. L'azione delle frazioni bioattive sull'assorbimento di ioni nitrato, solfato e fosfato appare essere selettiva e quantitativamente legata alla concentrazione delle sostanze umiche al pH del mezzo.

Chen e Aviad, 1990, riportano una serie di effetti diretti delle sostanze umiche sulla crescita delle piante, sintetizzate nella tabella sottostante:

Effetto sulla crescita delle piante	Sostanza umica	Concentrazione (mg · L⁻¹)
<i>Aumento dell'assorbimento dell'acqua e incremento della germinabilità dei semi</i>	Acido umico	1 – 100
<i>Stimolazione della radicazione e dell'accrescimento delle radici</i>	Acidi umici e fulvici	50 – 300
<i>Maggiore allungamento delle cellule radicali</i>	Acido umico	5 – 25
<i>Maggiore crescita degli steli e delle radici delle piante</i>	Acidi umici e fulvici	50 – 300

Un secondo gruppo comprende le attività che si traducono in uno stimolo della divisione cellulare. Il livello d'azione delle sostanze umiche viene attribuito generalmente alla duplicazione del DNA e sembra plausibile introdurre in questo gruppo alcuni dati relativi alla proliferazione delle radici.

Quando il livello di azione viene attribuito all'influenza delle sostanze umiche su trascrizione, traduzione e biosintesi proteica, l'attività può essere inquadrata in un terzo gruppo riguardante la crescita dei tessuti essenzialmente per distensione cellulare.

Alle sostanze umiche è stata attribuita anche un'azione di ritardo delle manifestazioni della senescenza, che potrebbe dipendere da uno stimolo della biosintesi proteica, e numerose altre azioni che appaiono però del tutto aspecifiche.

Degradazione e inattivazione di sostanze tossiche

Le sostanze umiche possono favorire la degradazione o l'inattivazione di composti caratterizzati da elevata tossicità, quali la nicotina, le aflatoxine, gli antibiotici e la gran parte dei pesticidi organici.

La presenza sulle ampie superfici specifiche delle sostanze umiche di numerosi gruppi funzionali (-OH, -NH₂, -NHR, -CONH₂, -COOH e -⁺NR₃) favorisce l'immobilizzazione e la conseguente riduzione dell'efficacia di molti pesticidi. Legami a idrogeno o protonazione (aggiunta di uno H⁺ ad un gruppo amminico -NH₂) contribuiscono ad incrementare l'adsorbimento di altri composti chimici (tra cui molecole erbicide come l'Atrazina).

L'ammendante compostato: il Compost

Il processo di compostaggio è la decomposizione e stabilizzazione biologica della sostanza organica derivata da piante, animali o da attività antropiche attraverso l'azione di diverse specie di microrganismi in condizioni aerobiche. Il prodotto finale di questo processo biologico è una sostanza simile all'humus, caratterizzata da una struttura molto stabile, senza microrganismi potenzialmente patogeni e di semi di piante infestanti, che può essere applicata al suolo come ammendante. Sebbene ci siano studi che accertano che la pratica del compostaggio fosse già conosciuta all'epoca dell'antico Egitto e all'interno delle popolazioni pre-Colombiane, la ricerca scientifica si è interessata a questo materiale solo negli ultimi quarant'anni.

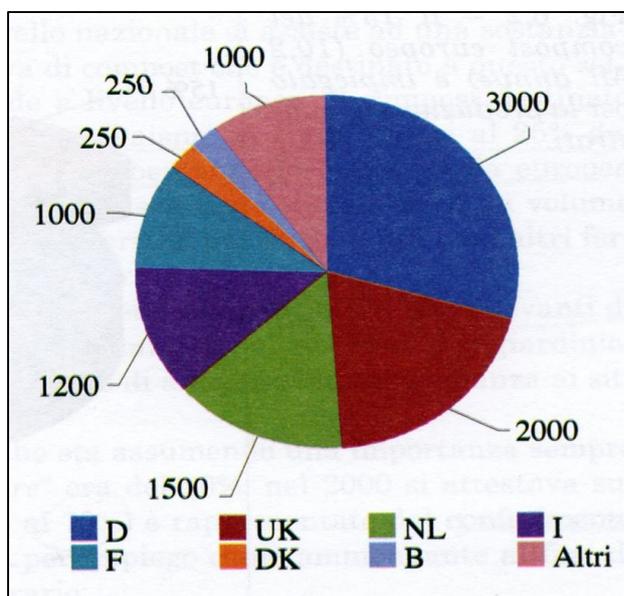
Nel tempo sono stati sviluppati molteplici sistemi e metodi di compostaggio passando dalla progettazione di piccole compostiere domestiche ad uso hobbistico che producono minimi quantitativi di compost, alle compostiere di media entità, gestite da agricoltori, per il loro fabbisogno lavorativo, fino ai reattori in larga scala (spesso utilizzati per lo smaltimento della frazione organica del residuo solido urbano – F.O.R.S.U.) che vengono progettati e strutturati per i produttori di compost in ambito professionale. Al di là delle differenti tecnologie di compostaggio, i suoi aspetti a livello fisico, chimico e biologico rimangono gli stessi. Questo concerne, ad esempio, il fatto di poter usufruire di differenti matrici organiche di partenza, in funzione della loro composizione fisico-chimica, capacità di degradazione, umidità relativa e altre caratteristiche intrinseche della matrice, a prescindere dalla tecnica di compostaggio utilizzata (Haug, 1993; Bidlingmaier et al., 2000).

2.1 Scenario produttivo commerciale Europeo e Italiano

La produzione di compost a livello europeo ha subito negli ultimi anni un costante incremento, grazie soprattutto all'estendersi della separazione dello scarto organico come priorità operativa nei sistemi integrati di gestione dei rifiuti organici. Il caso più eclatante è costituito dalla Germania che, a partire dalla metà degli anni '80, ha esteso la separazione alla fonte del "rifiuto biologico". Ciò ha fatto sì che divenisse il paese in Europa con il maggior numero di impianti, un mercato consolidato a una certificazione di prodotto che sta

spingendo tutti gli operatori ad adeguarsi ai criteri di qualità imposti sia al processo che al prodotto.

A livello europeo si stima una produzione annua di compost (in Italia “Ammendante Compostato” così come definito dall’All. 2 del D.Lgs. n. 217/06, nell’UE “Quality Compost”) di circa 10,2 milioni di tonnellate, pari approssimativamente a 20 milioni di m³. Nei 27 paesi dell’UE il 90% del compost prodotto proviene da soli 7 paesi (vedi immagine a fianco). Come si vede nella tabella sottostante, la destinazione prevalente del compost rimane il settore agricolo, che prevede l’impiego di compost come ammendante al fine di reintegrare il contenuto in sostanza organica del suolo.



Settore	Quote di mercato %
<i>Agricoltura</i>	45 – 78
<i>Orticoltura</i>	3 – 15
<i>Paesaggistica</i>	6 – 20
<i>Terricci/substrati</i>	10 – 15
<i>Recupero ambientale</i>	2 – 10
<i>Giardinaggio hobbistico</i>	12 – 20
<i>Export</i>	6 – 7

La produzione annuale di compost in Italia (stima riferita al 2006) è di ca. 1.200.000 t anno⁻¹; tali quantitativi sono interamente collocati sul mercato dei fertilizzanti in modo diversificato. Vediamo lo sbocco in alcuni settori e gli aspetti che caratterizzano la commercializzazione:

- il **florovivaismo**, ovvero la cessione di compost sfuso all’industria dei fertilizzanti che confeziona (in miscela con torbe e altro) e vende all’utenza hobbistica presso la GDO e la GDS. E’ da sempre considerato il settore più interessante sia per i prezzi conseguiti che per la necessità di prodotti nazionali alternativi alle torbe. Al giorno d’oggi, a

livello nazionale si assiste ad una sostanziale contrazione della qualità relativa di compost che è destinato a questo settore analogamente a quanto succede a livello europeo. Il compost destinato alla produzione di substrati per il florovivaismo è pari al 25% del quantitativo totale prodotto ed è ben superiore alla media europea che si attesta attorno al 15%. In termini assoluti ciò si traduce in un volume di compost, destinato alla produzione di terricci per l'hobbistica e ad altri fertilizzanti organici a ca. 300.000 t anno⁻¹;

- La **vendita la minuto** presso l'impianto, interessa quantitativi non rilevanti di compost consegnato sfuso (in purezza o in miscela) all'hobbista o al giardiniere che si avvale di un approvvigionamento di ammendante in vicinanza ai siti d'impiego;
- Lo sbocco commerciale prevalente, che sta assumendo una importanza sempre crescente è rappresetato dal **conferimento del compost presso aziende agricole** per impiego come ammendante al fine di ripristinare la fertilità del suolo agrario.

L'ammendante compostato risulta essere costituito per il 79%, pari a 920.000 t, da Ammendante Compostato Misto (ACM) e per il 21% da Ammendante Compostato Verde (ACV); considerando che gli scarti organici trattati sono dell'ordine di 3,2 milioni di t anno⁻¹, la resa media al compostaggio risulta essere pari al 37%.

La tendenza del singolo fabbricante di fertilizzanti è quella di diversificare l'offerta ovvero di proporre materiali con caratteristiche diverse per i vari ambiti d'impiego; l'evoluzione delle conoscenze sul prodotto e la risposta degli utilizzatori finali sembrano evidenziare una tendenza verso una diversificazione della domanda nei confronti del compost.

Se il compost da scarti verdi è accettato e impiegato come miglioratore del suolo e come componente dei substrati per il florovivaismo hobbistico, il compost da scarti alimentari e agroindustriali mostra impieghi più diversificati:

- da una parte esistono produttori di compost da scarti alimentari che, al fine di minimizzare i costi di trattamento e gli investimenti di marketing, adottano la tecnica di produzione di compost per destinazioni estensive a prezzi molto bassi (0 – 10 € t⁻¹);
- dall'altra alcune aziende produttrici di compost da scarti alimentari avviano programmi di valorizzazione agronomica intervenendo sia in fase produttiva che di promozione al fine di proporre un prodotto specifico interessante per diversi settori agricoli (10 – 50 € t⁻¹).

Questo trend è comune a tutti i paesi europei, Italia compresa, dove il compost ha assunto lo status di mezzo tecnico per l'agricoltura e dove i quantitativi prodotti sono sempre crescenti. E' interessante notare che in 15 anni la produzione di compost è passata da 100.000 t · anno⁻¹ alle attuali 1,2 milioni t · anno⁻¹. Tale repentino incremento ha determinato la necessità di approfondire le caratteristiche tecniche di questo nuovo mezzo produttivo al fine di caratterizzare meglio una serie di prodotti compostati, le cui proprietà e contenuti sono dipendenti dalla matrice trattata negli impianti, dalla tecnologia adottata e dalla tecnica con la quale si gestiscono le varie fasi del processo.

2.2 Fasi biologiche della produzione del compost

Il processo di compostaggio attraversa quattro fasi di processo in funzione della temperatura che si viene ad instaurare nel cumulo di sostanza organica e della stabilità microbica di quest'ultima. Le fasi, in ordine di sviluppo, sono: mesofila, termofila, fredda e di maturazione del compost (vedi figura 2.1). La durata di ogni fase dipende da tutta una serie di caratteristiche iniziali della matrice organica che possono essere individuate principalmente nella composizione chimica, nel contenuto in acqua, nella presenza di ossigeno e nella composizione delle popolazioni microbiche (Neklyudov et al., 2006; Smith e Collins, 2007),

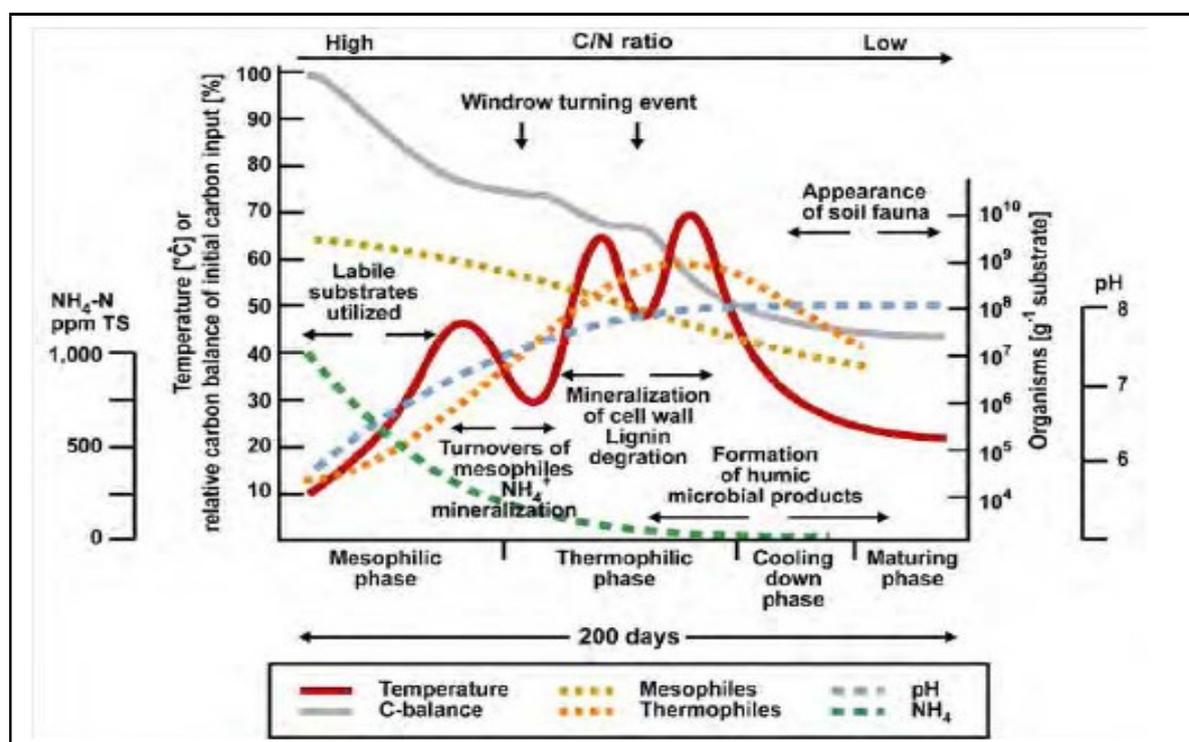


Fig. 2.1 Fasi durante il processo di compostaggio in funzione del tempo, dell'apparizione e successione delle specie microbiche del compost e della temperatura (Fischer e Glaser, 2012)

Durante la fase mesofila, i substrati ricchi in C più facilmente degradabili sono rapidamente metabolizzati da parte di molte tipologie di microrganismi: batteri, attinobatteri e funghi. Le specie di questi gruppi preferiscono temperature moderate che vanno dai 15 ai 40°C. Nel mentre le popolazioni microbiche incrementano la loro biomassa, si ha un incremento della temperatura causata dal loro metabolismo. Andando a rimescolare la massa organica si ha un'areazione della stessa con un decremento temporaneo della temperatura, originando così un'ulteriore (e maggiormente rapida) decomposizione di sostanza organica non ancora intaccata dai microrganismi. Logicamente, nel momento in cui si ha la degradazione di questa "nuova" sostanza organica da degradare, si avrà nuovamente l'incremento della temperatura del cumulo.

Durante la fase termofila, la temperatura raggiunge e supera i 40°C andando così a favorire principalmente attinobatteri e batteri termofili (in particolar modo del genere *Bacillus*). In questa fase si ha una forte azione della comunità fungina del cumulo, difatti è la fase in cui si ha il maggiore tasso di degradazione delle pareti cellulari vegetali e della lignina con la graduale eliminazione dei substrati carboniosi più difficili da degradare e con la formazione di molecole ad alto peso molecolare (sostanze umiche) dovute a processi di condensazione e successiva polimerizzazione.

Quando i substrati carboniosi più labili alla degradazione incominciano a diminuire, si ha una graduale diminuzione della temperatura andando così verso la fase fredda. In questa fase gli attinobatteri hanno un'elevata importanza nella degradazione della sostanza organica del cumulo, perché perseguono il processo di formazione delle sostanze umiche e la produzione di ulteriori sostanze microbiche (Smith e Collins, 2007).

La fase finale di maturazione del compost è caratterizzata dal mantenimento di una bassa temperatura (25°C circa) e da una bassa areazione del cumulo. Durante questa fase prosegue la degradazione dei substrati carboniosi più stabili e si incominciano a riscontrare organismi appartenenti alla meso e macrofauna. Gli organismi di questa fase hanno una influenza molto positiva sulla maturazione del compost come sulla soppressione di microrganismi patogeni per le piante (e per l'uomo) e la metabolizzazione di composti fitotossici (Gottschall, 1984; Haug, 1993). E' proprio in questa fase che si ha l'incremento della qualità del compost. Comparandolo alla matrice organica di base, il compost finale detiene generalmente un basso rapporto C/N (15 – 20) e elevati valori del pH (Smith e Collins, 2007). Può contenere considerevoli quantitativi di elementi disponibili per la nutrizione delle piante come i nitrati. Inoltre si ha una forte riduzione di maleodori dovuti alla scomparsa di certe molecole organiche (Haug, 1993). La caratteristica più importante è la natura della sostanza organica

che lo compone, cioè molecole di elevato peso molecolare, molto stabili, appartenenti alla famiglia delle sostanze umiche (Smith e Collins, 2007).

2.3 Come il compost influenza le proprietà del suolo e la crescita delle piante

Numerose pubblicazioni evidenziano i benefici multipli delle applicazioni del compost al suolo. Gli effetti spaziano su tutti i parametri di fertilità del suolo, dalla stabilizzazione della struttura di questo all'effetto fitosanitario del compost sulle piante. La matrice organica di partenza, il grado di maturazione e la qualità del compost possono influenzare fortemente e migliorare le proprietà fisiche, chimiche e biologiche del suolo. La sua applicazione al suolo va a influenzare parametri sia nel breve termine (ad esempio, l'incremento della biomassa microbica) che nel lungo termine come l'incremento e la preservazione della frazione stabile del pool di sostanza organica del suolo (Amlinger et al., 2007).

La sostanza organica è di essenziale importanza per mantenere inalterata la qualità del suolo e per incrementare le condizioni fisiche, chimiche e biologiche del sistema. Mentre la frazione stabile della sostanza organica del suolo è caratterizzata da composti difficilmente degradabili, il che le permette di apportare una serie di benefici riscontrabile nel lungo periodo sul miglioramento e conservazione del suolo, la frazione labile della sostanza organica provvede nel mettere a disposizione substrati facilmente accessibili per gli organismi del suolo e nutrienti per la crescita delle piante (Termorshuizen et al., 2005). La fauna del suolo, in modo particolare i lombrichi (Lumbricidae) influenzano positivamente una serie ampia di proprietà fisico-chimiche del suolo. Questi effetti positivi sono causati specialmente dalla loro attività trofica, dalla loro etologia, dal bioturbamento e dalla produzione di deiezioni composte da complessi organo-minerali. Ciò è di fondamentale importanza per la formazione della frazione stabile del pool di sostanza organica presente nel suolo.

Sebbene sia molto importante mantenere elevati livelli del contenuto in sostanza organica nel suolo, nell'ultimo secolo si è avuto una forte riduzione di questa componente in tutto il pianeta. A quanto pare ciò può essere rapportato anche all'attività agricola intensiva che si è andata sviluppando dalla fine del secondo conflitto mondiale (se non prima) ad oggi (Lal, 2009). Questa riduzione è dovuta a molteplici ragioni che però possono essere riportabili a due elementi essenziali: l'intensivizzazione dei sistemi colturali legati a lavorazioni del suolo

più impattanti e profonde e all'incremento della produzione e utilizzo dei concimi minerali. Ciò ha portato ad un decremento delle applicazioni di sostanza organica al suolo (riduzione delle letamazioni, disaccoppiamento produzione vegetale e animale con specializzazione delle imprese agricole), ovvero l'elemento principale per mantenimento di livelli accettabili di questa (Termorshuizen et al., 2005).

Per mantenere la produttività agricola dei suoli, nel lungo tempo, è essenziale che la sostanza organica del suolo sia mantenuta con continui apporti di residui organici e ammendanti. I tassi di riproduzione della sostanza organica al suolo (tasso di umificazione), in ordine crescente, sono riportati nella tabella sottostante. I molteplici fattori che consentono l'incremento della frazione stabile della sostanza organica nel suolo (oltre al tasso di umificazione) sono anche la quantità e il tipo di sostanza organica apportata e le proprietà fisico chimiche biologiche del suolo stesso come il tipo di suolo e il suo contenuto in materiali argillosi. Un compost maturo incrementa la sostanza organica del suolo in quantitativi più elevati rispetto a un compost fresco a causa del suo elevato livello di C stabile (Bundesgütegemeinschaft Kompost e. V. [BGK] & Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft [FAL], 2006). Vi sono poche prove sperimentali che indicano differenze sostanziali nell'incremento di sostanza organica derivante da diverse fonti di C con parametri chimici simili (letame e compost), ma è stato visto che con i materiali compostati si ha un leggero incremento nelle sostanze umiche presenti (Amlinger et al., 2007).

Tipologia ammendanti	S.O. (%)	C organico (%)	K.i. (%)	Incremento in TOC (Mg · ha⁻¹)
<i>Letame fresco, residui vegetali</i>	90	5	15	0.4
<i>Fanghi di depurazione, paglie e liquami</i>	75	44	20-30	0.5
<i>Compost fresco, letame maturo, digestato solido</i>	50	50	35-45	1.0
<i>Compost maturo</i>	36	50	>50	1.3

Parametri riguardanti la sostanza organica (S.O.) di diversi ammendanti organici quando vengono applicati al suolo in quantitativi pari a 10Mg ha⁻¹ anno⁻¹ ([BGK] & [FAL], 2006) Coefficiente isoumico (K.i.); Carbonio organico totale (TOC)

Influenza sulle proprietà fisiche

Riduzione della densità apparente: il compost va a influenzare la struttura del suolo in diversi modi attraverso il decremento della densità apparente attraverso l'apporto e la miscelazione di sostanza organica, caratterizzata da bassa densità, con la frazione minerale

del suolo. Questo effetto positivo è stato dimostrato in molti casi ed è tipicamente associato con un incremento della porosità dovuta alle interazioni tra le frazioni organiche e inorganiche (Amlinger et al., 2007).

Incremento della stabilità degli aggregati: in generale, la struttura del suolo è definita dalla dimensione e dalla distribuzione spaziale delle particelle, degli aggregati e dai pori nel suolo. Il volume delle particelle solide e dei pori vanno a influenzare il contenuto in aria e la capacità di penetrazione dell'apparato radicale nel suolo. Nella maggior parte dei casi la struttura dei suoli è compatta, spesso sfavorevole per la crescita delle piante. Tramite l'incorporazione del compost nel suolo, la stabilità degli aggregati aumenta (in particolar modo in suoli a tessitura predominante argillosa e sabbiosa). Possono esserci effetti positivi in questo senso con l'apporto di compost maturo sia per quanto riguarda la presenza di sostanze umiche (che promuovono la generazione di microaggregati tramite le loro capacità colloidali), sia per la presenza di molecole organiche con basso peso molecolare (che promuovono, invece, la generazione di macroaggregati). I macroaggregati sono principalmente stabilizzati da parte delle ife fungine, dei peli radicali, da radici di piccole dimensioni e da microrganismi in quanto possiedono un'elevata porzione di C facilmente degradabili come polisaccaridi (Amlinger et al., 2007). Di conseguenza, l'importanza di composti organici difficilmente degradabili per la stabilizzazione dei microaggregati incrementa col tempo dei periodi di trasformazione della sostanza organica nell'ordine di pochi a diverse migliaia di anni (Kong et al., 2005; Lützow et al., 2008; Marschner & Flessa, 2006). In questo senso, le strutture aromatiche dei composti organici sembrano avere un ruolo importante nella stabilizzazione dei microaggregati dell'ordine di dimensione pari a 2 – 20 μm ma anche tra i 20 – 250 μm grazie ai ponti costruiti dai cationi polivalenti con i minerali argillosi (Tisdall e Oades, 1982). Bisogna anche considerare che i minerali argillosi, il capillizio radicale, la rete di ife fungine come le sostanze gelatinose colloidali ricche in polisaccaridi generate dall'apparato radicale e da diverse specie di microrganismi, contribuiscono significativamente nella formazione di microaggregati.

Inoltre, la capacità aggregante e la porosità del suolo sono associate nell'incrementare l'area di superficie specifica "attiva". Ciò, insieme alle più elevate interazioni che possono verificarsi con i microrganismi del suolo e alle altre caratteristiche biologiche di questo, sono requisiti essenziali per un'ottima formazione della struttura del suolo (Amlinger et al., 2007).

Incremento della porosità e della conduttività idrica: La conduttività idrica è il tasso di percolazione nel suolo per unità di tempo e superficie. Essa dipende dalla tensione superficiale del contenuto in acqua e dal numero, dimensione e forma dei pori del suolo (distribuzione della dimensione dei pori). La sostanza organica apportata dal compost va a incrementare la conduttività dell'acqua nel suolo (Carter et al., 2004) attraverso l'attività trofica degli macroorganismi che, attratti dalla composizione di questa, scavano nel suolo contribuendo nella formazione dei macropori e tramite la strutturazione del suolo. Un incremento della conduttività idrica è fortemente importante per certe tipologie di terreno, specialmente se a tessitura prevalentemente argillosa.

Incremento della capacità di campo, della microporosità e incremento della ritenzione idrica: La capacità di campo è definita come il quantitativo di acqua che un suolo saturo può ritenere resistendo alla forza di gravità dopo 2 – 3 giorni. Essa è principalmente influenzata dal volume e dalla distribuzione della dimensione dei pori perché solo i pori che possiedono un diametro al di sotto dei 50 μm possono ritenere l'acqua e contrastare l'effetto della gravità tramite la loro capacità capillare. Tuttavia, le forze adesive dei pori con un diametro al di sotto degli 0.2 μm sono così elevate che l'acqua non è disponibile per le piante. La capacità di campo e la capacità di ritenzione idrica sono generalmente influenzate dalle dimensioni delle particelle e dalla struttura e dal contenuto di sostanza organica. Diversi studi confermano un significativo, positivo impatto degli ammendanti sulla capacità di campo dei suoli (Evanylo et al. 2008; Tejada et al, 2006; Carter et al., 2004). Fra l'altro uno dei fenomeni che influenzano maggiormente la formazione della microporosità è dato dalla componente biotica della sostanza organica come, ad esempio, le gallerie generate dall'attività di piccoli animali o dalle radici delle piante. Questo è importante per i suoli con basse porzioni di mesopori. In questo senso, il compost va a incrementare la porzione di meso e macropori perché si ha un incremento dell'aggregazione e stabilizzazione del suolo dovuto all'incremento degli organismi dello stesso (Liu et al., 2007). In più, la sostanza organica è capace di incrementare da 3 a 20 volte la ritenzione di acqua in comparazione al suo peso. Considerando questi effetti, un incremento del carbonio organico totale (TOC) dallo 0.05 al 3% risulta in una duplicazione in capacità di ritenzione idrica (Hudson, 1994).

Incremento dell'aereazione del suolo: la porzione di aria nel suolo risulta dalla differenza tra il volume totale dei pori e i pori occupati dall'acqua. (Amlinger et al., 2007). La permeabilità e lo scambio di aria nel suolo è soprattutto dipendente dai pori con diametro $> 50 \mu\text{m}$.

Mentre i suoli sabbiosi sono caratterizzati da un'elevata porzione di macropori risultando, quindi, fortemente arieggiati, i suoli argillosi o fortemente compatti hanno pochi macropori, il che va a creare degli scompensi nella disponibilità in ossigeno. La sostanza organica applicata tramite il compost possiede un significativo effetto migliorante sulla struttura del suolo e sulla sua stabilizzazione, stimolando la formazione della macroporosità, specialmente da parte di radici e gallerie animali.

Riduzione dell'erosione del suolo e del ruscellamento superficiale dell'acqua: La riduzione dell'erosione è dovuta principalmente al fatto che si ha un incremento della struttura del suolo dovuta all'azione del compost il quale va ad incrementare il tasso di infiltrazione dell'acqua, il volume dei pori ed incrementa la stabilità tramite l'aggregazione delle particelle di suolo (Diacono e Montemurro, 2010). E' stato dimostrato che vi sono delle chiare correlazioni tra l'incremento della sostanza organica del suolo e la riduzione della densità apparente, la perdita di suolo e il ruscellamento superficiale (Amlinger et al., 2007). L'effetto del compost sul decremento dell'erosione del suolo è stato quantificato in dettaglio da Strauss (2003). Con applicazioni di compost al suolo per la durata di cinque anni si è avuto una diminuzione dell'erosione pari al 67%, del ruscellamento superficiale pari al 60%, l'8% in meno nel parametro della densità apparente e un 21% in più di contenuto in sostanza organica in comparazione col controllo. Risultati simili sono stati osservati in Hartmann (2003) in un esperimento condotto nella galleria del vento in cui ha testato la resilienza delle applicazioni di compost dopo che i terreni ammendati (due tipologie) erano stati oggetto dell'azione erosiva del vento: tramite l'incorporazione del compost, la perdita di particelle di suolo superficiali è stata ridotta fino a un massimo del 61% per un podzol e del 71% per un luvisol.

Incremento della temperatura del suolo: la temperatura del suolo va a influenzare i tassi di reazione dei processi di crescita chimici, metabolici e biologici degli organismi. Mentre le fluttuazioni di temperatura dipendono principalmente dall'andamento climatico, l'adsorbimento energetico proveniente dalla radiazione può essere influenzato dal colore del corpo irradiato. I composti che possiedono colorazioni scure adsorbono fortemente la radiazione e risultano, così, poveri in albedo (tasso di riflessione della radiazione luminosa da una fonte di radiazione luminosa). Così, suoli con elevati livelli di adsorbimento della radiazione luminosa (quindi scuri) si scaldano più velocemente rispetto a terreni con colori più chiari (Stöppler-Zimmer et al., 1993). La sostanza organica presenta tipiche colorazioni

scure e, quindi, il compost può incrementare la temperatura del suolo. Questa caratteristica può andare ad incrementare la germinazione dei semi, specialmente nelle stagioni post invernali come la primavera. Tuttavia, nel momento in cui le temperature incrementano in estate, i terreni molto scuri possono estremamente incrementare la propria temperatura. Come risultato, il suolo può essere soggetto ad un elevato tasso di evaporazione della risorsa idrica, andando così a influenzare negativamente la crescita delle piante e la biologia del suolo. In questi casi, un sistema interessante è l'utilizzo di pacciamature sui terreni che, oltre a ridurre le fluttuazioni di temperatura al suolo, riescono a ombreggiare il suolo e a evitare così la dispersione di acqua per evaporazione.

Influenza sulle proprietà chimiche

Incremento del livello di elementi nutritivi: il compost contiene significative quantità di nutrienti per le piante: N, P, K, Ca, Mg e S e un ampio spettro di micronutrienti (Seiberth e Kick, 1969; Bischoff, 1988; Lenzen, 1989; Haug, 1993; Smith e Collins, 2007). Il compost può essere definito come un fertilizzante organico con nutrienti multipli (Hartmann, 2003; Amlinger et al., 2007). Inoltre possiede parametri chimici piuttosto interessanti come il rapporto C/N, il pH e la conducibilità elettrica che dipendono fondamentalmente dalla matrice organica di partenza e dalle condizioni in cui avviene il processo di compostaggio. Tramite appropriate miscele di matrici organiche si possono andare così a produrre dei compost con elevati quantitativi di sostanze uniche e di elementi nutritivi andando così a utilizzarli al posto di fertilizzanti minerali.

Tipo di compost	TOC	TN	C/N ratio	pH	Total P	Total K	Total Ca	Total Mg	Reference
	g · kg ⁻¹ s.s.					g · kg ⁻¹ s.s.			
<i>F.O.R.S.U.</i>	368	21.7	17	4.9					Elkind et.al 1997
<i>Letame</i>	330	22	15	9.4	3.9	23.2	9.1	4.8	Kimetu et al. 2008
<i>Cippato</i>	394	14.3	28	7.4	3.5				Lamey et al. 2008
<i>Segatura</i>	490	1.1	446	5.2	0.1	0.4	1.5	0.1	Kimetu et al. 2008
<i>Residui vegetali (paglie)</i>	358	1.0	138	8.3	4.0				Beck-Fris et al. 2001

<i>di Colza</i>	457	1.9	24	6.3	1.1	Yuan et al. 2011
<i>di Riso</i>	412	8.7	47	6.8	1.1	Yuan et al. 2011
<i>di Soia</i>	440	23.8	18	6.3	0.9	Yuan et al. 2011
<i>di Pisello</i>	436	35.0	12	6.3	4.6	Yuan et al. 2011

Proprietà chimiche di alcune matrici di partenza per il processo di compostaggio

Tuttavia, il contenuto totale di un nutriente nel compost non è completamente disponibile per la nutrizione delle piante. Questo è dato dall'esistenza e dalla differenza di intensità delle varie forme legate alla matrice organica la quale risulta, quindi, una parziale immobilizzazione dei nutrienti. Questa condizione rende difficile calcolare gli effetti fertilizzanti e, quindi, stimare un bilancio dei nutrienti nel breve periodo (Becker et al., 1995). D'altra parte, l'effetto fertilizzante avviene nel lungo periodo in quanto la degradazione della sostanza organica rilascia in modo lento e graduale i nutrienti delle piante (Smith e Collins, 2007). Perciò, con il compost si ha una maggiore protezione delle sostanze nutritive dai fenomeni di lisciviazione se comparati con i fertilizzanti minerali. In modo particolare la fertilizzazione azotata è limitata a causa dei lenti tassi di mineralizzazione e dalla immobilizzazione microbica (Kehres, 1992, Vogtmann et al., 1991).

Incremento della capacità di scambio cationico: La capacità di scambio cationico è uno dei maggiori parametri indicatori per la valutazione della fertilità del terreno, in modo particolare per la capacità di ritenzione dei nutrienti e la prevenzione della perdita di questi tramite lisciviazione. Kögel-Knabner et al. (1996), Kahle & Belau (1998) e Ouedraogo et al. (2001) riportano che il compost riesce ad incrementare la capacità di scambio cationico tramite l'immissione di sostanza organica, in quanto ricca di gruppi funzionali. Amlinger et al. (2007) asseriscono che la sostanza organica all'interno del suolo contribuisce nell'incrementare la capacità di scambio dal 20 al 70%. In termini assoluti, la capacità di scambio della sostanza organica varia da 300 a 1400 $\text{cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$ essendo quindi la più alta capacità di scambio tra i materiali adsorbenti.

Incremento del pH e effetto tampone: il pH del suolo è un parametro del suolo molto importante per le colture agrarie in quanto le piante e gli organismi del suolo esplicano le

loro attività vitali in maniera potenziale alla reattività del suolo. Inoltre, il pH influisce sulla disponibilità di nutrienti nel suolo. E' stato visto che il compost tende ad incrementare il pH del suolo in quanto possiede delle notevoli concentrazioni di cationi alcalini quali Ca, Mg e K i quali vengono liberati dalla sostanza organica grazie ai processi di mineralizzazione. Conseguentemente, le applicazioni regolari del compost riescono a mantenere valori di pH nel suolo, come dimostrato in bibliografia (Kögel-Knabner et al., 1996; Diez & Krauss, 1997; Kahle & Belau, 1998; Stamatiadis et al., 1999; Ouedraogo et al., 2001).

Riduzione e immobilizzazione di molecole organiche di sintesi (pesticidi) e di sostanze organiche inquinanti persistenti (POPs): Sostanze organiche pesticide e POPs possono essere degradate o immobilizzate sia durante il processo di compostaggio che tramite le caratteristiche adsorbenti e microbiologiche del compost maturo. E' stato visto, per esempio, che i policlorobifenili (PCB) possono essere degradati fino al 45% della loro concentrazione iniziale durante il processo di compostaggio (Amlinger et al., 2007). Altre sostanze riscontrabili nei fanghi di depurazione come l'alkylbenzene solfonato (LAS), i Nonyfenoli (NPE) e il Di (2-ethylhexyl) ftalato (DEHP), sono degradati completamente in condizioni ossidative (Amlinger et al., 2007). D'altra parte, i tassi di degradazione dei composti organici alogenati e delle molecole pesticide sono assai più elevate nel compost rispetto alle condizioni del suolo, in special modo durante la fase mesofila del processo di compostaggio (Amlinger et al., 2007). Anche i tassi di mineralizzazione dei POPs (in particolar modo gli idrocarburi policiclici aromatici) sono assai più elevati se si ammenda il terreno col compost. Ciò è anche dovuto all'elevata concentrazione di molecole organiche umificate che, tramite il loro elevato potere adsorbente, riescono a immobilizzare i POPs così da ridurre la disponibilità e riducendone, quindi, il potenziale tossigeno.

Immobilizzazione dei metalli pesanti: La sostanza organica immessa nel terreno tramite il compost è in grado di adsorbire i metalli pesanti e ridurre la loro solubilità diminuendone la tossicità. Al di là di alcuni minerali non cristallini con un'elevata area di scambio, la sostanza organica del terreno possiede, probabilmente, la più elevata capacità adsorbente nei confronti dei metalli pesanti (Amlinger et al., 2007). La forza adsorbente su i metalli pesanti generalmente decresce in quest'ordine: Cr (III) > Pb (II) > Cu (II) > Ag (I) > Cd (II) = Co (II) = Li (II). D'altra parte, esistono correlazioni positive tra la solubilità di Cd, Cu, Zn, Pb e Ni e la sostanza organica di alcuni terreni presenti in USA (Holmgren et al., 1993). Le applicazioni di sostanza organica tramite il compost riescono a prevenire la mobilitazione dei

metalli pesanti anche per un lungo periodo di tempo dopo la cessazione delle applicazioni stesse (Leita et al., 2003). Per garantire la meno possibile immissione di questi inquinanti nel suolo, è essenziale che le matrici organiche siano esse stesse non inquinate da queste sostanze.

Influenza sulle proprietà biologiche

Uno dei più importanti effetti che ha il compost nel terreno è la promozione di un ambiente adeguato per la frazione biotica del suolo. In sintesi, il compost permette:

- 1) la presenza di C organico facilmente degradabile della sostanza organica come substrato trofico per gli organismi eterotrofi presenti (Blume, 1989);
- 2) l'ottimizzazione degli habitat tramite il miglioramento sia dei parametri fisici che di quelli chimici;
- 3) l'incremento di biomassa microbica diversificata (e quindi di biodiversità di specie) all'interno del suolo (Sahin, 1989; Werner et al., 1988).

Il compost possiede un effetto stimolante sia sulla comunità microbica presente sul substrato del compost sia su la comunità microbiota presente nel suolo. Due sono le frazioni della sostanza organica responsabili dell'attività microbica: i composti organici facilmente degradabili (pool labile di sostanza organica) che vanno ad incrementare l'attività microbica e la loro biomassa nel breve termine e i composti organici stabili che riescono a incrementare nel tempo la biomassa microbica.

Materiale	Batteri [10 ⁶ · g ⁻¹ dm]	Funghi [10 ³ · g ⁻¹ dm]
<i>Suolo inquinato da pesticidi</i>	19	6
<i>Suolo bonificato</i>	19 – 70	8 – 97
<i>Suolo fertile</i>	6 – 46	9 – 46
<i>Compost verde maturo</i>	417	155

Biomassa batterica e fungina del suolo (varie condizioni) e del compost (United States Environmental Protection Agency - Solid Waste and Emergency Response, 1998)

I microrganismi possiedono molteplici funzioni sia a livello ecologico che ambientale. Per quanto riguarda il compost, gli effetti possono essere qui sintetizzati come:

- **Degradazione e umificazione:** Nel tempo, successioni di diversi organismi vanno intaccare gradualmente i composti organici presenti nella sostanza organica. Sebbene si

abbia un'iniziale rapida e facile degradazione dei composti organici, si ha un'ulteriore decomposizione e trasformazione delle molecole organiche più difficoltose da degradare con la loro riorganizzazione in composti simili alle sostanze umiche;

- Mineralizzazione, immobilizzazione biologica e riciclo dei nutrienti: i microrganismi convertono le sostanze organiche con struttura complessa in composti inorganici a basso peso molecolare. Tramite il processo di mineralizzazione, i nutrienti sono rilasciati per la nutrizione delle piante e, così, gli elementi nutritivi rientrano all'interno delle riserve dei cicli biogeochimici. D'altra parte, gli organismi del suolo immobilizzano alcuni all'interno della loro biomassa. Ad esempio, l'N, sotto forma organica, è protetto dai fenomeni di lisciviazione.
- Aggregazione: i microrganismi contribuiscono nella formazione e stabilizzazione degli aggregati tramite la sintesi di biofilm e essudati, così come tramite la loro biomassa viva e morta;
- Degradazione e/o riduzione di molecole pesticide, POPs e composti fitotossici: diversi composti chimici potenzialmente fitotossici, tramite il metabolismo dei microrganismi, possono essere decomposti, trasformati o immobilizzati;
- Soppressione di organismi patogeni e parassiti: La biodiversità microbica nel compost maturo ha dimostrato di possedere effetti soppressivi su diversi patogeni e parassiti potenzialmente dannosi sia per la salute delle piante che degli animali (e quindi dell'uomo) (Amlinger et al., 2007).

Andando a concludere, il compost crea un ambiente favorevole per la crescita delle piante in special modo andando a:

- 1) Promuovere la struttura porosa del suolo per ottimizzare la penetrazione delle radici;
- 2) Diminuire l'erosibilità del suolo tramite la formazione di aggregati stabili. Conseguentemente, le radici delle piante sono meno esposte a potenziali danni causati dall'erosione dello strato superficiale del suolo e l'acqua può infiltrarsi meglio all'interno del terreno. Inoltre, lo scambio d'aria è facilitato in quanto si ha una minore compattazione del suolo e una diminuzione della formazione di crosta superficiale (Buchmann, 1972; Richter, 1979; Krieter, 1980; Fox, 1986; Löbber & Reloe, 1991);
- 3) Incrementare le interazioni tra l'apparato radicale delle piante, la fauna del suolo e i microrganismi presenti tramite l'incremento della superficie specifica (Amlinger et al., 2007);

- 4) Incrementare la percolazione. Ciò va a evitare fenomeni di ristagno idrico e, quindi, fenomeni di anaerobiosi che possono mettere in difficoltà la vivibilità delle piante e di una buona parte della frazione biotica del terreno. Inoltre, una maggiore percolazione va a diminuire i fenomeni di ruscellamento superficiale e, quindi, delle problematiche di erosione conseguenti;
- 5) Incrementare la capacità idrica massima e la ritenzione idrica, due parametri fondamentali per evitare problematiche di assenza d'acqua in periodi climatici sfavorevoli (Hartmann, 2003);
- 6) Rilasciare macro e micro nutrienti nel lungo periodo di tempo (Gottschall, 1984) a causa dei bassi tassi di mineralizzazione, l'elevato potere adsorbente e incrementando la capacità di immagazzinamento di nutrienti andando così a prevenire fenomeni di lisciviazione;
- 7) Incrementare l'effetto tampone del suolo, così da mantenere un ambiente adatto in cui si ha l'uniformità delle reazioni e delle condizioni adeguate per la crescita delle piante;
- 8) Promuovere la degradazione, riduzione e immobilizzazione di sostanze potenzialmente tossiche come sostanze pesticide, POPs, metalli pesanti e composti fitotossici che possono interferire sulla salute e la vita delle piante;
- 9) Incrementare la presenza di microrganismi del terreno simbiotici e benefici tramite la costituzione di un habitat adeguato;
- 10) Proteggere le piante da organismi patogeni e parassiti tramite il suo potenziale antifitopatogeno (Hoitink, 1980; Nelson & Hoitink, 1983; Hoitink & Fahy, 1986; Blume, 1989; Hadar et al., 1992; Bidlingmaier et al., 2000);

Tramite i molteplici effetti positivi su le proprietà fisiche, chimiche e biologiche del suolo, il compost contribuisce all'aumento della produttività delle colture e dei prodotti derivati (Amlinger et al., 2007). Prove a lungo termine hanno evidenziato come il compost possieda un effetto equilibratore su le fluttuazioni annuali/stagionali per quanto riguarda i parametri legati al bilancio dell'acqua, dell'aria e delle temperature del suolo, sulla disponibilità dei nutrienti e, così, delle rese colturali (Stöppler et al., 1993; Amlinger et al., 2007). Per queste ragioni, la pratica dell'ammendamento con compost dovrebbe dare rese colturali maggiori rispetto alla sola pratica della nutrizione minerale tramite concimazione. Dalla letteratura, si riscontra che i migliori risultati si riscontrano tramite l'applicazione di forti quantitativi di compost durante il primo anno colturale, per poi diminuire nel secondo e terzo anno con

quantitativi al di sotto delle $10 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$ (Amlinger et al., 2007). Tuttavia, durante il primo anno le rese colturali dopo l'applicazione di solo compost erano più basse se comparate con la sola fertilizzazione minerale (Amlinger et al., 2007). Questo può essere spiegato dal fatto che gli elementi nutritivi nel compost sono rilasciati lentamente (specialmente le forme azotate), durante la sua mineralizzazione.

L'utilizzo del compost non va solo a incrementare la crescita e la produttività della coltura in termini quantitativi ma è stato provato anche il suo effetto positivo su la qualità dei prodotti colturali (Söchtig, 1964; Flaig, 1968; Harms, 1983). E' stato visto infatti che, i prodotti derivati da colture ammendate con compost incrementavano la loro concentrazione di elementi benefici e salutari e decrementavano i composti tossici rispetto al controllo (che era fertilizzato solo con fertilizzanti minerali) (Vogtmann et al., 1991). Inoltre, Fricke et al. (1991) riportano un contenuto in sostanza secca maggiore nonché un livello di nitrati inferiore, rispetto al campione fertilizzato solo con concimi minerali, in barbabietole ammendate con compost. I soliti autori in un'altra prova hanno visto un incremento nelle concentrazioni in amido, vitamina C e sostanza secca in patate ammendate con compost.

L'humus di lombrico o Vermicompost

Viene definito vermicompost un materiale ammendante di pezzatura fine, simile alla torba, microbiologicamente stabile e attivo, con un basso rapporto C/N, un'elevata porosità e elevata capacità di ritenzione idrica, contenente molti elementi nutritivi per le piante, le quali forme sono facilmente disponibili per la loro nutrizione. Questo materiale risulta dalle interazioni tra lombrichi (*Lumbricidae*) e microrganismi che si instaurano durante la degradazione della sostanza organica ed è composto, principalmente, dai residui fecali (casts) dei lombrichi che elaborano la matrice organica di partenza per i loro fabbisogni metabolici. E' un composto molto ricco in sostanza organica caratterizzato da elevati tassi di mineralizzazione, il che si riflette molto positivamente sulla disponibilità di nutrienti per le piante, in modo particolare per quanto riguarda le forme ammoniacali e nitriche (Dominguez, 2004).

Metodologia di produzione del vermicompost: il vermicompostaggio

Il vermicompost è il prodotto finale del processo di vermicompostaggio. Il vermicompostaggio è un processo accelerato di bioossidazione e stabilizzazione della sostanza organica, promosso dall'interazione tra lombrichi e microrganismi. E' un processo ecosostenibile che non richiede elevati livelli tecnologici per il suo procedimento e può essere utilizzato anche per il trattamento dei residui organici della raccolta differenziata. E' un complesso processo sia a livello biologico che ecologico in quanto, sebbene i lombrichi siano il fattore primario del processo (da cui prende il nome), la presenza di complesse interazioni tra la sostanza organica, i microrganismi, i lombrichi e altri organismi del suolo (meso e macrofauna) sono alla base del processo di frammentazione, bioossidazione e stabilizzazione della sostanza organica che caratterizzano il vermicompostaggio (Dominguez, 2004; Lazcano & Dominguez, 2010).

Darwin già nel 1881 pubblicò una serie di studi sull'importanza dei lombrichi all'interno degli ecosistemi, per la loro importanza nella degradazione della sostanza organica derivata dai tessuti vegetali morti e il rilascio delle sostanze nutrienti da questa, ma sono stati necessari almeno altri 100 anni affinché questo concetto fosse preso in seria considerazione dal mondo scientifico e tecnologico e, difatti, solo negli ultimi trent'anni sono state fatte ricerche al riguardo: sull'etologia dei lombrichi, sulle specie più adeguate per il processo di

vermicompostaggio in funzione dei parametri ambientali e della matrice organica da degradare, sulla tecnologia di vermicompostaggio ecc..

L'allevamento dei lombrichi nei rifiuti organici viene denominata vermicultura e il processo in cui questi rifiuti vengono trasformati in vermicompost è denominato vermicompostaggio. Il vermicompostaggio, il quale è costituito dalla destrutturazione della sostanza organica attraverso l'attività dei lombrichi e, in maniera sinergica, dagli altri organismi presenti, può essere applicato ad una serie di rifiuti organici quali: fanghi di depurazione e frazione solida delle acque di scarico (Dominguez et al. 2000); reflui solidi dei birrifici (Butt 1993); pulper dell'industria cartaria (Butt 1993; Elvira et al. 1997); F.O.R.S.U., rifiuti alimentari e rifiuti animali (Atiyeh et al. 2000a) e residui colturali dei processi di produzione di colture ortive, della funghicoltura e i residui verdi (potature) (Edwards 1988). Le matrici organiche di partenza qui indicate sono molte e ben diversificate. In realtà, quasi la totalità delle sostanze organiche di rifiuto possono essere degradate dall'azione dei lombrichi. Più problematica è la degradazione delle biomasse spiaggiate (ad esempio le alghe) da parte di questi animali, in quanto uno dei parametri essenziali per la vita di questi oligocheti è la conducibilità elettrica del mezzo: substrati con elevata salinità sono fatali per i lombrichi in quanto il differenziale osmotico è troppo elevato e gli anellidi, respirando tramite un velo di muco presente su la loro epidermide costituito per la maggior parte da acqua (derivante sia dalla loro cavità corporea sia dall'ambiente circostante), si ritroverebbero a dover rilasciare un contenuto in acqua maggiore alla loro disponibilità corporea finendo così per morire disidratati.

Il vermicompostaggio può essere anche considerato come una serie di processi di decomposizione che accadono grazie alle interazioni tra i lombrichi e i microrganismi. I lombrichi sono i promotori cruciali dei processi di frammentazione e condizionamento del substrato, in quanto vanno ad incrementare la superficie attiva su cui i microrganismi possono applicare i loro processi metabolici di degradazione, andando così ad aumentare fortemente la loro attività biologica. Questi animali possono essere considerati come dei veri e propri miscelatori meccanici che amminutano la sostanza organica, modificandola a livello fisico, chimico e biologico, andando inoltre a ridurre gradualmente il rapporto C/N. Durante il passaggio della sostanza organica attraverso tutto l'apparato digerente del lombrico, i frammenti più o meno ricchi in popolazione batterica vengono miscelati a creare un materiale organico omogeneo di scarto (casts).

La sostanza organica ingerita è macinata, miscelata con altro materiale inorganico preso dal suolo, passata attraverso i settori trituratori del canale alimentare del lombrico (gozzo e ventriglio) e lungo tutto il canale alimentare e, infine, secreta sotto forma di casts. Questa

sostanza organica subisce poche modifiche a livello chimico. La modifica più importante è a livello fisico, in quanto viene finemente amminutata. Da qui l'aumento della superficie attiva esposta all'attività microbica.

Attraverso l'analisi sintetica delle casts, è di fondamentale importanza volgere l'attenzione verso le categorie ecologiche dei lombrichi descritte da Bouché (1977) in funzione della loro attività trofica e al modo in cui costituiscono, scavando, le gallerie abitative. Bouché riporta tre categorie ecologiche:

1. *Specie epigee*: ovvero gli “abitanti della lettiera”. In questa categoria vengono riportate tutte le specie di anellidi oligocheti che vivono nell'orizzonte “O” (organico) del suolo oppure che vivono in prossimità di questo. Sono specie che si nutrono prevalentemente di materia organica grossolana e ingeriscono elevati quantitativi di lettiera indecomposta. Queste specie producono gallerie (tane, in inglese burrows) negli strati minerali solo per il periodo di diapausa, così la maggioranza delle loro attività e gli effetti sono limitati a soli pochi centimetri di profondità dell'interfaccia del suolo. Sono, essenzialmente, i “trasformatori della lettiera” e, quindi, in questo gruppo ricadono la maggior parte delle specie utilizzate nel vermicompostaggio. All'interno di questo gruppo vi sono specie caratterizzate da piccole dimensioni, uniformemente pigmentate, con un alto tasso metabolico e riproduttivo e con elevate capacità adattative alle condizioni ambientali. Tra le specie più importanti sono da riportare: *Lumbricus rubellus*, *Eisenia fetida*, *Eisenia andrei*, *Dendrodrilus rubidus*;
2. *Specie ipogee*: in questa categoria rientrano tutte quelle specie che vivono in profondità negli orizzonti del suolo e si nutrono sia di sostanza organica che di particelle di suolo. Sono animali poco pigmentati e, generalmente, costruiscono dei sistemi di gallerie orizzontali, profondamente ramificate, che riempiono con le casts prodotte. I lombrichi di questa categoria possono andare molto in profondità nel suolo, ma diversamente delle specie epigee, sono delle specie a strategia ecologica “K” in quanto richiedono molto tempo per svilupparsi e sono più tolleranti ai periodi di digiuno. Non sono dei grandi degradatori della lettiera perché stanno al di sotto di essa, però sono molto importanti per altri processi di formazione del suolo, includendo fenomeni di rimescolamento degli orizzonti, di bioturbamento, di decomposizione dei tessuti vegetali morti degli apparati radicali, dell'arieggiamento del suolo ecc... Specie importanti da riportare sono: *Allobophora caliginosa* e *Aporrectodea rosea*.

3. *Specie aneciche*: in questa categoria rientrano le specie che vivono in sistemi di gallerie più o meno verticali che possono estendersi per diversi metri di profondità nel suolo. Queste tane creano un gradiente microclimatico tale che permette a queste specie di localizzarsi sia negli strati più superficiali sia più profondi del suolo. Le loro casts si trovano su la superficie del suolo e i lombrichi anecici risalgono in superficie durante le ore notturne per potersi cibare della lettiera, del letame o altre forme di sostanza organica parzialmente decomposta, la quale viene trascinata in profondità dal lombrico. Alcune specie vanno a creare dei cumuli di casts in superficie, all'ingresso delle loro tane. Sono specie di taglia grossa e tendono ad avere pigmenti più scuri sulla parte dorsale. Il loro tasso di riproduzione è relativamente basso. All'interno di questo gruppo si possono riscontrare sia specie a strategia "r" che "K" e sono animali molto importanti per la degradazione della sostanza organica, nel ciclo dei nutrienti e nella formazione del suolo, riuscendo così ad accelerare i processi di pedogenesi. Tra le specie da segnalare si riscontrano: *Lumbricus terrestris*, *Aporrectodea caliginosa* e *Allobophora longa*.

La natura della sostanza organica nelle casts, oltre alla diversità delle matrici organiche, varia in funzione anche delle specie e dei gruppi etologici. A titolo di esempio *Aporrectodea caliginosa* e *Lumbricus terrestris* (specie aneciche) generano casts con elevate concentrazioni in sostanze umiche amorfe, però *A. caliginosa* produce casts che contengono concentrazioni basse di sostanze umiche grezze, non elaborate (ovvero frammenti di acidi umici appena formati da molecole di tessuti vegetali) e molte sostanze minerali, mentre *L. terrestris* possiede elevate concentrazioni di sostanze umiche grezze e pochi quantitativi di sostanze minerali.

Dal punto di vista dello sviluppo commerciale e applicativo, il vermicompostaggio (e qualsiasi altro trattamento biologico dei rifiuti organici) può essere considerato un processo a due stadi:

1. Conversione dei rifiuti organici in prodotti non tossici, eliminando o riducendo i microrganismi potenzialmente patogeni per la salute dell'uomo e delle piante e le concentrazioni di metalli pesanti e di inquinanti organici;
2. Trasformazione del nuovo prodotto microbiologicamente stabile in un ammendante organico valutabile (commerciabile) con una forte e diversificata attività microbica e con una concentrazione elevata di sostanze umiche, il quale incrementa la presenza di promotori della crescita delle piante (Atiyeh et al, 2002b).

Il processo di vermicompostaggio consiste principalmente in due differenti sottoprocessi:

1. Fase attiva: in questa fase i lombrichi processano il substrato organico, andandone a modificarne lo stato fisico e la composizione microbica;
2. Fase di maturazione: in questa fase i lombrichi “abbandonano” gli strati della sostanza organica già lavorati, ovvero già digestati dalla loro attività trofica, per migrare verso gli strati più superficiali, che sono costituiti da sostanza organica più fresca (apportata più recentemente) dopo un certo periodo di tempo, in funzione della tipologia di sostanza organica, condizioni climatico ambientali, specie di lombrichi, densità della popolazione ecc... Il periodo di maturazione non ha un tempo indicato. Esso dipende essenzialmente dall'efficienza della fase attiva, la quale è determinata dalle specie e dalla densità dei lombrichi e dal tasso col quale la sostanza organica da degradare viene apportata (Dominguez et al., 2010).

Più specificamente, il processo è riconducibile alle fasi denominate GAPs e CAPs:

- GAPs (gut associated processes) è la fase che include tutte le modifiche che la sostanza organica subisce durante il transito nel sistema digerente, ovvero:

- amminutamento fisico;
- trasformazione dei nutrienti;
- modificazioni e incrementi della diversità e attività microbica;
- modificazioni nelle popolazioni della microfauna;
- omogeneizzazione;
- processi di digestione, assimilazione e escrezione.

Specifici gruppi microbici rispondono diversamente all'ambiente dell'apparato digerente e si hanno effetti selettivi su la presenza e/o abbondanza dei microrganismi durante tutto il passaggio della sostanza organica attraverso il sistema digerente delle specie di lombrico osservate (*E. andrei*, *E. fetida*, *Eudrillus eugeniae* ecc...).

A titolo di esempio, diversi batteri sono attivati durante il passaggio attraverso l'intestino mentre altri rimangono inattivi oppure, altri, vengono digeriti dal lombrico (andandone così a diminuirne la densità di popolazione). Queste modifiche possono alterare la fase di decomposizione della sostanza organica in quanto la biomassa microbica è fortemente influenzata dalle casts rilasciate dal lombrico.

Dato che la popolazione microbica delle casts possiede, in generale, una densità di popolazione e una differenza nella composizione specifica maggiore, è più che opportuno pensare che l'inoculo di queste comunità nella sostanza organica fresca possa andare a

promuovere modifiche simili a quelle che si manifestano quando i lombrichi sono presenti attivamente nel suolo.

- CAPs (casts associated processes) è la fase in cui gli effetti dei lombrichi sono per lo più indiretti e includono l'aerazione del substrato tramite i complessi di gallerie scavati nella sostanza organica e l'attività microbica promossa dalla comunità delle casts. In questa fase, le casts dei lombrichi sono soggette ad invecchiamento e all'azione dei microrganismi e dei microinvertebrati presenti nel substrato, così si ha la miscelazione di queste con i materiali che non sono stati ingeriti dai lombrichi. In questo modo, il vermicompost raggiunge il suo optimum in termini di proprietà biologiche, andando così a promuovere la crescita delle piante e sopprimere i potenziali patogeni delle stesse (Dominguez et al., 2010).

Come già esposto prima, i lombrichi (Anellidi Oligochaeta famiglia Lumbricidae) sono gli attori principali all'interno del processo del vermicompostaggio. E' essenziale soffermarci su questi animali per poter evidenziare al meglio quali sono i parametri essenziali e le possibili problematiche di procedimento che possono potenzialmente manifestarsi nel momento in cui le caratteristiche climatico ambientali e del substrato organico non sono ottimali per la riuscita del processo.

I lombrichi sono degli organismi animali a simmetria bilaterale caratterizzati da un corpo segmentato in più setti, caratterizzati da una ghiandola esterna (clitellum) che produce dei bozzoli raccoglianti le uova dell'animale (cocoon), da un lobo sensoriale che si trova davanti alla bocca (prostomium), da un ano nella parte posteriore finale del corpo dell'animale, e da una serie di piccole setole (chaetae), portate in coppia, ad ogni setto del corpo. Sono ermafroditi insufficienti e la riproduzione, normalmente, accade attraverso una riproduzione incrociata tra due esemplari in cui si ha il passaggio da entrambe le parti di liquido seminale e, quindi, la fecondazione di entrambi gli organismi con la produzione, per ognuno, dei cocoon (ooteche). Le ooteche contengono da una a 20 uova fecondate. In alcune specie sono stati notati anche fenomeni di partenogenesi. Le ooteche, che possono sopravvivere anche per diversi anni, hanno una struttura somigliante a un piccolo, rugoso limone di colorazione chiara ed è differente per ogni specie. Dopo un periodo di incubazione che varia a seconda della specie e dalle condizioni climatiche, dall'ooteca fuoriescono i giovani lombrichi che possiedono una colorazione molto più chiara degli adulti, oltre ad avere dimensioni molto inferiori e non essendo ancora sessualmente maturi. La maturità sessuale, nella maggior parte delle specie e in condizioni ambientali adeguate, avviene dopo alcune settimane dalla fuoriuscita dall'ooteca anche se è stato riscontrato che può passare un periodo di tempo

maggiore. Gli individui sessualmente maturi possono essere facilmente distinti dai giovani dalla presenza del clitellum, una banda che può assumere una colorazione pallida o scura, situato posteriormente ai setti che ospitano i pori genitali. Dopo la fecondazione, il clitellum secerne dei cocon fibrosi e le glandole clitellari producono un fluido albuminale nutritivo che ricopre il cocon. I lombrichi possono continuare a crescere in dimensione anche dopo aver completato la loro fase di sviluppo sessuale ma non accrescersi in lunghezza generando nuovi setti.

Il numero di specie fin'ora riconosciute è enorme; secondo Reynolds (1994) sono state riconosciute 7254 specie di Oligochaeta e circa la metà (3627) di queste specie sono lombrichi terrestri, con un incremento di circa 68 nuove specie ogni anno. Per la maggior parte di queste specie, la descrizione del genere e della specie sono le uniche informazioni disponibili e, per la maggior parte di queste, poco è conosciuto circa il loro ciclo vitale, distribuzione, ecologia, etologia ecc...

Attraverso l'attività trofica, la costruzione di gallerie e la produzione di cast, i lombrichi modificano le proprietà chimiche, fisiche e biologiche della sostanza organica e del suolo. Le proprietà fisiche interessate maggiormente sono l'aggregazione particellare, la stabilità e la porosità di queste; a livello chimico e biologico, le proprietà che possono essere modificate sono il ciclo dei nutrienti (principalmente P e N), i tassi di decomposizione della sostanza organica e le forme chimiche e la biodisponibilità dei nutrienti nel suolo. Inoltre riescono a modificare il pH del suolo, le dinamiche della sostanza organica in quantità e qualità, l'attività microbica e degli altri invertebrati del suolo (incluso la produzione di enzimi e di regolatori della crescita delle piante), e così l'abbondanza, la biomassa, la composizione delle specie e la diversità della microflora e fauna del suolo (Lavelle et al., 1998).

Analizzando le tre categorie ecologiche ideate da Bouchè (1977) sopra esposte, si può concordare sul fatto che solo le specie che rientrano nel comportamento epigeico possono essere considerate per essere usufruibili per la vermicoltura e il vermicompostaggio.

Le caratteristiche comuni a tutte le specie utilizzate per il processo di vermicompostaggio sono:

1. Abilità naturale nel colonizzare rifiuti organici, ovvero sono adeguate tutte quelle specie i cui individui sono attratti dalla sostanza organica di scarto e tendono a colonizzarla naturalmente se lasciata liberamente indisturbata al suolo;

2. Elevati tassi di consumo, digestione e assimilazione della sostanza organica: questa caratteristica è essenziale per abbreviare i tempi del processo di produzione del vermicompost e per poter incrementare quantitativamente la produzione;
3. Elevata capacità di adattamento a fattori ambientali avversi. Uno dei più importanti fattori che influenzano le condizioni vitali del lombrico è la temperatura, di cui ho un valore limite massimo e minimo in cui l'animale può esplicare le proprie funzioni vitali. Più si è prossimi alle temperature limite, più l'organismo non si trova nelle condizioni ottimali per le proprie attività e il proprio potenziale viene ridotto. Tra le due temperature limite si trova il valore ottimale (temperatura ottimale) in cui l'organismo si trova nelle condizioni per poter esplicare in pieno le proprie attività, tra cui la "lavorazione" della sostanza organica. La capacità dell'organismo di vivere in un range di intervallo di temperatura (temperatura minima e massima molto distanziate tra loro) è indice di elevata capacità di adattamento alle variazioni e, quindi, gli permette quella flessibilità necessaria per avere un ottimale proseguimento del processo di vermicompostaggio. Anche l'umidità del cumulo di sostanza organica è importantissima: è da sottolineare che i lombrichi respirano tramite un velo d'acqua, per cui una drastica diminuzione può portare alla morte della popolazione (oltre che alla non consumazione della sostanza organica). Altro parametro fondamentale già citato è la salinità del rifiuto organico in cui si trovano.
4. Elevati tassi riproduttivi con la produzione di un elevato numero di cocoon, con ridotti tempi di schiusura, ed elevati tassi di accrescimento e maturazione sessuale: gli elevati tassi riproduttivi sono essenziali in quanto più sono elevati i valori di questi parametri e più veloce è l'incremento di densità della popolazione dovuto alla nascita di nuovi lombrichi in tempi ristretti. Ciò si traduce in una velocizzazione del processo di vermicompostaggio. Il cocoon è il contenitore organico (ooteca) che accoglie gli embrioni dei nuovi lombrichi: dopo un certo periodo di sviluppo embrionale, i lombrichini fuoriescono dal cocoon in un numero più o meno elevato a seconda della specie. Più sono i cocoon fertili prodotti dal singolo individuo e maggiore sarà il numero di lombrichi a svilupparsi nell'unità di tempo. I cocoon non dovrebbero avere un elevato periodo di tempo di schiusura perché è una struttura lasciata inerme agli elementi ambientali biotici e abiotici. Ciò è inoltre evidenziato dal fatto che non esistono, generalmente, cure parentali date dal lombrico alla propria prole o al cocoon. I tassi di accrescimento elevati si traducono in una più elevata elaborazione della sostanza organica nell'unità di tempo: gli stadi preimmaginali del

lombrico non hanno la solita capacità di ingestione che ha l'adulto e, inoltre, maggiore è il tasso di accrescimento e più velocemente viene raggiunta la maturità sessuale dell'individuo (il che si traduce in un più veloce incremento delle popolazioni lombricine). Possedere, infine, elevati tassi di maturazione sessuale significa che maggiore è il tasso di accoppiamento del lombrico e maggiore è l'accrescimento della popolazione in quanto si ha un più elevato numero di lombrichi dato da un numero più elevato di cocoon prodotti e anche un maggiore numero di cocoon prodotti (e quindi più sono i lombrichi) e più ridotto sarà l'impatto da agenti abiotici e biotici avversari sulla popolazione.

5. Elevata capacità di resistere e sopravvivere alla meccanizzazione dei lavori manuali e meccanici durante il processo di vermicompostaggio

Le specie epigee che si riscontrano nei climi temperati e che sono presenti nell'areale europeo e mediterraneo sono molte, ma le più adatte per il vermicompostaggio sono:

- *Eisenia fetida* e *E. andrei*
- *Dendrobaena rubida* e *D. veneta*
- *Lumbricus rubellus*

Le due più utilizzate in vermicoltura sono *Eisenia fetida* (Savigny, 1836) e *Eisenia andrei* (Bouché, 1972). Vengono però riportate le caratteristiche delle altre tre specie sopra menzionate per poter sottolineare meglio la scelta di queste due specie per il processo di vermicompostaggio.

Eisenia fetida* e *E. andrei

Ci sono diverse motivazioni per cui queste specie sono tra le preferite tra i lombricoltori: sono specie peregrine ed ubiquitarie e si riscontrano in quasi tutte le aree presenti sul nostro pianeta. Inoltre sono specie che colonizzano naturalmente molte tipologie di sostanza organica. Possiedono una buona tolleranza alle variazioni di temperatura (lavorano bene tra i 15 e i 25°C) e possono vivere nei rifiuti organici con un elevato tasso di umidità. Sono lombrichi resilienti e molto maneggevoli.

In condizioni ottimali, il loro ciclo vitale (dalla fase di deposizione del cocoon a la deposizione della generazione successiva) è molto breve: va dai 45 ai 51 giorni. La maturità sessuale si ha tra i 21 e i 30 giorni dalla schiusa dell'ooteca. La produzione del cocoon inizia entro le 48 ore dalla copula e il tasso di produzione di cocoon è tra 0.35 e 1.3 al giorno. La

vitalità nella fase di incubazione è del 72-80% e il periodo di incubazione si aggira tra i 18 e i 26 giorni.

Ogni cocoon matura, a seconda delle temperature, dai 2.5 a i 3.8 individui giovani e posseggono una vita piuttosto lunga (tra i 4 e i 5 anni, in condizioni di laboratorio).

Dendrobaena rubida e D. veneta

Specie che si trovano nei climi temperati. Sebbene abbiano un tasso di produzione di cocoon e di produzione di neo lombrichi piuttosto basso, possiede un raggiungimento della sessuale piuttosto precoce. Altro punto a suo favore è un tasso riproduttivo piuttosto elevato. Ciò è dato dal fatto che la sua riproduzione può essere facoltativamente biparentale (anfimitica) o uniparentale tramite la partenogenesi o autofecondazione.

Lumbricus rubellus

Si trova comunemente in suoli umidi, in modo particolare se ben letamati. Il loro basso tasso di maturazione e riproduzione non lo rende adeguato per il vermicompostaggio, sebbene sia una specie che può interessare il commercio di esche vive da utilizzare per la pesca.

	ΔT (°C)	T. ottimale (°C)	Δ U.R. (%)	U.R. ottimale (%)
<i>E. fetida</i>				
<i>E. andrei</i>	0 – 35	25	70 – 90	80 – 85
<i>D. rubida</i>	-	-	-	-
<i>D. veneta</i>	15 – 25	25	65 - 85	75
<i>L. rubellus</i>	-	-	-	-

Confronto tra specie epigeiche per quanto riguarda i parametri ambientali più importanti

	Ciclo vitale (gg)	Mat. sessuale (gg)	Produzione Cocoon (n./gg)	Lombrichi per cocoon	Tempo Incubazione (gg)	Cocoon portati a termine (%)
<i>E. fetida</i>	45 – 51	28 – 30	0.35 – 1.3	2.3 – 3.8	18 – 26	73 – 80
<i>E. andrei</i>		21 – 28				72
<i>D. rubida</i>	75	44 ± 10	0.20	1.7	15 – 40	85
<i>D. veneta</i>	100 – 150	65	0.28	1.1	42	20
<i>L. rubellus</i>	120 – 170	74 – 90	0.07 – 0.25	1	35 – 40	60 – 70

Confronto tra specie epigeiche per quanto riguarda i tassi di attività sessuale

Come abbiamo già visto, ci sono parametri ambientali che vanno a influenzare fortemente il ciclo biologico dei lombrichi, con dei livelli ottimali e limite. Bisogna considerare che, comunque, questi organismi sono in grado di percepire i cambiamenti di temperatura, umidità e degli altri parametri ambientali e, quindi, possono muoversi, migrare, verso ambienti più adeguati per le loro necessità. Andiamo ora a analizzare i parametri ambientali più importanti:

- *Temperatura*: i lombrichi, quasi nella totalità delle specie che vivono in zone temperate, lavorano bene in un range di temperatura che va dai 15 a i 25°C. A seconda poi delle specie, si può avere un grado di tolleranza più o meno elevato. A titolo di esempio *E. fetida* ha un ΔT che va dallo 0 a i 35°C limite. Con temperature al di sotto dei 10°C si ha, generalmente, una riduzione dell'attività di alimentazione; sotto i 4°C la produzione dei cocoon e lo sviluppo della prole viene azzerata (Edwards e Bohlen, 1996). In condizioni di temperature estreme, i lombrichi tendono a ibernarsi e a migrare verso gli strati più profondi del suolo. Si è visto che i lombrichi possono acclimatarsi alle temperature autunnali per poter sopravvivere ai rigori invernali ma che non possono sopravvivere a lunghi periodi se esposti a temperature basse. Ciò indica l'organismo ha bisogno di tempo per acclimatarsi al nuovo regime di temperature, evitando così shock termici. Le temperature troppo elevate in molte specie hanno non solo un effetto diretto sull'animale (ad esempio, un'elevata temperatura porta ad una maggiore traspirazione del corpo fino alla disidratazione) ma anche di tipo indiretto. A titolo di esempio, oltre al già riportato essiccamento della sostanza organica e morte per disidratazione e asfissia del lombrico per mancanza di acqua, è da evidenziare che elevate temperature portano ad un maggiore tasso di mineralizzazione della sostanza organica a opera dei batteri. La

biomassa microbica, respirando, consuma ossigeno e ciò è un altro potenziale fatto di morte per asfissia del lombrico.

- *Umidità*: nei sistemi di vermicompostaggio, il range ottimale del contenuto in umidità per la maggioranza delle specie è tra il 50 – 90% (Edwards, 1998). Sebbene *E. fetida* possa sopravvivere in questo range di umidità, bisogna considerare che si sviluppa molto più rapidamente quando ha tale parametro tra l'80 e 90% in rifiuti di origine animale (Edwards, 1998) e che il suo optimum è il 70% in letame di cavallo. Ciò significa che, a seconda della sostanza organica da degradare, si verificano optimum in umidità relativa diversi (sebbene le differenze percentuali non siano molto elevate e si mantengano nell'ordine di poche unità). Un altro esempio è dato da *E. andrei* che colonizza letame da allevamento suinicolo con un umidità tra il 65 – 90% e con un optimum pari all'85%. Si può quindi affermare che il contenuto ottimale in umidità relativa, per quanto concerne le esigenze, dipende dalla specie di lombrico e dalla tipologia di substrato da degradare. Reinecke e Venter (1985) affermano che può sussistere un abbassamento del tasso di crescita della popolazione di lombrichi legato alle basse umidità del cumulo, portando ad un ritardo della maturazione sessuale. Essendo l'umidità relativa un parametro piuttosto fluttuante nel tempo, si possono creare delle situazioni di non contemporaneità sessuale tra gli individui della stessa età che andranno a sviluppare i clitelli in tempi diversi, sotto differenti condizioni di umidità.
- *pH*: in generale, le specie epigeiche sono piuttosto tolleranti a variazioni di pH. Tuttavia è stato riscontrato che i lombrichi prediligono per di più un ambiente tendenzialmente subacido (pH = 5) e che con pH inferiori a 4.5 per tempi prolungati determinano un decremento nella vitalità della popolazione.
- *Ossigeno*: i lombrichi non hanno organi specializzati per la respirazione. L'ossigeno passa attraverso un velo d'acqua corporeo presente sulla superficie dell'animale tramite gradiente di concentrazione. La CO₂ viene dispersa per diffusione (ma anche tramite le ghiandole calciche sotto forma di carbonati). Tuttavia è stato riscontrato che il lombrico soffre ambienti anossici in quanto i tassi di respirazione vengono depressi di circa il 55 – 65% in condizioni di basse concentrazioni di ossigeno (Edward e Bohlen, 1996). Anche a livello etologico, l'assenza di ossigeno è riscontrabile con alcuni comportamenti del lombrico. Quando si trova in condizioni ambientali saturi di acqua, CO₂ o H₂S, l'animale si sposta, migra, in ambienti maggiormente areati.
- *Ammoniaca e sali*: i lombrichi sono molto sensibili ad elevate concentrazioni di ammoniaca e di sali disciolti. Un esempio è dato dal fatto che la pollina fresca

difficilmente viene visitata dai lombrichi se prima non subisce un trattamento di maturazione. E' stato visto che il parametro limite per l'ammoniaca è pari a 1 mg NH₃ su grammo di sostanza organica e per NaCl pari allo 0.5%.

- La *densità di popolazione* dei lombrichi influenza molto i tassi di crescita e riproduzione della popolazione stessa, andando a influenzare il processo di vermicompostaggio. In questo caso si parla di problemi di sovrappopolamento di lombrichi nella biomassa da compostare. Su *E. fetida* e *E. andrei* è stato visto che i lombrichi che abitavano la biomassa sovraffollata, avevano un tasso di crescita molto più basso rispetto al normale e raggiungevano la forma adulta con una dimensione maggiormente inferiore rispetto alla generalità degli individui che vivevano in biomasse con densità di popolazione bassa. Inoltre si riscontravano rallentamenti nello sviluppo del clitellum. Infine, l'ingestione di sostanza organica da parte di questi animali viene meno nel momento in cui si raggiungono livelli critici di materia organica humificata, ricca in radicali liberi e composti indigeribili, malgrado sia sempre presente un discreto contenuto in C ossidabile (Hartestein e Neuhauser, 1985).

I lombrichi si nutrono della sostanza organica presente nel suolo a livello più superficiale. Tra questa sostanza organica abbiamo sia composti di origine vegetale sia di origine animale. La dieta di un lombrico (e il suo sviluppo) dipende fortemente dalla composizione della sostanza organica presente. Il lombrico, tramite il ventriglio (organo trituratore) presente nel canale alimentare, riduce le dimensioni della sostanza organica ingerita, andandola ad amminutare e aumentando così la superficie di attività per i microrganismi e per la degradabilità da parte degli enzimi prodotti dall'intestino stesso. Inoltre, i lombrichi usano i microrganismi come risorsa alimentare in quantità maggiore rispetto alla sostanza organica stessa.

La crescita e la riproduzione dei lombrichi dipende dalla qualità delle risorse alimentari di cui hanno a disposizione. Quando si parla di qualità si deve considerare anche la capacità potenziale della sostanza organica di incrementare l'attività microbica. E' sempre bene scegliere, quindi, quale tipologia di alimento dare al lombrico, onde evitare che per crescere e riprodursi non debba avere a che fare con materie prime scadenti che possono ritardare il suo sviluppo.

3.2 Effetti del vermicompost su la crescita delle piante

Il vermicompost stimola significativamente la crescita di una serie di specie di piante tra cui anche diverse colture orticole come il pomodoro (Gutiérrez-Miceli et al., 2007), peperone (Arancon et al., 2005a), aglio (Argüello et al., 2006), melanzana (Gajalakshmi and Abbasi, 2004), fragola (Arancon et al., 2004b), mais dolce (Lazcano et al., 2011) e fagiolo (Karmegam et al., 1999). Inoltre, si sono avuti riscontri positivi su alcune piante aromatiche e officinali (Prabha et al., 2007), su cereali quali sorgo e riso (Sunil et al., 2005), colture arboree quali banana e papaya (Cabanas-Echevarria, et al., 2005), e su piante ornamentali quali geranio (Chand et al. 2007), tagete (Atiyeh et al., 2002), petunia (Arancon et al., 2008), crisantemo (Hidalgo and Harkess 2002a) e poissettia (Hidalgo e Harkess, 2002b). Sono stati inoltre riscontrati effetti positivi su specie forestali quali *Acacia* sp., *Eucalyptus* sp. e *Pinus* sp. (Lazcano et al., 2010a, 2010b).

Il vermicompost possiede effetti benefici quando viene utilizzato come totale o parziale sostituto dei concimi minerali insieme ai terricciati utilizzati nel vivaismo e come ammendante del suolo. Inoltre, alcuni studi dimostrano che l'estratto acquoso del vermicompost (compost tea), utilizzato come spray fogliare, può promuovere la crescita di piante quali pomodoro (Tejada et al. 2008), sorgo (Gutiérrez-Miceli et al., 2008) e fragola (Singh et al. 2010).

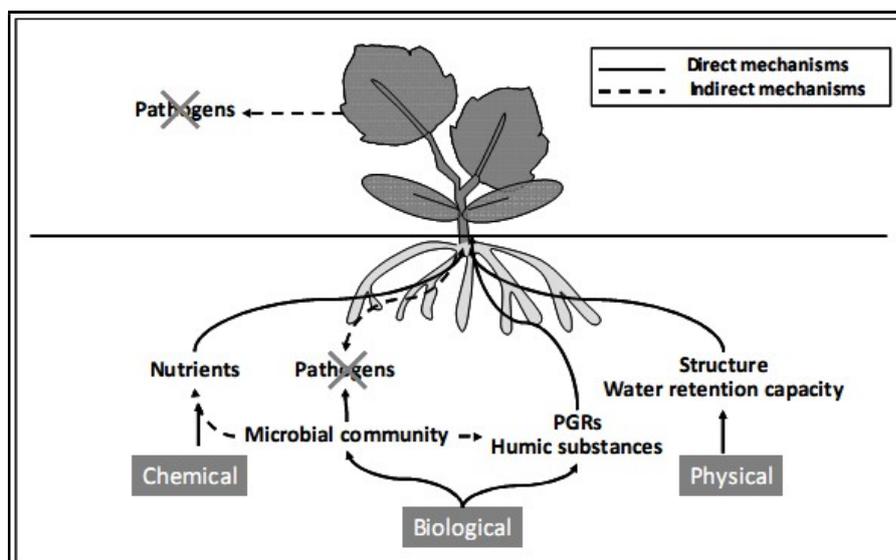
Tra gli effetti positivi del vermicompost si includono: la stimolazione e germinazione dei semi di diverse specie di piante quali fagiolo, pomodoro, petunia e *Pinus* sp.; la crescita vegetativa, sia per quanto riguarda la parte aerea che radicale delle pianta (Edwards et al. 2010). Gli effetti includono alterazioni della morfologia del seme come l'incremento dell'area fogliare e del capillizio radicale (Lazcano et al. 2009). Il vermicompost è inoltre in grado di stimolare la fioritura, incrementare la biomassa florale come anche la resa dei frutti. Oltre a incrementare la produttività e la crescita delle piante, il vermicompost può anche incrementare la qualità nutrizionale di alcune colture quali pomodoro Gutiérrez-Miceli et al., 2007), cavolo cinese, spinacio, fragola, lattuga e mais dolce (Lazcano et al., 2011).

Tuttavia, sebbene un elevato quantitativo di letteratura scientifica evidenzia gli effetti positivi del vermicompost su la crescita e la resa delle piante, ci sono anche forti evidenze sul fatto che questi effetti non sono ne generali o costanti, e che è presente una forte variabilità nella vastità degli effetti riportati nei differenti studi. Infatti, alcuni studi riportano che il vermicompost può decrementare la crescita delle piante se non addirittura la morte delle stesse. La variabilità negli effetti del vermicompost può dipendere dal sistema colturale

entro il quale esso è incorporato, il che dipende fortemente dalla matrice organica di base, dalle specie di lombrichi usati nel vermicompostaggio, nei processi di produzione e dall'età del vermicompost (Rodda et al., 2006, Roberts et al., 2007; Warman and AngLopez, 2010). A la luce di queste evidenze, è chiaro che il vermicompost costituisce una promettente alternativa ai fertilizzanti inorganici. Tuttavia, sono necessarie altre ricerche per capire meglio i meccanismi e le esatte circostanze che esplicano gli effetti positivi di questo ammendante.

Meccanismi del vermicompost che regolano la crescita delle piante

Il vermicompost va a regolare la crescita e lo sviluppo delle piante tramite meccanismi di promozione sia diretti che indiretti, come si può vedere nell'immagine sottostante.



Meccanismi diretti:

Per quanto riguarda i meccanismi diretti, il vermicompost costituisce una riserva di macro e micronutrienti per le piante. Sebbene diversi di questi nutrienti sono presenti sotto forma inorganica e, quindi, prontamente disponibile per le piante, la maggior parte sono rilasciati gradualmente attraverso la mineralizzazione della sostanza organica. Ciò fa del vermicompost un fertilizzante a lento rilascio che supporta la nutrizione delle piante come una graduale e costante riserva di nutrienti (Chaoui et al., 2003). Tuttavia, in contrasto con i fertilizzanti chimici, il quantitativo di nutrienti a disposizione può variare fortemente in funzione della matrice di partenza, del tempo di processo e dalla maturità del vermicompost (Campitelli e Ceppi, 2008).

Il vermicompost è un materiale simile alla torba, fortemente frammentato, e a causa della sua fine struttura l'aggiunta di vermicompost ai terriciati vivaistici causa dei significativi cambiamenti nelle proprietà fisiche, andando ad alterare la disponibilità di aria e di acqua nel substrato e, quindi, influenzando lo sviluppo radicale. Tuttavia, l'ordine di grandezza di questi effetti dipende dalle caratteristiche fisiche del substrato a cui viene aggiunto il vermicompost. Per esempio, la densità apparente del vermicompost è generalmente elevata e le sue dimensioni particellari più ridotte rispetto ai più comuni substrati vivaistici in commercio; miscelando questi due substrati si ha la produzione di un significativo incremento della densità apparente e della capacità di ritenzione dell'acqua, ma si ha un decremento delle dimensioni particellari e della porosità. Hidalgo et al. (2006) riporta un significativo incremento della porosità totale e della capacità di ritenzione idrica dopo l'aggiunta di vermicompost a una miscela di sabbia, segatura di pino e torba. Il vermicompost, come già riportato, ha anche effetti significativi sulle proprietà fisiche del suolo. Ferreras et al. (2006) hanno osservato che l'aggiunta di $20 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ di vermicompost in un suolo agricolo per due anni consecutivi incrementa la porosità e la stabilità degli aggregati. Gopinath et al. (2008) riporta significativi decrementi nella densità apparente del suolo e un significativo incremento del pH e del carbonio organico totale dopo applicazioni di vermicompost consecutive per due stagioni colturali, con un tasso di rilascio in N pari a $60 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$. Tutte questi cambiamenti nelle proprietà del suolo incrementano la disponibilità di aria e di acqua, così da incoraggiare l'emergenza dei semi delle colture e la crescita radicale.

Il vermicompost può influenzare direttamente la crescita delle piante tramite il rilascio e formazione delle sostanze regolatrici della crescita delle piante (PGRs). Diversi autori già citati in bibliografia (Lazcano et al., 2011; Sunil et al., 2005) comparano gli effetti di differenti estratti del vermicompost su la crescita di Begonia, Petunia e Coleus con gli effetti prodotti con le auxine, citochinine e gibberelline, e concludono che esiste una forte evidenza di attività ormonale causata dal vermicompost. L'attività ormonale viene associata con le sostanze umiche presenti nel vermicompost. Zandonadi et al. (2006) riporta che le sostanze umiche estratte dal vermicompost erano capaci di indurre la crescita di radici laterali in piante di mais tramite la stimolazione dell'attività H^+ -ATPasica della membrana plasmatica, così producendo effetti simili alle applicazioni di acido 3-indoloacetico (IAA). Tuttavia, l'induzione di radici laterali trattate con le sostanze umiche del vermicompost su *Arabidopsis* non avevano un effetto diretto, bensì attivavano la trascrizione di alcuni geni responsabili della produzione delle auxine (Trevisan et al., 2010). L'ipotesi dell'attività auxinica derivata

dalle sostanze umiche è rinforzata dalla presenza di gruppi auxinici scambiabili nella macrostruttura di questi.

Diversi studi attestano che i lombrichi possono essere degli importanti agenti capaci di influenzare la produzione di PGRs dei microrganismi tramite la loro stimolazione e promozione della loro attività nella sostanza organica. Tuttavia, alcuni autori suggeriscono che i lombrichi, e non i microrganismi, sono responsabili della produzione di PGRs. Nielson (1965) riporta una prima esperienza in cui ha riscontrato la presenza di composti indolici nei tessuti di *Aporrectodea caliginosa*, *Lumbricus rubellus* e *Eisenia fetida*. Più recentemente, El Harti et al. (2001a e 2001b) hanno dimostrato che estratti di *Lumbricus terrestris* erano in grado di stimolare la crescita radicale in semi di fagiolo per la presenza di composti indolici di origine endogena.

Meccanismi indiretti:

Del vermicompost è stata anche riscontrata la capacità di mitigare o sopprimere alcuni potenziali patogeni delle piante. La soppressione dei patogeni è stata molto investigata in altri ammendanti come il letame e il compost (Termorshuizen et al., 2006; Trillas et al., 2006). Allo stesso modo, diversi studi hanno dimostrato che il vermicompost può sopprimere un elevato range di patogeni e di parassiti, sia insetti che nematodi.

Per quanto riguarda gli organismi fungini, estratti del vermicompost su tre specie di piante ornamentali riducevano la sporulazione di *Phytophthora cryptogea* (Orlikowski, 1999). Nakasone et al. (1999) descrive come il vermicompost tea sia capace di ridurre la crescita di funghi patogeni come *Botrytis cinerea*, *Sclerotinia sclerotium*, *Corticium rolfsii*, *Rhizoctonia solani* e *Fusarium oxysporum*. L'aggiunta di vermicompost in substrati di germinazione di semi di pomodoro riduce l'infezione causata da *Fusarium lycopersici* e di *Phytophthora nicotianae* (Szczech e Smolinska, 2001). Tuttavia, Edwards et al. (2006) affermano che la capacità soppressiva del vermicompost su *Pythium*, *Rhizoctonia*, *Verticillium* e *Plectosporium*, scompare dopo la sterilizzazione del substrato e concludono che la capacità soppressiva può essere correlata alla presenza di agenti biologici presenti nel vermicompost stesso.

Per quanto riguarda gli effetti del vermicompost su insetti e acari dannosi, prove in campo hanno dimostrato che l'aggiunta di vermicompost nel suolo riduce significativamente l'incidenza dello psillide *Heteropsylla cubana* (Biradar et al., 1998), di *Aproaerema modicella* (Ramesh, 2000), di cicaline, afidi, coleotteri e acari fitofagi (Rao, 2002). Tuttavia, diversi studi indicano che il vermicompost non riduce soltanto il grado di infestazione delle

piante, ma anche le popolazioni degli artropodi dannosi. Ciò è riportato da Arancon et al. (2005b) che ha dimostrato che il vermicompost prodotto da rifiuti alimentari riduce significativamente le popolazioni di due specie di coleotteri fitofagi quali *Acalymma vittatum* e *Diabrotica undecimpunctata* (Coleoptera Chrysomelidae), in comparazione con la fertilizzazione inorganica. Simili risultati si hanno avuti per *Manduca quinquemaculata* (Lepidoptera Sphingidae) (Yardinm et al., 2006), *Pseudococcus sp* (Hemiptera Pseudococcidae), *Myzus persicae* (Rhynchota Aphididae) e *Tetranychus urticae* (Acaro Tetranychidae).

Il vermicompost può avere inoltre effetti significativi sia sull'incidenza che sull'abbondanza di nematodi parassiti nel suolo. Ciò è riportato da vari autori, che hanno effettuato prove sull'inibizione dell'incidenza di *Meloidogyne incognita* (Nematode Heteroderidae) con apporti di vermicompost, avendo sempre risultati positivi (Swathi et al. 1998; Ribeiro et al., 1998).

In accordo con i meccanismi proposti per il compost (Noble and Coventry, 2005), la soppressione di patogeni da parte del vermicompost può essere attribuita alla diretta soppressione o all'induzione di resistenze sistemiche nella pianta. La soppressione diretta può essere associata alla microflora presente nel vermicompost e o alla microfauna che può essere generale o specifica, dipendendo dall'esistenza di un singolo agente soppressivo o dall'azione sinergica di più fattori. In entrambi i casi, i meccanismi proposti sono la competizione, l'antibiosi e il parassitismo. I meccanismi responsabili per la soppressione dei patogeni nel vermicompost non sono ben conosciuti e gli effetti dei biopesticidi sono attribuiti, generalmente, a effetti soppressivi. Il vermicompost incrementa la biomassa microbica nel suolo e cambia la diversità e l'abbondanza della fauna del suolo, così un più ampio range di organismi può agire da agente di biocontrollo. Tuttavia, le recenti esperienze col compost tea come spray fogliare ha dimostrato di diminuire effettivamente l'incidenza di patogeni fungini come *Phytophthora infestans* (Zaller, 2006), *Erysiphe pisi* e *Erysiphe cichoracearum* (Singh et al, 2003). La riduzione dell'incidenza dei patogeni, in alcuni casi, è stata accompagnata anche da un incremento nella produzione di sostanze difensive per le piante, così da suggerire una induzione di resistenza sistemica da parte del vermicompost.

Alcuni degli effetti indiretti del vermicompost sono relativi al cambiamento indiretto delle proprietà microbiologiche del suolo o nei terricciati. Il vermicompost possiede una differente comunità microbica rispetto alla matrice organica da cui viene creato, con un minore livello di attività e di biomassa ma con un'incrementata diversità metabolica. Un substrato così attivo a livello microbiologico può avere importanti effetti sulle proprietà microbiche del

suolo o su i terricciati andando ad influenzare la crescita delle piante. Tuttavia, informazioni riguardanti gli impatti del vermicompost sulle proprietà microbiche del suolo sono fortemente limitate.

Il Biochar e il suo potere fertilizzante

Il biochar è un materiale carbonioso che può essere applicato al suolo e utilizzato in attività di gestione agronomica e ambientale. E' una sostanza a grana fine e porosa, simile nel suo aspetto al carbone prodotto dalla combustione naturale delle biomasse vegetali.

Il biochar è prodotto dalla decomposizione termica di materiale organico sotto apporto limitato di ossigeno (O₂) e a temperature relativamente basse (<700°C). Il termine biochar deriva dall'unione delle due parole in lingua inglese: biological (biologico, "vivo") e charcoal (carbonella) anche se era originariamente associato ad un tipo specifico di produzione, conosciuta come "pirolisi lenta".

Alti quantitativi di biochar sono stati rinvenuti in alcune tipologie di terreno localizzati in Brasile, nella foresta Amazzonica. Questi terreni, denominati "Terra Preta do Indio", sono classificati come Anthrosol dalla FAO cioè suoli le quali caratteristiche fisiche, chimiche e biologiche sono state fortemente modificate attraverso le attività antropiche come l'immissione di materiali organici o residui domestici, l'irrigazione e le attività agricole. Le popolazioni pre-Colombiane stanziali, invece di bruciare completamente la materia organica (scarti derivati dall'agricoltura, domestici, ecc...) trasformandola in cenere, la bruciavano solo in modo incompleto per poi mescolarla con del carbone acceso direttamente nel terreno. Alte temperature e anossia davano luogo a quelle condizioni ideali per la pirolisi dei composti organici e la loro riorganizzazione molecolare in strutture più ordinate e assimilabili a quelle del carbone.

4.1 Materie prime per la produzione di biochar

Sebbene i risultati attuali suggeriscano che il tipo di materia prima utilizzata per la pirolisi è la caratteristica più importante per la produzione del biochar come ammendante per il suolo, c'è ancora poco consenso su quale possa essere la migliore materia prima per la produzione di energia.

Come messo in evidenza da Gundale e DeLuca (2006), Harris et al. (2007a, 2007b) e da Gaskin et al. (2007), la temperatura di pirolisi e il tipo di materiale usato determinano la formazione di biochar con caratteristiche diverse, tra cui, fra le proprietà di interesse agronomico, differenze nelle concentrazioni di nutrienti, nella capacità di scambio cationico (CSC) e nel pH tra i vari tipi di prodotto. Il biochar, infatti, può essere ottenuto a partire da numerosi tipi di residui: stocchi di mais, gusci di noce o di arachide, pula di riso, scarti di

potatura e di lavorazione del legno, ma anche da biomasse appositamente coltivate per essere carbonificate. La pirolisi di rifiuti tal quali, utilizzata per smaltirli, non è applicabile per la produzione di bio-char a causa della presenza di metalli pesanti che andrebbero ad inquinare il suolo, ma è possibile utilizzare la frazione organica proveniente da raccolta differenziata, in alternativa al compostaggio.

Attualmente le materie prime più utilizzate su scala commerciale o in strutture di ricerca sono: il cippato e il pellet di legno, la corteccia, i residui colturali (quali paglia, gusci di noci e pula di riso), gli stocchi di panico, i rifiuti organici, tra cui cereali distillati, feccia di canna da zucchero e i rifiuti dell'industria olearia (Yaman, 2004), le lettiere di allevamenti avicoli (Das et al., 2008), gli scarti lattiero-caseari, i fanghi di depurazione (Shinogi et al., 2002) e fanghi dell'industria cartaria.

4.2 Metodologie di produzione del biochar

I moderni sistemi industriali bioenergetici, che coinvolgono la pirolisi e la gassificazione, si basano sul riscaldamento di una quantità di biomassa in condizioni controllate per la produzione di gas combustibile di sintesi ('syngas') ed olio ('bio-olio') che poi possono essere bruciati per produrre calore, energia o entrambi simultaneamente. Il biochar è il terzo prodotto dato dalla pirolisi del combustibile.

La pirolisi delle biomasse e la loro gassificazione sono tecnologie ben consolidate per la produzione di biocarburanti e di gas di sintesi. Tuttavia, lo sfruttamento commerciale del biochar come ammendante del suolo è ancora all'inizio. Il Giappone, che ha il più grande mercato di questi prodotti, circa 15000 t all'anno viene commercializzata ogni anno per l'uso nel suolo (Okimori et al, 2003). Più spesso i prodotti come il biochar sono gassificate per l'estrazione di energia residua, o utilizzati nella produzione di prodotti ad alto valore commerciale come il carbone attivo (Demirbas et al, 2006b).

I processi di pirolisi influiscono notevolmente sulle qualità del biochar e sul suo potenziale valore per l'agricoltura in termini di prestazioni agronomiche o per il sequestro di carbonio. Il processo e i parametri del processo stesso, principalmente la temperatura e il tempo di residenza nel forno, sono particolarmente importanti; tuttavia, le condizioni di processo e il processo stesso possono anche interagire con il tipo di materia prima, nel determinare la natura del prodotto.

Questo insieme di variabili sono gli elementi principali che influenzano le proprietà chimiche, biologiche e fisiche che limitano il potenziale uso potenziale del biochar.

4.3 Caratteristiche del biochar

Caratteristiche fisiche

Le caratteristiche del biochar possono influire sulle proprietà del terreno in maniera diretta o indiretta. In entrambi i casi, quando il biochar è presente nel suolo, il suo contributo sulla natura fisica del sistema può essere significativo, influenzando la profondità, la tessitura, la struttura, la porosità e la consistenza del suolo, attraverso delle modifiche apportate sulla superficie totale della massa del terreno, sulla distribuzione delle dimensioni della porosità, sulla distribuzione delle dimensioni delle particelle costituenti e sulla densità. Gli effetti del biochar sulle proprietà fisiche del suolo possono allora avere un diretto impatto riguardante la crescita delle piante perché la penetrazione in profondità e la disponibilità di aria e di acqua per la radice è determinata largamente dalla costituzione fisica degli orizzonti del suolo. Per effetto di queste caratteristiche fisiche, la presenza del biochar può direttamente influenzare le richieste d'acqua del suolo, la sua aggregazione, la sua lavorabilità, la sua dinamica di rigonfiamento-contrazione e la sua permeabilità, come anche la sua capacità di ritenzione idrica e la sua risposta a variazioni termiche ambientali. In più, indirettamente, molti aspetti chimici e biologici dipendono dalle caratteristiche fisiche, come la presenza fisica di siti di reazioni chimiche e la disposizione di habitat protettivi per i microrganismi del suolo.

Origine e struttura del biochar

Le caratteristiche fisiche del biochar dipendono non soltanto dalla biomassa di partenza, ma anche dalla carbonificazione o dal sistema di pirolisi con cui è stato prodotto (includendo anche le pre- e post- manipolazioni sulla biomassa e sul biochar rispettivamente). Il grado di alterazione della struttura originaria della biomassa attraverso il riassetto microstrutturale, avvenuta durante il processo di pirolisi, e la formazione di crepe, dipendono tutte dalle condizioni di processo a cui la materia prima è stata esposta.

La particolare struttura molecolare del biochar va a creare sia la sua area di superficie di scambio che la sua porosità. Materiali solidi carboniosi come il carbone, la carbonella, la fuliggine ecc. contengono delle particelle cristalline (cristalliti) di diametro nell'ordine dei nanometri, composte da lamine simili alla grafite, organizzate in modo turbostratificato (ma non allineate) (Biscoe e Warren, 1942). La struttura del biochar, determinata tramite una tecnica di diffrazione a raggi-X, è essenzialmente amorfa in natura, ma contiene alcune strutture cristalline localizzate di composti aromatici strettamente coniugati.

Aree cristalline possono essere visualizzate come pile di lamine piane di composti aromatici, trasversalmente connesse e posizionate in modo casuale (Bansal et al, 1988).

Gli altri composti che completano la composizione del biochar sono quelli restanti dalla matrice in C, ovvero composti organici aromatici - alifatici organizzati in complesse strutture (includendo anche sostanze volatili residue) e la componente minerale in ceneri inorganiche. Queste sostanze, complementariamente ai vuoti presenti, formano pori (macro-, meso- e micropori) e fenditure.

I processi di pirolisi della biomassa ingrandiscono i cristalliti e li organizzano ordinatamente. Questo effetto viene aumentato con il trattamento termico ad alta temperatura. Lua et al (2004), hanno dimostrato che, nei gusci di pistacchio, aumentando la temperatura di pirolisi da 250°C a 500 °C, aumenta l'area di superficie di scambio a causa dell'incremento evolutivo dei composti volatili, risultando un aumento dello sviluppo di pori nel biochar prodotto da questi.

Per la riorganizzazione turbostratificata, i successivi strati sono disposti approssimativamente paralleli ed equidistanti, ma più o meno roteati, collocati casualmente l'uno rispetto all'altro.

I materiali con struttura turbostratificata sono chiamati C-non grafite perché non hanno un ordine cristallografico misurabile in terza direzione (Emmerich e Luego, 1996). I collegamenti turbostratificati delle superfici di composti formati da C-non grafite lasciano interstizi localizzati casualmente (formazione di pori di varie dimensioni). Un'ulteriore possibile causa di formazione di micropori è data dalla presenza di buchi fra i piani esagonali (Bourke et al, 2007). Composti eteroatomici, come quelli formati dall'O, sono predominantemente localizzati sui bordi delle lamine posizionate ordinatamente, come vari gruppi funzionali (Boehm, 2002).

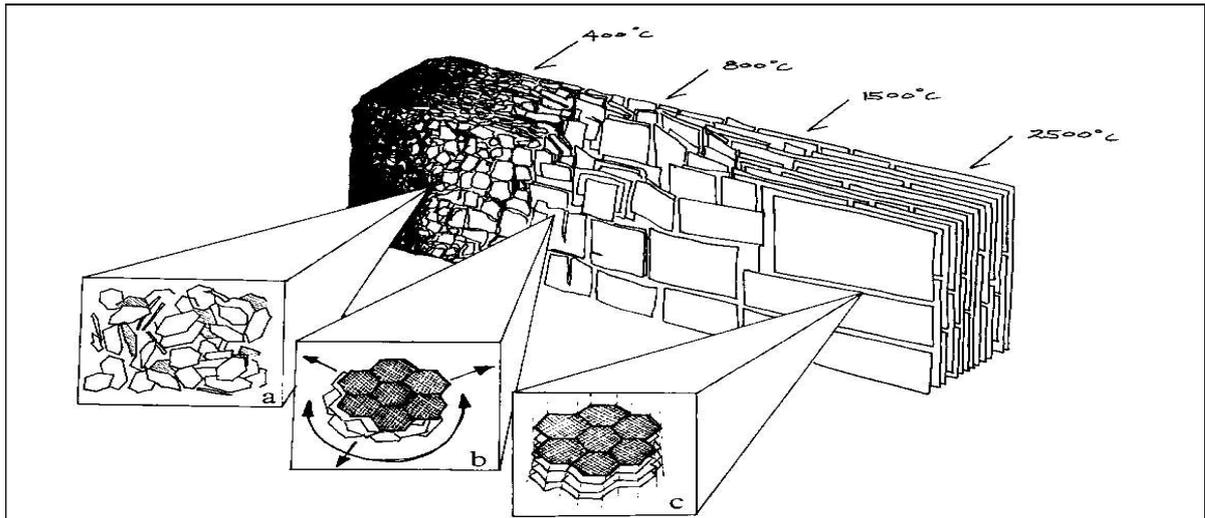


Fig. 4.1 Struttura ideale del biochar sviluppata con trattamenti ad elevate temperature: (a) incremento proporzionale di C aromatico, massa amorfa elevatamete disordinata; (b) accrescimento delle lamine di C aromatici coniugati, disposti turbostraticamente; (c) la struttura diventa grafittica tridimensionalmente.

Origine e struttura del biochar

La superficie specifica del biochar, essendo generalmente elevata rispetto alla sabbia e comparabile con gli alti livelli dell'argilla, può quindi causare un netto incremento della superficie specifica totale all'interno del suolo quando il biochar viene aggiunto come ammendante. Un incremento della superficie specifica, solitamente, influenza positivamente la popolazione microbica del suolo (Juma, 1993).

Nano- e macroporosità del biochar

La distribuzione dei pori nei carboni attivi è stata a lungo tempo riconosciuta come un importante fattore per l'applicazione in processi industriali di questo "char". E' logico che questa caratteristica fisica, che si riscontra anche nel biochar, possa essere importante per il comportamento del biochar nei confronti dei processi all'interno del suolo. La relazione tra l'area di superficie specifica totale e la distribuzione delle dimensioni dei pori è logica. Le distanze interplanari decrescono con l'incremento dell'ordine e dell'organizzazione delle molecole le quali, nel loro insieme, risultano avere una estesa area di superficie specifica per volume.

	Surface area ($m^2 g^{-1}$)	Volume ($cm^3 g^{-1}$)
Micropores	750–1360	0.2–0.5
Macropores	51–138	0.6–1.0

Arete di superficie specifica e volumi di pori di dimensioni diverse all'interno del biochar

I micropori contribuiscono molto nell'incrementare l'area di superficie specifica del biochar e sono responsabili dell'alta capacità adsorbente per molecole di piccole dimensioni come gas e solventi più comuni (Rouquerol et al, 1999).

L'area di superficie specifica generalmente aumenta con l'incremento del periodo di ritenzione del trattamento ad alta temperatura fino a raggiungere quei gradi di combustione in cui avviene la deformazione del composto, determinando riduzioni successive in area di superficie specifica.

Anche gli incrementi di calore determinano l'estensione della formazione di micropori. Un esempio è dato da Cetin et al (2004) che ha trovato che il biochar genera principalmente dei micropori, in pressione atmosferica e sotto bassi incrementi di calore, mentre quei biochar che sono preparati con alti incrementi di temperatura sono largamente composti da macropori, alla fine della fusione.

I macropori sono molto importanti per quelle funzioni vitali del suolo come l'aerazione e per la sua idrologia (Troeh e Thompson, 2005). I macropori sono anche rilevanti per il movimento delle radici all'interno dei profili del suolo e come habitat per la vasta varietà di forme di vita microbiche presenti. Nel biochar l'area di superficie specifica dei micropori è significativamente più elevata rispetto all'area di superficie specifica dei macropori, nonostante il loro volume possa essere più spazioso. È possibile che questi volumi più ampi possono provocare una maggiore funzionalità in strette superfici di terreno.

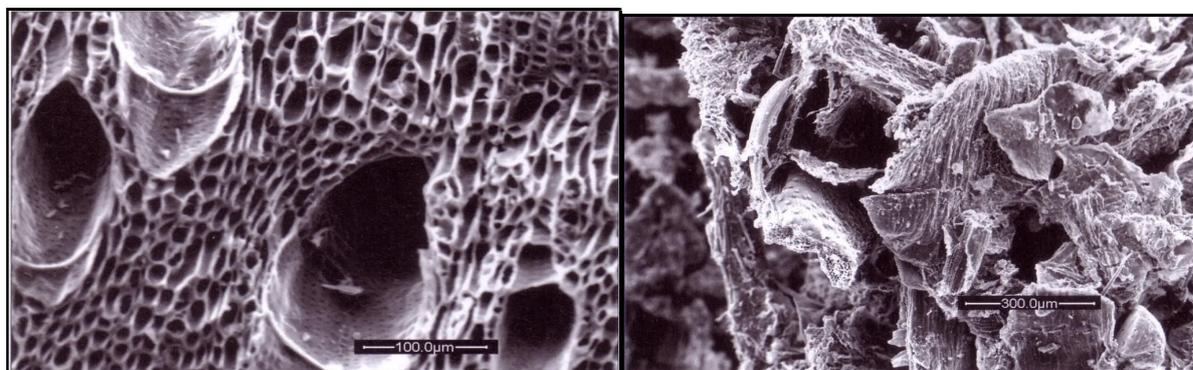


Fig. 4.2 Macroporosità di un biochar prodotto da materie prime legnose in pirolisi lenta (a sinistra); e macroporosità di un biochar prodotto da pollina utilizzando la pirolisi lenta (a destra).

Caratteristiche chimiche del biochar

Il biochar denota una gamma piuttosto variegata di elementi costituenti la sua composizione chimica. Ciò è causato, in parte, da un complesso set di reazioni chimiche che avvengono durante il processo termico, in cui si ha il coinvolgimento di un'ampia gamma di composti chimici eterogenei, all'interno di ogni singolo biochar. Così, in senso stretto, ogni biochar creato partendo da una particolare materia prima e caratterizzato da una certa combinazione

di processi, presenta un mix unico di fasi e di microsviluppi che rendono unica la serie di proprietà chimiche che lo distinguono.

Contenuto in ceneri

Esistono due fattori che controllano la qualità e la distribuzione delle componenti minerali nel biochar. Questi sono la tipologia, la quantità e la qualità delle materie prime e le condizioni di processo a cui viene sottoposto il biochar.

Generalmente, la materia prima legnosa ha un contenuto basso (inferiore all'1% in peso) in ceneri, mentre le sostanze erbacee (paglie e lolle di cereali per esempio) hanno un alto contenuto in silicio, che può raggiungere il 24% in peso delle ceneri totali (Raveendran et al, 1995). Molti dei minerali contenuti nella biomassa iniziale sono riportati all'interno del biochar quando essi sono altamente concentrati, a causa di una perdita di C, H e O durante la pirolisi. Il Biochar derivante dal letame e dai rifiuti organici ha tipicamente una elevata alta concentrazione in ceneri. Koutcheiko et al. (2007) hanno riscontrato che il biochar prodotto dalla pollina, per esempio, può avere il 45% in materiale minerale.

Durante la degradazione termica, gli ioni K e Cl sono altamente mobili e possono iniziare a vaporizzare a temperature relativamente basse (Yu et al, 2005). Il Ca è principalmente localizzato nelle pareti cellulari ed è legato agli acidi organici. Il Si è presente anch'esso in pareti cellulari come silice o come fitoliti di opale (Marschner, 1995). Sia Ca che Si, sono rilasciati durante la degradazione a temperature molto elevate rispetto a K o Cl (Bourke, 2006). Il Mg è legato sia ionicamente che covalentemente con molecole organiche e vaporizza solo ad elevate temperature. Il P e lo S sono associati con composti organici complessi all'interno della cellula e sono relativamente stabili a basse temperature di degradazione (Schnitzer et al, 2007b).

L'N è associato con un numero differente di molecole organiche e può essere rilasciato a temperature relativamente basse (Schnitzer et al, 2007b).

Altri elementi come Fe e Mn esistono in un numero piuttosto ampio di forme organiche e inorganiche nella biomassa e sono largamente mantenute durante la formazione del biochar.

Superficie chimica

La superficie chimica del biochar è veramente ricca e variegata. Essa esibisce delle proprietà idrofile, idrofobe, acide e basiche, le quali contribuiscono ad ampliare la reattività del biochar. Queste reattività sono garantite dalla presenza o combinazione del biochar con:

Gruppi funzionali della fase strutturale in carbonio: Gruppi come OH, NH₂, O-R o O(C=O)-R sono classificati come donatori di elettroni (a causa della presenza di orbitali vuoti).

Gruppi carbossilici sono acidi forti secondo la classificazione di Brønsted. Pochi gruppi acidi contengono fenoli o carbonili. Cromoni e pironi sono gruppi funzionali basici.

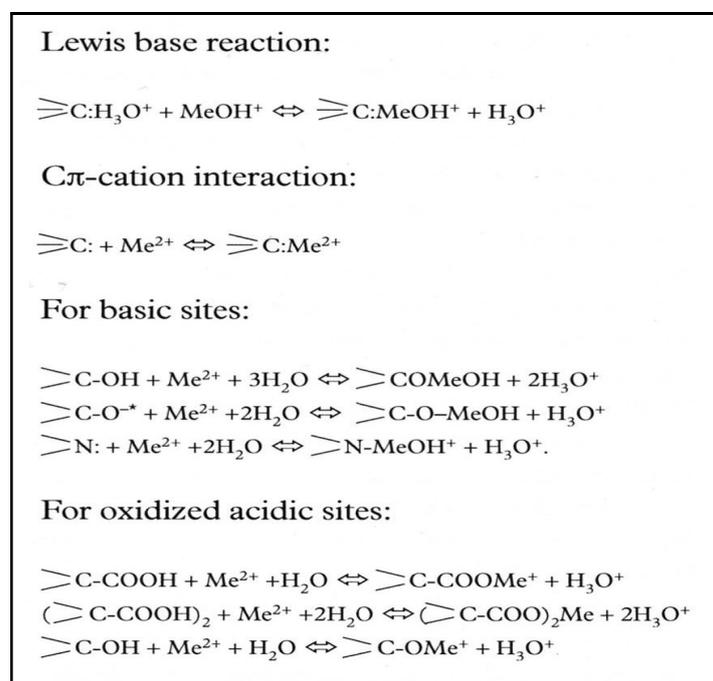
Ossigeno: Quando il biochar si trova a contatto con l'O₂ atmosferico, prontamente si ossida, rendendo gruppi funzionali contenenti O sulla sua superficie (Bourke et al, 2007).

Azoto e Zolfo: Nei biochar derivati dal letame, dai fanghi di depurazione e dagli scarti animali (sangue, ossa, ecc), gruppi funzionali di N e S possono essere molto abbondanti rispetto che nei biochar lignocellulosici.

Influenza delle proprietà superficiali sull'adsorbimento

I vari gruppi funzionali sulla superficie del biochar influenzano l'adsorbimento della natura della loro carica superficiale e la loro disponibilità di elettroni π . Con una superficie ossidata, la carica sui gruppi funzionali può cambiare dipendendo dal pH della soluzione, influenzando così le caratteristiche di adsorbimento. Anche la natura del materiale adsorbito può influire sulla sua capacità di assorbire.

Swiatkowski et al (2004), lista le varie possibilità in cui i metalli possono essere adsorbiti nel biochar:



Diversi sorbanti organici, come i fenoli, l'aniline e altre molecole aromatiche funzionalizzate, esibiscono anche comportamenti anfoteri e, similmente ai metalli di transizione anfoteri, devono trovare un bilancio tra i meccanismi di assorbimento elettrostatico e quelli con elettroni π (Radovic et al, 2001).

Contenuto in nutrienti del biochar

Essendo il biochar costituito a partire da biomasse, è caratterizzato da una elevata quantità di C e da un intervallo piuttosto elevato di sali minerali necessari per la nutrizione delle piante. La sua composizione, come abbiamo più volte affermato, dipende dalla natura delle materie prime e dalle condizioni in cui opera la pirolisi. Nella tabella sottostante viene riportata la composizione totale degli elementi –C, N, P, K, P disponibile e N minerale- insieme al pH, del biochar.

Da come si può osservare, si ha una elevata variabilità tra la percentuale di elementi nutritivi, con l'eccezione del pH. Nel caso del pH infatti, i dati dimostrano che i biochar utilizzati come ammendanti del suolo hanno, di per se, una reazione tendente alla alcalinità (pH > 7.0). Tuttavia il biochar può avere un range di pH, a seconda delle variabili, racchiuso in un intervallo tra 4.0 e 12.0 (Lehmann, 2007) e può diminuire addirittura a parametri del 2.5 dopo una incubazione termica della durata di 4 mesi a 70°C (Cheng et al, 2006).

La variabilità può essere attribuita a differenti tipologie di materie prime di partenza e a condizioni differenti sotto le quali queste sono poste nella formazione di biochar.

Notes: a Plant available P.
b Mineral N (extractable nitrate plus ammonium).
c Carbonate content as a percentage of oven dry weight of biochar.
d Data not available.
e pH measured in 0.01 M CaCl₂.
f pH measured in 1 M KCl.
g pH measured in de-ionized water.
h CV = coefficient of variation

Biochar feedstocks	pH	C (g kg ⁻¹)	N (g kg ⁻¹)	C/N	P (g kg ⁻¹)	K (g kg ⁻¹)	P ^a (mg kg ⁻¹)	N ^b (mg kg ⁻¹)	CO ₃ ^c (%)	Production conditions	References
Wood	– ^d	708	10.9	65	6.8	0.9	–	–	–	By local farmers	Lehmann et al (2003b)
Green wastes	6.2 ^e	680	1.7	400	0.2	1.0	15	<2	<0.5	450°C	Chan et al (2007b)
Poultry litter	9.9 ^e	380	20	19	25.2	22.1	11,600	2	15	450°C	Chan et al (2007b)
Sewage sludge	–	470	64	7	56	–	–	–	–	450°C	Bridle and Pritchard (2004)
Unknown	9.6 ^f	905	56.4	16	2.7	51	–	–	–	Unknown	Topoliantz et al (2005)
Broiler litter	–	258	7.5	34	48	30	–	–	–	700°C and steam activated	Lima and Marshall (2005)
Broiler cake	–	172	6.0	29	73	58	–	–	–	700°C and steam activated	Lima and Marshall (2005)
Bark of <i>Acacia mangium</i>	7.4 ^f	398	10.4	38	–	–	31	–	–	260°C–360°C	Yamato et al (2006)
Rice straw	–	490	13.2	37	–	–	–	–	–	500°C	Tsai et al (2006)
Sugar cane bagasse	–	710	17.7	40	–	–	–	–	–	500°C	Tsai et al (2006)
Coconut shell	–	690	9.4	73	–	–	–	–	–	500°C	Tsai et al (2006)
Oil mallee tree after oil extraction	8.4	340	12	28	1.2	7.0	–	–	–	'Moki' method	Blackwell et al (2007)
Soybean cake	–	590	78.2	7.5	–	–	–	–	–	550°C	Uzun et al (2006)
<i>Eucalyptus deglupta</i>	7.0 ^g	824	5.73	144	0.6	–	49.5	–	–	350°C	Rondon et al (2007)

Fig. 4.3 Contenuto in nutrienti, pH e contenuto in carbonati in vari tipi di biochar

Rapporto C/N

Il rapporto C/N del biochar è ampiamente variabile tra il 7 e il 400, con una media di 67. Questo rapporto è spesso utilizzato come indicatore delle capacità dei substrati organici nel mineralizzare e rilasciare N inorganico quando questi sono applicati al suolo.

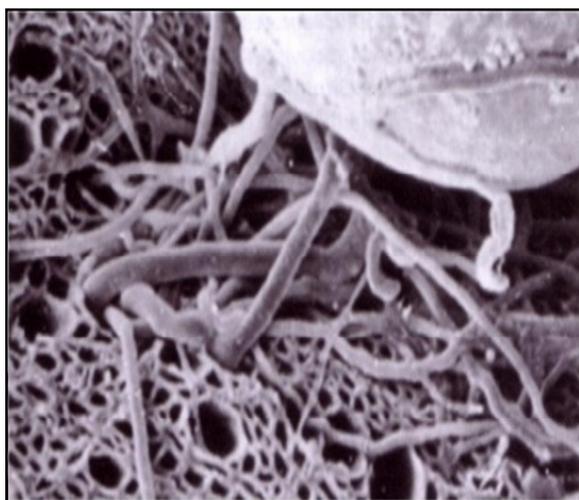
Poiché la maggior parte del biochar è composto da C organico di origine biologica, che non è facilmente mineralizzato, questo può causare l'immobilizzazione dell'N per il suo elevato rapporto C/N. Tuttavia, la parte di C organico rimanente (con rapporto C/N ancora più elevato) non causa reazioni di mineralizzazione-immobilizzazione a causa del suo alto grado di recalcitranza.

Caratteristiche biologiche del biochar

Il biochar stimola l'attività dei vari organismi del suolo utili in agricoltura e ne può influenzare positivamente le sue proprietà microbiologiche (Pietikäinen et al, 2000). La presenza e la distribuzione delle dimensioni dei pori nel biochar sono due importanti fattori che provvedono nel formare un idoneo habitat per molti microrganismi, proteggendoli dalla predazione da parte di antagonisti naturali e dalla disidratazione. In più sono in grado di far fronte alle loro diverse esigenze, come il fabbisogno in nutrienti minerali, energia e carbonio (Warnock et al, 2007).

Habitat per i microrganismi del suolo

La struttura porosa del biochar, la sua elevata area di superficie specifica interna e la sua abilità nell'assorbire materiale organico solubile, gas e nutrienti inorganici, sono tutti elementi che possono essere in grado di fornire un habitat elevatamente idoneo per la proliferazione dei microbi. Queste caratteristiche del biochar, permettono ai componenti microbiologici del suolo di poter colonizzare spazi, accrescersi di numero e riprodursi tranquillamente. I soggetti maggiormente interessati da queste possibilità sono, in particolar



modo, batteri, attinobatteri e funghi micorrizici arbuscolari

Fig. 4.4 Iife di funghi micorrizici arbuscolari all'interno dei pori del biochar

Dipendendo dalle dimensioni dei pori, differenti microbi possono o non possono avere accesso agli spazi interni.

Le variazioni nelle dimensioni dei pori osservati attraverso particelle di biochar da differenti materie prime e da condizioni di pirolisi diverse è tale che la microflora potrebbe colonizzare ed essere protetta dalla predazione di antagonisti, specialmente se si trova nei pori piccoli.

	Diameter (μm) Range	Mode
Bamboo biochar - pores	0.001-1000	0.1
Wood biochar	10-3000	1495
Bacteria	0.3-3	0.5
Fungi	2-80	8.0
Protozoa	7-30	20.0
Nematodes	3-30	16.0

Diametri dei pori in biochar preparato da legno e bamboo comparati all'intervallo di diametro dei vari organismi del suolo.

L'elevata porosità del biochar permette anche di contenere, al suo interno, una maggiore umidità e, quindi, favorire l'attività microbica.

Umidità, temperatura e pH sono quei fattori ambientali che più fortemente influenzano l'abbondanza, la diversità e le attività dei batteri, anche se si trovano in ecosistemi diversi. L'elemento che può incidere maggiormente sull'attività batterica è il pH. Il pH del biochar varia considerevolmente in funzione della materia prima di origine e della temperatura di pirolisi in cui viene prodotto e, quindi, può anche variare la comunità microbica che si sviluppa attorno a lui.

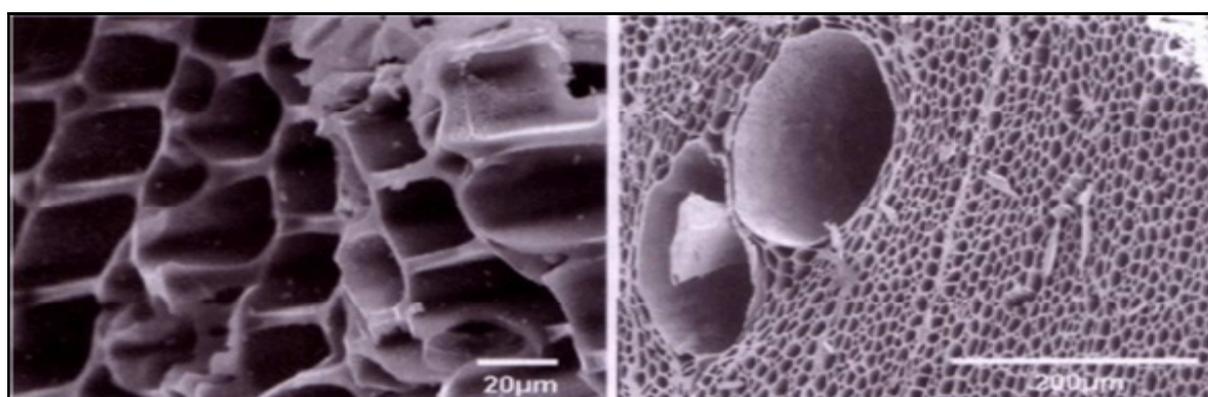


Fig. 4.5 Le strutture porose del biochar invitano alla colonizzazione microbica

Biochar come substrato per i biota del suolo

Alcuni ricercatori ritengono che il biochar sia una sostanza relativamente inerte che è molto poco alterata da processi chimici e biologici nel tempo (Horwath, 2007). Tuttavia, le

proprietà superficiali del biochar cambiano con il tempo ed esso è mineralizzato lentamente nel lungo periodo. Sebbene il biochar non sia strettamente inerte, i tassi di decomposizione sono però molto lenti rispetto alla materia organica non carbonificata.

Le popolazioni che si stabiliscono sulla superficie del biochar possono essere particolarmente abili nell'elaborare gli enzimi necessari per metabolizzare i substrati disponibili. Più complesso e inusuale è un substrato, più ristretta sarà la popolazione di un organismo in grado di utilizzarlo in modo efficace come fonte di energia, di C e/o di nutrienti e dunque maggiore sarà anche il tempo necessario per essere completamente metabolizzato.

Uso del biochar come vettore di inoculo

Molti microrganismi sono utilizzati per incrementare le produzioni vegetali, inoculandoli tramite un vettore appropriato, all'interno del substrato di crescita della coltura oppure apportandoli direttamente alla coltura prima di essere seminata. Sia batteri N-fissatori simbiotici che liberi, rizzobatteri promotori della crescita delle piante, come *Paenibacillus*, *Bacillus* e *Pseudomonas* e funghi saprofiti e micorrizi, sono utilizzati come inoculi e vengono applicati ai suoli coltivati. Ogawa (1994) ha utilizzato il biochar come vettore di inoculo sia per i rizobi che per le micorrize arbuscolari, con successi eccellenti. Diversi studi avvenuti in Giappone e in Siria hanno dimostrato come il biochar sia un adeguato vettore per i batteri azotofissatori simbiotici con l'apparato radicale come *Rhizobium*, *Mesorhizobium* e *Bradyrhizobium*. Il biochar può risultare un efficiente sistema di erogazione di inoculo e può anche migliorare i risultati della pratica "bioremediation" nel maggiore assorbimento di inquinanti organici per quei biochar impregnati di batteri selezionati per la loro capacità di degradare inquinanti bersaglio.

4.4 Effetti ammendanti del biochar nel suolo

Come ammendante del suolo, il biochar è, nella maggior parte dei casi, incorporato all'interno del terreno piuttosto che essere aggiunto sulla sua superficie, dove l'erosione del vento e dell'acqua possono trasportare via dal sistema le particelle del composto organico applicato (Glaser et al, 2002).

Cambiamenti fisici del biochar nel suolo

Quando larghi pezzi di biochar sono frammentati in piccole particelle tramite mezzi fisici, espongono maggiormente la loro superficie totale, che è così accessibile ad ulteriori processi

chimici e biologici che possono così ulteriormente agire su queste particelle (Cheng et al, 2006). E' stata identificata una serie di processi come possibili cause di frammentazione delle particelle dei biochar nel suolo.

In ambienti in cui sono presenti elevati gradienti termici e frequenti cicli di gelo e disgelo, larghe particelle di biochar possono essere frammentate dall'intrusione dell'acqua attraverso i suoi pori. Congelandosi e, conseguentemente, aumentando in volume, l'acqua infiltrata provoca elevate pressioni sulle superfici dei pori e nelle fessure di biochar, provocandone così la sua frantumazione.

Sia l'impatto delle gocce di pioggia che l'azione erosiva del vento, possono ridurre le dimensioni delle particelle di biochar di alcune tipologie di biomassa (Skjemstad e Graetz, 2003). Il biochar prodotto da residui vegetali erbacei e dalla vegetazione del sottobosco di aree climatiche quali la savana o le pianure boschive, sono molto sensibili agli impatti fisici rispetto a quei biochar ricavati da biomasse di tipo legnoso (Skjemstad e Graetz, 2003). Quando, però, il biochar viene incorporato come ammendante all'interno del suolo questa tipologia di frammentazione può essere ridotta al minimo.

La disgregazione delle particelle di biochar dovute alla penetrazione di radici e ife fungine potrebbe essere accessibile per quelle particelle che sono frammentate a piccole dimensioni e che poi vengono ulteriormente frammentate da reazioni chimiche e microbiologiche. Money (1995) descrive quale possa essere la significativa forza che le ife fungine possono esercitare sui materiali solidi quando vengono penetrati, attribuendone un incremento del turgore cellulare. Alcuni funghi, come quelle specie appartenenti al genere *Magnaporthe*, possono esercitare una pressione che raggiunge gli 8.0 MPa per penetrare le pareti cellulari. Questo meccanismo probabilmente avviene anche nel suolo colonizzato da funghi già penetrati o derivanti da pezzi di biochar.

Con il bioturbamento, piccoli roditori ed insetti possono attivamente incorporare il biochar all'interno del suolo. I topi, per esempio, possono probabilmente mescolare le particelle di composto ammendante giacente sulla superficie del suolo forestale con gli strati più elevati di questo (Eckmeier et al, 2007). I lombrichi ingeriscono queste particelle (> a 2 mm) (senza digerirle) e le ridistribuiscono all'interno del profilo (concentrati a 0.8 m di profondità) per escrezione o per altre vie (Eckmeier et al, 2007).

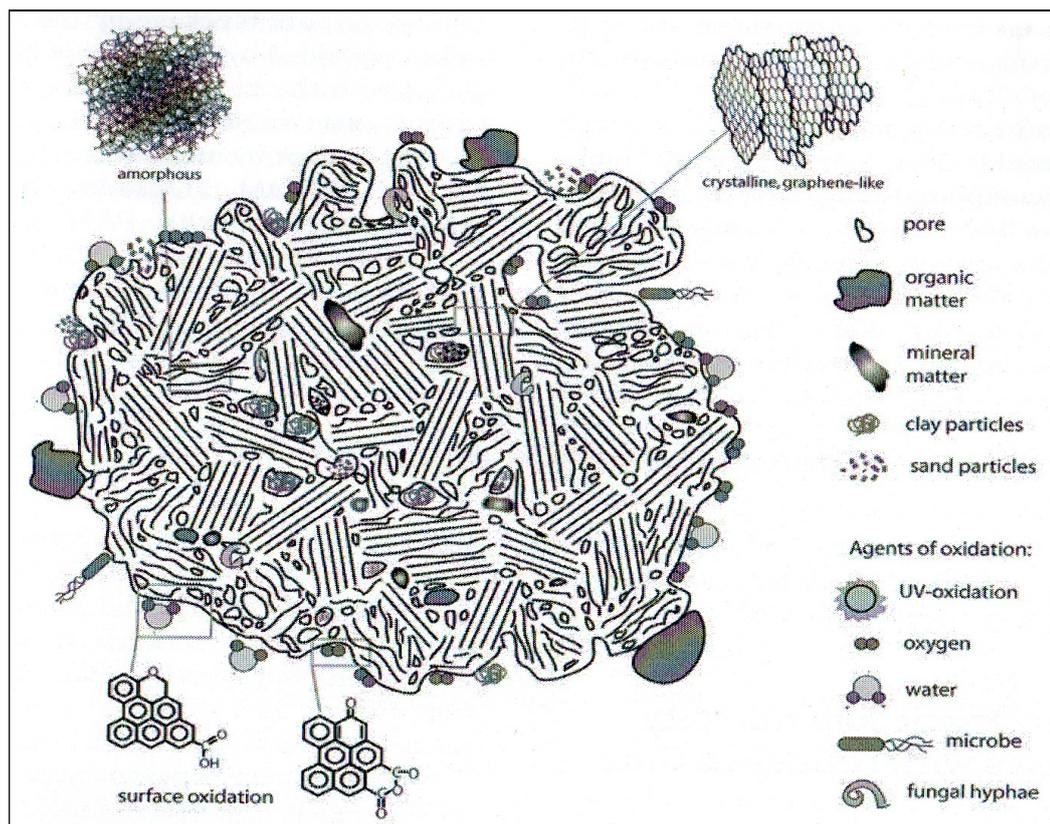


Fig. 4.6 Un modello base della complessa particella di biochar nel suolo, contenente due tipologie di strutture riconoscibili: lembi cristallini simil-grafenici, attorniti da strutture aromatiche amorphe e pori di varia dimensione

I pori del biochar possono essere bloccati da sostanze adsorbite da esso rendendo i pori interni inaccessibili come ulteriori siti di adsorbimento (Warnock et al, 2007). Pignatello et al, (2006) hanno determinato che alcune sostanze umiche con elevati pesi molecolari presenti sulla superficie esterna di un campione di biochar legnoso di consistenza polverulenta, con pori di piccole dimensioni pari a 2 nm, possono bloccare l'accesso dei siti di adsorbimento, in profondità, all'interno dei pori e possono agire come competitori adsorbenti. Gli autori suggeriscono che, nel tempo, il biochar possa disattivarsi quando i suoi pori vengono intasati e la loro capacità di adsorbimento decresce.

Cambiamenti chimici del biochar nel suolo

Il biochar moderno contiene una fase solida cristallina interna composta da cristalli simil-grafene e una fase non organizzata circostante essa (principalmente consistente in gruppi aromatici). Poco dopo la formazione e l'incorporazione nel suolo, le superfici esterne delle particelle del biochar subiscono ossidazioni e interazioni con vari costituenti del suolo. Queste superfici contengono svariati gruppi funzionali (contenenti H e O) che sono esposti per primi ad una rapida ossidazione (Lehmann, 2007). Ossidazioni spontanee di origine

abiotica delle particelle di biochar hanno luogo per chemioassorbimento di O ad elevate temperature.

Ciò porterebbe alla produzione di strutture aril-carboniliche (Skjemstad et al, 1999). Con l'incremento di gruppi funzionali acidi, il biochar può diventare molto idrofilo e migliorare ulteriormente gli effetti fisici, chimici e biologici apportati dagli agenti atmosferici, come la frammentazione in piccole particelle, la lisciviazione di esso lungo i profili del suolo, la formazione di C organico disciolto.

Il biochar è costituito spesso da una quantità in C > 70 %, ma contiene anche altri elementi (O, H, N, P, S, Si, cationi basici e metalli pesanti) in maniera variamente ampia. Lo sviluppo di gruppi funzionali non aromatici, inizialmente, avviene sulla superficie del biochar. Ciò dà come risultato un cambio nella composizione elementare delle particelle di biochar attraverso un incremento delle proporzioni di elementi, principalmente in O e H (Cheng et al, 2008).

Le interazioni minerali (formazione di complessi organo-minerali) possono far diminuire l'ossidazione e la degradazione di particelle del biochar e favorire tempi di residenza medio-lunghi di questo nel suolo (Brodowski et al, 2006).

Modifiche del biochar apportate dalla componente biotica del terreno ed effetti del biochar sulla sua attività

Nella terra nera Amazzone, ricca in biochar e in attività della comunità microbica, la biomassa e la composizione sono significativamente differenti da quella dei suoli adiacenti, fortemente alterati dall'ambiente caldo-umido del bacino del rio delle Amazzoni (Thies e Suzuki, 2003). Diversi ricercatori hanno dimostrato che questi suoli di origine antropica possiedono un'elevata quantità in biomassa microbica ed una abbondanza di batteri e funghi coltivabili, ma anche da una significativamente bassa attività respiratoria e una elevata efficienza metabolica (Liang, 2008).

Indipendentemente dall'età del sito campione, l'attività microbica delle terre nere Amazzoni, rispetto a qualsiasi suolo adiacente povero in biochar, possedeva un quantitativo di emissione di CO₂ inferiore dal 61 % all'80 %. Tuttavia, la biomassa microbica presente nella Terra Preta era dal 43 % al 125 % maggiore rispetto ai suoli circostanti. Così, il quoziente metabolico (rapporto tra C trasformato in CO₂/C della biomassa microbica) era significativamente più basso nella Terra Preta, indicando la presenza di una elevata efficienza metabolica delle comunità microbiche.

Il decremento dell'attività respiratoria osservata, in risposta alle aggiunte del biochar, potrebbe indicare che il nostro composto ammendante sia inibito dai suoi microrganismi colonizzatori, cambiando il rapporto tra batteri/funghi (o la struttura della popolazione), aumentando l'efficienza dell'uso del C e diminuendo l'abbondanza della popolazione o alcune combinazioni di queste risposte. I cambiamenti possono anche risultare dal chemioassorbimento della CO₂ respirata sulla superficie del biochar.

La presenza del biochar nel suolo aumenta l'adsorbimento del C organico disciolto, dei nutrienti inorganici e di svariati gas, oltre a composti potenzialmente tossici, come pesticidi, metalli pesanti e metaboliti secondari, tutti i quali possono influenzare la quantità, la diversità e l'attività degli organismi nel suolo. Wardle et al, (1998), hanno scoperto che il biochar agisce nell'adsorbimento di metaboliti secondari e di fenoli che sono prodotti dalla decomposizione di vegetazione data da specie prevalentemente facenti parte della famiglia delle Ericacee, con la netta risultante di incrementare la disponibilità di nutrienti nel suolo.

L'adsorbimento sia di substrati che di microrganismi sulla superficie del biochar, può portare alla presenza di un alta concentrazione di composti nutritivi vicino alle cellule batteriche e, pertanto, può facilitare il microrganismo nelle sue attività interagenti con i substrati (Ortega-Calvo e Saiz-Jimenez, 1998).

Considerando la complessità delle interazioni tra il biochar, i nutrienti inorganici, i minerali e i microrganismi del suolo, molte questioni rimangono ancora insolte per quanto riguarda i meccanismi che governano gli effetti diretti del biochar sugli organismi del suolo (per esempio, le interazioni superficiali con le pareti cellulari dei batteri) e gli effetti indiretti che possono risultare dai cambiamenti nell'adsorbimento di materia organica, nutrienti e argille o altri minerali.

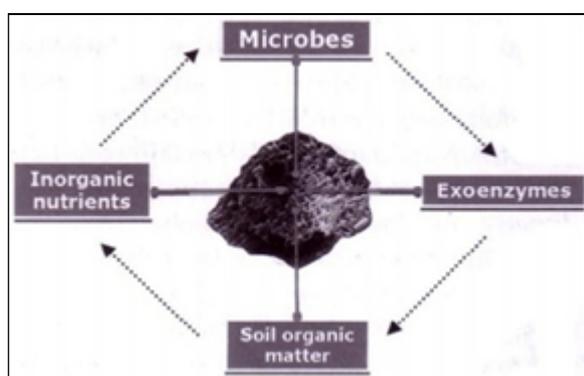


Fig. 4.7 Interazioni tra i vari elementi che permettono la disponibilità di C, l'energia e i nutrienti per la colonizzazione dei microrganismi

La comunità biologica del suolo è costituita da un complesso assembramento di organismi, facenti parte di diversi taxa quali: Bacteria, Archaea, Fungi, Algae, Protozoa, Nematoda,

Atropoda e da una diversità di ulteriori invertebrati e vertebrati. Le interazioni tra i membri di queste popolazioni con le proprietà chimiche e fisiche del suolo determinano, in generale, le funzioni e la riproduttività dell'ecosistema. Le caratteristiche fisico-chimiche dei differenti biochar aggiungono un ulteriore livello di complessità nella rete di interazioni trofiche del suolo per l'alterazione della disponibilità di materia organica solubile sottoforma di molecole (substrati), nutrienti minerali, pH, aggregazione del suolo e attività di enzimi extracellulari, e, così il biochar influenza la diversità, l'abbondanza e la distribuzione delle comunità microbiche associate.

Grossman et al, hanno comparato la composizione della comunità microbica tra i Terra Preta do indio e gli Oxisols presenti in alcuni ambienti della foresta Amazzonica. Le comunità microbiche della terra petra erano simili tra loro, indipendentemente dal sito in cui veniva fatto il campionamento, e queste comunità erano distinte da quelle dei suoli adiacenti. La comunità degli Archaea nei suoli adiacenti divergeva per oltre il 90% da quelle che caratterizzavano il suolo antropico. Chiaramente, i fattori comuni delle terre nere Amazzoni erano fortemente guidati dalla composizione della comunità microbica, a loro volta variabili con la tipologia di suolo, la profondità del campionamento o l'uso del suolo, fattori che normalmente influenzano fortemente la composizione della comunità microbica nei suoli senza biochar.

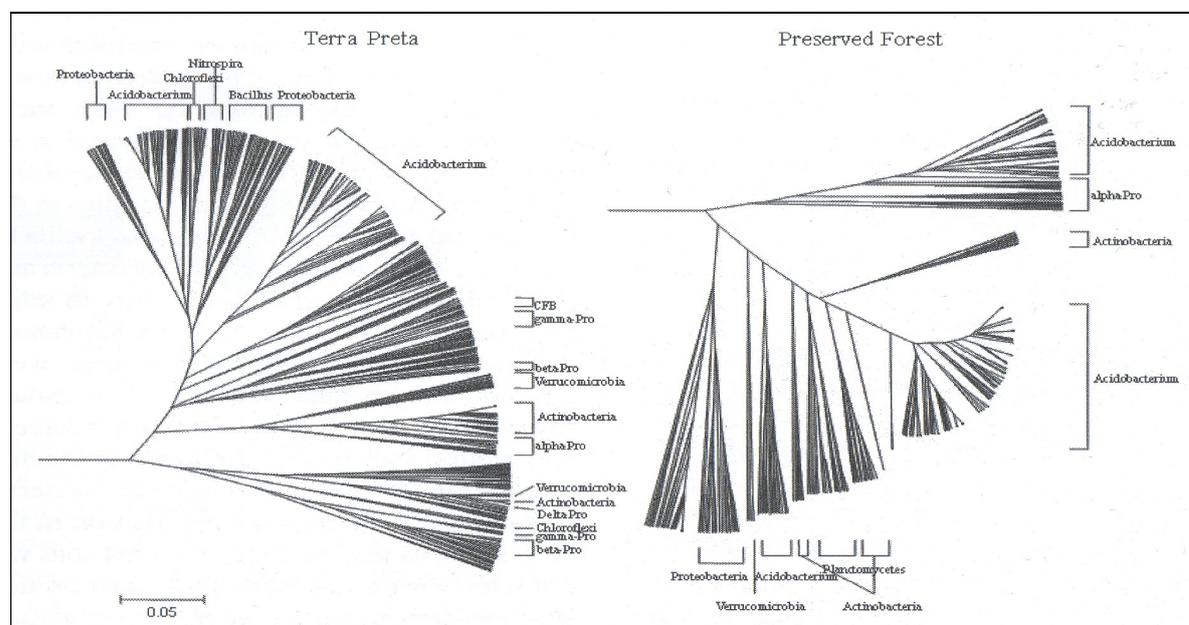


Fig. 4.8 Analisi dei gruppi tassonomici di sequenze geniche 16S rRNA di Terra Preta Amazzone e di un suolo forestale incontaminato presente nel bacino del Rio delle Amazzoni.

L'uso del biochar come ammendante del suolo, può potenzialmente avere differenti effetti sui batteri N-fissatori (diazotrofi), nella nodulazione radicale e nella fissazione di N_2 . I diazotrofi che fissano N_2 sono batteri che vivono liberamente nel suolo (come *Azotobacter sp* o *Azospirillum sp*) o come simbionti in associazione con varie piante, come i rizobi che formano noduli fissatori di N_2 nelle radici delle leguminose e le associazioni attinomicorrize di *Frankia sp* con radici di varie specie arboree.

Per i diazotrofi che vivono liberamente, i fini pori del biochar creano un habitat, dove sono probabilmente ridotte le quantità di O_2 . Se il Fe e il Mn sono disponibili in quantità sufficienti, la fissazione dell' N_2 atmosferico potrebbe aumentare la competitività tra organismi all'interno dell'ambiente del biochar e, così, la loro differente presenza al suo interno nella comunità del suolo.

Per i simbionti, come i rizobi, la disponibilità di diverse forme di N può fortemente influenzare la nodulazione e la conseguente N-fissazione, poichè i legumi assorbono preferibilmente azoto inorganico dalla soluzione circolante. Il basso contenuto in azoto della maggior parte dei biochar e lo scambio di NH_4^+ tra la superficie del biochar e la soluzione del suolo, probabilmente sono capaci di modificare la disponibilità di azoto nelle radici delle piante e possono stimolare la nodulazione e la fissazione di N_2 nei legumi e nelle piante attinomicorriziche.

Effetti del biochar sulle trasformazioni dei nutrienti nel suolo

L'applicazione del biochar nel suolo influenza direttamente la trasformazione dell'azoto (N), in special modo in quei suoli forestali ricchi in residui fenolici, a prescindere dal fatto che questi si trovino in zone climatiche temperate (MacKenzie e DeLuca, 2006) o boreali (Berglund et al, 2004). Applicando il biochar su suoli forestali, insieme a fertilizzanti naturali o di sintesi, si è visto che si ha la presenza di un incremento della biodisponibilità e di assorbimento da parte delle piante di elementi quali: fosforo (P), metalli alcalini e altre tracce di metalli di natura diversa (Steiner et al, 2007). I meccanismi che comportano questi incrementi, tuttavia, devono ancora essere effettivamente chiariti.

Come abbiamo già visto, le immissioni di biochar nel terreno stimolano le simbiosi tra piante e micorrize (Saito, 1990) e, nei suoli forestali, influenzano la solubilità del P (Gundale e DeLuca, 2007) ed è probabile che siano le simbiosi fungine il motivo diretto dell'aumento di assorbimento, da parte delle piante, di questo elemento nutritivo essenziale. L'influenza del biochar sulle trasformazioni che riguardano invece lo zolfo (S), non sono particolarmente rilevanti. Tuttavia, le applicazioni dell'ammendante oggetto di tesi all'interno di terreni

agricoli arricchiti in letame, potrebbero avere un certo effetto sulle trasformazioni sia del P che dello S. Difatti, la mediazione nel riciclo dei nutrienti da parte del biochar all'interno del suolo, possiede significative implicazioni quando questo aumenta la stabilizzazione delle fonti dei nutrienti organici (Glaser et al, 2001) e riduce le perdite di nutrienti per lisciviazione (Lehmann et al, 2003).

Effetti del biochar sulla lisciviazione dei nutrienti

Il biochar riesce a far diminuire la lisciviazione dei nutrienti sia all'interno della sua struttura (Dünisch et al, 2007), che dopo essere stato applicato al suolo (Lehmann et al, 2003).

La capacità di ritenzione idrica nel suolo è parzialmente dovuta al contenuto di materia organica presente in esso e, in genere, gli ammendanti organici incrementano la capacità di ritenzione idrica nel suolo. Alcune sostanze umiche derivate dalla degradazione biologica del carbone riescono ad incrementare la capacità idrica e la stabilità degli aggregati di suoli degradati (Piccolo et al, 1996). Prove empiriche suggeriscono che i suoli sabbiosi ammendati con il biochar possono incrementare il contenuto di acqua, mentre si ha l'effetto contrario in suoli argillosi. Svitati lavori che prevedevano l'utilizzo di lisimetri applicati in suoli argillosi presenti in Amazzonia, ammendati con biochar, mostravano che la percolazione delle acque era relativa alla crescita della coltura: poca quantità di acqua percolata da una mistura di suolo/biochar rispetto ad un suolo puro, coincideva con un incremento della crescita delle colture quando era stato aggiunto il biochar (Lehmann et al, 2003). Questo indica che, in suoli argillosi, il biochar può indirettamente ridurre la mobilità dell'acqua attraverso l'incremento della quantità di biomassa prodotta dalla pianta e dalla superficie di acqua evaporata. Nei terreni sabbiosi, invece, questo meccanismo può essere integrato dalla ritenzione di acqua attuata direttamente dal biochar.

Da come possiamo notare nella figura sottostante, si presume che il biochar possa agire in 4 vie differenti per diminuire la lisciviazione delle sostanze nutritive:

- 1) L'applicazione del biochar al suolo incrementa la capacità di ritenzione idrica a causa del fatto che le particelle porose dell'ammendate trattengono l'acqua al loro interno e riducono così la sua mobilità;
- 2) Anche in seguito a fenomeni di disgregazione, la struttura del suolo è migliorata per il fatto che il biochar si lega ad altre componenti del terreno, così, avviene la formazione di maggiori flussi di acqua all'interno del suolo come pure un trasporto maggiormente facilitato di particelle di biochar (3);

- 4) Su scala piccola, l'applicazione di biochar fresco adsorbe nutrienti di natura organica idrofoba; e
- 5) Sempre a seguito di disgregazione, la carica superficiale del biochar aumenta, così migliorando la CSC e avvantaggiando la colonizzazione dei microrganismi al suo interno.

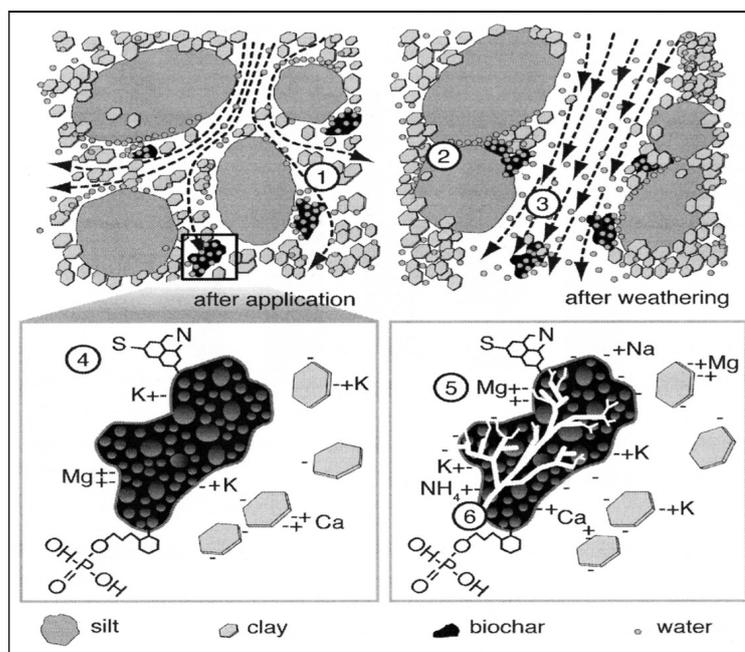


Fig. 4.9 Rappresentazione schematica degli effetti apportati dal biochar sulla lisciviazione dei nutrienti.

Effetto del biochar sull'attività enzimatica del suolo

Data l'organizzazione strutturale, la composizione chimica e le modalità con cui il biochar è in grado di influenzare la comunità biotica del suolo, molti autori si sono interrogati circa l'influenza del biochar su l'attività enzimatica del terreno.

Diverse ricerche hanno dimostrato che il biochar può stimolare sensibilmente, sia in maniera positiva che negativa, le attività biologiche del terreno, soprattutto nel breve e medio periodo. Bailey et al (2011) hanno compiuto una serie di test su quattro enzimi comunemente riscontrabili nel suolo (B-glucosidasi, B-N-acetylglucosaminidasi, lipasi e leucina aminopeptidasi) per determinare se il biochar varia consistentemente il chimismo che comporta la produzione e reazione di questi enzimi. Il gruppo di Bailey ha concluso che gli effetti del biochar sull'attività enzimatica nel suolo sono altamente variabili: comparando i terreni ammendati con biochar e il terreno campione, hanno visto che passati sette giorni dall'immissione del biochar nei suoli alcuni avevano una maggiore concentrazione in leucina aminopeptidasi pari a 0.2 volte rispetto al suolo non ammendato e una maggiore concentrazione di B-glucosidasi pari a 7 volte rispetto al suolo non ammendato. Il biochar

può stimolare l'attività della comunità microbica nel breve tempo (Kolb et al. 2009) e, quindi, incrementare l'attività enzimatica ma, come nel caso della lipasi e della leucina aminopeptidasi, può anche diminuirne il contenuto. Ciò è dato, probabilmente, dal fatto che il biochar potrebbe bloccare o annullarne l'effetto o il substrato.

Non tutti i biochar si comportano nel solito modo per quanto riguarda l'attività enzimatica; ciò dipende dalla materia prima, dal metodo di produzione, dal suolo e dalle caratteristiche del biochar stesso (pH, porosità, cariche superficiali, ecc...) (Kuzyakov et al 2009, Kolb et al 2009, Amonette et al 2009, Brewer et al 2009, Gaskin et al 2009).

Altri studi sottolineano l'elevata capacità di stimolo del biochar. Jindo et al (2012) hanno visto incrementi del 30 – 40% nella concentrazione di ureasi, fosfatasi e polifenolossidasi in biochar miscelato a compost da residui organici (pollina e altri rifiuti organici) sebbene riscontrassero un contenuto in biomassa microbica non elevato.

Jin, (2010) ha evidenziato l'elevato incremento della fosfatasi alcalina pari al 615% rispetto al controllo così come dell'aminopeptidasi pari al 15% (Bailey et al., 2011). Ciò è in contrasto con il decremento della concentrazione di cellobiosidasi e di glucosidasi riscontrato sempre da Jin (2010). Probabilmente le piante quando assorbono N e P e, quindi, incrementano la biomassa radicale andando a colonizzare le particelle di biochar, vanno a stimolare la produzione di enzimi che mineralizzano molecole N- e P-organiche. Tuttavia, è stato visto che l'attività dell'B-N-acetylglucosaminidasi decrementa anche in assenza delle radici. Il biochar potrebbe, quindi, indurre delle modifiche nella comunità batterica come accade in presenza dell'apparato radicale delle piante ma in maniera più ampia rispetto all'apparato radicale delle piante.

Altri studi indicano un decremento dell'attività enzimatica. Chintala et al (2014) hanno osservato che terreni ammendati con biochar prodotti da matrici diverse (*Zea mays* L., *Panicum virgatum* L. e *Pinus ponderosa* Lawson) apportavano decrementi in alcune attività enzimatiche come l'esterasi (fluorescein diacetate hydrolasi, FDA), deidrogenasi, B-glucosidasi, proteasi e arylsolfatasi. Difatti, in funzione della tipologia di suolo ammendato e delle quantità immesse (10 e 50 g · kg⁻¹ di suolo), la FDA aveva decrementi tra il 28 e il 20%; la deidrogenasi tra il 42 al 28%. E' da segnalare che, comunque, nel momento in cui i terreni oggetto di prova venivano ulteriormente ammendati con sostanza organica varia, i parametri di FDA e di deidrogenasi ritornavano ad essere pari, se non superiori (1.5 – 2 volte) rispetto al terreno controllo.

Per quanto riguarda B-glucosidasi, il gruppo di ricerca ha riscontrato un decremento di circa il 15%, dovuto probabilmente all'affinità della superficie del biochar con substrati carboniosi

disponibili, che li rende non disponibili per i processi di mineralizzazione dell'attività microbica; l'attività proteasica era ridotta anche del 40% rispetto al controllo. Quest'ultimo decremento è probabilmente dovuto al decremento di disponibilità di N minerale dato, per esempio, da un rapporto C/N troppo elevato presente nella biomassa del suolo. Per quanto riguarda l'arylsolfatasi, l'incorporazione dei vari biochar nei suoli non dava particolari cambiamenti nella sua attività. Anche Zhang et al (2014) hanno riscontrato delle differenze poco significative per quanto riguarda l'incremento dell'arylsolfatasi, così come Paz-Ferreiro et al (2012) e Yoo e Kang (2012), sebbene le loro sperimentazioni prevedessero dei tempi piuttosto lunghi (8 e 10 settimane) o condizioni ambientali promotrici dell'attività microbica (incubazione).

Probabilmente questi fenomeni di decremento dell'attività enzimatica sono legati alla riduzione della mineralizzazione del C e dell'N durante il periodo di incubazione. Inoltre, la mineralizzazione e l'attività microbica ed enzimatica dipendono dai valori di C/N e C/S degli ammendanti, oltre alle caratteristiche intrinseche del suolo. Inoltre, probabilmente la correlazione negativa tra biochar e proprietà microbiche possono essere date dal sequestro, da parte del biochar, di substrati degradabili.

4.5 Sinergismo tra biochar e compost

Effetti sul processo di compostaggio

Il co-compostaggio del biochar con materiale organico fresco presenta caratteristiche diverse rispetto alla semplice miscelazione compost biochar. Difatti, per portare alcuni esempi, è stato visto che il biochar, all'interno del processo di compostaggio della sostanza organica, va a incrementare l'efficienza d'uso dei nutrienti, si attiva biologicamente e incrementa il potenziale di sequestro del C. Tutto ciò avviene in modo assai più evidente rispetto alla semplice miscelazione compost/biochar.

Durante il processo di compostaggio si ha una parziale degradazione del biochar sebbene sia un materiale assai più stabile rispetto ad altri ammendanti. Kuzyakov et al (2009) afferma che incrementano i tassi di decomposizione del biochar e Nguyen et al. (2010) affermano che le elevate temperature del processo incrementano la sua ossidazione e, quindi, la decomposizione. Ciò va così ad incrementare la capacità del biochar nell'adsorbire nutrienti, sostanze minerali e sostanza organica disciolta nel mezzo.

Il biochar incrementa la disponibilità di ossigeno e i tassi di umidità del compost e stimola la crescita della biomassa microbica e i tassi di respirazione (Steiner et al., 2011). Tramite la

sua struttura porosa incrementa la diversificazione degli habitat per le varie specie microbiche che si alternano durante le fasi del compostaggio.

Priming effect e sequestro di C

Il biochar può causare un effetto priming effect positivo della sostanza organica dovuto alla sua elevata superficie specifica in grado di accogliere un'enorme quantità di microrganismi e alla capacità di immettere, nel suolo, un parziale contenuto di substrati carboniosi facilmente degradabili (i condensati). D'altra parte, il biochar è un composto molto stabile che riesce a stabilizzare elevate concentrazioni di C organico e a evitarne così il loro priming effect negativo.

E' stato visto che il biochar causa un significativo priming effect positivo su i composti organici quando si trova a basse concentrazioni sul totale (fino all'1% in peso) mentre, a concentrazioni più elevate (50% in peso) si ha un priming effect di tipo negativo (Erben, 2011). Perciò, possono essere osservati dei benefit sinergici per il sequestro di C quando il biochar è compostato insieme alla materia organica ma solo quando è in percentuali minime rispetto ad essa.

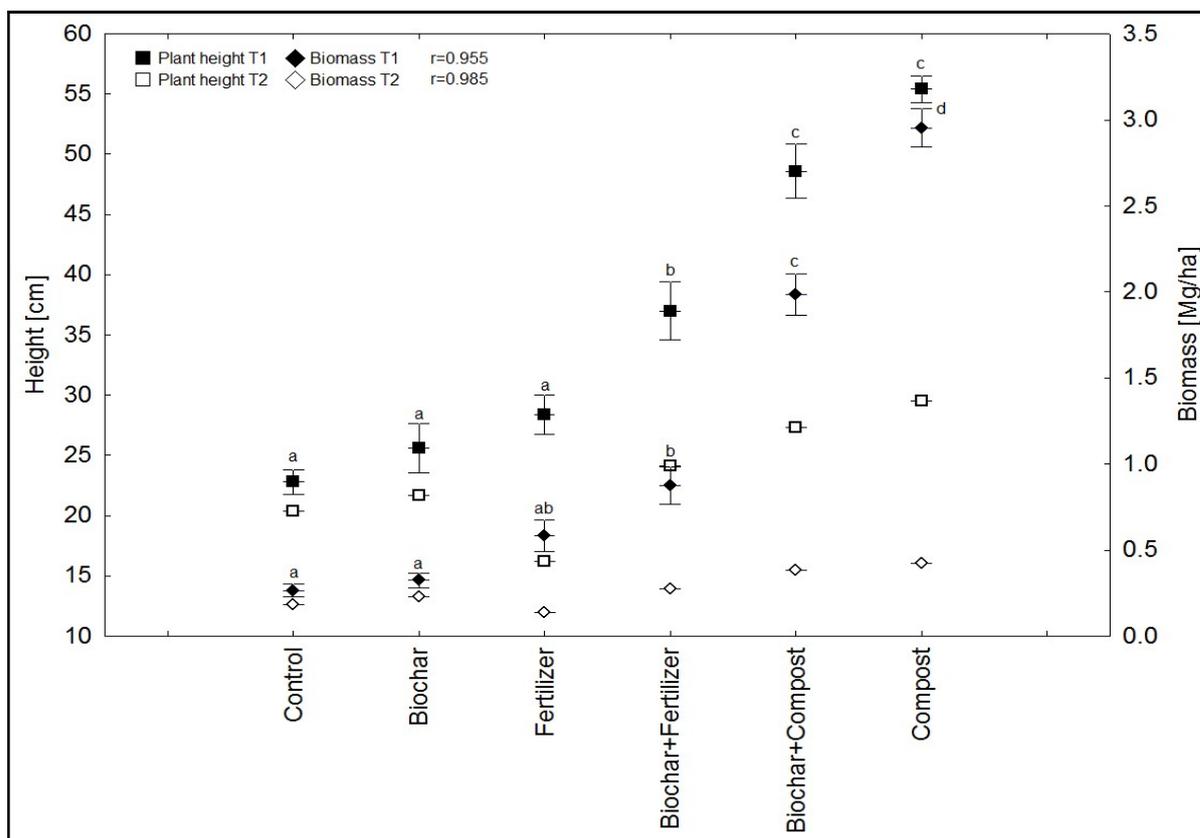
Sinergismo per la fertilità del suolo e la crescita delle piante

La combinazione del biochar con fertilizzanti organici e inorganici è chiaramente vantaggiosa sia per l'incremento delle sue proprietà fertilizzanti. Le piante incrementano il loro tasso di crescita in maniera significativa dopo l'aggiunta di biochar nel terreno. Sebbene sia risaputo che il compost ha capacità ammendanti molto elevate, con performance importanti, la miscela compost/biochar sta dimostrando, in letteratura, di avere delle ottime potenzialità di performance.

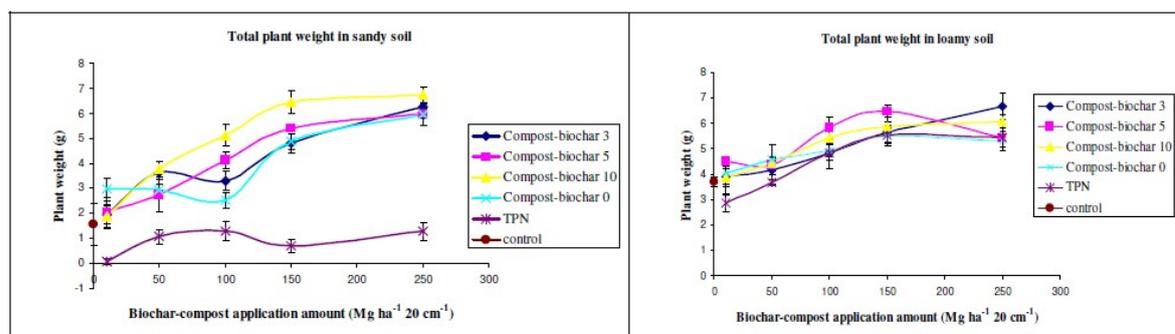
In letteratura è stato visto che per avere dei risultati soddisfacenti di sinergismo, durante le fasi compostaggio, tra biochar e compost è necessario che siano in percentuali piuttosto elevate (50% in peso). Da ciò, è auspicabile che, nel lungo periodo, il compost sia mineralizzato molto più velocemente rispetto al biochar o a miscele di compost/biochar. Schulz e Glaser (2011) hanno visto che la ritenzione di fertilizzanti minerali era significativamente più efficiente quando il biochar era presente sebbene questo non aumentasse particolarmente la capacità di scambio cationico.

A titolo di esempio viene riportato un esperimento in serra su terreno sabbioso e clima temperato, dove la crescita delle piante (e così la fertilità del suolo) incrementavano generalmente quando venivano apportati ammendanti. Ovviamente questo effetto è molto

pronunciato in suoli sabbiosi dato il loro povero contenuto in sostanze nutritive. E' tuttavia interessante notare che, a un certo tasso di applicazione, si ha un effetto sinergico tra biochar e compost. Questo è ancor più interessante se si pensa che il i tassi di applicazione del biochar sono relativamente bassi con un massimo di 10 kg di biochar per tonnellata di materiale compostato.



Nello schema: Risultati di due raccolti consecutivi di *Avena sativa* su terreno sabbioso ammendati con diversi materiali. Le prove sono: controllo (solo irrigazione); fertilizzante minerale ($111.5 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$, $111.5 \text{ kg P} \cdot \text{ha}^{-1}$, $111.5 \text{ kg K} \cdot \text{ha}^{-1}$); compost (5% in peso); biochar (5% in peso); biochar (5% in peso) più fertilizzante minerale ($111.55 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$, $111.5 \text{ kg P} \cdot \text{ha}^{-1}$, $82.9 \text{ kg K} \cdot \text{ha}^{-1}$); e biochar (2.5% in peso) più compost (2.5% in peso) (Schulz e Glaser, 2011)



Nella figura: Risultati di una coltura di *Avena sativa* coltivata su terreno sabbioso (sinistra) e argilloso (destra) con dosi di miscela compost/biochar crescenti (3, 5, 10 kg di biochar per tonnellata di compost) comparati con controllo (suolo senza ammendanti) e un prodotto commerciale contenente biochar.

Parte sperimentale

5.1 Scopo della tesi

In laboratorio sono stati creati dei microcosmi costituiti da un suolo agrario ammendato con compost verde, vermicompost e biochar, e altre due combinazioni tra biochar e gli altri ammendanti (biochar + compost verde e biochar + vermicompost) per valutare un eventuale effetto sinergico. La prova è stata protratta per un anno con periodici campionamenti, a temperatura ambiente e mantenendo una umidità costante (50% della capacità idrica massima) ottimale per tutte le attività biologiche. Sono stati monitorati pH, carbonio organico e solubile, azoto nitrico e ammoniacale, fosforo assimilabile, potassio scambiabile, respirazione basale, biomassa microbica, attività idrolitica totale, fosfatasi e deidrogenasi.

Gli scopi di questa tesi sperimentale sono molteplici. In primo luogo si vuole analizzare le variazioni dei parametri chimici e biochimici che vengono apportate dal biochar quando un certo quantitativo in peso (2.5%) viene immesso nel terreno per un periodo piuttosto lungo, pari a un anno, con campionamenti periodici durante tutta la durata della sperimentazione. In secondo luogo, si vogliono comparare i risultati dei parametri analizzati con altre due prove del solito terreno ammendate con compost verde e vermicompost in pari quantitativo (2.5%). Infine, analizzare i parametri sopracitati in altre due prove del solito terreno, una ammendata con una miscela di biochar e compost verde e una seconda con una miscela di biochar e vermicompost. La dose delle miscele è pari al 5% in peso (2.5% per materiale ammendante) per comprendere se sono presenti delle influenze sostanziali, positive o negative, sulle modifiche dei parametri di fertilità del terreno apportate dagli ammendati organici dovuti alla presenza del biochar.

5.2 Materiali e metodi

Lo studio è stato realizzato presso i laboratori della sezione di Chimica del Suolo del Dipartimento di Scienze Agrarie, Alimentari e Agro-ambientali dell'Università di Pisa.

E' stato raccolto un campione di suolo di peso pari a 15 kg presso il centro interdipartimentale "E. Avanzi" a San Piero a Grado (PI), con coordinate 43°40'1.48"N 10°18'42.56"E. Sul terreno, al momento del campionamento, era presente una coltivazione di trifoglio pratense. La zona è caratterizzata da un clima di tipo mediterraneo.

Il campionamento, effettuato nella prima decade di marzo 2014, ha interessato i primi 20 cm del profilo del suolo nei vari punti di prelievo. I subcampioni sono stati miscelati insieme, in modo tale da costituire un unico campione con caratteristiche omogenee, rappresentativo di tutta l'area di prelievo.

Il campione di terreno, una volta essiccato all'aria, è stato poi frantumato tramite mortaio e pestello e setacciato a 2 mm, in modo tale da costituire un campione caratterizzato da dimensioni particellari adeguate per la costituzione delle prove e per poter essere oggetto delle analisi chimico biologiche effettuate tutte sulla cosiddetta "terra fine".

La sperimentazione ha avuto durata pari ad un anno, con la creazione dei microcosmi in data 09/09/2014. Le prove erano costituite da una definita quantità di suolo, ammendato o meno, posto all'interno di sottovasi in plastica e ricoperti da una pellicola per alimenti per evitare l'eccessiva evaporazione del contenuto in acqua dei campioni. In dettaglio, i trattamenti erano costituiti da un quantitativo costante di suolo pari a 2000 g e una miscela di biochar e compost o vermicompost come riportato nella tabella sottostante:

Trattamento	Suolo (g)	Biochar (% in peso)	Compost verde (% in peso)	Vermicompost (% in peso)
<i>Controllo (S)</i>	2000	-	-	-
<i>Biochar (B)</i>	2000	2.5	-	-
<i>Compost verde (C)</i>	2000	-	2.5	-
<i>Vermicompost (V)</i>	2000	-	-	2.5
<i>Biochar e Compost verde (BC)</i>	2000	2.5	2.5	-
<i>Biochar e Vermicompost (BV)</i>	2000	2.5	-	2.5

Per ogni prova sono state costituite tre repliche. In totale i microcosmi, quindi, erano in numero pari a 18.

Le prove sono state poste in ambiente di laboratorio con condizioni di temperatura tra i 18 e i 26°C circa e con umidità dei campioni controllata. Per quanto concerne l'umidità, infatti, questa veniva mantenuta a livello tale da rappresentare la condizione maggiormente adeguata per le attività metaboliche della biomassa microbica del suolo. Per definire questo parametro è stata rilevata la capacità idrica massima (CIM) del suolo in esame che, con l'aggiunta degli

ammendanti, variava in funzione del loro influsso sulle caratteristiche strutturali che determinano la capacità di ritenzione idrica.

Trattamenti	CIM (%)
<i>Controllo (S)</i>	40
<i>Biochar (B)</i>	42
<i>Compost verde (C)</i>	41
<i>Vermicompost (V)</i>	40
<i>Biochar e Compost verde (BC)</i>	44
<i>Biochar e Vermicompost (BV)</i>	43

Per ottenere l'optimum di umidità ambientale per i microrganismi presenti nelle prove, studi di laboratorio indicano che ciò si raggiunge quando la CIM del campione è pari a metà del valore massimo. A titolo di esempio, il campione controllo (solo suolo) avendo una CIM pari a 40 % deve essere, inizialmente, portato a 20 % tramite l'immissione di 20 ml in 100 g di suolo. Nella tabella sottostante viene riportato il contenuto in acqua aggiunto:

Trattamento	Quantità di campione (g)	CIM (%)	Quantità di acqua da immettere (ml)
<i>Controllo (S)</i>	1000	40	200
<i>Biochar (B)</i>	1000	42	210
<i>Compost verde (C)</i>	1000	41	205
<i>Vermicompost (V)</i>	1000	40	200
<i>Biochar e Compost verde (BC)</i>	1000	44	220
<i>Biochar e Vermicompost (BV)</i>	1000	43	215

Essendo il campione pari a 2000 g, il quantitativo di acqua da immettere risultava il doppio di quanto indicato in tabella. Una volta portate alla giusta CIM, le prove sono state pesate e,

in funzione del peso, periodicamente riportate al tenore di umidità ottimale tramite l'aggiunta di acqua deionizzata.

I campionamenti, effettuati a 15, 30, 60, 120, 180 e 360 giorni, hanno portato alla formazione di sei tempi durante tutto l'arco della sperimentazione pari a un anno (14/09/2014 – 14/09/2015). Nella tabella sottostante viene riportata la data dei singoli campionamenti.

Prelievo	Data
<i>1° Prelievo</i>	24/09/2014
<i>2° Prelievo</i>	09/10/2014
<i>3° Prelievo</i>	09/11/2014
<i>4° Prelievo</i>	09/12/2014
<i>5° Prelievo</i>	09/03/2015
<i>6° Prelievo</i>	09/09/2015

Caratteristiche del suolo oggetto di analisi

Il suolo oggetto di tesi possiede una tessitura di tipo Franco – Sabbioso, con un quantitativo di sabbia pari al 73.3 %, limo pari al 12.2 % e argilla pari al 14.5%.

In tabella vengono riportate le analisi chimiche del suolo utilizzato.

Parametro	Unità di misura	Dato
<i>pH</i>		8.2
<i>Calcare</i>	%	7.7
<i>C organico</i>	%	1.42
<i>N totale</i>	mg · g ⁻¹	1.30
<i>Rapporto C/N</i>		10.9
<i>P assimilabile</i>	µg · g ⁻¹	40

<i>K scambiabile</i>	$\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$	350
<i>Capacità di Scambio Cationico</i>	$\text{Cmoli}(+) \cdot \text{kg}^{-1}$	12.1
<i>Capacità Idrica Massima</i>	%	40

Il biochar utilizzato è stato fornito dal CNR IBIMET di Firenze. E' stato prodotto con un processo di pirolisi lenta ad una temperatura pari a 550°C e deriva da potature di alberi da frutto. In tabella vengono riportate le analisi chimiche preliminari del composto carbonioso.

Parametro	Unità di misura	Dato
<i>pH</i>		10.2
<i>C organico</i>	%	86.0
<i>Carbonati</i>	%	12.7
<i>N totale</i>	$\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$	4.8
<i>Rapporto C/N</i>		179
<i>P assimilabile</i>	$\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$	443
<i>K scambiabile</i>	$\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$	12.5
<i>C organico disciolto (DOC)</i>	$\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$	2.2
<i>N – NO₃⁻</i>	$\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$	440

Il compost verde (o Ammendante Compostato Verde) utilizzato è stato prodotto nello stabilimento della “CERMEC” di Massa (MS). In tabella vengono riportate le analisi chimiche preliminari dell’ammendante compostato.

Parametro	Unità di misura	Dato
<i>pH</i>		8.5
<i>C organico</i>	%	30.0
<i>Carbonati</i>	%	22.8
<i>N totale</i>	%	2.5
<i>Rapporto C/N</i>		12
<i>P assimilabile</i>	$\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$	452
<i>K scambiabile</i>	$\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$	11.2

Il vermicompost utilizzato è stato prodotto presso la società semplice agricola “Centro di Lombricoltura Toscano” localizzato in San Giuliano Terme (Pi). In tabella, vengono riportate le analisi chimiche preliminari dell’humus di lombrico.

Parametro	Unità di misura	Dato
<i>pH</i>		7.1
<i>C organico</i>	%	27.0
<i>Carbonati</i>	%	10.5
<i>N totale</i>	%	1.9
<i>Rapporto C/N</i>		14
<i>P assimilabile</i>	$\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$	349
<i>K scambiabile</i>	$\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$	10.7

Metodi d’analisi

Le analisi che sono state effettuate sui prelievi riguardano parametri di fertilità del suolo sia a livello chimico sia biochimico. Per ogni prelievo è stato analizzato:

- pH

- Capacità di scambio cationico
- Carbonio organico
- Carbonio organico disciolto (DOC)
- Azoto nitrico
- Azoto ammoniacale
- Fosforo assimilabile
- Potassio scambiabile
- Idrolisi del fluorescein diacetato (FDA)
- Deidrogenasi
- Fosfatasi
- Biomassa

Inoltre sono state organizzate due prove di respirazione del suolo, come vedremo in dettaglio nel paragrafo dedicato.

pH

Per determinare il pH sono stati prelevati 10 g di suolo, posti in un becker e addizionati con 25 ml di acqua (rapporto 1:2,5). Dopo aver agitato meccanicamente per 15 minuti, la soluzione è stata lasciata sedimentare per 30 minuti. Al termine, il pH è stato determinato tramite pH-metro immergendo l'elettrodo nella sospensione.

Capacità di scambio cationico (CSC)

Lo scambio tra suolo e soluzione scambiante viene effettuato prima per agitazione e successivamente per lisciviazione. Sono stati posti in tubo da centrifuga 2 g di campione con 25 ml di soluzione di BaCl₂. I campioni sono stati agitati e centrifugati per 10 minuti. Dopo la centrifugazione, è stata eliminata la soluzione di BaCl₂ e sono stati aggiunti 25 ml di MgSO₄. I campioni sono stati nuovamente agitati e centrifugati per 10 minuti. Al termine, sono stati prelevati 10 ml della soluzione e messi in una beuta da 250 ml con 100 ml di acqua distillata e 10 ml di indicatore. La soluzione è stata poi titolata con EDTA 0.05 N fino a raggiungere il colore azzurro. Contemporaneamente è stata effettuata una prova in bianco titolando 10 ml della soluzione di MgSO₄.

I risultati finali sono stati espressi in meq/100 g di campione.

Carbonio organico

Il carbonio organico è stato determinato tramite l'utilizzo di un apparecchio denominato ELTRA 900CS. Questo apparecchio misura il quantitativo percentuale del C in 0.5 g di campione tramite un processo di combustione. La CO₂ emessa, sia quella proveniente dai carbonati sia dalla sostanza organica presente, viene misurata tramite un rilevatore a infrarosso. Per determinare il quantitativo di C emesso dalla combustione della sostanza organica è stato detratto quello derivante dai carbonati tramite la valutazione del contenuto in calcare dei campioni.

Carbonio organico disciolto (DOC)

Per valutare il contenuto in DOC, è stato preso 1 g di campione e diluito in 25 ml di acqua. I campioni sono stati messi in agitazione per 24 ore e, al termine, filtrati su filtro Sartorius a 0.45 µg. Gli estratti sono stati seguentemente analizzati tramite un apparecchio denominato HACH QbD1200. Questo apparecchio misura la concentrazione di C disciolto in acqua tramite l'ossidazione della sostanza organica presente con persolfato di sodio in ambiente acido (tramite acido fosforico) attivato da una sorgente UV.

I risultati così ottenuti sono stati moltiplicati per 25 (dato dalla diluizione) ottenendo così il contenuto in C organico in ppm.

Azoto nitrico (N-NO₃⁻)

Per la determinazione del quantitativo in nitrati presenti all'interno delle prove sono stati presi 2 g di campione e diluiti in 10 ml di acqua. I campioni sono stati messi in agitazione per 30 minuti e, al termine, filtrati su filtri Whatman n.41. L'estratto è stato poi analizzato tramite un apparecchio denominato Dionex. Questa apparecchiatura è un cromatografo ionico che misura i principali ioni (Cl⁻, SO₄²⁻, NO₃⁻) tramite una colonna anionica AS4A.

La lettura al cromatografo ha dato le concentrazioni diluite cinque volte dato il rapporto per l'estrazione. I risultati sono stati moltiplicati per 5 così da ricavare il contenuto in NO₃⁻ in ppm.

Azoto ammoniacale (N-NH₄⁺)

Per la determinazione dell'azoto ammoniacale sono stati prelevati 2 g di campione e diluiti con 20 ml di KCl 2 M. Dopo aver agitato per un'ora e filtrato su filtri Whatman n. 41, sono stati prelevati 3 ml di filtrato e passati direttamente in una cuvetta per spettrofotometro. Sono

stati aggiunti in ogni cuvetta 0.25 ml di sodio fenato e, successivamente, 0.20 ml di sodio ipoclorito. Sono stati attesi circa 60 minuti affinché si sviluppasse il colore.

La lettura allo spettrofotometro ha dato il contenuto in μg di N in 3 ml di estratto. Essendo l'estrazione 1:10, sono stati poi moltiplicati i risultati dell'analisi per 3.33 per avere l'azoto ammoniacale in 1 g di suolo.

Fosforo assimilabile

Per la determinazione del P assimilabile, sono stati posti 5 g del campione in una bottiglia di polietilene da 125 ml insieme a 100 ml di soluzione Olsen estraente. I campioni sono stati messi ad agitare per 30 minuti su agitatore meccanico e, dopo averli centrifugati, ne è stato prelevato 50 ml e trasferiti in un matraccio da 100 ml aggiungendo lentamente 12 ml di acido solforico 2 N per portare il pH a 5. E' stata aggiunta una goccia di alcool ottilico per limitare l'effervescenza dovuta allo sviluppo della CO_2 . Sono stati poi aggiunti 20 ml di soluzione B per lo sviluppo del colore e portati poi a volume. Le misure delle concentrazioni di P assimilabile sono state attuate tramite lo spettrofotometro regolato a 650 nm.

La lettura allo spettrofotometro indica le concentrazioni in ppm del P assimilabile diluite di quaranta volte data dal totale delle diluizioni del metodo. I risultati sono stati quindi moltiplicati per 40 per ottenere le giuste concentrazioni di P assimilabile in ppm.

Potassio scambiabile

Per la determinazione del K scambiabile presente all'interno delle prove è stato preso 1 g di campione e diluito in 50 ml di acetato ammonico 1 N a pH 7. I campioni sono stati messi in agitazione per 2 ore e, al termine, filtrati su filtri Whatman n.41. L'estratto è stato poi analizzato tramite lo spettrofotometro ad assorbimento atomico. Tramite la volatilizzazione dei cationi per mezzo di una fiamma ad acetilene, lo spettrofotometro misura il contenuto in K per mezzo dell'assorbanza della radiazione emessa dalla lampada.

Lo spettrofotometro ha riportato le concentrazioni diluite di cinquanta volte dato il rapporto per l'estrazione. I risultati sono stati moltiplicati per 50 così da ricavare il contenuto in K in ppm.

Fluorescin diacetato (FDA)

L'idrolisi dell' FDA ha la possibilità di rappresentare l'attività enzimatica generale di un suolo. L'FDA viene infatti idrolizzata da un gran numero di enzimi, come proteasi, lipasi e esterasi, ed essa viene effettuata per opera di molti decompositori primari, batteri e funghi. Il

prodotto di questa reazione enzimatica è la fluorescina, sostanza giallo-verde fluorescente che può essere quantificata col fluorimetro o lo spettrofotometro.

Il metodo prevede un'incubazione veloce a 25°C per 2 ore di 1 g di terreno con 20 ml di tampone a pH 7.6 e 0.1 ml di soluzione madre di FDA. Dopo l'incubazione, sono stati aggiunti 20 ml di acetone e i campioni sono stati poi centrifugati e filtrati. Una volta filtrato, i campioni sono stati letti allo spettrofotometro regolato a 490 nm.

L'idrolisi dell'FDA è stata espressa direttamente in µg di fluorescina sviluppata.

Deidrogenasi

L'ossidazione biologica dei composti organici è generalmente dovuta al processo di deidrogenazione. Gli enzimi che catalizzano tale processo possono essere di vario tipo, pur essendo altamente specifici. L'attività deidrogenasica è comunque sempre stata utilizzata come misura dell'attività microbica totale.

Il metodo (Casida et al. 1964), prevede la determinazione dell'attività deidrogenasica di un terreno in seguito al dosaggio colorimetrico del 2,3,5 trifenilformazano (TPF) prodotto dalla riduzione da parte dei microrganismi presenti, del cloruro di 2,3,5 trifeniltetrazolio (TTC).

Il metodo prevede l'incubazione a 37°C per 24 ore delle provette con 300 mg di terreno insieme alla soluzione tampone e al TTC. Una volta passato il tempo di incubazione, è stato aggiunto il metanolo per estrarre il TTF e, conseguentemente, filtrato.

La lettura allo spettrofotometro ha fornito i valori della concentrazione (in ppm) del campione: moltiplicato per la quantità di liquido usata (6.375 ml) è stata ottenuta la quantità di TTF prodotta da 300 mg di terreno in 24 ore: quest'ultima è stata divisa per la quantità di terreno secco effettivamente usata per 24 dando la quantità (espressa in µg) per grammo di terreno secco per ora.

Fosfatasi

Le fosfatasi sono importanti nel ciclo del fosforo in quanto permettono, formando HPO_4^{2-} e H_2PO_4^- , l'assorbimento di questo elemento da parte delle piante. Le fosfatasi sono classificate come acide o alcaline in base al pH ottimale dell'attività. Quelle acide (pH ottimale 4 – 6.5) sono state ritrovate negli animali, nei microrganismi e nelle cellule vegetali; quelle alcaline (pH ottimale 9-10) sono negli animali e nei microrganismi.

La procedura di analisi per il suolo si basa sulla idrolisi del p-nitrofenilfosfato aggiunto, che rilascia p-nitrofenolo, dosabile colorimetricamente.

Il metodo prevede una veloce incubazione a 37° per un'ora di un campione di 100 mg di suolo con 0.020 ml di toluene, 0.400 ml di MUB (modified universal buffer a pH 9) e 0.100 ml di p-nitrofenilfosfato. Al termine del periodo di incubazione, sono stati aggiunti 1 ml di CaCl₂ e 4 ml di NaOH e sono stati filtrati i campioni. Una volta sviluppatosi il colore, sono stati letti i valori della concentrazione di p-nitrofenolo allo spettrofotometro regolato a 410 nm.

I valori della concentrazione di p-nitrofenolo (espressa in ppm) sono stati poi moltiplicati per le quantità di liquidi usati (5.520 ml), ottenendo così la quantità di p-nitrofenolo prodotta da 100 mg di terreno in un'ora: dividendo quest'ultima per la quantità di terreno secco effettivamente usata, si è avuto le quantità di p-nitrofenolo prodotta per ora per grammo di terreno secco.

Biomassa

La biomassa microbica del suolo (determinata come C microbico) rappresenta un buon indicatore di qualità. I microrganismi hanno un ruolo chiave nel processo di decomposizione della sostanza organica morta sia per il riciclo dei nutrienti tramite la mineralizzazione sia per la produzione di sostanze umiche.

Il metodo utilizzato prevede la fumigazione del terreno con cloroformio in quanto questo reagente, vaporizzando, provoca la lisi delle cellule microbiche viventi con il conseguente rilascio di materiale citoplasmatico.

Per la determinazione della biomassa microbica sono stati prelevati campioni pari a 10 g e inumiditi con acqua fino all'80% della CIM. I campioni, in doppio, sono stati tappati (permettendone così la respirazione) e mantenuti a temperatura ambiente per 4 giorni. Dopo il periodo di riattivazione della biomassa microbica, una copia di campioni sono stati immessi nell'essiccatore appoggiandoli su piastre di porcellana forata su cui è stato messo un becker contenete 250 ml ca. di cloroformio. La fumigazione del cloroformio consiste nel mantenere il campione in una atmosfera di cloroformio per 24 ore, al buio e a 25°C. Passato il periodo di incubazione di 24 ore (e allontanato il cloroformio per mezzo di una pompa a vuoto) i campioni fumigati e non fumigati sono stati estratti con K₂SO₄ 0.5 M nel rapporto suolo : estraente di 1:4 per 40 minuti su agitatore e, seguentemente, filtrati con filtri Whatman n. 42. Al fine di stimare il contenuto in C della biomassa microbica, occorre determinare il contenuto in C organico degli estratti dei campioni, sia fumigati che non. Tale determinazione è stata effettuata con la metodologia del DOC descritta precedentemente con l'aggiunta di un'ulteriore diluzione 1:1 con una soluzione buffer a pH 2.

I risultati dati dal HACH QbD1200 indicano la concentrazione di C solubile in acqua. I dati sono stati moltiplicati per 8 (dati dal totale delle due diluizioni) andando così a determinare le ppm di DOC dei campioni. Tramite la differenza tra il DOC del campione fumigato e il DOC del campione non fumigato moltiplicato per 2.22 è stata trovata la concentrazione in C della biomassa microbica.

Respirazione

Tramite il metodo della respirazione si vuole misurare la mineralizzazione della SO mediante il dosaggio della CO₂ emessa dal campione. L'analisi ha lo scopo di misurare nel tempo e secondo le condizioni operative stabilite, la quantità di C organico "respirato" (consumato) dai microrganismi all'interno del substrato.

Sono stati posti 100 g di campione su fondo di barattoli Bornioli con tappo a vite. I campioni sono stati tutti inumiditi al 50% della loro CIM. In seguito alla pesatura dei barattoli contenenti i campioni inumiditi, è stato aggiunto un piccolo becker all'interno dei barattoli. Questo becker conteneva 10 ml di NaOH 0.5 N. La soda, combinandosi con la CO₂ prodotta dal campione, precipita sotto forma di carbonato di sodio. Dopo aver messo in incubazione i barattoli a 35°C e aver aspettato un periodo sufficientemente lungo affinché si sviluppasse un contenuto in carbonato adeguato, è stato prelevato il becker e aggiunto 2 ml di BaCl₂ che, reagendo col carbonato, precipita sotto forma di BaCO₃. Nella soluzione permane acqua e NaCl. Prima della titolazione sono stati aggiunte 4 gocce di fenolftaleina. La soluzione è stata poi titolata con HCl 0.5 N sino al viraggio dell'indicatore.

Sono stati realizzati due prove di respirazione di diverso tempo e di diversi campioni. Una, della durata di circa 3 mesi dall'inizio della sperimentazione (09/09/2014 – 17/12/2014), realizzando 6 microcosmi in cui erano presenti, oltre alla prova in bianco: suolo; suolo ammendato con biochar, con compost e con vermicompost; e suolo ammendato con una miscela di biochar + compost e biochar + vermicompost. L'altra, con la solita serie di microcosmi ma della durata di un mese, con i campioni dell'ultimo prelievo (09/09/2015).

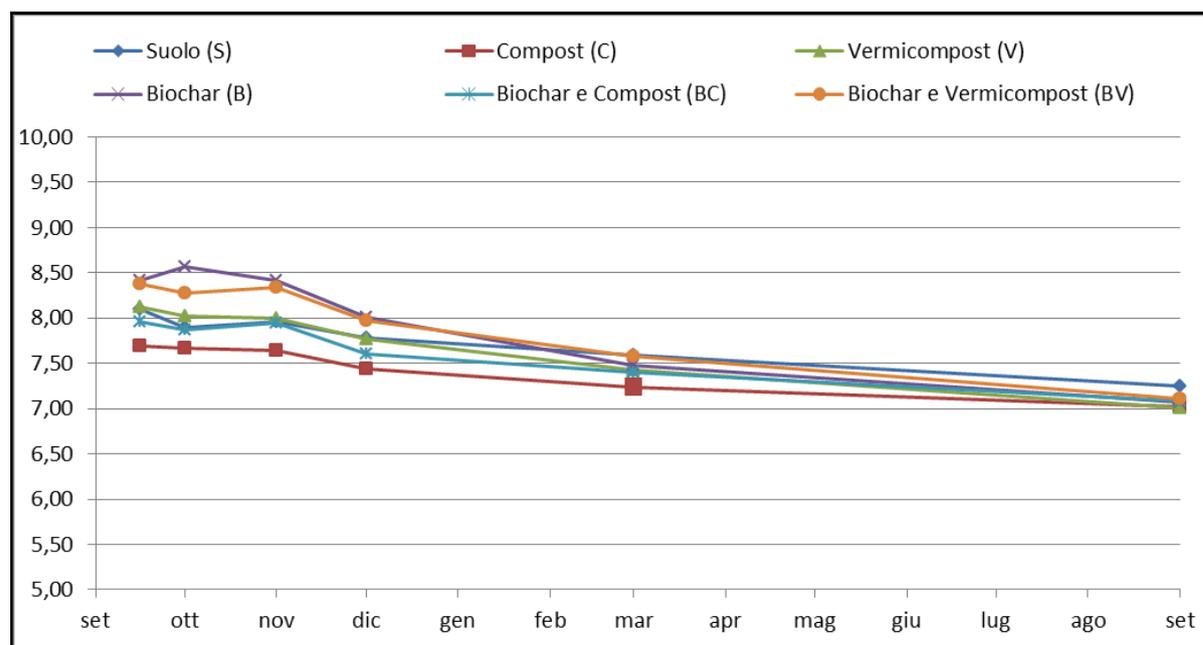
Analisi statistica

Le analisi sono tutte state effettuate con tre replicazioni. E' stata effettuata una analisi statistica dei risultati applicando il test di ANOVA (analisi della varianza) a due vie con il software CoStat 6.4. Sono state considerate le differenze significative delle medie per P=0.05

5.3 Risultati e discussione

Parametri chimici

pH

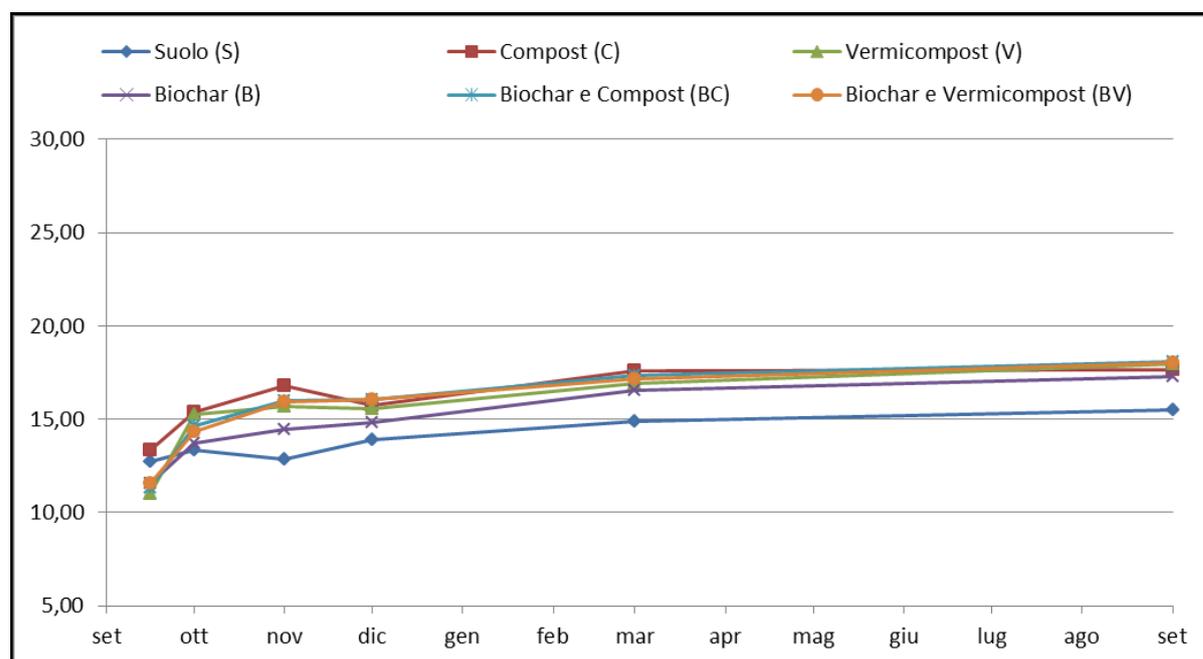


Tempo	S	C	V	B	BC	BV
1	8,10 de	7,69 jkl	8,12 d	8,42 b	7,96 fgh	8,38 bc
2	7,90 gh	7,66 kl	8,02 def	8,57 a	7,87 hi	8,27 c
3	7,96 fgh	7,64 l	8,00 efg	8,42 b	7,94 fgh	8,34 bc
4	7,78 ij	7,44 n	7,76 ijk	8,01 defg	7,60 l	7,97 fgh
5	7,59 lm	7,24 o	7,43 n	7,48 mn	7,40 n	7,58 lm
6	7,25 o	7,03 p	7,01 p	7,07 p	7,08 p	7,11 p

Per quanto riguarda l'analisi del pH, si può affermare che i materiali si comportano in maniera generalmente simile tra loro. Inizialmente il biochar, l'ammendante con il pH più elevato tra i materiali utilizzati, ha maggiormente incrementato il parametro del suolo nei primi 2 mesi di sperimentazione per poi calare come nel caso del compost e del vermicompost. Tra compost verde e vermicompost, sebbene quest'ultimo abbia reazione

maggiormente alcalina, non si mostrano differenze sostanziali nel'andamento temporale. In conclusione, si riscontra un generale significativo decremento di questo parametro durante tutta la durata della sperimentazione per cui, al termine delle osservazioni, tutte le tesi ammendate presentano valori statisticamente uguali, come ripostato anche da Mark et al. (2015). Rispetto al controllo, si riscontra una leggera acidificazione probabilmente attribuibile alla presenza di sostanza organica a carattere acido.

Capacità di scambio cationico (CSC)

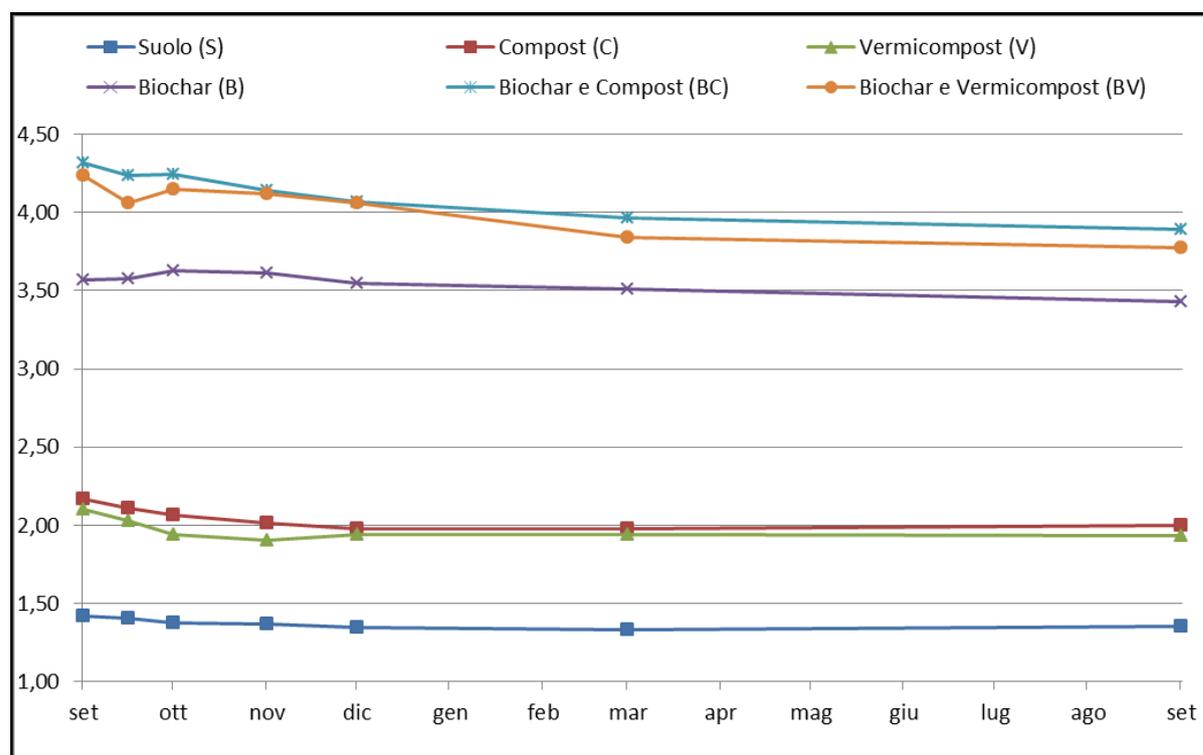


Tempo	S	C	V	B	BC	BV
1	12.75	13.33	10.99	11.54	11.34	11.57
2	13.38	15.41	15.23	13.71	14.66	14.33
3	12.88	16.77	15.66	14.46	15.98	15.92
4	13.88	15.74	15.59	14.84	16.05	16.06
5	14.88	17.57	16.92	16.52	17.33	17.14
6	14.50	17.64	17.99	17.28	18.07	18.05

Capacità di Scambio Cationico – dati espressi in meq/100 g di campione

Per quanto concerne la CSC, analisi preliminari hanno evidenziato la mancanza di differenze statisticamente significative tra le tesi. Tuttavia, è possibile individuare un generale incremento di questo parametro durante tutta la durata della sperimentazione. Tutti gli ammendanti testati incrementano, come prevedibile, la CSC del suolo.

Carbonio Organico (CO)



Tempo	S	C	V	B	B+C	B+V
0	1.42 o	2.17 j	2.10 jk	3.57 gh	4.32 a	4.24 a
1	1.41 o	2.11 jk	2.03 klm	3.57 gh	4.24 a	4.06 c
2	1.37 o	2.06 jkl	1.94 lmn	3.63 gh	4.24 a	4.15 b
3	1.37 o	2.02 klmn	1.90 n	3.61 g	4.14 bc	4.12 bc
4	1.34 o	1.98 lmn	1.94 lmn	3.55 gh	4.07 bc	4.06 c
5	1.33 o	1.97 lmn	1.94 lmn	3.51 hi	3.97 d	3.84 ef
6	1.35 o	2.00 klmn	1.93 mn	3.43 i	3.89 de	3.78 f

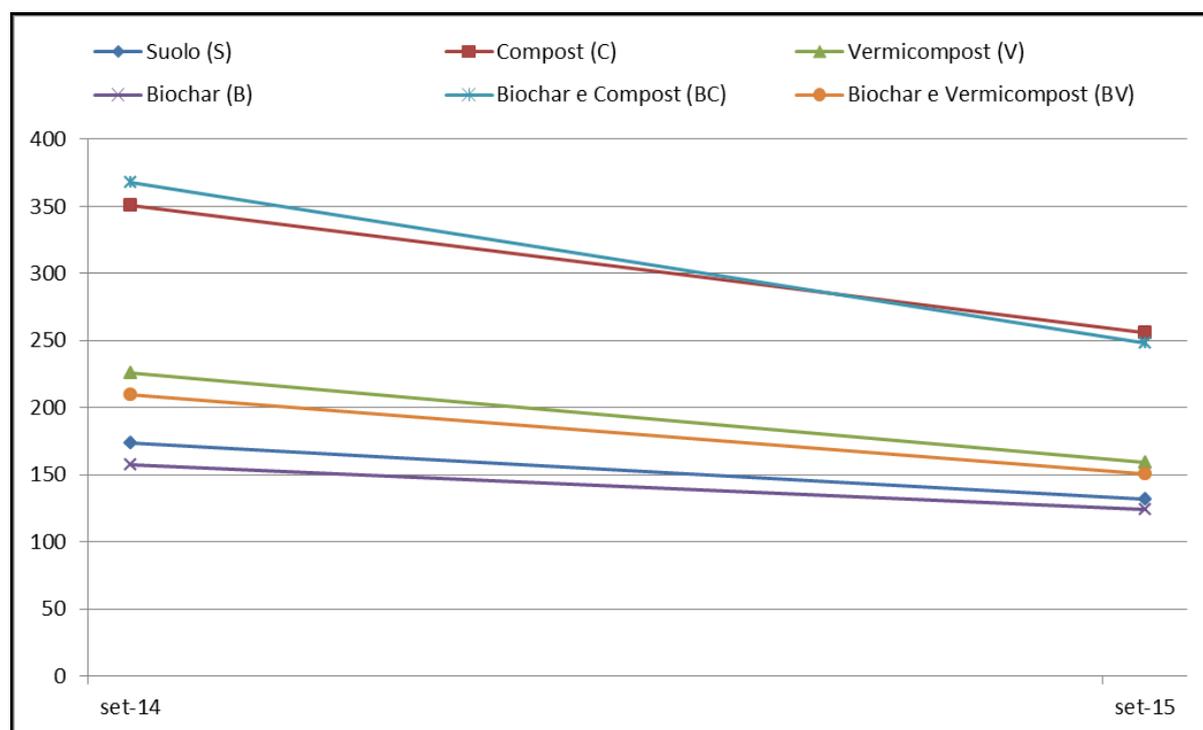
Carbonio organico – dati espressi in % sul peso del campione

Come atteso, per quanto riguarda l'analisi del C organico risulta un incremento quantitativo nel momento in cui vengono apportati gli ammendanti al suolo. Tra i 2 ammendanti compostati non sono osservabili significative differenze nell'apporto di C organico al suolo mentre il biochar ne incrementa il contenuto in maniera piuttosto importante. Le miscele BC e BV, che apportano C al suolo in misura maggiore rispetto agli ammendanti singoli, non presentano differenze significative tra loro. Durante l'anno di sperimentazione, i risultati indicano un generale decremento del C organico del suolo dovuto ai processi di

mineralizzazione della sostanza organica già presente e apportata nel suolo. Possiamo affermare che le componenti carboniose dei due compost hanno lo stesso grado di decomponibilità.

Calcolando la percentuale del C mineralizzato rispetto a quello presente inizialmente, il biochar e il controllo hanno lo stesso comportamento, con valori più bassi rispetto alle altre tesi. I due tipi di compost si comportano nello stesso modo: pur essendo materiali comunque stabilizzati, vengono mineralizzati in misura maggiore rispetto al biochar e al controllo. Nelle miscele il biochar, migliorando la fertilità fisica (porosità, trattenimento dell'acqua, ecc.) si determina un ambiente leggermente più favorevole alla mineralizzazione di entrambi i compost. In valore assoluto, tuttavia, avendo aggiunto C in maniera più consistente, lasciano nel suolo quantità di C organico superiori (3.89% e 3.78%), dimostrando una minore attività di mineralizzazione del carbonio presente come confermato da diversi studi (Jiang et al. 2016; Wang et al. 2016).

Carbonio Organico Disciolto (DOC)

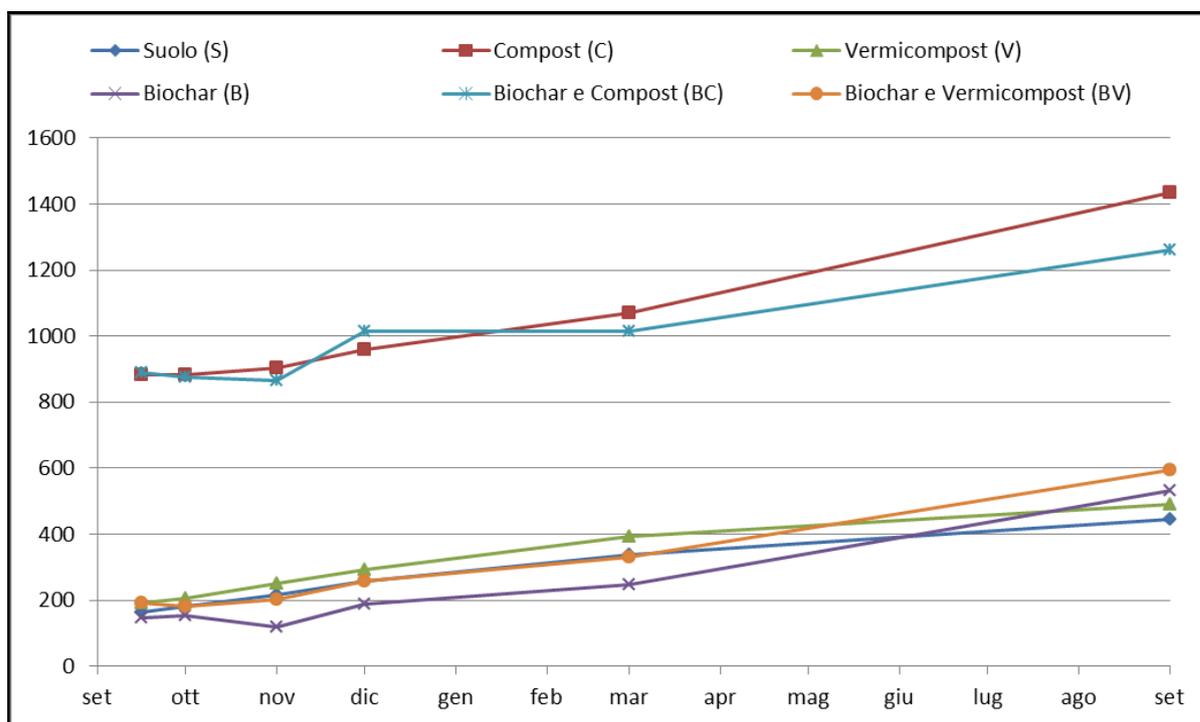


Tempo	S	C	V	B	BC	BV
Settembre 2014	174 e	350 a	226 cd	157 ef	368 a	209 d
Settembre 2015	132 fg	256 b	159 e	124 g	248 bc	151 ef

Carbonio organico disciolto – dati espressi in ppm

Per quanto riguarda l'analisi del DOC, si può affermare che il compost possiede, tra i 3 ammendanti, il contenuto più elevato, seguito dal vermicompost e dal biochar che ha valori confrontabili con quelli del suolo. Sebbene le miscele BC e BV esprimano valori più elevati dei corrispondenti ammendanti singoli, si può affermare che non si verificano effetti additivi tra i componenti. E' da notare la tendenza alla diminuzione nel tempo del parametro dovuta al consumo della frazione organica solubile, e quindi prontamente disponibile, da parte della biomassa microbica e dalla contemporanea diminuzione della mineralizzazione della sostanza organica presente e aggiunta con gli ammendanti.

Azoto nitrico (N-NO₃⁻)



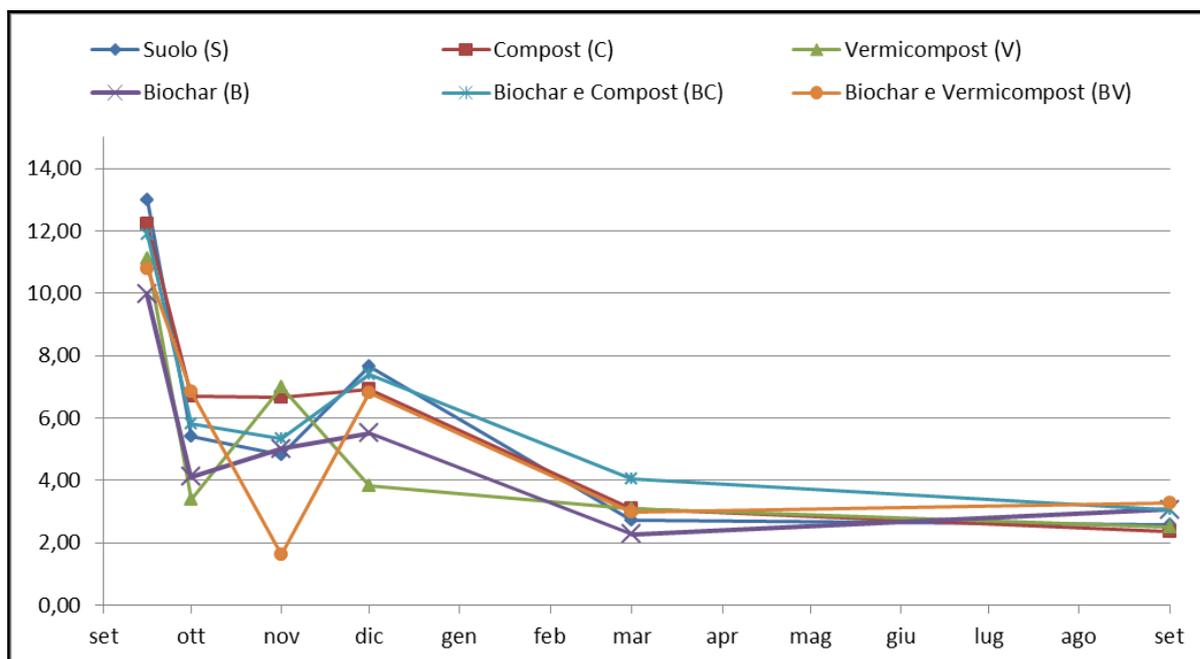
Tempo	S	C	V	B	BC	BV
1	165 opq	881 f	191 op	148 pq	889 f	192 op
2	182 op	883 f	206 mno	152 pq	877 f	181 op
3	217 mno	903 l	250 lmn	119 q	866 f	200 nop
4	256 l	959 l	292 kl	188 op	1015 d	257 lm
5	338 k	1071 c	392 j	247 lmn	1014 d	331 k
6	445 ij	1434 a	489 hi	532 h	1261 b	593 g

Azoto nitrico – dati espressi in ppm

I grafici relativi all'andamento dei nitrati evidenziano una tendenza all'incremento del parametro in seguito a fenomeni di mineralizzazione della frazione organica azotata.

Il compost verde mostra valori nettamente più elevati nella concentrazione di N-NO₃⁻, fondamentali per la nutrizione vegetale, sia rispetto al controllo sia nei confronti del vermicompost. L'aggiunta di biochar non modifica in modo sostanziale la concentrazione dei nitrati nelle miscele con i compost. Anche qui, non si ha la presenza di un effetto additivo ovvero, la concentrazione dei nitrati nella miscela non corrisponde alla sommatoria dei contenuti dei singoli materiali.

Azoto ammoniacale ($N - NH_4^+$)

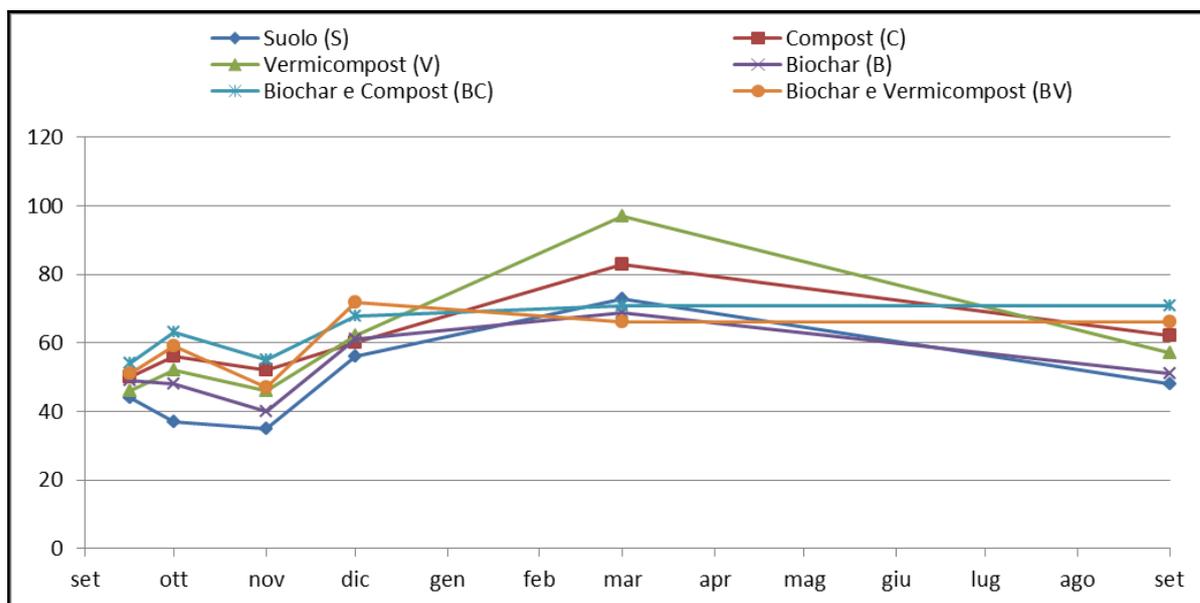


Tempo	S	C	V	B	BC	BV
1	12.99 a	12.21 ab	11.10 bcd	9.99 d	11.88 abc	10.77 cd
2	5.43 gh	6.72 efg	3.38 klm	4.11 ijk	5.82 fgh	6.85 ef
3	4.83 hij	6.66 efg	6.98 ef	5.01 hij	5.35 hi	1.61 n
4	7.66 e	6.93 ef	3.83 jkl	5.51 gh	7.38 e	6.83 ef
5	2.73 lmn	3.09 klm	3.08 klm	2.27 mn	4.04 jk	3.00 klm
6	2.60 lmn	2.36 mn	2.50 mn	3.07 klm	3.06 klm	3.26 klm

Azoto ammoniacale – dati espressi in µg/g di campione

Per quanto riguarda l'azoto ammoniacale, l'andamento della sua concentrazione ha un andamento opposto rispetto ai nitrati. Da come si può notare dai risultati, fino dall'inizio della prova, non ci sono differenze sostanziali tra i singoli ammendanti e le miscele. Come per gli altri parametri, non si registra alcun effetto additivo dovuto all'aggiunta del biochar ai compost. Infine, risulta un andamento caratterizzato da una tendenza generale alla diminuzione nel tempo, attribuibile ai processi di nitrificazione.

Fosforo assimilabile

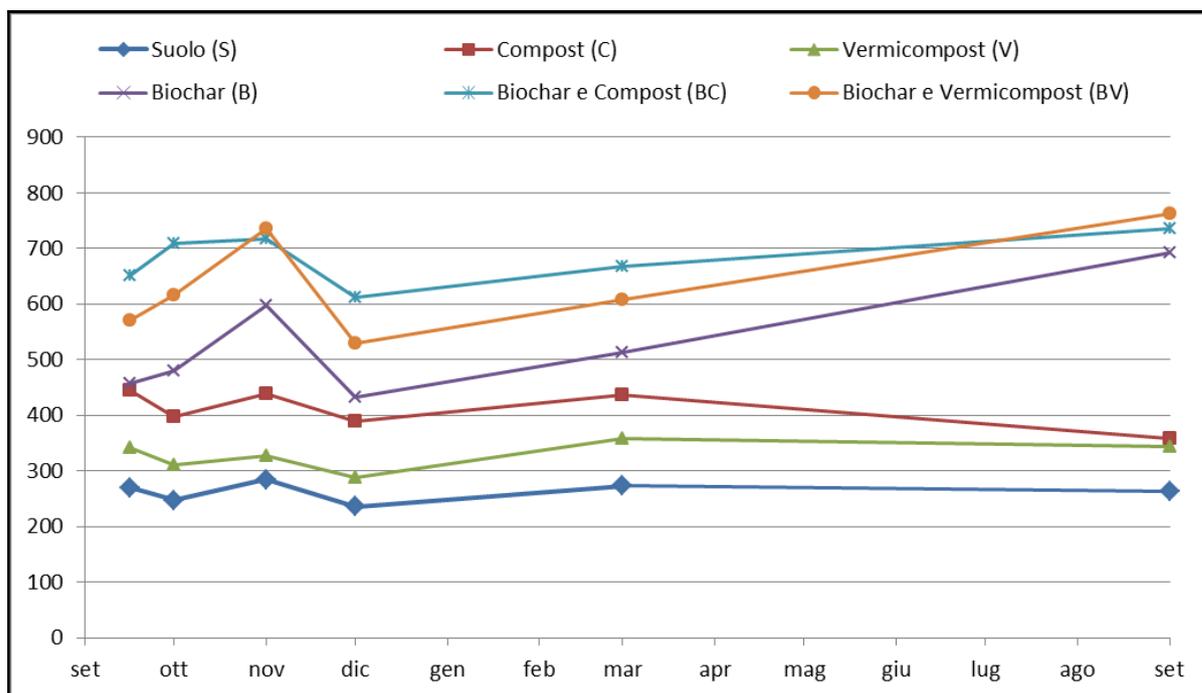


Tempo	S	C	V	B	BC	BV
1	44 rs	50 nopq	46 qr	49 opq	54 klmn	51 mnop
2	37 tu	56 ijkl	52 lmno	48 opqr	63 fg	59 ghij
3	35 u	52 lmno	46 qr	40 st	55 jklm	47 pqr
4	56 ijkl	60 ghi	62 fg	61 gh	68 de	72 cd
5	73 c	83 b	97 a	69 cde	71 cd	66 ef
6	48 opqr	62 fg	57 hijk	51 mnop	71 cd	66 ef

Fosforo assimilabile – dati espressi in ppm

Per quanto riguarda il fosforo assimilabile, si può affermare che sostanzialmente mostra concentrazioni simili in tutte le tesi, senza andamenti particolari nel tempo. L'unico aumento di concentrazione si osserva in occasione del 5° prelievo, corrispondenti a 6 mesi di incubazione, e soltanto nei campioni trattati con i compost. Come per l'azoto, non si ha alcun effetto additivo sulle concentrazioni da parte del biochar.

Potassio scambiabile



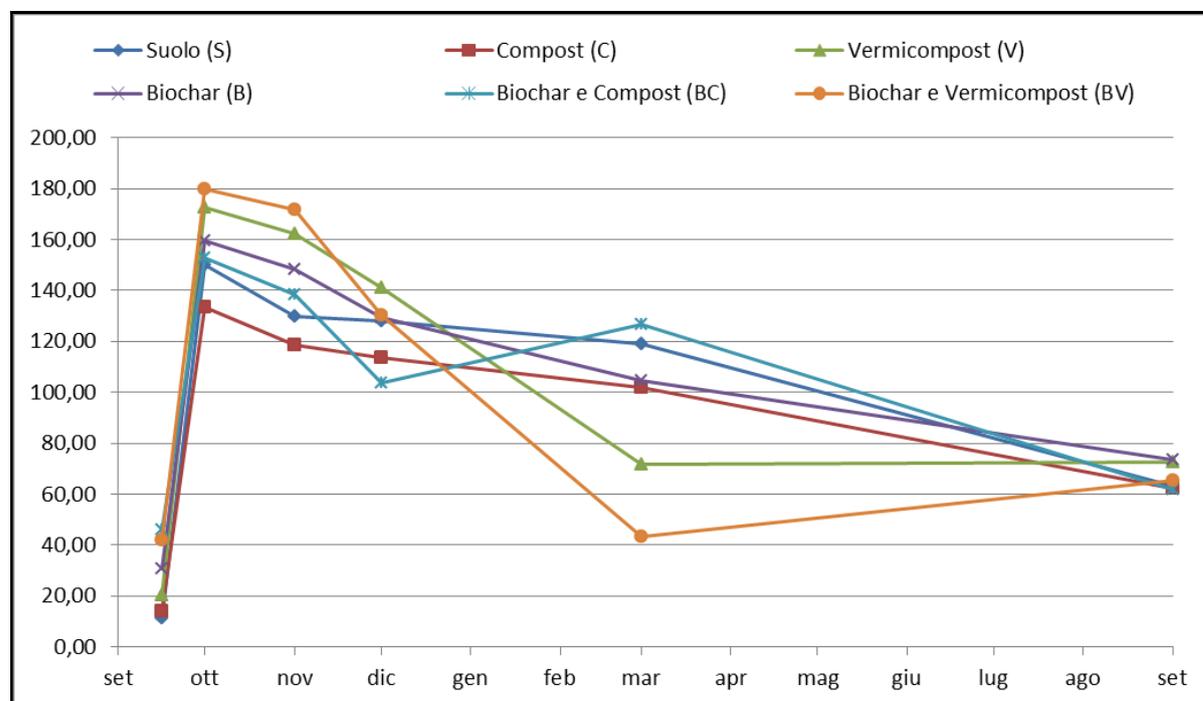
Tempo	S	C	V	B	BC	BV
1	270	445	342	458	651	570
2	247	398	312	481	708	616
3	285	438	327	597	718	737
4	236	389	289	433	613	530
5	274	436	358	513	667	609
6	263	358	345	692	737	763

Potassio scambiabile – dati espressi in mm/g di campione

Per quanto riguarda l'analisi del potassio scambiabile, si può affermare che le concentrazioni maggiori si riscontrano in presenza del biochar che, tra i vari ammendanti utilizzati è quello che possiede quantitativi maggiori di questo macroelemento (vedi pg. 84). Nel corso dell'anno non si osservano particolari andamenti. Anche in questo caso non si ha la presenza di effetti additivi significativi sulle concentrazioni da parte del biochar.

Parametri biologici

Idrolisi del Fluorescin diacetato (FDA)



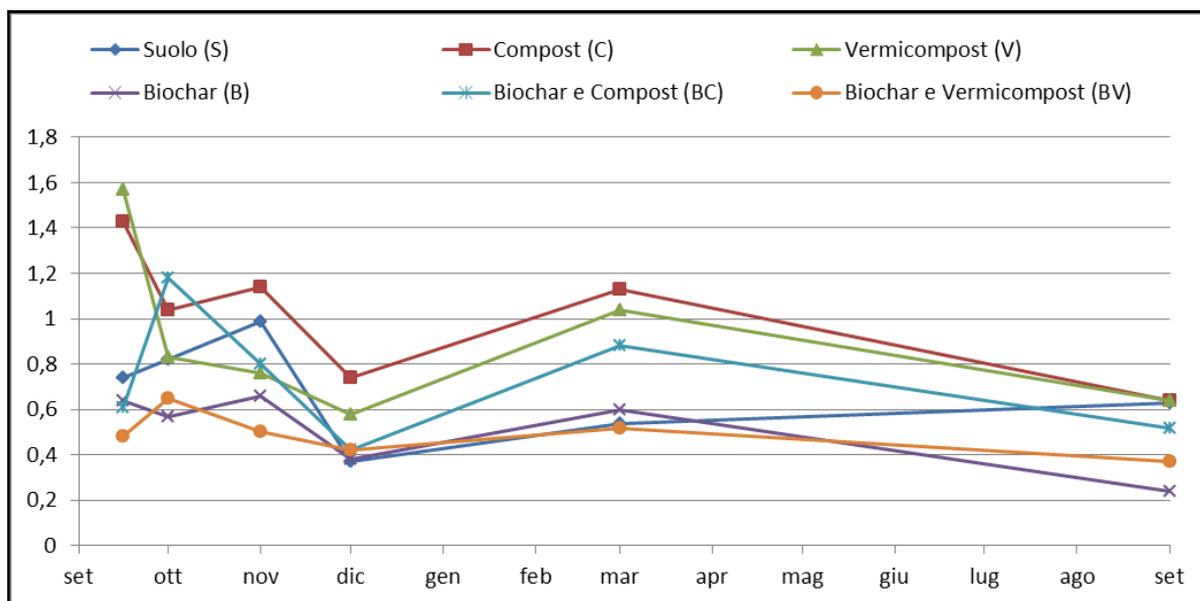
Tempo	S	C	V	B	BC	BV
1	11.46 p	14.07 p	20.40 op	30.60 no	45.96 m	41.69 mn
2	150.20 cdef	133.38 gh	172.74 ab	159.58 cd	152.99 cde	179.77 a
3	129.68 ghi	118.62 ij	162.35 bc	148.44 def	138.28 fgh	171.93 ab
4	128.07 hi	113.63 jk	141.28 fg	129.37 ghi	103.50 k	130.11 ghi
5	118.85 ij	101.79 k	71.52 l	104.48 k	126.45 hi	43.41 mn
6	62.97 l	62.11 l	72.66 l	73.62 l	61.75 l	65.40 l

FDA – dati espressi in fluorescina sviluppata/g di campione

Il test dell'idrolisi del fluoresceindiacetato (FDA), indicativo dell'attività idrolitica del suolo e quindi rappresentativo dell'attività biologica, mostra valori più elevati nel vermicompost rispetto al compost verde. Il biochar, diversamente da quanto atteso, ha un'idrolisi del FDA maggiore rispetto al 2° compost, e l'aggiunta del materiale ai due compost incrementa, per lo meno inizialmente, l'attività idrolitica totale delle miscele a dimostrazione di un effetto sinergico sull'attività biologica. Evidentemente il miglioramento apportato a livello fisico al suolo da parte del biochar ne favorisce le varie attività enzimatiche. Il vermicompost, in

generale, risente meno dell'aggiunta del biochar. Nel tempo, si assiste ad una generale diminuzione dell'attività, probabilmente, dovuta alla diminuzione di materiale prontamente decomponibile, come confermano vari studi (Masto et al., 2013; Chintala et al. 2014).

Deidrogenasi



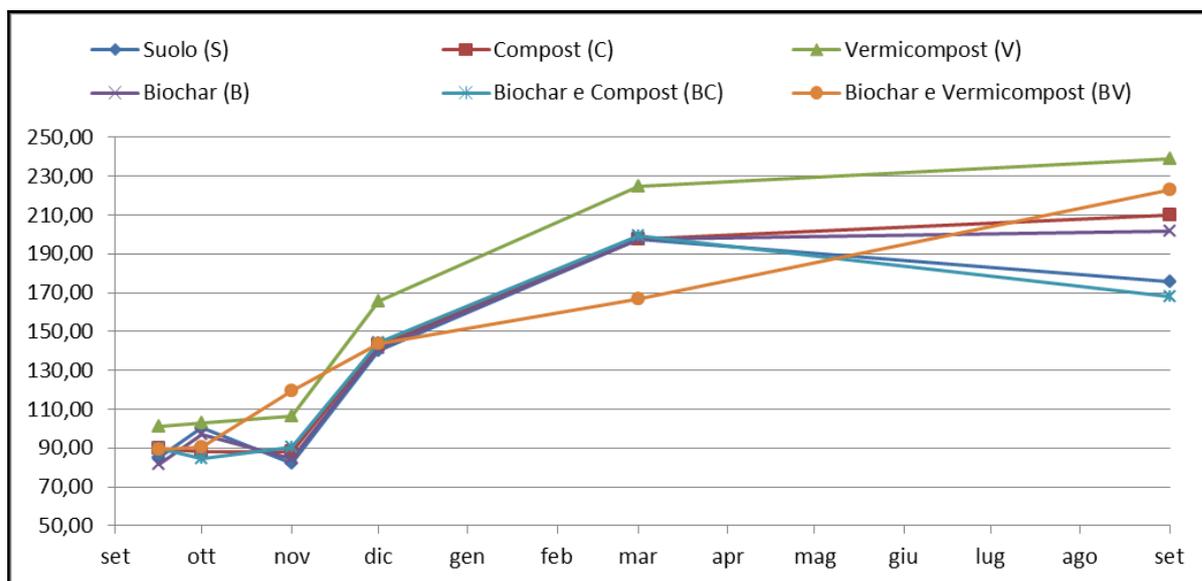
Tempo	S	C	V	B	BC	BV
1	0.74 hi	1.43 b	1.57 a	0.64 ij	0.61 ij	0.48 m
2	0.82 g	1.04 e	0.83 g	0.57 jk	1.18 c	0.65 i
3	0.99 e	1.14 cd	0.76 gh	0.66 i	0.8 g	0.50 m
4	0.37 o	0.74 ghi	0.58 j	0.38 o	0.42 n	0.42 n
5	0.54 kl	1.13 d	1.04 e	0.60 j	0.88 f	0.52 lm
6	0.63 ij	0.64 ij	0.64 ij	0.24 p	0.52 lm	0.37 o

Deidrogenasi – dati espressi in mg TTF/300 mg di suolo x 24h

Per quanto riguarda l'analisi della deidrogenasi, enzima ossido riduttivo, si può affermare che i due compost presentano l'attività più elevata rispetto al terreno. Il biochar presenta una attività deidrogenasica simile al terreno e, quando è in miscela con gli ammendanti compostati, determina una diminuzione rispetto ai soli materiali. In questo caso, dunque, il biochar sembra realizzarsi un effetto negativo sui due ammendanti. Infine, tutte le tesi risultano caratterizzate da un andamento tendente alla diminuzione nel tempo, parallelamente a quanto osservato per l'attività idrolitica complessiva. Sebbene diversi studi (Ameloot et al. 2012; Sudensha et al. 2016) confermano incrementi nell'attività deidrogenasica del biochar nel suolo, Wu et al. (2012) e Chintala et al. (2014) confermano la diminuzione di questa attività nel lungo periodo dovuto, essenzialmente, alla recalcitranza del C del biochar ad essere utilizzato da parte dei microrganismi come substrato metabolico. Ciò incrementa con

l'aumentare delle temperature di pirolisi e dei tempi di produzione del biochar. Probabilmente, sebbene il biochar utilizzato nella sperimentazione derivi da pirolisi a bassa temperatura (circa 550°C), la matrice di partenza (residui di potatura) può essere una delle motivazioni per la forte recalcitranza di questo materiale alla degradazione batterica.

Fosfatasi



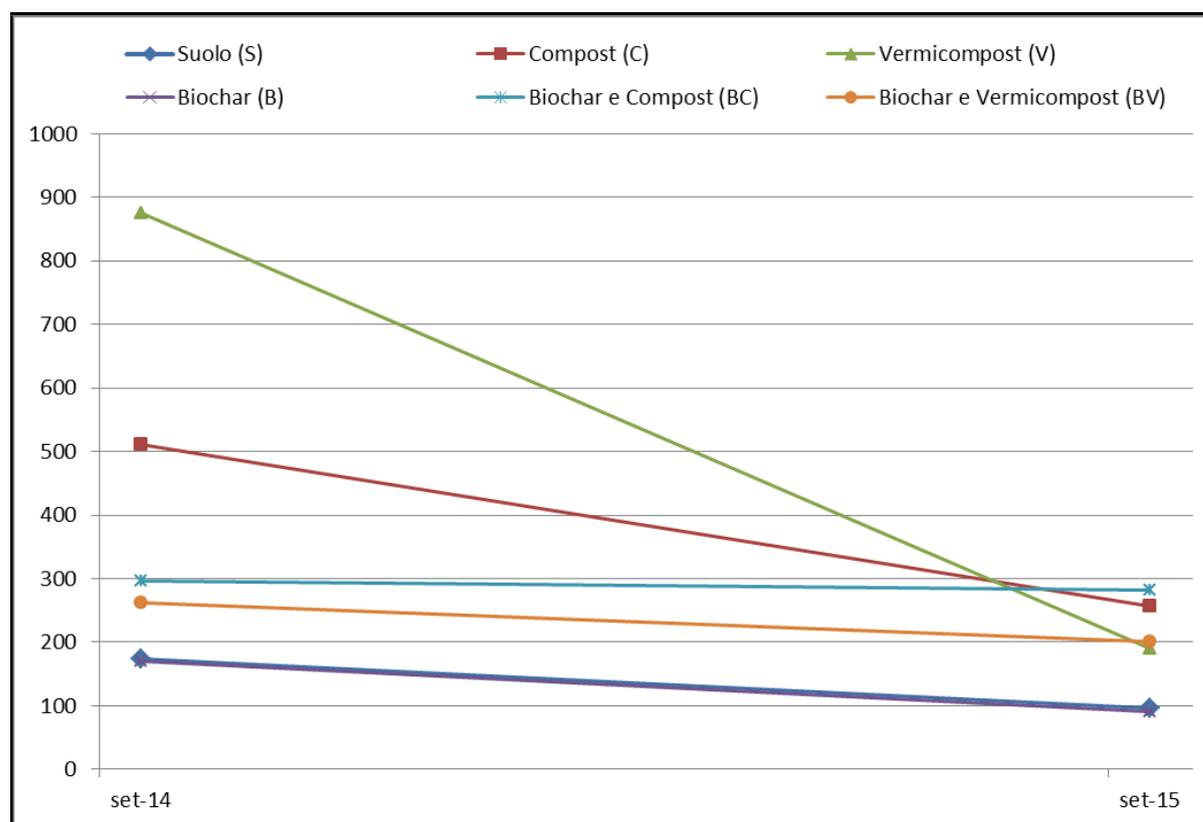
Tempo	S	C	V	B	BC	BV
1	85.41 i	89.86 i	101.41 hi	81.72 i	89.89 i	89.59 i
2	100.59 hi	88.13 i	103.20 hi	96.91 hi	84.61 i	90.37 i
3	82.26 i	88.11 i	106.44 hi	84.36 i	90.20 i	119.65 gh
4	140.00 fg	143.00 fg	165.50 de	141.50 fg	144.50 ef	143.50 efg
5	197.85 c	197.65 c	224.55 ab	197.66 c	199.09 c	166.74 d
6	175.84 d	209.92 bc	239.14 a	201.52 c	168.06 d	222.71 ab

Fosfatasi – dati espressi in µg di p-nitrofenolo/g x h

Per quanto riguarda la fosfatasi, il vermicompost presenta un'attività maggiore rispetto alle altre tesi. Sebbene non ci siano delle differenze sostanziali tra le varie tesi ammendate e, anche in questo caso, non si registri alcun effetto additivo dovuto alla presenza del biochar, la tendenza dell'attività fosfatasica durante la sperimentazione è crescente fino al 6° mese (coincidente con l'analisi del fosforo assimilabile) per poi mantenere, generalmente, un andamento costante. Diversi studi riportano incrementi dell'attività fosfatasica dovuti alla presenza del biochar nel suolo (Jin et al. 2010; Bailey et al. 2011). Ciò è dovuto al fatto che il biochar è in grado di creare micro ambienti adeguati per le attività fosfatasiche confermando così di avere un importante ruolo nella trasformazione dell'P organico in P inorganico nel suolo. L'andamento lineare dell'attività negli ultimi 6 mesi di sperimentazione può essere spiegato dal fatto che, con l'abbassamento del pH, si ha una riduzione delle attività delle

fosfatasi alcaline riscontrabili col metodo Olsen. Il decremento dell'attività fosfatasica è riportato in diversi studi (Kumar et al. 2014; Jain et al. 2016) e ciò è dovuto prevalentemente alle dosi, al tipo di biochar immesso nel suolo e alla durata della sperimentazione.

Biomassa



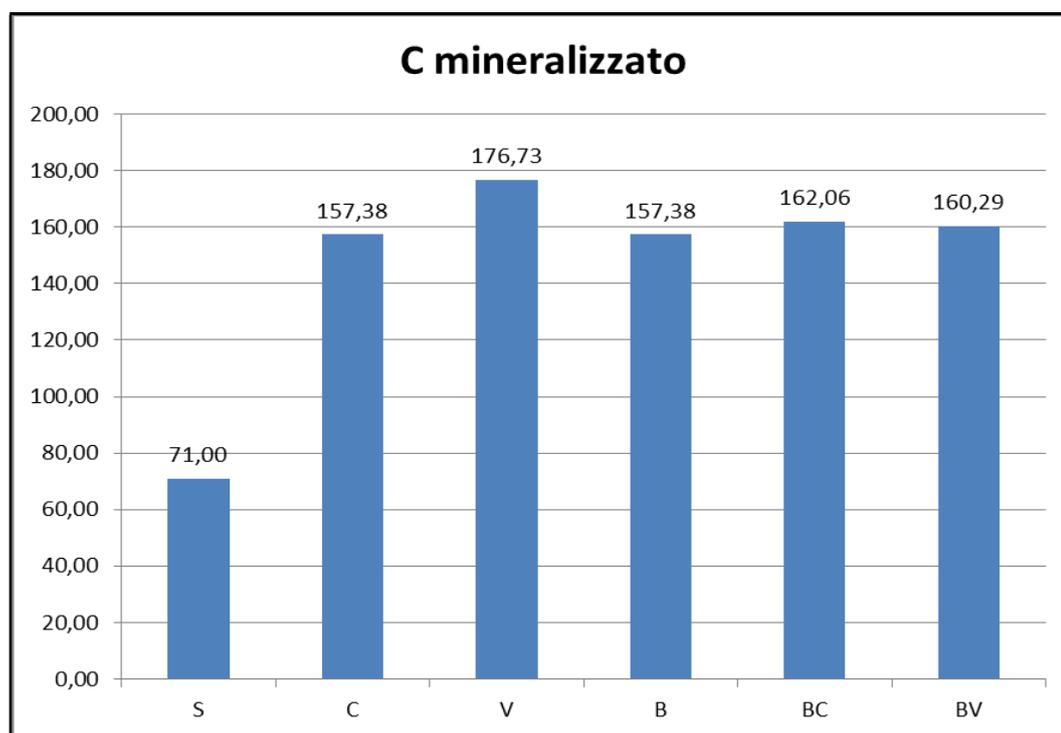
	S	C	V	B	B+C	B+V
Settembre 2014	1.22	2.36	4.17	0.48	0.69	0.62
Settembre 2015	0.71	1.28	0.99	0.27	0.73	0.53

Biomassa – dati espressi in % di C microbico sul C organico del campione

I dati iniziali del livello di biomassa microbica si presentano nettamente più elevati nelle tesi in cui è presente soltanto il compost, in particolare quello ottenuto tramite il vermicompostaggio. Il solo biochar non sembra apportare alcun contributo alla quantità di biomassa, lasciando supporre una quasi totale sterilità del materiale. Il contenuto di biomassa microbica mostra una tendenza alla diminuzione nel tempo in tutte le tesi esaminate, probabilmente a causa del progressivo esaurimento delle riserve di materiale prontamente utilizzabile ai fini energetici e di riproduzione microbica. Tuttavia nei due compost la diminuzione risulta molto più pronunciata per cui al termine di un anno di osservazioni le differenze si presentano nettamente ridotte tra le varie tesi. Dempster et al. (2011) indica una diminuzione della biomassa microbica in terreni ammendati con biochar. Ciò può essere dato dalla presenza di composti volatili presenti nel biochar come riportato da Deenik et al (2010) e Girvan et al. (2005) mostra che il benzene può diminuire la biomassa microbica in

concentrazioni pari a $40 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. E' comunque da riportare che questo fenomeno è in disaccordo con altri studi (Kolb et al. 2009; Lehmann et al. 2009). Ciò può essere spiegato in parte dall'elevata varietà di dosi e tipi di biochar utilizzati dal mondo della ricerca (per differenza di materie prime utilizzate, di tecniche di produzione, ecc) e, in parte, dalla tipologia di suolo ammendato.

Respirazione



Esaminando il valore cumulativo finale della CO₂ sviluppata dai microcosmi, i dati non confermano gli andamenti ottenuti dal C organico (TOC), almeno per alcune tesi. Se i risultati di suolo, compost verde e vermicompost, cioè la respirazione dei soli materiali, sono compatibili con quelli registrati per il TOC, le miscele presentano comportamento praticamente opposto. Probabilmente le diverse condizioni sperimentali nei microcosmi allestiti esclusivamente per misurare lo sviluppo di CO₂ hanno determinato un ambiente meno adatto alla respirazione, rendendo meno efficace l'effetto positivo sulle proprietà fisiche nelle miscele.

Carbonio mineralizzato

Tesi	Diminuzioni del TOC (%)	Sviluppato dalla respirazione (%)
S	3.9	5.0
C	7.8	7.2
V	8.1	8.4
B	4.9	3.9
BC	10.0	3.7
BV	10.9	3.8

Conclusioni

Il compost verde e il vermicompost utilizzati nel presente studio generalmente migliorano la qualità del suolo sia dal punto di vista chimico che biologico. Entrambi incrementano la disponibilità dell'N e del P e apportano sostanza organica al suolo sia stabile che labile, presentando tassi di mineralizzazione maggiori rispetto alle altre tesi considerate. Per i parametri biologici, gli ammendanti compostati incrementano la biomassa microbica del suolo aumentandone anche l'attività enzimatica sia ossidoriduttiva che idrolitica.

Il biochar si presenta sostanzialmente come un materiale poco attivo, con valori simili a quelli del terreno di controllo. Per quanto riguarda i parametri chimici, si ha un forte incremento del C organico che, anche per la sua struttura prevalentemente aromatica, nel terreno impiega maggior tempo a essere mineralizzato. Si può così affermare che il biochar può essere un'efficiente strategia per aumentare il sink di C organico e parallelamente determinare scarse emissioni di gas serra derivati dal comparto agricolo. A livello biologico, il biochar usato nel presente studio si comporta come un materiale sterile e difficilmente decomponibile da parte dei microrganismi. I decrementi della biomassa microbica, nella tesi ammendata con il biochar, possono essere anche dovuti a sostanze potenzialmente tossiche per i microrganismi, originatesi durante il processo di pirolisi.

Non si registrano effetti additivi, almeno per i parametri esaminati, quando il biochar viene miscelato con gli ammendanti compostati. Nel presente studio non si rilevano dunque effetti sinergici significativamente positivi del biochar utilizzato in miscela con i due ammendanti considerati. Per alcuni parametri, invece, l'azione del biochar sembra attenuare alcuni effetti positivi degli ammendanti sui parametri di fertilità del suolo.

Bibliografía

- **Ameloot N., Sleutel S., Das K. C., Kanagaratnam J., De neve S.** (2015) Biochar amendment to soils with contrasting organic matter level: effects on N mineralization and biological soil properties, *GCB Bioenergy*. 7, 135-144.
- **Amlinger, F.; Peyr, S.; Geszti, J.; Dreher, P.; Karlheinz, W. & Nortcliff, S.** (2007). Beneficial effects of compost application on fertility and productivity of soils. Literature Study, Federal Ministry for Agriculture and Forestry, Environment and Water Management, Austria, Retrieved from www.umwelt.net.at/filemanager/download/20558/
- **Amonette, J., Joseph, S.,** (2009). Characteristics of biochar e micro-chemical properties. In: Lehmann, J., Joseph, S. (Eds.), *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*. Earthscan, London, pp. 13e32.
- **Arancon, N.Q., Edwards, C.A., Babenko, A., Cannon, J., Galvis, P. and Metzger, J.D.** (2008). Influences of vermicomposts, produced by earthworms and microorganisms from cattle manure, food waste and paper waste, on the germination, growth and flowering of petunias in the greenhouse, *Applied Soil Ecology* 39, 91-99.
- **Arancon, N.Q., Edwards, C.A., Bierman, P., Metzger, J.D. and Lucht, C.** (2005a). Effects of vermicomposts produced from cattle manure, food waste and paper waste on the growth and yield of peppers in the field. *Pedobiologia*, 49, 297-306.
- **Arancon, N.Q., Edwards, C.A., Bierman, P., Welch, C. and Metzger, J.D.** (2004b). Influences of vermicomposts on field strawberries: 1. effects on growth and yields. *Bioresource Technology* 93, 145-153.
- **Arancon, N.Q., Galvis, P.A., Edwards, C.A.** (2005b). Suppression of insect pest populations and damage to plants by vermicompost. *Bioresource Technology* 96, 1137-1142.
- **Argüello, J.A., Ledesma, A., Núñez, S.B., Rodríguez, C.H. and Díaz Goldfarb, M.D.C.,** (2006). Vermicompost effects on bulbing dynamics nonstructural carbohydrate content, yield, and quality of ‘Rosado Paraguayo’ garlic bulbs. *Hortscience* 41 (3), 589-592.
- **Atiyeh, R.M., Arancon, N., Edwards, C.A. and Metzger, J.D.** (2002). The influence of earthworm-processed pig manure on the growth and productivity of marigolds. *Bioresource Technology* 81, 103-108

- **Atiyeh, R.M., Domínguez, J., Subler, S., and Edwards, C.A.** (2000a). Biochemical changes in cow manure processed by earthworms (*Eisenia andrei*) and their effects on plant-growth, *Pedobiologia*, 44:709-724.
- **Atiyeh, R.M., Lee, S., Edwards, C.A. Arancon, N.Q., and Metzger, I.D.** (2002b). The influence of humic acids from earthworm-processed organic wastes on plant growth, *Biosci. Technol.*, 84:7-14.
- **Bailey, V.L., Fansler, S.J., Smith, J.L., Bolton, H.,** (2011). Reconciling apparent variability in effects of biochar amendment on soil enzyme activities by assay optimization. *Soil Biol. Biochem.* 43, 296–301.
- **Bansal, R.C., Donnet, J.B. e Stoeckli, F.** (1988) '*Active Carbon*', Marcel Dekker, New York, NY.
- **Bates A.,** (2010) *The biochar solution – Carbon farming and climate change*, New Society Pub.
- **Becker, J.; Hartmann, R. & Hubrich, J.** (1995). *Das Modell des standortgerechten Kompostes. Entwicklung des Modells und dessen Anwendung für drei Teilräume des Bremer Umlandes*, Univ.-Buchh., ISBN 978-3-88722-338-0, Bremen
- **Berglund, L.M., DeLuca, T.H. e Zackrisson, T.H.** (2004) 'Activated carbon amendments of soil alters nitrification rates in Scots pine forests', *Soil Biology and Biochemistry*, vol 36, pp 2067 – 2073.
- **Bhattacharjya S., Chandra R., Pareek N., Raverkar K. P.** (2016) Biochar and crop residue application to soil: effect on soil biochemical properties, nutrient availability and yield of rice (*Oryza sativa* L.) and wheat (*Triticum aestivum* L.). *Archives of Agronomy and Soil Science*, 23. 142-154.
- **Bidlingmaier, W. & Gottschall, R.** (2000). *Biologische Abfallverwertung*, Ulmer, ISBN 3800132087, Stuttgart (Hohenheim)
- **Biradar, A.P., Sunita, N.D., Teggelli, R.G. and Devaranavadi, S.B.** (1998). Effect of vermicomposts on the incidence of subabul psyllid. *Insect Environment*, 4, 55-56.
- **Bischoff, R.** (1988). Auswirkungen langjähriger differenzierter organischer Düngung auf Ertrag und Bodenparameter, In: *Abfallstoffe als Dünger. Möglichkeiten und Grenzen : Vorträge zum Generalthema des 99. VDLUFA-Kongresses 14. - 19.9.1987 in Koblenz*, VDLUFA-Schriftenreihe 23, Zarges, H. (Ed.), pp. 451-466, VDLUFA-Verlag, ISBN 3922712282, Darmstadt
- **Biscoe, J., e Warren, B.E.** (1942) 'An X-ray study of carbon black', *Journal of Applied Physics*, vol 13.

- **Blume, H.-P.** (1989). Organische Substanz, In: Lehrbuch der Bodenkunde, Scheffer, F. & Schachtschabel, P. (Eds.), 12. Aufl., neu bearb., Enke, ISBN 3432847726, Stuttgart.
- **Bohem, H.P.** (2002) 'Surface oxides on carbon and their analysis: A critical assessment', *Carbon*.
- Bouche, M.B. 1977. Strategie~ lombriciennes, *Bioi. BIII/.*, 25:122-132
- **Bourke, J.** (2006) 'Preparation and Properties of Natural, Demineralized, Pure, and Doped Carbons fro Biomass; Model of the Chemical Structure of Carbonized Charcoal', *MS thesis*, The University of Waikato, New Zealand.
- **Bourke, J., Manley-Harris, M., Fushimi, C., Dowaki, K., Nunora, T. e Antal, M.J.** (2007) 'Do all carbonized charcoals have the same chemical structure? 2.A model of the chemical structure of carbonized charcoal', *Industrial and Engineering Chemistry Research*, vol 46.
- **Brewer, C.E., Schmidt-Rohr, K., Satrio, J.A., Brown, R.C.,** (2009). Characterization of biochar from fast pyrolysis and gasification systems. *Environmental Progress and Sustainable Energy* 28, 386e396
- **Brodowski, S., John, B., Flessa, H. e Amelung, W.** (2006) 'Aggregate-occluded black carbon' in soil, *European Journal of Soil Science*, vol 57, pp 539 – 546.
- **Buchmann, I.** (1972). Nachwirkungen der Müllkompostanwendung auf die bodenphysikalischen Eigenschaften, *Landwirtschaftliche Forschung*, 28 (1), pp. 358-362.
- **Bundesgütegemeinschaft Kompost e. V. [BGK] & Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft [FAL]** (2006). Organische Düngung. Grundlagen der guten fachlichen Praxis. (3rd Edition), Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. Köln, Retrieved from www.kompost.de/fileadmin/docs/shop/Anwendungsempfehlungen/Organische_Duengung_Auflage3.pdf
- **Businelli M.,** (2009). *Chimica del suolo*, Morlacchi editore.
- Butt, K.R. 1993. Utilization of solid paper mill sludge and spent brewery yeast as a feed for soil-dwelling earthworms, *Biores. Technol.*, 44:105-107.
- **Cabanas-Echevarría, M., Torres –García, A., Díaz-Rodríguez, B., Ardisana, E.F.H. and Creme-Ramos, Y.** (2005). Influence of three bioproducts of organic origin on the production of two banana clones (*Musa* spp AAB.) obtained by tissue cultures. *Alimentaria*, 369, 111-116.

- **Campitelli, P. and Ceppi, S.** (2008). Chemical, physical and biological compost and vermicompost characterization: A chemometric study. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*, 90, 64-71.
- **Carter, M. R.; Sanderson, J. B. & MacLeod, J. A.** (2004). Influence of compost on the physical properties and organic matter fractions of a fine sandy loam throughout the cycle of a potato rotation. *Canadian Journal of Soil Science*, 84, pp. 211-218.
- **Cetin, E., Moghtaderi, B., Gupta, R., e Wall, T.F.** (2004) ‘Influence of pyrolysis conditions on the structure and gasification reactivity of biomass chars’, *Fuel*, vol 83.
- **Chand, S., Pande, P., Prasad, A., Anwar, M. and Patra, D.D.** (2007). Influence of integrated supply of vermicompost and zinc-enriched compost with two graded levels of iron and zinc on the productivity of geranium. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 38, 2581–2599.
- **Chaoui, H.I., Zibilske, L.M. and Ohno, T.** (2003). Effects of earthworm casts and compost on soil microbial activity and plant nutrient availability. *Soil Biology and Biochemistry*, 35, 295-302.
- **Cheng, C.H., Lehmann, J. e Engelhard, M.** (2008) ‘Natural oxidation of black carbon in soils: Changes in molecular form and surface charge along a climosequence’, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, vol 72, pp 1598 – 1610.
- **Cheng, C.H., Lehmann, J., Thies, J.E., Burton, S.D. e Engelhard, M.** (2006) ‘Oxidation of black carbon through biotic and abiotic processes’, *Organic Biochemistry*, vol 37, pp 1477-1488.
- **Chintala R., T.E. Schumacher, S. Kumar, D.D. Malo, J.A. Rice, B. Bleakley, G.Chilom, D.E. Clay, J.L. Julson, S.K. Papiernik, Z.R. Gu,** (2014) Molecular characterization of biochars and their influence on microbiological properties of soil, *J. Hazard. Mater.* 279 244–256.
- **Das, K.C., Garcia-Perez, M., Bibens, B., Melear, N.** (2008) ‘Slow pyrolysis of poultry litter and pine woody biomass: Impact of chars and bio-oils on microbial growth’, *Journal of Environmental Science and Health*.
- **Dazzi C.,** (2013). *Fondamenti di pedologia*, Le Pensur.
- **Deenik JL, McClellan T, Uehara G, Antal MJ, Campbell S** (2010) Charcoal volatile matter content influence plant growth and soil nitrogen transformations. *Soil Sci Soc Am J* 74:1259–1270
- **Demirbas, A., Arslan, G., Pehlivan, E.** (2006) ‘Recent studies on activated carbons and fly ashes from Turkish resources’, *Energy Sources Part A* 28.

- **Dempster D. N., Gleeson D.B., Solaiman Z.M., Jones D.L., Murphy D.V.** (2012) Decreased soil microbial biomass and nitrogen mineralization with Eucalyptus biochar addition to a coarse textured soil. *Plant Soil*, 354, 311:324
- **Diacono, M. & Montemurro, F.** (2010). Long-term effects of organic amendments on soil fertility. A review, *Agron. Sustain. Dev.*, vol. 30, No.2, pp. 401–422, DOI 10.1051/agro/2009040
- **Diez, T. & Kraus, M.** (1997). Wirkung langjähriger Kompostdüngung auf Pflanzenertrag und Bodenfruchtbarkeit, *Agribiological Research*, 50, pp. 78 - 84.
- **Domínguez, J.** (2004). State of the art and new perspectives on vermicomposting research. In: C.A. Edwards (Ed.). *Earthworm Ecology* (2nd edition). CRC Press LLC. Pp. 401-424.
- **Dünisch, O., Lima, V.C., Seehann, G., Donath, J., Montoia, V.R. e Schwarz, T.** (2007) ‘Retention properties of wood residues and their potential for soil ameliorant’, *Wood Science and Technology*, vol 41, pp 169 – 189.
- **Eckmeir, E., Gerlach, R., Skjemstad, J.O., Ehrmann, O. e Schmidt, M.W.I.** (2007) ‘Minor changes in soil organic carbon and charcoal concentrations detected in a temperate deciduous forest year after an experimental slash-and-burn’, *Biogeosciences*, vol 4, pp 377 – 383.
- **Edwards C.A., Bohlen P.J.** (2005). *Biology and ecology of earthworms*. Springer Science and & Business Media, terza edizione.
- **Edwards, C.A.** (1998). The use of earthworms in the breakdown and management of organic wastes, in Edwards, C.A., Ed., *Earthworm Ecology*, CRC Press, Boca Raton, FL, pp. 327-354.
- **Edwards, C.A. and Bohlen, P.J.** (1996). *Biology and Ecology of Earthworms*, Chapman & Hall, London.
- **Edwards, C.A. and Burrows, I.** (1988). The potential of earthworm composts as plant growth media, in Edwards, C.A. and Neuhauser, E., Eds., *Earthworms in Waste and Environmental Management*, SPB Academic Press, The Hague, the Netherlands, pp. 21-32.
- **Edwards, C.A., Arancon, N.Q. and Greytak, S.** (2006). Effects of vermicompost teas on plant growth and disease. *BioCycle* 47, 28-31.
- **El Harti, A., Saghi, M., Molina, J-A.E. and Téller, G.** (2001a). Production d’une substance rhizogène à effet similaire à celui de l’acide indole acétique par le ver de terre *Lumbricus terrestris*. *Canadian Journal of Zoology* 79:1911-1920.

- **El Harti, A., Saghi, M., Molina, J-A.E. and Téller, G.** (2001b). Production des composés indoliques rhizogènes par le ver de terre *Lumbricus terrestris*. *Canadian Journal of Zoology* 79:1921-1932.
- **Elvira, c., Sampedro, L., Domínguez, J., and Mato, S.** (1997). Vermicomposting of wastewater sludge from paper pulp industry with nitrogen rich materials, *Soil Bioi. Biochem.*, 29:759-762.
- **Emmerich, F.G., e Luego, C.A.** (1996) ‘Babassu charcoal: A sulfurless renewable thermo-reducing feedstock for steelmaking’, *Biomass and Bioenergy*, vol 10.
- **Erben, G. A.** (2011). Carbon dynamics and stability of biochar compost. An evaluation of three successive composting experiments, Bachelor Thesis, University of Bayreuth, Bayreuth.
- **Evanylo, G.; Sherony, C.; Spargo, J.; Starner, D.; Brosius, M. & Haering, K.** (2008). Soil and water environmental effects of fertilizer-, manure-, and compost-based fertility practices in an organic vegetable cropping system. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 127, 50-58.
- **Ferreras, L., Gomez, E., Toresani, S., Firpo, I. and Rotondo, R.** (2006). Effect of organic amendments on some physical, chemical and biological properties in a horticultural soil. *Bioresource Technology* 97, 635-640.
- **Flaig, W.** (1968). Einwirkung von organischen Bodenbestandteilen auf das Pflanzenwachstum, *Landwirtsch. Forschung*, Vol. 21, pp. 103–127.
- **Fox, R.** (1986). Ergebnisse aus einem Abdeckungsversuch in Steillagen. *Rebe und Wein*, 39, pp. 357- 360.
- **Fricke, K.; Turk, T. & Vogtmann, H.** (1990). *Grundlagen der Kompostierung*. Berlin: EF-Verl. für Energie- und Umwelttechnik (Technik, Wirtschaft, Umweltschutz).
- **Gajalakshmi, S. and Abbasi, S.A.** (2004). Neem leaves as a source of fertilizer-cum-pesticide vermicompost. *Bioresource Technology* 92, 291-296
- **Gaskin J.W., Speir A., Morris L.M., Ogden L., Harris K., Lee D., Das K.C.,** (2007) ‘Potential for pyrolysis char to affect soil moisture and nutrient status of a loamy sand soil’, proceedings of the 2007 Georgia Water Resources Conference, held March 27–29, at the University of Georgia
- **Gaskin JW, Steiner C, Harris K, Das KC, Bibens B** (2008) Effect of low-temperature pyrolysis conditions on biochar for agricultural use. *Transactions of the Asabe*, 51, 2061–2069.

- **Girvan MS, Campbell CD, Killham K, Prosser JI, Glover LA** (2005) Bacterial diversity promotes community stability and functional resilience after perturbation. *Environ Microbiol* 7:301–313
- **Glaser, B., Haumaier, L., Guggenberger, G., e Zech, W.** (2001) ‘The Terra Preta Phenomenon: A Model for Sustainable Agriculture in the Humid Tropics’, *Naturwissenschaften*.
- **Glaser, B., Lehmann, J. e Zech, W.** (2002) ‘Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal – a review’, *Biology and Fertility of Soils*, vol 35, pp 219 – 229.
- **Gopinath, K.A., Supradip, S., Mina, B.L., Pande, H., Kundu, S. and Gupta, H.S.** (2008). Influence of organic amendments on growth, yield and quality of wheat and on soil properties during transition to organic production. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 82 (1), 51-60.
- **Gottschall, R.** (1984). *Kompostierung. Optimale Aufbereitung und Verwendung organischer Materialien im ökologischen Landbau*, Müller, ISBN 3-7880-9687-X, Karlsruhe.
- **Gundale, M.J. e DeLuca, T. H.** (2006) ‘Temperature and substrate influence the chemical properties of charcoal in the ponderosa pine/Douglas-fir ecosystem’, *Forest Ecology and Management*, vol 231.
- **Gutiérrez-Miceli, F.A., Santiago-Borraz, J., Montes Molina, J.A., Nafate, C.C., Abdud- Archila, M., Oliva Llaven, M.A., Rincón-Rosales, R. and Deendoven L.** (2007). Vermicompost as a soil supplement to improve growth, yield and fruit quality of tomato (*Lycopersicum esculentum*). *Bioresource Technology* 98, 2781-2786.
- **Hadar, Y.; Mandelbaum, R. & Gorodecki, B.** (1992). Biological control of soilborne plant pathogens by suppressive compost.
- **Harms, H.** (1983). Phenolstoffwechsel von Pflanzen in Abhängigkeit von Stickstoffform und -angebot. *Landwirtsch. Forschung*, Vol. 36, pp. 9–17.
- **Harris K., Gaskin J., Sonon L., Das K.C.** (2007b) ‘*Characterization of Pyrolysis Char for Use as an Agricultural Soil Amendment*’, unpublished.
- **Harris, K., Gaskin, J., Bibens, B., Hilten, R., Das, K.C.** (2007a) ‘Effect of Feedstock and Production Method on Pyrolysis Char Properties for Use as an Agricultural Soil Amendment’, *ASA-CSSA-SSSA 2007 International Annual Meeting*, November 4-8, New Orleans, Louisiana.

- **Hartenstein, R. and Neuhauser, E.F.** (1985). Stabilization of activated sludge bioassay with *Eiselliafetida* and certain organic chemical characteristics, *J. Water Pol/ut. COLLrol Fed.*, 57:419-421.
- **Hartmann, R.** (2003). Studien zur standortgerechten Kompostanwendung auf drei pedologisch unterschiedlichen, landwirtschaftlich genutzten Flächen der Wildesauer Geest, Niedersachsen. Bremen, Germany, Universität Bremen, Institut für Geographie.
- **Haug, R.T.,** (1993). *The practical handbook of compost engineering*, LEWIS PUBLISHERS, ISBN 0-87371-373-7, Boca Raton (Florida)
- **Hidalgo, P.R. and Harkess, R.L.** (2002b). Earthworm casting as a substrate for Poinsettia production. *Hortscience* 37 (2), 304-308
- **Hidalgo, P.R., Matta, F.B. and Harkess, R.L.** (2006). Physical and chemical properties of substrates containing earthworm castings and effects on marigold growth. *HortScience*, 41, 1474-1476.
- **Hoitink, H.A.J. & Fahy, P.C.** (1986). basis for the control of soilborne plant-pathogens with composts. In: *Annu Rev Phytopathol* 24, S. 93–114.
- **Hoitink, H.A.J.** (1980). Composted bark, a light weight growth medium with fungicidal properties, *Plant. Dis.* 64, pp. 142-147
- **Holmgren, G.G.S., Meyer, M.W., Chaney, R.L., Daniel, D.B.** (1993). Cadmium, lead, zinc, copper and nickel in agricultural soils of the United States of America. *Journal of Environmental Quality*, 22: 335-348.
- **Horwath, W.** (2007) 'Carbon cyclin, and formation of soil organic matter', in E. A. Paul (ed) *Soil Microbiology, Ecology and Biochemistry*, third edition, Eisevier, Dordrecht, The Netherlands.
- **Hudson, B. D.** (1994). Soil organic matter and available water capacity. *J. of soil & water conservation*, 49, 189 -194.
- **Jain, S., Mishra, D., Khare, P., Yadav, V., Deshmukh, Y., Meena, A.,** 2016. Impact of biochar amendment on enzymatic resilience properties of mine spoils. *Sci. Total Environ.* 544, 410–421
- **Jiang X., Haddix M. L., Cotrufo M. F.** (2016) Interaction between biochar and soil organic carbon decomposition: Effects of nitrogen and low molecular weight carbon compound addition, *Soil Biology and Biochemistry*, 100 92-101
- **Jin, H.,** (2010). Characterization of microbial life colonizing biochar and biochar amended soils. PhD Dissertation, Cornell University, Ithaca, NY.

- **Jindo, K., Sanchez-Monedero, M.A., Hernandez, T., Garcia, C., Furukawa, T., Matsumoto, K., Sonoki, T., Bastida, F., (2012).** Biochar influences the microbial community structure during manure composting with agricultural wastes. *Sci. Total Environ.* 416, 476–481.
- **Juma, N. (1993)** ‘Interrelationships between soil structure/ texture, soil biota/ soil organic matter and crop production’, *Geoderma*, vol 57.
- **Kahle, P. & Belau, L. (1998).** Modellversuche zur Prüfung der Verwertungsmöglichkeiten von Bioabfallkompost in der Landwirtschaft, *Agribiological Research*, 51, pp. 193 – 200.
- **Karmegam, N., Alagumalai, K. and Daniel, T. (1999).** Effect of vermicompost on the growth and yield of green gram (*Phaseolus aureus* Roxb.). *Tropical Agriculture* 76, 143-146
- **Kehres, B. (1992).** Begrenzung der Kompostausbringung durch Nährstoffe. In: Gütesicherung und Vermarktung von Bioabfallkompost, Wiemer, K. & Kern, M. (Eds.), *Abfall – Wirtschaft* 9, pp. 395-408, Witzenhausen-Institut für Abfall, Umwelt und Energie, ISBN 978-3-928673-02-0, Witzenhausen
- **Kolb SE, Fermanich KJ, Dornbush ME (2009)** Effect of charcoal quantity on microbial biomass and activity in temperate soils. *Soil Sci Soc Am J* 73:1173–1181
- **Kong, A. Y. Y.; Six, J.; Bryant, D. C.; Denison, R. F. & van Kessel, C. (2005).** The relationship between carbon input, aggregation, and soil organic carbon stabilization in sustainable cropping systems. *Soil Science Society of America Journal* 69, 1078-1085.
- **Koutcheiko, S., Monreal, C.M., Kodama, H., McCracken, T. e Kotlyar, L. (2007)** ‘Preparation and characterization of activated carbon derived from the thermo-chemical conversion of chicken manure’, *Bioresource Technology*, vol 98.
- **Krieter, M. (1980),** Bodenerosionen in Rhein Hessischen Weinbergen, 3. Teil, ifoam, Nr. 35, pp. 10-13.
- **Kumar S., Bharti A., (2012)** Management of organic waste, Intech, Croatia
- **Kumar, S., Patra, A., Singh, D., Purakayastha, T., (2014).** Long-term chemical fertilization along with farmyard manure enhances resistance and resilience of soil microbial activity against heat stress. *J. Agron. Crop Sci.* 200, 156–162
- **Kuzyakov, Y.; Subbotina, I.; Chen, H. Q.; Bogomolova, I. & Xu, X. L. (2009).** Black carbon decomposition and incorporation into soil microbial biomass estimated by C-14 labeling. *Soil Biology & Biochemistry* 41, 210-219.

- **Kögel-Knabner, I.; Leifeld, J. & Siebert, S.** (1996). Humifizierungsprozesse von Kompost nach Ausbringung auf den Boden. In: Neue Techniken der Kompostierung. Kompostanwendung, Hygiene, Schadstoffabbau, Vermarktung, Abluftbehandlung – Dokumentation, Stegmann, R. (Ed.), Hamburger Berichte 11, pp. 73-87, Economica Verlag, ISBN 3-87081-196-X, Bonn
- **Ladygina N., Rineau F.**, (2013) Biochar and soil biota, Taylor & Francis.
- **Lal, R.** (2009). Soils and food sufficiency. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 29, 113-133
- **Lavelle, P., Barois, I., Blanchart, E., Brown, G., Brussaard, L., Decaens, T., Fragoso, C., Jimenez, J.1., Kajondo, K.K., Martinez, M.A., Moreno, A., Pashanasi, B., Senapati, B., and Villenave, C.** (1998). Earthworms as a resource in tropical agroecosystems, *Nat. Resollr.*, 34:26-41.
- **Lazcano, C. and Domínguez, J.** (2010c). Effects of vermicompost as a potting amendment of two commercially-grown ornamental plant species. *Spanish Journal of Agricultural Research* 8 (4), 1260-1270.
- **Lazcano, C., Arnold, J., Tato, A., Zaller, J.G. and Domínguez, J.** (2009). Compost and vermicompost as nursery pot components: Effects on tomato plant growth and morphology. *Spanish Journal of Agricultural Research* 7, 944-951.
- **Lazcano, C., Revilla P., Malvar, R.A. and Domínguez, J.** (2011). Yield and fruit quality of four sweet corn hybrids (*Zea mays*) under conventional and integrated fertilization with vermicompost. *Journal of the Science of Food and Agriculture*.
- **Lazcano, C., Sampedro, L., Zas, R. and Domínguez, J.** (2010a). Vermicompost enhances germination of the maritime pine (*Pinus pinaster* Ait.). *New Forest*. 39, 387-400.
- **Lazcano, C., Sampedro, L., Zas, R. and Domínguez, J.**, (2010b). Assessment of plant growth promotion by vermicompost in different progenies of maritime pine (*Pinus pinaster* Ait.). *Compost Science and Utilization* 18, 111-118.
- **Lee K. E.** (1985) Earthworms: Their Ecology and Relationships with Soils and Land Use. Academic Press. Sydney.
- **Lehmann J., Joseph S.**, (2009) Biochar for environmental management – science and technology, Earthscan from Routledge, New York
- **Lehmann, J.** (2007) ‘Bio-energy in the black’, *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol 5, pp 381-387.

- **Lehmann, J., Pereira da Silva, Jr.J., Steiner, C., Nehls, T., Zech, W. e Glaser B.** (2003) 'Nutrient availability and leaching in an archaeological Anthrosol and a Ferralsol of the Central Amazon basin: fertilizer, manure and charcoal amendments', Kluwer Academic Publishers.
- **Leita, L.; Fornasier, F.; Mondini, C. & Cantone, P.** (2003). Organic matter evolution and availability of metals during composting of MSW, In: Applying Compost – Benefits and Needs. Seminar Proceedings Brussels, 22 – 23 November 2001, Federal Ministry of Agriculture, Forestry, Environment and Water Management, Austria, and European Communities, pp. 201-206, ISBN 3-902 338-26-1, Brussels, Retrieved from <http://ec.europa.eu/environment/waste/compost/seminar.htm>
- **Lenzen, P.** (1989): Untersuchungsergebnisse zur Verwendung von Müllkompost und Müllklärschlammkompost zur Bodenverbesserung und Bodenherstellung, III, Bestandsentwicklung, Biomassebildung und Nährstoffentzug, Z. f. Vegetationstechnik im Landschafts- und Sportstättenbau 12, pp. 81-96.
- **Liang, B.** (2008) '*The Biogeochemistry of Black Carbon in Soils*', PhD Thesis, Cornell University, Ithaca, NY.
- **Liu, B.; Gumpertz, M. L.; Hu, S. & Ristaino, J. B.** (2007). Long-term effects of organic and synthetic soil fertility amendments on soil microbial communities and the development of southern blight. *Soil Biology and Biochemistry* 39, 2302-2316.
- **Lützw, M. von; Kögel Knabner, I.; Ludwig, B.; Matzner, E.; Flessa, H.; Ekschmitt, K.; Guggenberger, G.; Marschner, B. & Kalbitz, K.** (2008). Stabilization mechanisms of organic matter in four temperate soils: Development and application of a conceptual model. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, Vol. 171, No. 1, pp. 111–124.
- **Löbbert, M. & Reloe, H.** (1991). Verfahren der Ausbringung aufbereiteter organischer Reststoffe zur Verminderung der Erosion in Reihenkulturen (Mais), Arbeiten aus dem Institut für Landtechnik der Universität Bonn, Heft 7.
- **MacKenzie, M.D. e DeLuca, T.H.** (2006) 'Charcoal and shrubs modify in soil processes in ponderosa pine forests of western Montana', *Plant and Soil*, vol 287, pp 257 – 267.
- **Malquori A.**, (1986). Lineamenti di Chimica del Terreno, Editoriale Ragno, Palermo.
- **Marschner, B. & Flessa, H.** (2006): Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions - a review. *European Journal of Soil Science*, Vol. 57, pp. 426–445.

- **Marschner, H.** (1995) 'The Mineral Nutrition of Higher Plants', *Academic Press*, San Diego, CA.
- **Money, N.P.** (1995) 'Turgor pressure and the mechanics of fungal penetration', *Canadian Journal of Botany*, vol 73, pp S96 – S102.
- **Nakasone, A.K., Bettiol, W. and de Souza, R.M.** (1999). The effect of water extracts of organic matter on plant pathogens. *Summa Phytopathologica*, 25, 330-335.
- **Neklyudov, A. D.; Fedotov, G. N. & Ivankin, A. N.** (2006): Aerobic Processing of Organic Waste into Composts. In: *Applied Biochemistry & Microbiology* 42 (4), pp. 341–353
- **Nelson, E. B. & Hoitink, H. A.** (1983). The role of microorganisms in the suppression of *Rhizoctonia solani* in container media amended with composted hardwood bark. In: *Phytopathology* 73 (2), S. 274–278.
- **Nguyen B.T., Lehmann J., Hockaday W.C., Joseph S., Masiello C.** (2010). Temperature sensitivity of black carbon decomposition and oxidation, *Environ. Sci. Technol.*, Vol. 44, No. 9, pp. 3324-3331.
- **Nielson, R.L.** (1965). Presence of plant growth substances in earthworms demonstrated by paper chromatography and the Went pea test. *Nature*, 208, 1113-1114.
- **Noble, R. and Coventry, E.** (2005). Suppression of soil-borne plant diseases with composts: A review. *Biocontrol Science and Technology* 15, 3-20.
- **Ogawa, M.** (1994) 'Symbiosis of people and nature in the tropics', *Farming Japan*, vol. 28, pp 1 0-34.
- **Okimori, Y., Ogawa, M., Takahashi, F.** (2003) 'Potential of CO₂ emission reductions by carbonizing biomass waste from industrial tree plantation in south Sumatra', Indonesia. *Mitigation and adaptation strategies for global change* 8.
- **Orlikowski, L.B.** (1999). Vermicompost extract in the control of some soil borne pathogens. *International Symposium on Crop Protection*, 64, 405-410.
- **Ortega-Calvo, J.J. e Saiz-Jimenez, C.** (1998) 'Effect of humic fractions and clay on biodegradation of phenanthrene by a *Pseudomonas fluorescens* strain isolated from soil', *Applied and Environmental Microbiology*, vol 64, pp 3123 – 3126.
- **Ouedraogo, E.; Mando, A. & Zombre, N. P.** (2001). Use of compost to improve soil properties and crop productivity under low input agricultural system in West Africa. *Agriculture Ecosystems & Environment* 84, 259-266.

- **Paz-Ferreiro, J., Gascó, G., Gutiérrez, B., Méndez, A.,** (2012). Soil biochemical activities and the geometric mean of enzyme activities after application of sewage sludge and sewage sludge biochar to soil. *Biol. Fertil. Soils* 48, 511–517.
- **Piccolo, A., Pietramellara, G. e Mbagwu, J.S.C.** (1996) 'Effect of coal-derived humic substances on water retention and structural stability of Mediterranean soil', *Soil Use and Management*, vol 12, pp 209 – 213.
- **Pietikäinen, J., Kiikkilä, O. e Fritze, H.** (2000) 'Charcoal as a habitat for microbes and its effect on the microbial community of the underlying humus', *Oikos*, vol. 89, pp231-242.
- **Pignatello, J.J., Kwon, S. e Lu, Y.** (2006) 'Effect of natural organic substances on the surface and adsorptive properties of environmental black carbon (char): Attenuation of surface activity by humic and fulvic acids', *Environmental Science and Technology*, vol 40, pp 7757 – 7763.
- **Prabha, M.L., Jayraay, I.A., Jayraay, R. and Rao, D.S.** (2007). Effect of vermicompost on growth parameters of selected vegetable and medicinal plants. *Asian Journal of microbiology, Biotechnology and Environmental Sciences*, 9(2), 321-326.
- **Radaelli L., Calamai L.,** (2001). *Chimica del terreno*, Piccin Nuova Libreria.
- **Radovic, L.R., Moreno-Castilla, C. e Rivera-Utrilla, J.** (2001) 'Carbon materials as adsorbents in aqueous solutions', *Chemistry and Physics of Carbon: A Series of Advances*, vol 27.
- **Ramesh, P.** (2000). Effects of vermicomposts and vermicomposting on damage by sucking pests to ground nut (*Arachis hypogea*). *Indian Journal of Agricultural Sciences*, 70 (5), 334.
- **Rao, K.R.** (2002). Induced host plant resistance in the management of sucking insect pests of groundnut. *Annals of Plant Protection Science* 10, 45-50.
- **Raveendran, K., Ganesh, A. e Khilart, K.C.** (1995) 'Influence of mineral matter on biomass pyrolysis characteristics', *Fuel*, vol 74.
- **Reynolds, J.w.** (1994). *Earthworms of the world*, Global Diversity, 4: 11-16.
- **Ribeiro, C.F., Mizobusi, E.H., Silva, D.G., Pereira, J.C.R. and Zambolim, L.** (1998). Control of *Meloidogyne javanica* on lettuce with organic amendments. *Fitopatologia Brasileira* 23, 42-44.
- **Richter, G.** (1979). *Bodenerosion in Reblagen des Moselgebietes, Ergebnisse quantitativer Untersuchungen, 1974-1977: Forschungsstelle Bodenerosion d. Univ. Trier.*

- **Rouquerol, F., Rouquerol, I. e Sing, K.** (1999) ‘*Adsorption by Powders and Porous Solids*’, Academic Press, London, UK.
- **Sahin, H.** (1989). Auswirkungen des langjährigen Einsatzes von Müllkompost auf den Gehalt an organischer Substanz, die Regenwurmaktivität, die Bodenatmung sowie die Aggregatstabilität und die Porengrößenverteilung, *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, Vol. 59, No. II, pp. 1125–1130.
- **Saito, M.** (1990) ‘Charcoal as a micro habitat for VA mycorrhizal fungi, and its practical application’, *Agriculture, Ecosystems, and the Environment*, vol 29, pp 341 – 344.
- **Schnitzer, M.I., Monreal, C.M., Jandl, G., e Leinweber, P.** (2007) ‘The conversion of chicken manure to biooil by fast pyrolysis II. Analyses of chicken manure, biooils and char by curie-point pyrolysis-gas chromatography/ mass spectrometry (Cp Py GC/MS)’, *Journal of Environmental Science and Health B*, vol 42.
- **Schulz, H. & Glaser, B.** (2011). Biochar - benefits for soil and plants as compared with conventional soil amendments. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* in press.
- **Seiberth, W. & Kick, H.** (1969): Ein zwölfjähriger Freilandversuch zur Wirkung von Müll und Klärschlammkomposten, Stallmist und Stroh auf Ertrag, Nährstoff- und Humusgehalt des Bodens, *Landw. Forschung* 23, pp. 13- 22.
- **Sequi P.**, (1991). *Chimica del suolo*, Patron editore, Ristampa corretta, Bologna
- **Sequi P.**, (2005). *Fondamenti di chimica del suolo*, Patron editore, Seconda edizione, Bologna.
- **Shinogi, Y., Yoshida, H., Koizumi, T., Yamaoka, M., Saito, T.** (2002) ‘Basic characteristics of low-temperature carbon products from waste sludge’, *Advances in Environmental Research* 7.
- **Singh, R., Gupta, R.K., Patil, R.T., Sharma, R.R., Asrey, R., Kumar, A. and Jangra, K.K.**, (2010). Sequential foliar application of vermicompost leachates improves marketable fruit yield and quality of strawberry (*Fragaria x ananassa* Duch.). *Scientia Horticulturae*, 124, 34-39.
- **Singh, U.P., Maurya, S. and Singh, D.P.** (2003). Antifungal activity and induced resistance in pea by aqueous extract of vermicompost and for control of powdery mildew of pea and balsam. *Zeitschrift für Pflanzenkrankheiten und Pflanzenschutz*, 110, 544-553.
- **Skjemstad, J.O. e Graetz, R.D.** (2003) ‘The impact of burning on the nature of soil organic matter in Australia’, *Agronomia*, vol 37, pp 85 – 90.

- **Skjemstad, J.O., Taylor, J.A., Janik, L.J. e Marvanek, S.P.** (1999) 'Soil organic carbon dynamics under long-term sugarcane monoculture', *Australian Journal of Soil Research*, vol 37, pp 151 – 164.
- **Smith, J.L. & Collins, H.P.** (2007). Composting. In: *Soil Microbiology, Ecology, and Biochemistry* (3rd edition), Paul, E.A., (Ed)., pp. 483-486. Academic Press, ISBN 0125468075, 9780125468077, Burlington
- **Stamatiadis, S.; Werner, M. & Buchanan, M.** (1999). Field assessment of soil quality as affected by compost and fertilizer application in a broccoli field, *Applied Soil Ecology*, 12, pp. 217 - 225.
- **Steiner, C., Teixeira, W.G., Lehmann, J., Nehls, T., de Macedo, J.L.V., Blum, W.E.H. e Zech, W.** (2007) 'Long term effects of manure, charcoal, and mineral fertilization on crop production and fertility on a highly weathered Central Amazonian upland soil', *Plant and Soil*, vol 291, pp 275 – 290.
- **Steiner, C; Melear, N.; Harris, K. & Das, K.C.** (2011). Biochar as bulking agent for poultry litter composting, *Carbon Management*, June 2011, Vol. 2, No. 3, pp. 227-230
- **Stotzky G., Bollag J.M.,** (1996). *Soil Biochemistry*, Vol. 9, Marcel Dekker, Inc., New York
- **Strauss, P.** (2003). Runoff, soil erosion and related physical properties after 7 years of compost application. In: *Applying Compost – Benefits and Needs. Seminar Proceedings Brussels*, 22 – 23 November 2001, Federal Ministry of Agriculture, Forestry, Environment and Water Management, Austria, and European Communities, pp. 219-224, ISBN 3-902 338-26-1, Brussels, Retrieved from <http://ec.europa.eu/environment/waste/compost/seminar.htm>
- **Stöppler-Zimmer, H.; Gottschall, R. & Gallenkemper, B.** (1993). Anforderungen an Qualität und Anwendung von Bio- und Grünkomposten, Schriftenreihe des Arbeitskreises für die Nutzbarmachung von Siedlungsabfällen (ANS) e. V., Heft 25, Studie im BMFTVerbundvorhaben „Neue Techniken der Kompostierung“, 1st Edition, Kurz & Co. Druckerei + Reprografie GmbH, Stuttgart
- **Sunil, K., Rawat, C.R., Shiva, D. and Suchit, K.R.** (2005). Dry matter accumulation, nutrient uptake and changes in soil fertility status as influenced by different organic and inorganic sources of nutrients to forage sorghum (*Sorghum bicolor*). *Indian Journal of Agricultural Science*, 75 (6), 340-342.
- **Swathi, P., Rao, K.T. and Rao, P.A.** (1998). Studies on control of root-knot nematode *Meloidogyne incognita* in tobacco miniserries. *Tobacco Research* 1, 26-30.

- **Swiatkowski, A., Pakula, B., Biniak, S. e Walczyk, M.** (2004) ‘Influence of the surface chemistry of modified activated carbon on its electrochemical behaviour in the presence of lead (II) ions’, *Carbon*, vol 42.
- **Szczecz, M., Smolinska, U.** (2001). Comparison of suppressiveness of vermicompost produced from animal manures and sewage sludge against *Phytophthora nicotianae* Breda de Haar var. *nicotianae*. *Journal of Phytopathology*, 149, 77-82
- **Söchtig, H.** (1964): Beeinflussung des Stoffwechsels der Pflanzen durch Humus und seine Bestandteile und die Auswirkung auf Wachstum und Ertrag. *Landbauforschung Völkenrode*, Vol. 14, pp. 9–16.
- **Tejada, M., Gonzalez, J.L., Hernandez, M.T. and Garcia, C.,** (2008). Agricultural use of leachates obtained from two different vermicomposting processes, *Bioresource Technology*, 99, 6228-6232.
- **Tejada, M.; Garcia, C.; Gonzalez, J. L. & Hernandez, M. T.** (2006). Use of organic amendment as a strategy for saline soil remediation: Influence on the physical, chemical and biological properties of soil. *Soil Biology & Biochemistry* 38, 1413-1421.
- **Termorshuizen, A. J.; van Rijn, E. & Blok, W. J.** (2005). Phytosanitary risk assessment of composts. *Compost Science & Utilization* 13, 108-115.
- **Termorshuizen, A.J., van Rijn, E., van der Gaag, D.J., Alabouvette, C., Chen, Y., Lagerlöf, J., Malandrakis, A.A., Paplomatas, E.J, Rämert, B., Ryckeboer, J., Steinberg, C. and Zmora-Nahum, S.** (2006). Supressiveness of 18 composts against 7 pathosystems: Variability in pathogen response. *Soil Biology and Biochemistry* 38, 2461-2477.
- **Thies, J.E. e Suzuki, K.** (2003) ‘Amazonian Dark Earths – Biologica measurements’, in J. Lehmann, D. Kern, B. Glaser e W.I. Woods, *Amazonian Dark Earths: Origin, Properties, Management*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, pp 287 – 332.
- **Tisdall, J. M. & Oades, J. M.** (1982). Organic matter and water stable aggregates in soils. *Journal of Soil Science* 33, 141-161.
- **Trevisan, S., Pizzeghello, D., Ruperti, B., Francioso, O., Sassi, A., Palme, K., Quaggiotti, S. and Nardi, S.** (2010). Humic substances induce lateral root formation and expression of the early auxin-responsive IAA19 gene and DR5 synthetic element in *Arabidopsis*. *Plant Biology*, 12, 604-614.

- **Trillas M.I., Casanova, E., Cotxarrera, L., Ordovás, J., Borrero, C. and Avilés, M.** (2006). Composts from agricultural waste and the *Trichoderma asperellum* strain T-34 suppress *Rhizoctonia solani* in cucumber seedlings. *Biological Control* 39, 32-38.
- **Troeh, F.R. e Thompson, L.M.** (2005) '*Soils and Soils Fertility*', Blackwell Publishing, Iowa, US.
- **United States Environmental Protection Agency** (1998). An Analysis of Composting as an Environmental Remediation Technology, Solid Waste and Emergency Response, EPA530-R-98-008, Washington DC
- **Violante P.,** (2013). *Chimica e fertilità del suolo*, Edagricole, Bologna.
- **Vismara R., Grosso M., Centemero M.,** (2009) *Compost ed energia da biorifiuti*, Flaccovio Dario Editore.
- **Vogtmann, H.; Kehres, B.; Gottschall, R. & Meier-Ploeger, A.** (1991). Untersuchungen zur Kompostverwertung in Landwirtschaft und Gartenbau, In: *Bioabfallkompostierung - flächendeckende Einführung*, *Abfall-Wirtschaft* 6, Wiemer, K. & Kern, M. (Eds.), pp. 467-494, M.C.I.Baeza Verlag, ISBN 3881226338, 9783881226332, Witzenhausen.
- **Vogtmann, H.; Kehres, B.; Gottschall, R. & Meier-Ploeger, A.** (1991). Untersuchungen zur Kompostverwertung in Landwirtschaft und Gartenbau, In: *Bioabfallkompostierung - flächendeckende Einführung*, *Abfall-Wirtschaft* 6, Wiemer, K. & Kern, M. (Eds.), pp. 467-494, M.C.I.Baeza Verlag, ISBN 3881226338, 9783881226332, Witzenhausen.
- **Wang J, Xiong Z and Kuzyakov Y** (2015) Biochar stability in soil: Meta analysis of decomposition and priming effects *GCB Bioenergy*
- **Wardle, D.A., Zackrisson, O., e Nilsson, M.C.** (1998) 'The charcoal effect in Boreal forests: mechanisms and ecological consequences', *Oecologia*, vol 115, pp 419 – 426.
- **Warnock, D. D., Lehmann, L Kuyper, T. W. e Rillig, M. C.** (2007) 'Mycorrhizal responses to biochar in soil- concepts and mechanisms', *Plant and Soil*, vol. 300, pp9-20.
- **Werner, W.; Scherer, H.W & Olf, H.-W** (1988). Influence of long-term application of sewage sludge and compost from garbage with sewage sludge on soil fertility criteria. *Journal of Agronomy and Crop Science*, Vol. 160, Issue 3, pp. 173–179.
- **Wu F., Jia Z., Wang S., Chand S. X., Startsev A.** (2012) Contrasting effects of wheat straw and its biochar on greenhouse gas emissions and enzyme activities in a Chernozemic soil. *Biol. Fertil. Soils* 49, 555-565

- **Yaman, S.**, (2004) Pyrolysis of biomass to produce fuels and chemical feedstocks. *Energy Conversion and Management* 45.
- **Yao, Y., Gao, B., Zhang, M., Inyang, M. and Zimmerman, A. R.** (2012). Effect of biochar amendment on sorption and leaching of nitrate, ammonium, and phosphate in a sandy soil. *Chemosphere*. 89: 1467–1471.
- **Yardim, E.N., Arancon, N.A., Edwards, C.A., Oliver, T.J. and Byrne, R.J.** 2006. Suppression of tomato hornworm (*Manduca quinquemaculata*) and cucumber beetles (*Acalymma vittatum* and *Diabotrica undecimpunctata*) populations and damage by vermicomposts. *Pedobiologia*, 50, 23-29.
- **Yu, C., Tang, Y., Fang, M., Luo, Z. e Cen, K.** (2005) ‘Experimental study on alkali emission during rice straw pyrolysis’, *Journal of Zhejiang University (Engineering Science)*, vol 39.
- **Zaccheo P., Cattivello C.**, (2009) I substrati di coltivazione – Aspetti teorici ed applicativi di un fattore chiave delle produzioni in contenitore, Edagricole, Bologna.
- **Zaller, J.G.** (2006). Foliar spraying of vermicompost extracts: effects on fruit quality and indications of late-blight suppression of field-grown tomatoes. *Biological Agriculture and Horticulture*, 24, 165-180
- **Zandonadi, D.B., Canellas, L.P. and Rocha Façanha, A.** (2006). Indolacetic and humic acids induce lateral root development through a concerted plasmalemma and tonoplast H⁺ pumps activation. *Planta*, 225, 1583-1595.
- **Zhang M, Ok YS** (2014) Biochar soil amendment for sustainable agriculture with carbon and contaminant sequestration. *Carbon Management*, 5, 255–257.