



Il compost a base di legno influisce sulla fertilità del suolo e sul contenuto di forme disponibili dei nutrienti nel vigneto e nelle coltivazioni da pieno campo

Diego Pizzeghello ^{1,*}, Livio Bellin ¹, Serenella Nardi ¹, Ornella Francioso ², Andrea Squartini ¹
and Giuseppe Concheri ¹

¹ Department of Agronomy, Food, Natural Resources, Animals and Environment (DAFNAE), Padova University, 35020 Legnaro, Italy; liviobellin@gmail.com (L.B.); serenella.nardi@unipd.it (S.N.); squart@unipd.it (A.S.); giuseppe.concheri@unipd.it (G.C.)

² Department of Agricultural and Food Sciences, Bologna University, 40127 Bologna, Italy; ornella.francioso@unibo.it

* Correspondence: diego.pizzeghello@unipd.it; Tel.: +39-49-8272845

Abstract: Per contrastare la perdita di materia organica dei suoli agricoli, l'uso di compost ottenuto da residui vegetali erbacei e legnosi è una strategia promettente. In questo studio, una fattoria biologica (NE Italia) è stata studiata per determinare l'effetto delle sue pratiche di gestione sulle proprietà fisiche e chimiche del suolo. Il suolo gestito con sistema biologico ha ricevuto tre anni fa una singola dose elevata (60 t/ha) di un compost a base di legno (WBC), ed è stato confrontato con un'azienda agricola convenzionale che applicava annualmente una fertilizzazione minerale con aggiunta di letame. In entrambi i sistemi, sono stati raccolti campioni di terreno da un vigneto e da appezzamenti con colture da pieno campo, inoltre sono stati raccolti campioni di terreno da un'area non coltivata e non trattata né con compost né con fertilizzanti o letame (non trattato = controllo). I campioni di suolo sono stati analizzati misurandone i parametri di fertilità, le frazioni estraibili di macro e micronutrienti con DTPA e Mehlich3 e il loro contenuto totale. Il compost WBC è stato analizzato misurandone i parametri fisici, chimici e biologici. I risultati hanno mostrato che il WBC soddisfaceva i requisiti prescritti dalla legislazione italiana, ed è stata evidenziata l'assenza di fitotossicità e la presenza di un'attività stimolante per lo sviluppo delle radici. Dalla metabarcodificazione del DNA della comunità batterica, il compost WBC ha rivelato diverse peculiarità, tra cui la dominanza di taxa come l'ordine Acidimicrobiales, le famiglie Anerolineaceae, Cytophagaceae, Caldimicrobiaceae, Saprospiraceae e l'archeon Candidatus Nitrososphaera. Per quanto riguarda la fertilità dei suoli, l'aggiunta di WBC sia in vigna che in campo ha influenzato



notevolmente alcuni parametri pedologici importanti rispetto a quelli della concimazione convenzionale e del terreno non trattato. Tra questi, WBC ha aumentato fortemente il contenuto di Carbonio organico e la quantità di Fosforo disponibile. Inoltre, le concentrazioni di macro e micronutrienti estraibili da DTPA erano generalmente più alte con WBC rispetto alla fertilizzazione convenzionale. Al contrario, i metalli estraibili Mehlich3 e il contenuto totale di metalli non sono stati influenzati dalla fertilizzazione. L'analisi dei componenti principali ha indicato che il Carbonio organico, i macronutrienti (Ca-DTPA, K-DTPA e P-Olsen), nonché i micronutrienti (B-DTPA, Fe-DTPA e Mo-DTPA) sono i principali fattori che distinguono adeguatamente la fertilizzazione convenzionale dalla fertilizzazione organica. Oltre a questo, nell'ambito della stessa gestione, i casi per agroecosistema sono stati ben rilevati anche dalla cluster analysis. In sostanza, a breve termine, il sistema biologico ha portato a un miglioramento significativo del Carbonio organico e dei nutrienti disponibili per le piante rispetto al sistema convenzionale.

1. Introduzione

È noto che su scala globale, soprattutto nella regione mediterranea, c'è una grave perdita di materia organica nei suoli agricoli. La riduzione della materia organica ha un effetto negativo diretto sulla fertilità del suolo, portando ad un aumento della domanda di fabbisogni energetici ed economici a medio e lungo termine (cioè fertilizzanti, irrigazione, controllo delle malattie) e ad un graduale declino della produttività [1]. Nel tempo, il declino della qualità del suolo ha portato all'irreversibilità di questo processo e l'incidenza dell'erosione e della desertificazione è aumentata [2]. Pertanto, c'è un urgente bisogno di pratiche agronomiche che possano ridurre la perdita di carbonio e persino aumentare lo stoccaggio del carbonio nel suolo. Ciò include il miglioramento delle varietà delle colture, l'espansione della rotazione delle colture, l'eliminazione o la riduzione dell'uso del maggese nudo e l'applicazione di fertilizzanti organici come compost o prodotti di scarto dell'allevamento di animali [3,4]. Sebbene queste pratiche non siano comuni nell'agricoltura convenzionale, sono pratiche fondamentali dell'agricoltura biologica nella quale la produzione agricola si basa in gran parte su cicli di nutrienti chiusi restituendo residui vegetali e letame alla terra. L'agricoltura biologica è un sistema di gestione della produzione ecologica in grado di promuovere e migliorare la



biodiversità, i cicli biologici e le attività biologiche del suolo. Si basa sull'uso minimo di input esterni all'azienda e su pratiche di gestione che ripristinano, mantengono e migliorano l'armonia ecologica. Al contrario, i sistemi agricoli convenzionali sono caratterizzati da un elevato apporto di fertilizzanti organici e minerali, pesticidi e uso di combustibili fossili, nonché da una forte dipendenza da fonti esterne e da grandi investimenti di capitale. Pertanto, si presume che l'adozione dell'agricoltura biologica porterà a una riduzione della perdita di carbonio nel suolo e a concentrazioni di tale elemento nel terreno ancora più elevate e al sequestro netto di carbonio nel tempo [5]. Sebbene alcune prove supportino che il contenuto di carbonio nel suolo gestito in modo biologico è superiore a quello nel suolo gestito in modo integrato o convenzionale [6,7], altri studi non hanno trovato questa differenza [8,9]. Come risultato di questi risultati contrastanti, i vantaggi e gli svantaggi dei sistemi di agricoltura biologica rispetto alla gestione convenzionale sono oggetto di un dibattito attivo. Negli ultimi anni, la produzione agricola biologica si è sviluppata rapidamente grazie ai suoi punti di forza, come quello di essere considerata una fonte di alimento sano a vantaggio per i consumatori, nonché alle politiche agricole dell'UE. Secondo i dati dell'Istituto di ricerca sull'agricoltura biologica, nel 2015 c'erano 179 diversi paesi produttori di prodotti biologici nel mondo, per un totale di 50,9 milioni di ettari di terreno agricolo dedicato alla produzione biologica, che è approssimativamente la superficie totale della Spagna. Studi che confrontano suoli gestiti con agricoltura biologica e quelli coltivati convenzionalmente hanno documentato maggiori quantità di sostanza organica e di azoto (N) totale nei suoli gestiti con l'uso di pratiche biologiche [10]. In particolare, gli aumenti della materia organica del suolo in seguito al passaggio alla gestione biologica avvengono lentamente e di solito sono necessari diversi anni per rilevarli [11], ma possono avere un enorme impatto sulla produttività a lungo termine. È stato riscontrato che i cambiamenti nelle altre proprietà del suolo sono più variabili, il che può essere dovuto a differenze di clima, rotazione delle colture, tipo di suolo o periodo di tempo in cui il suolo è sotto gestione biologica. Generalmente, durante la produzione biologica, il pH del suolo è più alto e i nutrienti disponibili per le piante, in particolare il potassio (K), possono essere più alti. Poiché queste proprietà del terreno sono fondamentali per



determinare la fertilità dei suoli agricoli, la capacità di prevedere e gestire le dinamiche e l'intensità temporale e spaziale delle proprietà del suolo faciliterà il passaggio ai sistemi di agricoltura biologica. In tale contesto, vari materiali di compostaggio sono stati proposti come candidati per migliorare la fertilità del suolo, compresi i rifiuti solidi urbani, i fanghi di depurazione, il letame animale e i rifiuti agroindustriali [12]. Tra i possibili materiali di compostaggio, quelli a base di rifiuti vegetali erbacei e legnosi possono essere i più promettenti [13-15]. Nelle città dei paesi sviluppati, la produzione annuale di residui verdi (potatura, foglie e trucioli di legno) supera le 20.000 tonnellate all'anno e i residui verdi rappresentano il 30% del peso totale dei rifiuti solidi urbani [16]. Il compost verde è stato testato in diversi esperimenti per la coltivazione di ortaggi [17], arbusti [18] e piante ornamentali [15]. La standardizzazione delle caratteristiche del compost è considerata uno dei problemi principali nel suo effettivo utilizzo. La scelta di materiali di compostaggio prodotti localmente è un modo per ottenere compost verde di alta qualità e standard, il che non è possibile per molti altri tipi di compost (ad esempio, compost da rifiuti organici urbani) [19]. Pertanto, i residui lignocellulosici delle aziende agricole sono ritenuti un eccellente apporto di sostanza organica che contribuisce a migliorare l'accumulo di Carbonio organico nel suolo, nonché al riciclo dei nutrienti secondo i principi dell'economia circolare. Lo scopo di questo lavoro è studiare gli effetti del compost a base di legno distribuito in un'azienda agricola a gestione biologica in un vigneto e in appezzamenti con colture da pieno campo. Viene studiato l'effetto del miglioramento dei parametri di fertilità del suolo, in particolare la materia organica, il contenuto di nutrienti e la loro disponibilità. I risultati di questa tesi sono stati confrontati con quelli ottenuti applicando una fertilizzazione minerale più letame in una fattoria convenzionale vicina e da un terreno (di controllo) non trattato. È stato valutato anche l'effetto del compost organico e dei fertilizzanti convenzionali sui livelli dei vari metalli pesanti nei suoli. I risultati di questo studio sono rilevanti per l'uso del compost a base di legno nella gestione biologica del suolo a bassa intensità.



2. Materiali e metodi

2.1. Area studio

Lo studio è stato condotto sui Colli Berici, un gruppo di rilievi di modesta estensione (165 km²) situato in provincia di Vicenza (Italia NE, 45°230 N; 11°260 E). Le colline sono una formazione sedimentaria carbonatica del Paleocene-Eocene con un profilo leggermente arcuato, non particolarmente alta sul livello del mare; la vetta più alta è il Monte Alto (444 m). Il clima è caratterizzato da una temperatura media annua di 12 °C e una precipitazione media annua di 900 mm con scarsa distribuzione in inverno e abbondante in primavera e autunno. Nelle zone carsiche pianeggianti o moderatamente ripide sono presenti suoli poco profondi come Chromi-Epileptic Cambisols e Calcari-Rendzic Leptosols [20] e altri suoli più profondi come Cutani-Chromic Luvisols e Chromic Cambisols [20]. Nei rilievi principalmente si hanno rocce marine terrigene, ma sono presenti anche suoli moderatamente profondi come Calcari-Endoleptic Cambisols e Calcari-Rendzic Leptosols [20], mentre sui pendii più ripidi si hanno Gleyic Calcisols ed Eutric Cambisols [20]. La flora è termofila, di un ambiente a clima caldo, a cui si unisce una vegetazione micro-termica tipica delle quote più elevate. L'area è adatta alla viticoltura.

2.2. Setup sperimentale

Due aziende agricole, una a gestione biologica e una a gestione convenzionale, sono state scelte tra a gruppo preliminare sulla base della somiglianza di estensione, morfologia e coltura. **L'azienda agricola biologica (Agrilux, Vicenza, Italia) si estende su una superficie di 44 ha e utilizza come ammendante un compost a base di legno (WBC) (Organic Forest[®], SORIFAV, Vicenza, Italia)** derivato da residui legnosi di potatura (2/3) e sfalci di prato e foglie (1/3). I principali parametri fisici, chimici, e le caratteristiche biologiche del compost sono riportate in Tabella 1. Qui è sufficiente segnalare che nessuno dei parametri analizzati ha superato la normativa italiana [21]. L'azienda biologica non ha applicato alcun fertilizzante chimico o pesticida. L'azienda biologica è certificata ICEA dal 2014 ed è accreditata SIQURIA dal 2016. L'azienda biologica ha programmato diversi agroecosistemi di cui due sono stati considerati: vigneto (OV) e colture da pieno campo (OFS). Il vigneto è per il 90% Cabernet Sauvignon e il 10% di varietà Merlot e copre un'area di 1,1 ha. Le viti hanno una media di 20 anni di età e sono piantumate con una densità



di 4500 ceppi per ettaro. L'appezzamento per colture a pieno campo è un terreno di 2700 m² di superficie ed è coltivato esclusivamente a rotazione variabile con colture orticole (cioè patate, cavoli, piselli, fagiolini, farro e pomodoro). Il terreno subisce una minima lavorazione mediante ripuntatore e successiva fresatura di uno strato non superiore a 30 cm in profondità. L'irrigazione avviene con un sistema a goccia. Un'azienda agricola convenzionale vicina (35 ha) è stata selezionata con lo stesso tipo di suolo e con agroecosistemi colturali simili con colture da vigneto e da campo denominate rispettivamente CV e CFS.

Parametri fisici, chimici e biologici del compost Organic Forest

Parametro	Unità di misura	Valore ± ES	Limite legale
Umidità	g/kg	444 ± 11	≤500
Reazione	pH	6,7 ± 0,1	6 - 8,5
Conducibilità elettrica	mS/cm	0,89 ± 0,04	
Salinità	meq/100 g	5,09 ± 0,5	
Carbonio Organico	g/kg	340 ± 31	≥200
Carbonati	g/kg	143 ± 12	
Azoto totale	g/kg	31 ± 0,5	
Azoto organico	% azoto totale	98 ± 2	>80
C: N		10,96	≤50
Carbonio umico	g/kg	180 ± 3,6	>25
AH:AF		6,5	
Fosforo (P)	mg/kg	3100 ± 55	
Potassio (K)	mg/kg	13000 ± 100	
Calcio (Ca)	mg/kg	26700 ± 1400	
Magnesio (Mg)	mg/kg	9800 ± 300	
Zolfo (S)	mg/kg	4600 ± 100	
Ferro (Fe)	mg/kg	13370 ± 1250	
Sodio (Na)	mg/kg	3600 ± 100	
Rame (Cu)	mg/kg	45 ± 2	≤230
Zinco (Zn)	mg/kg	104,5 ± 7,5	≤500
Boro (B)	mg/kg	54,1 ± 2,3	
Manganese (Mn)	mg/kg	832 ± 10	
Molibdeno (Mo)	mg/kg	1,71 ± 0,11	<2
Cadmio (Cd)	mg/kg	0,8 ± 0,01	≤1,5
Cromo	mg/kg	13	
Cromo esavalente	mg/kg	0,053 ± 0,03	≤0,5
Nichel (Ni)	mg/kg	5,8 ± 0,7	≤100
Piombo (Pb)	mg/kg	12 ± 0,3	≤140
Cobalto (Co)	mg/kg	4,82 ± 0,1	
Salmonella	Mpn	Assente	Assenza
Escherichia coli	UFC/g	Assente	<1000
Indice di germinazione	%	130	>60
Materie plastiche/vetro	g/kg	0,1	<5
Litoidi inerti	g/kg	0,1	<50

Tabella 1. Caratteristiche fisiche, chimiche e biologiche del compost a base di legno (media ± SE).



I trattamenti di fertilizzazione considerati per questo studio sono stati i seguenti:
 (i) compost a base di legno (WBC) alla dose di 60 t/ha in un'unica soluzione nel 2015 nel vigneto biologico e sui terreni per colture da pieno campo (OV, OFS);
 (ii) fertilizzante minerale di 100 kg/ha/anno di $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$; 100 kg/ha/anno di K_2SO_4 più letame alla dose di 1 t/ha/anno nel vigneto gestito in modo convenzionale e nei suoli con colture da pieno campo (CV, CFS);
 (iii) controllo (UNT) da un'area non fertilizzata e incolta.

Il terreno di controllo era un suolo argilloso privo di scheletro, calcareo, subalcalino, dotato di una moderata fertilità, con un moderato contenuto di Carbonio organico, e caratterizzato da un basso a moderato contenuto di macro e micronutrienti (Tabella 2).

Parametro	Vigneto		Non trattato	Anova
	Biologico	Convenzionale		
pH	8,0 ± 0,1	7,7 ± 0,1	7,7 ± 0,2	n.s.
CE (mS/cm)	0,6 ± 0,1 (a)	0,4 ± 0,1 (b)	0,2 ± 0,1 (c)	*
Sabbia (g/kg)	352 ± 67	304 ± 68	280 ± 52	n.s.
Limo (g/kg)	160 ± 14	188 ± 10	206 ± 11	n.s.
Argilla (g/kg)	488 ± 76	508 ± 75	513 ± 41	n.s.
C totale (g/kg)	55,7 ± 22,4	56,7 ± 28,6	48,4 ± 28,4	n.s.
C organico (g/kg)	32,8 ± 9,4 (a)	13,6 ± 2,7 (b)	10,9 ± 0,6 (b)	***
Azoto totale (g/kg)	3,4 ± 0,9 (a)	3,1 ± 0,1 (a)	1,7 ± 0,3 (b)	**
C:N	16,3 (b)	18,3 (b)	28,4 (a)	**
P-Olsen (mg/kg)	164,7 ± 45,5 (a)	27,5 ± 13,6 (b)	51,2 ± 13,1 (b)	***
S (mg/kg)	571 ± 15 (a)	299 ± 35 (c)	438 ± 12 (b)	**
Ca-DTPA (mg/kg)	21,81 ± 2,6 (a)	5,63 ± 0,3 (b)	1,53 ± 0,4 (c)	***
Mg-DTPA (mg/kg)	1,11 ± 0,22 (a)	0,90 ± 0,1 (b)	0,16 ± 0,04 (b)	***
K-DTPA (mg/kg)	1,92 ± 0,05 (a)	0,56 ± 0,2 (b)	0,48 ± 0,08 (b)	***
Na-DTPA (mg/kg)	0,45 ± 0,05 (a)	0,27 ± 0,06 (b)	0,21 ± 0,03 (b)	***
Fe-DTPA (mg/kg)	22,7 ± 0,6 (a)	10,7 ± 2,2 (b)	10,6 ± 2,5 (b)	***
Mn-DTPA (mg/kg)	10,5 ± 3,0 (a)	5,0 ± 0,9 (b)	4,1 ± 2,6 (a)	**
Cu-DTPA (mg/kg)	36,4 ± 14,6 (a)	4,6 ± 1,5 (c)	2,7 ± 0,5 (b)	**
Zn-DTPA (mg/kg)	11,0 ± 1,4 (a)	6,1 ± 0,8 (b)	2,1 ± 0,5 (b)	*
B-DTPA (mg/kg)	2,9 ± 0,5 (a)	1,2 ± 0,5 (b)	0,7 ± 0,2 (b)	***
Ni-DTPA (mg/kg)	0,4 ± 0,1	0,3 ± 0,1	0,6 ± 0,2	n.s.
Pb-DTPA (mg/kg)	2,8 ± 0,4 (b)	2,9 ± 1,4 (b)	1,2 ± 0,8 (a)	***
Co-DTPA (mg/kg)	<0,1	<0,1	<0,1	
Cr-DTPA (mg/kg)	<0,1	<0,1	<0,1	

n.s.= non significativo; *, **, ***= significatività rispettivamente per $p \leq 0.05$, 0.01 e 0.001 ; differenti lettere per lo stesso parametro indicano differenze significative secondo il test di Student-Newman-Keul ($p=0.05$).

Tabella 2. Caratteristiche fisiche e chimiche dello strato superficiale del suolo dei vigneti ammendato con il compost a base di legno (OV), fertilizzato convenzionalmente (CV) e terreno non trattato. I valori rappresentano il media di 10 repliche (principale ± deviazione standard).



Per quanto riguarda i controlli, per quanto riguarda la possibilità di analisi del suolo al tempo zero, abbiamo optato per una scelta diversa. In effetti, come hanno dimostrato diversi esempi di rapporti che valutano gli aspetti della chimica del suolo o dell'ecologia microbica, esiste un pregiudizio concettuale incorporato nel confrontare due situazioni sotto entrambe le variabili "nel tempo" + "attraverso il trattamento". Il motivo è dovuto al fatto che il tempo stesso determina di per sé diversi cambiamenti anche nello stesso terreno, indipendentemente dalle sue condizioni trattate o non trattate. Ciò è dovuto al consumo interno di materia organica ed emissioni di carbonio, deposizione antropica di azoto, zolfo e molti altri elementi minerali, cellule microbiche aero-disperse e immigrazione di spore con deposito giornaliero governato da eventi meteorologici. Questi potrebbero anche includere irregolarmente particelle di polvere provenienti da altri continenti, come spesso visto dalle incursioni di vento trans-mediterraneo sahariano. Di conseguenza, analizzando lo stesso sito nel tempo, se ricevesse anche trattamenti agricoli su scala aziendale, non sarebbe possibile disaccoppiare l'effetto netto a causa delle pratiche locali e dei concomitanti cambiamenti globali nella chimica e nella biologia dell'area. Per questo motivo, per evitare tale effetto confondente a doppia variabile, la scelta è stata quella di fare affidamento sul confronto tra parcelle trattate e non trattate campionate nello stesso tempo trascorso dall'inizio del trattamento. Per quanto riguarda il suolo di controllo, essendo adiacente a quelli trattati e condividendo la stessa geologia del substrato roccioso (plateau carbonatico), la stessa classificazione pedologica e gli stessi input atmosferici e climatici indiretti, è stato considerato isogenico agli appezzamenti trattati e differisce solo per le pratiche di gestione, che sono la logica e l'oggetto della presente relazione.

2.3. Analisi del compost

Le analisi del compost sono state eseguite come descritto in precedenza [22]. In breve, il peso a secco è stato determinato da 100 g di campione umido lasciando i campioni a 40 ° C per 24 ore e poi a 105 ° C per 24 ore (APHA 1992). Il contenuto di carbonio, N e zolfo (S) è stato misurato utilizzando un analizzatore automatico CNS (Vario Macro CNS, Elementar, Hanau, Germania). L'N organico è stato calcolato sottraendo l' NH_4^+ , determinato dall'elettrodo selettivo, dall'N totale [23]. Macro e micronutrienti e metalli pesanti sono stati quantificati mediante



spettrometria di emissione ottica al plasma accoppiato induttivamente (ICP-OES) (Spectro Analytical Instruments GmbH, Kleve, Germania) preceduta da digestione acida, mentre il cromo esavalente (Cr VI +) è stato determinato spettrofotometricamente [24]. Ulteriori analisi, come pH, conducibilità elettrica (CE) e carbonio umico (CH) sono state eseguite secondo il metodo analitico del compost [24], come richiesto dalla legislazione italiana. Per l'indice di germinazione (IG), è stato eseguito un test di *Lepidium sativum* L. su un estratto acquoso di un campione fresco di compost maturo (1:10 w / v per 1 ora). Cinque mL dell'estratto sono stati pipettati in una capsula Petri rivestita con carta da filtro Whatman dove sono stati posti 10 semi per un periodo di incubazione di 48 ore a 25°C al buio. L'IG è stato calcolato secondo Zucconi et al. [25]. Tutte le analisi sono state eseguite in triplice copia.

2.4. Campionamento e analisi del suolo

I campioni di terreno sono stati raccolti nel marzo 2018. In ogni agroecosistema, sono stati prelevati dieci campioni con una trivella da una profondità di 0 a 20 cm. I sottocampioni (cinque) sono stati raggruppati per ottenere un campione di circa 1 kg per agroecosistema. I campioni sono stati essiccati all'aria, schiacciati da un mattarello per rompere le zolle, passati attraverso un setaccio da 2 mm e conservati a temperatura ambiente. Il pH del suolo è stato misurato potenziometricamente su estratti di terreno / acqua 1: 2,5. Il contenuto di carbonio, N e S è stato determinato mediante combustione a secco in un analizzatore CNS (Vario Macro CNS, Elementar, Hanau, Germania). Il C organico è stato determinato dall'analizzatore CNS e corretto dal carbonio inorganico. L'analisi delle dimensioni delle particelle è stata eseguita secondo il metodo idrometrico utilizzando esametafosfato di sodio come disperdente [26]. Il fosforo (P) disponibile è stato ottenuto agitando 1,0 g di terreno con 20 mL di una soluzione di bicarbonato di sodio 0,5 mol/L (pH 8,5) per 30 min [27]. L'estratto è stato filtrato attraverso carta da filtro Whatman n. 42 e il P è stato determinato mediante spettrometria ICP-OES (Spectro Analytical Instruments GmbH, Kleve, Germania). I metalli sono stati estratti da una miscela acida, mentre per le forme a disposizione per la pianta sono state utilizzate soluzioni di Mehlich3 (M) [28] e acido dietilentriamminopentaacetico (DTPA) [29]. Tutti i metalli degli estratti



sono stati analizzati mediante spettrometria ICP-OES. Tutte le analisi sono state eseguite in triplice copia.

2.5. Analisi della comunità batterica mediante metabarcodificazione di sequenze di DNA 16S

Sono stati utilizzati campioni triplicati di 1 g di compost Organic Forest. Il DNA genomico è stato estratto utilizzando il kit di isolamento del DNA PowerSoil® (MO BIO laboratories Inc., Carlsbad, CA, USA) secondo le istruzioni del produttore. La valutazione della quantità e della qualità del DNA estratto è stata eseguita utilizzando rispettivamente NanoDrop (ThermoFisher Scientific, Waltham, MA, USA) e Qubit Fluorometer (ThermoFisher Scientific, Waltham, MA, USA). La preparazione della libreria è stata eseguita sulla regione V4 del gene rRNA 16S (RNA ribosomiale codificato dal gene 16s, altamente conservato nei microorganismi procarioti come i batteri) utilizzando primer universali (cioè 515f / 806r). Il sequenziamento è stato eseguito utilizzando una piattaforma MiSeq Illumina. I dati grezzi di sequenziamento sono stati elaborati utilizzando un software CLC Workbench (V.8.0.2) con plug-in del modulo di genomica microbica (QIAGEN Bioinformatics, Hilden, Germania). La procedura seguita è stata descritta in dettaglio in precedenza [30]. Il database BLASTn per il gene 16S codificante per l'rRNA (batteri e archaea) è stato utilizzato per assistere e/o verificare l'assegnazione tassonomica ottenuta dall'annotazione CLC (database Greengenes v13_5).

2.6. Statistiche

I dati raccolti sono stati testati per la normalità e l'omoschedasticità rispettivamente dai test di Shapiro – Wilk e di Levene. L'analisi della varianza unidirezionale (ANOVA) è stata utilizzata per i confronti tra suoli gestiti biologicamente e quelli convenzionali per tutte le variabili fisiche e chimiche, sia per i vigneti che per i terreni da colture da pieno campo separatamente come per gli orti e i terreni boscosi. Le medie sono state separate dal test di Student-Newman-Keuls a un livello di significatività del 5% ($p \leq 0,05$). La relazione tra le variabili è stata testata dai coefficienti di correlazione di Pearson. Per identificare la struttura delle interdipendenze tra i principali parametri del suolo, è stata eseguita un'analisi congiunta dei componenti principali (PCA) sulle seguenti variabili: pH, CE, salinità, sabbia,



argilla, C Organico, N-TOT, S, P-Olsen, Ca-TOT e metalli estraibili con DTPA (cioè Ca-DTPA, Mg-DTPA, Na-DTPA, K-DTPA, Al-DTPA, Fe-DTPA, B-DTPA, Mn-DTPA, Zn-DTPA, Cu-DTPA, Mo-DTPA, Ni-DTPA e Pb-DTPA). Le variabili standardizzate sono state sottoposte a PCA; sono state estratte le componenti ortogonali ruotate (metodo di rotazione varimax) e sono stati determinati i punteggi relativi. Solo i PC con autovalore > 1 sono stati considerati per la discussione. Inoltre, l'analisi dei cluster è stata applicata per identificare le strutture all'interno dei dati identificando gruppi omogenei di casi. Le statistiche sono state effettuate utilizzando il software SPSS per Windows, versione 26.0 (IBM SPSS, Chicago, IL, USA).

3. Risultati e discussioni

3.1. Caratteristiche fisiche, chimiche e biologiche del compost

Le caratteristiche fisiche, chimiche e biologiche del compost a base di legno (WBC) sono riportate nella Tabella 1. La CE (Conducibilità Elettrica) e le principali sostanze nutritive hanno rivelato valori entro l'intervallo normalmente riscontrato per il compost vegetale [13,15,31,32]. In particolare, i valori di contenuto totale di N (31 g/kg), K (13.000 mg/kg), S (4600 mg/kg) e Calcio (Ca) (26.700 mg/kg) erano simili a quelli riportati per il compost vegetale da rifiuti di potatura [31], mentre il contenuto in P (3100 mg/kg) assomigliava al valore osservato in un compost prodotto da rifiuti verdi urbani [32]. Il contenuto in Ferro (Fe) (13.371 mg/kg) era simile all'intervallo riportato per altri ammendanti organici [33]. Il rapporto C: N era di 11,09 ed era ampiamente entro i valori raccomandati. Questo parametro viene solitamente utilizzato per valutare la maturità del compost. Pertanto, un rapporto compreso tra 10 e 15 è considerato tipico dei compost stabili [34], sebbene il rapporto finale dipenda in modo significativo dal materiale iniziale utilizzato. In linea con questo risultato, l'elevato contenuto di C di tipo umico (cioè 7 volte quello richiesto) e il rapporto HA (acidi humici): FA (acidi fulvici) (6,5) supportano bene la maturità del compost ottenuto da residui vegetali legnosi (WBC) [35]. Diversi studi hanno mostrato un aumento significativo del rapporto HA: FA durante il compostaggio, e valori compresi tra 3 e 7,5 sono considerati tipici di un compost maturo [36]. Elementi potenzialmente tossici, come Cd, Cr, Ni, Pb e Co, non hanno superato i limiti consentiti dalla legge italiana. Nessun patogeno come Salmonella sp. o Escherichia coli sono stati trovati. Il compost maturo dovrebbe essere caratterizzato dall'assenza di sostanze



che inibiscono la germinazione dei semi. Valori dell'indice di germinazione (IG) uguali o inferiori al 50% sono indicativi di fitotossicità [25], mentre un IG superiore all'80% denota assenza di fitotossicità e capacità di supportare l'attività biologica [37]. Il test di fitotossicità del compost ha fornito un valore IG del 130%, quindi un valore > 100 potrebbe migliorare le prime fasi di crescita della pianta. Questo valore è anche nell'intervallo trovato in altri compost verdi [22,31].

3.2. Composizione della comunità batterica del compost

È stato ottenuto un totale di 221.974 sequenze filtrate di alta qualità che rappresentano 5462 taxa diversi (unità tassonomiche che raggruppano assieme organismi con una somiglianza genetica condivisa maggiore del 97%). La distribuzione tra le tre repliche è stata la seguente:

Replica 1: 86.179 sequenze con 3138 taxa;

Replica 2: 63.468 sequenze con 2985 taxa;

Replica 3: 72.317 sequenze con 2920 taxa.

I risultati delle repliche erano molto coerenti e concordavano con i punteggi dei seguenti taxa principali. Il più abbondante è stato l'ordine Acidimicrobiales, che ha rappresentato in media il 3,78% delle letture. È un gruppo del phylum degli Actinomiceti che caratterizza gli habitat caldi e acidi, ricchi di forme ridotte di zolfo e capaci di ossidare il ferro [38]. Il secondo taxon più abbondante (2,69%) era la famiglia Caldilineaceae all'interno della classe Anaerolineaceae. Si tratta di batteri metanogeni termofili, spesso osservati nei sedimenti sommersi o nei bioreattori per il trattamento delle acque reflue [39]. Terza in classifica (2,38%) era la famiglia Cytophagaceae, composta da batteri eterotrofi, forti degradatori della cellulosa e altri polimeri organici complessi [40]; il seguente gruppo più abbondante (1,99%) era il genere Archaeon Nitrososphaera, che comprende membri tipici delle vie di nitrificazione, ossidando l'ammonio (NH_4^+) in nitrito (NO_2^-) [41]. La successiva in classifica è stata la famiglia delle Saprospiraceae, che prospera in ambienti di fanghi attivi e rappresenta degradatori di sostanze organiche complesse, la cui presenza, unita a quella della Nitrososphaera, è stata segnalata come tipica delle condizioni che portano ad una nitrificazione incompleta [42]. Nel complesso, il compost appare dotato di una biodiversità consistente e le sue caratteristiche sono piuttosto singolari e caratteristiche rispetto ad altri tipi di compost. Sembra più correlato ai compost ottenuti dai



sottoprodotti della potatura dei vigneti [22] e molto diverso da quelli derivati dal vermi-compostaggio dei rifiuti urbani [43].

3.3. Fertilità del suolo, macro e micronutrienti in terreni gestiti in modo biologico e convenzionale

È stata eseguita l'ANOVA unidirezionale sui dati dell'agroecosistema per valutare l'influenza della fertilizzazione organica rispetto a quella convenzionale sulle proprietà del suolo. Analisi post hoc sono state eseguite sui parametri più significativi. L'aggiunta di WBC nei vigneti e nelle colture da pieno campo ha influenzato notevolmente alcuni parametri importanti del suolo rispetto a quelli dei terreni convenzionali e non trattati (Tabelle 2 e 3). Il vigneto biologico e l'OFS hanno portato una leggera alcalinizzazione (8.0) rispetto ai suoli non trattati (7.7). La conducibilità elettrica (CE) era maggiore nei terreni trattati con sostanze organiche rispetto ai terreni trattati convenzionalmente ($p \leq 0,05$). In effetti, la CE è diminuita da 1,5 a 1,1 (mS/cm) rispettivamente in OFS e CFS, ed è diminuita da 0,6 a 0,4 (mS/cm) in OV e CV. Nonostante ciò, il vantaggio più importante dell'aggiunta di WBC è stato l'impressionante aumento del contenuto di C organico (CO). Infatti, CO è salito a 32,8 g/kg in OV e 35,1 g/kg in OFS, rispetto al valore di circa 14 g/kg nelle prove convenzionali ($p \leq 0,05$). Ciò corrisponde a un valore fino a 2,5 volte maggiore rispetto agli agroecosistemi convenzionali. Il contenuto di carbonio organico nel suolo è stato migliorato dopo l'aggiunta di una singola dose di compost (60 t/ha) per un breve periodo (3 anni). Anche altri studi condotti in terreni trattati con una miscela di compost, rifiuti solidi urbani e residui di legno per un breve periodo di tempo (2 anni) hanno supportato questo risultato. Attraverso questo trattamento, è stato osservato un aumento della materia organica del suolo di circa il 55% e il 60% [44]. Questo può essere un buon punto di partenza per aumentare il contenuto di carbonio organico del suolo nel tempo [5,45]: una questione di rilevanza in terreni agricoli scarsamente fertili. Inoltre, anche significativa è stata la diminuzione del rapporto C:N come conseguenza del trattamento con WBC. Infatti, sia OFS che OV avevano valori di rapporto C: N inferiori (17,4 e 16,3, rispettivamente) rispetto a CFS e CV (19,4 e 18,2, rispettivamente) ($p \leq 0,05$). Il rapporto C:N è visto come un importante parametro di valutazione del tasso di mineralizzazione del C organico e del rilascio di nutrienti [46]. Il meccanismo più importante è dovuto al comportamento



dei microrganismi del suolo che richiedono quantità di C e N organici essenziali per la crescita. Per questo motivo, un passo fondamentale nella gestione della qualità del suolo, in modo sostenibile, è garantire un equilibrio soddisfacente tra il recupero della riserva di C organico (legato alla sostanza organica) e la mineralizzazione dei nutrienti (mineralizzazione della sostanza organica). Inoltre, devono essere considerate anche le caratteristiche del suolo. In generale, la quantità di C organico ottenibile dal compost che si trova nel suolo è influenzata dalle proprietà chimiche del terreno, ma anche dalle sue interazioni con le frazioni argillose, nonché dal contenuto di carbonato e C organico [47]. L'alto contenuto di argilla ha la capacità di stabilizzare la materia organica esogena poiché è meglio assorbita dal terreno e meno suscettibile agli attacchi microbici (un'adeguata presenza di argilla rallenta quindi la mineralizzazione della sostanza organica perché riduce la sua esposizione alla degradazione microbica, riduce l'ossigenazione del suolo rallentando così l'attività microbica e permette infine la formazione dei complessi argillo-humici, complessi colloidali fondamentali per garantire nel tempo la presenza di humus stabile e duraturo, soggetto ad una lenta mineralizzazione). D'altra parte, nei terreni sabbiosi, le particelle minerali hanno una minore capacità di interagire con i composti organici, e quindi consentono una maggiore disponibilità degli stessi alla degradazione microbica [14]. I terreni alcalini sono spesso caratterizzati da una bassa solubilità del fosforo (P); di conseguenza, le piante che non ricevono fertilizzanti minerali hanno una grave carenza di P [48]. Nel nostro studio, la fertilizzazione organica ha aumentato la quantità di P disponibile, mostrando il valore P-Olsen più alto in OV, che era 6 volte superiore a CV (con 60 t/ha). Delgado et al. [49] hanno mostrato che l'aumento del contenuto di sostanze umiche ha portato ad un aumento e al recupero di P-Olsen in tutti i terreni monitorati, ad eccezione di quelli con alti livelli di Na (il sodio carico positivamente impedisce il legame tra gli anioni del P e i complessi colloidali dell'humus). Le sostanze umiche possono creare forti interazioni con il P tramite metalli cationici bivalenti (++) che fungono da ponte tra le sostanze umiche (cariche negativamente, -) e fosfati anionici (carichi anch'essi negativamente) [50]. Le costanti di stabilità nei complessi fosfato-cationici tendono ad essere elevate e quindi stabili. Questo risultato è in linea con l'aumento del P disponibile (quello trattenuto dai colloidali organici) e la



diminuzione dell'insolubilizzazione del P (retrogradazione chimica del fosforo che si lega ad altre componenti del suolo, soprattutto il calcio, formando potenzialmente forme poco solubili e quindi poco disponibili) seguita dall'aggiunta di letame da cortile ai terreni calcarei [51]. Per quanto riguarda lo zolfo, sono stati osservati lievi incrementi con il compost WBC che probabilmente rappresentava i benefici rilevanti da parte dei componenti simili agli acidi umici per la qualità nutrizionale delle colture, come recentemente osservato con le sostanze umiche [52].

Parametro	Colture da pieno campo		Non trattato	Anova
	Biologico	Convenzionale		
pH	8,0 ± 0,1	7,7 ± 0,1	7,7 ± 0,2	n.s.
CE (mS/cm)	1,5 ± 0,2 (a)	1,1 ± 0,1 (b)	0,2 ± 0,1 (c)	*
Sabbia (g/kg)	360 ± 69	350 ± 67	280 ± 52	n.s.
Limo (g/kg)	176 ± 32	200 ± 28	206 ± 11	n.s.
Argilla (g/kg)	464 ± 51	450 ± 42	513 ± 41	n.s.
C totale (g/kg)	54,0 ± 19,6	66,2 ± 3,2	48,4 ± 28,4	n.s.
C organico (g/kg)	35,1 ± 2,3 (a)	14,0 ± 0,6 (b)	10,9 ± 0,6 (c)	***
Azoto totale (g/kg)	3,1 ± 0,5	3,4 ± 0,1	1,7 ± 0,3	**
C:N	17,4 (b)	19,4 (b)	28,4 (a)	*
P-Olsen (mg/kg)	121,6 ± 9,8 (a)	62,7 ± 13,4 (b)	51,2 ± 13,1 (b)	***
S (mg/kg)	560 ± 16 (a)	418 ± 22 (b)	438 ± 22 (b)	**
Ca-DTPA (mg/kg)	18,51 ± 2,11 (a)	10,14 ± 0,6 (b)	1,53 ± 0,4 (c)	**
Mg-DTPA (mg/kg)	0,86 ± 0,15 (a)	0,19 ± 0,15 (b)	0,16 ± 0,04 (b)	**
K-DTPA (mg/kg)	0,82 ± 0,12 (a)	0,25 ± 0,04 (c)	0,48 ± 0,08 (b)	***
Na-DTPA (mg/kg)	0,63 ± 0,14 (a)	0,37 ± 0,06 (b)	0,21 ± 0,03 (b)	**
Fe-DTPA (mg/kg)	22,5 ± 0,5 (a)	7,5 ± 1,5 (c)	10,6 ± 2,5 (b)	***
Mn-DTPA (mg/kg)	19,8 ± 1,6 (a)	5,5 ± 4,4 (b)	4,1 ± 2,6 (b)	**
Cu-DTPA (mg/kg)	15,5 ± 1,6 (b)	5,1 ± 1,8 (b)	2,7 ± 0,5 (a)	**
Zn-DTPA (mg/kg)	6,9 ± 3,0 (a)	3,7 ± 1,2 (b)	2,1 ± 0,5 (a)	**
B-DTPA (mg/kg)	3,4 ± 0,6 (a)	2 ± 0,8 (a)	0,7 ± 0,2 (b)	**
Ni-DTPA (mg/kg)	1,2 ± 0,5	1,1 ± 0,5	0,6 ± 0,2	n.s.
Pb-DTPA (mg/kg)	3,6 ± 0,8 (b)	6,4 ± 0,6 (a)	1,2 ± 0,8 (a)	*
Co-DTPA (mg/kg)	<0,1	<0,1	<0,1	
Cr-DTPA (mg/kg)	<0,1	<0,1	<0,1	

n.s.= non significativo; *, **, ***= significatività rispettivamente per p≤0.05, 0.01 e 0.001; differenti lettere per lo stesso parametro indicano differenze significative secondo il test di Student-Newman-Keul (p=0.05).

Tabella 3. *Caratteristiche fisiche e chimiche dello strato superficiale del suolo degli appezzamenti per colture da pieno campo trattati con il compost a base di legno (OFS), convenzionalmente fertilizzati (CFS) e non trattato (UNT). I valori rappresentano la media di 10 repliche (principale ± e deviazione standard).*



Il contenuto di macronutrienti disponibili (estratti di Ca, Mg e K-DTPA) e di micronutrienti (estratti di Na, Fe, Mn, Cu, Zn-DTPA) nei vigneti e nelle colture da pieno campo ha mostrato una variazione considerevole a seconda del trattamento di fertilizzazione, con valori generalmente più alti quando i terreni sono stati trattati con fertilizzanti organici rispetto a quelli convenzionali (Tabelle 2 e 3). Il nutriente più interessato è stato il Ca. Ca-DTPA è aumentato di 14 volte in OV rispetto al CV. Inoltre, OV ha mostrato un valore di Mg di 6,9 volte maggiore e valori di K di 4 volte maggiori, rispetto alla fertilizzazione convenzionale, mentre OFS ha riportato valori di Mg di 5,3 volte superiori e valori di K di 1,7 volte maggiori, rispetto al trattamento convenzionale. WBC ha aumentato notevolmente il contenuto di Cu-DTPA nel vigneto, fornendo valori 7,9 volte superiori a quelli della gestione convenzionale. L'aumento della disponibilità di Cu sembra essere dovuto all'elevata quantità di C organico e ai trattamenti fitosanitari [53,54]. La gestione organica ha anche aumentato il contenuto di Fe-DTPA, Mn-DTPA, Zn-DTPA e B-DTPA con valori compresi tra 1,8 e 3,6 volte superiori rispetto a quelli della fertilizzazione convenzionale. Questi dati sono in linea con studi precedenti che riportavano che l'aggiunta di compost determinava nel suolo un contenuto extra di nutrienti [15]. Contrariamente ai metalli estraibili con DTPA, i metalli estraibili con Mehlich3 e il contenuto totale dei metalli non sono stati influenzati dalla fertilizzazione (dati non mostrati). I metalli Mehlich3 e il contenuto totale dei metalli provengono entrambi da forti idrolisi ed erano correlati tra loro. Infatti, tra le correlazioni per lo più significative, Al-M, Cu-M e Mg-M sono risultati fortemente correlati con il loro contenuto totale ($r = 0,89, 0,87, 0,76$, rispettivamente; $p \leq 0,01$) (Tabella S1, Materiale supplementare). Questo risultato può indicare che la concentrazione totale di metallo è più strettamente correlata alla composizione geochimica del materiale originario [55]. Tuttavia, le concentrazioni totali di Cr, Cu, Ni, Pb e Zn erano inferiori alle soglie di legge italiane, escludendo quindi qualsiasi rischio ambientale. Da notare, invece, la maggior parte dei contenuti di macro e micronutrienti erano significativamente correlati con il C organico. I più forti coefficienti di correlazione positivi tra C organico sono stati dimostrati rispetto al contenuto di B-DTPA ($r = 0,88, p \leq 0,001$), Mg-DTPA ($r = 0,86, p \leq 0,001$), P-Olsen ($r = 0,81, p \leq 0,001$), S ($r = 0,76, p \leq 0,001$), Zn-M ($r = 0,76, p \leq 0,001$) e Fe-M ($r = 0,75, p \leq 0,001$). Una correlazione leggermente più



debole è stata trovata con Pb-DTPA ($r = -0,50, p \leq 0,001$) e Mo-M ($r = -0,45, p \leq 0,005$). Per quanto riguarda le altre relazioni, il P-M ha mostrato un'alta correlazione con P-Olsen ($r = 0,92, p \leq 0,001$), mentre il P-DTPA era correlato sia con P-M che con P-Olsen ($r = 0,52$ e $0,50$, rispettivamente, $p \leq 0,001$).

3.4. Analisi delle componenti principali e analisi dei raggruppamenti

L'analisi delle componenti principali è stata eseguita per ottenere un numero inferiore di combinazioni lineari di tutte le variabili considerate, che erano significativamente rappresentative dei risultati sperimentali. Sono stati estratti tre componenti principali che avevano autovalori maggiori di 1.0. Insieme rappresentavano il 79% della variabilità nei dati originali (Tabella 4).

Componenti principali	PC1	PC2	PC3
Autovalore	9,2	3,7	2,9
Varianza (%)	46	18	15
Varianza Cumulativa (%)	46	64	79
Autovettori			
Ca-DTPA	0,97	0,01	0,17
B-DTPA	0,96	-0,12	0,08
C. Organico	0,96	0,06	0,15
Mg-DTPA	0,95	0,06	0,23
Fe-DTPA	-0,95	-0,04	-0,05
P-Olsen	0,92	0,19	0,17
Na-DTPA	0,89	0,14	-0,05
K-DTPA	0,88	-0,10	0,18
Mo-DTPA	-0,82	0,44	-0,07
C.E.	-0,73	0,24	0,38
Pb-DTPA	-0,69	0,19	0,57
Zn-DTPA	0,63	0,38	0,23
C. Totale	-0,03	0,80	-0,26
Sabbia	0,22	0,80	-0,29
Argilla	-0,10	-0,79	0,30
Azoto totale	-0,06	0,75	0,34
Mn-DTPA	-0,36	0,68	0,01
Ni-DTPA	0,26	0,51	0,45
Cu-DTPA	-0,11	0,03	0,79
pH	0,48	0,18	-0,74

Tabella 4. Autovalori, varianza spiegata e valori di carico delle variabili chimiche e fisiche selezionate sugli assi individuate dall'analisi delle componenti principali per i suoli diversamente gestiti.



Il primo e il secondo componente del PCA rappresentavano rispettivamente il 46% e il 18% della variazione totale dei tratti studiati. Il restante 15% della varianza totale è stato spiegato dalla terza componente del PCA. Gli autovettori hanno caratterizzato in modo soddisfacente i diversi trattamenti, che sono stati raggruppati nei settori principali del grafico del punteggio. La rappresentazione grafica dei dati secondo PC1 e PC2 (Figura 1A) ha consentito di identificare due raggruppamenti corrispondenti ai casi OV e OFS sul lato destro e UNT, CV e CFS sul lato sinistro. Ha prodotto una buona separazione tra i suoli con fertilizzazione organica e i terreni con fertilizzazione convenzionale lungo la prima componente principale. Va notato (Figura 1B) che Ca-DTPA, carbonio organico, B-DTPA, Mg-DTPA, P-Olsen e K-DTPA erano fortemente e positivamente correlati con il primo componente principale. L'opposto è stato osservato per Fe-DTPA, Mo-DTPA e CE. L'analisi dei raggruppamenti sui set di dati ha incluso le proprietà di base del suolo e il contenuto di metalli DTPA, che ha portato a una distinzione significativa tra la gestione della fertilizzazione e all'interno della stessa gestione ha distinto i casi per agroecosistema. Altrimenti, i casi sono risultati in qualche modo mescolati tra loro quando i set di dati includevano metalli estratti con la soluzione Mehlich3 e il contenuto totale dei metalli (dati non mostrati). Le proprietà di base del suolo e il contenuto di metalli DTPA definivano due coppie di raggruppamenti corrispondenti al braccio della fertilizzazione organica rispetto a quello del convenzionale (Figura 2). L'eccezione interessante sono i casi non trattati che rientrano nei casi convenzionali. Nella descrizione del dendrogramma e considerando la concimazione organica, nel fenomeno inferiore distinguiamo il vigneto biologico dalle colture biologiche da pieno campo. Passando al fenomeno della fertilizzazione convenzionale, le colture da pieno campo sottoposte a fertilizzazione convenzionale appaiono chiaramente separate dagli altri gruppi, mentre i vigneti convenzionali e i terreni non trattati erano in qualche modo disallineati. Pertanto, la gestione della fertilizzazione sembra essere un fattore determinante sulle proprietà di base del suolo e sui metalli estraibili con DTPA, mentre il tipo di agroecosistema ha un effetto minore. Il DTPA estrae la frazione di elementi più disponibile alle piante, imitando così l'azione svolta dagli essudati delle radici nell'estrazione degli elementi dalla quantità totale [29,56]. Non sorprende che la prima azione di un



ammendante organico sia quella di influenzare questa quantità di elementi disponibili. È anche interessante che abbiamo trovato un po' di relazione tra l'ecosistema coltivato e il pool di elementi estratti dal DTPA, come mostrato dall'analisi dei cluster. In passato, infatti, si è visto come gli essudati delle radici siano in grado di mobilitare frazioni biostimolanti dal suolo per la crescita delle piante, e come esista una stretta relazione tra le piante e la frazione mobilitata [57]. Tuttavia, in questo lavoro l'analisi dei raggruppamenti basata sui metalli estratti con DTPA consente di distinguere non solo tra trattamento organico e convenzionale, ma anche tra gruppi di ecosistemi. Il nostro studio ha dimostrato che i terreni gestiti in modo biologico con aggiunta di compost a base di legno hanno mostrato livelli più elevati di C organico, di macro e di micronutrienti disponibili per le piante rispetto ai terreni gestiti convenzionalmente.

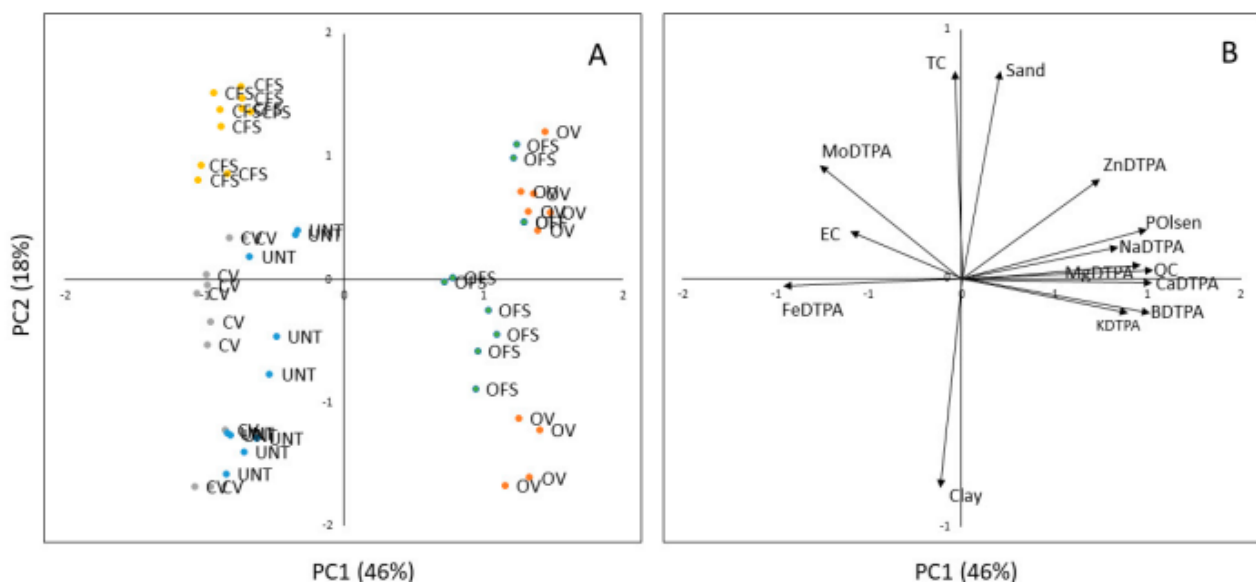


Figura 1. Posizioni dei campioni di terreno (OV, vigneto biologico; OFS, colture da pieno campo biologiche; CV, vigneto convenzionale; CFS, colture da pieno campo convenzionali; UNT, non trattato = controllo) nello spazio ridotto dei primi due componenti principali dopo l'analisi dei componenti principali (A). Variabili proiettate nel piano determinate dalle prime due componenti principali (B): Ca-DTPA, calcio DTPA estraibile; B-DTPA, boro DTPA estraibile; OC, carbonio organico; Mg-DTPA, magnesio DTPA estraibile; Fe-DTPA, ferro DTPA estraibile; P-Olsen, fosforo Olsen estraibile; Na-DTPA, sodio estraibile con DTPA; K-DTPA, potassio DTPA estraibile; Mo-DTPA, molibdeno DTPA estraibile; CE, conducibilità elettrica; Pb-DTPA, piombo DTPA estraibile; Zn-DTPA, zinco DTPA estraibile; CT, carbonio totale; NTOT, azoto totale; Mn-DTPA, manganese DTPA estraibile; Ni-DTPA, nichel DTPA estraibile; Cu-DTPA, rame DTPA estraibile.

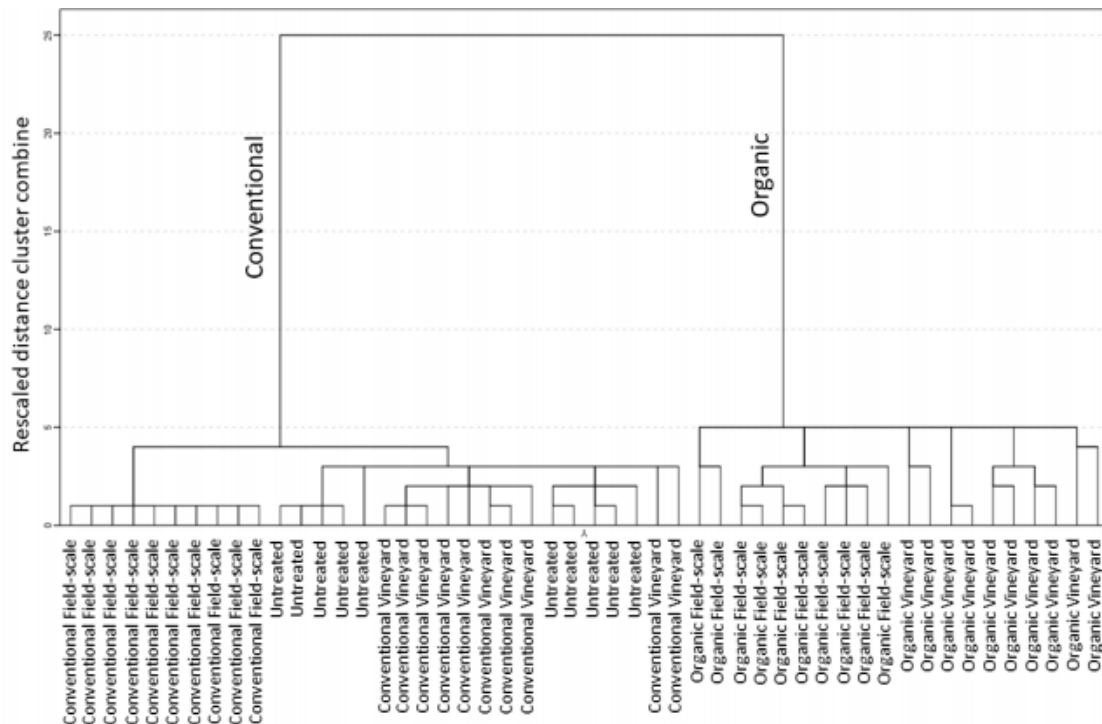


Figura 2. Dendrogramma dell'analisi dei raggruppamenti delle principali proprietà del suolo e dei metalli estraibili con DTPA nei terreni con fertilizzazione organica e convenzionale (vigneto, colture da pieno campo e non trattati = controllo).

Al contrario, il contenuto di metalli pesanti non ha mostrato differenze significative. Il terreno non trattato ha un pH leggermente neutro, un basso contenuto di CE e C organico e una quantità limitata di nutrienti, che indicano una bassa fertilità agronomica. L'aumento della CE nei suoli trattati con metodo biologico è stato registrato anche da diversi autori [15], sebbene i livelli relativamente bassi di CE nel sistema biologico indicano che l'uso di compost a base di legno non ha portato a un aumento della salinità. Questo risultato concorda con quelli di Melero et al. [58] che non ha trovato differenze significative di salinità tra fertilizzazione convenzionale e organica. I terreni fertilizzati hanno portato ad aumenti di C, N, P e S organici che sono stati più influenzati nel sistema organico rispetto alla fertilizzazione convenzionale. I trattamenti hanno influenzato il contenuto di macro e micronutrienti, anche con un valore generale decrescente dalla fertilizzazione organica a quella convenzionale fino ai terreni non trattati. I metalli disponibili per le piante sono aumentati anche con la fertilizzazione organica rispetto a quella convenzionale. L'applicazione di compost organico al suolo ha influenzato la disponibilità



di micronutrienti come Fe, Cu, Mn e Zn con una maggiore estraibilità dalla pianta rispetto alla fertilizzazione inorganica convenzionale come si è scoperto in precedenza [9,56]. Wierzbowska et al. [32] ha riportato valori aumentati di Cu e Zn nel terreno fertilizzato con compost da rifiuti domestici indifferenziati e nel terreno trattato con fanghi di depurazione. Il contenuto della maggior parte dei metalli pesanti nel suolo è stato positivamente correlato con il carbonio organico, come riscontrato in questo e in altri studi [32]. Al contrario, la presenza di materia organica stabile contenente acidi umici ad alto peso molecolare, come quella osservata in WBC, potrebbe indurre il legame permanente dei metalli pesanti e la loro immobilizzazione.

4. Conclusioni

Il compost a base di legno ha mostrato caratteristiche fisiche e chimiche che consentono di considerare questo prodotto per essere utilizzato come ammendante nel sistema di agricoltura biologica. In effetti, l'utilizzo del compost a base di legno nell'agricoltura biologica è incoraggiato a causa della maggiore fertilità del suolo coerente con un contenuto di C organico e macro e micronutrienti più elevato rispetto alla fertilizzazione convenzionale. Una maggiore estraibilità dei micronutrienti disponibile per la pianta (DTPA) è stata riscontrata nei suoli fertilizzati con WBC. Sebbene i terreni modificati con WBC siano stati esaminati dopo una singola dose e dopo un breve periodo, per rafforzare i risultati ottenuti e per verificare gli effetti del WBC sulla fertilità del suolo e sull'accumulo di C organico, sarebbe necessario uno studio condotto per un periodo più lungo. Questi risultati costituiscono importanti premesse incoraggianti per l'uso di WBC nella gestione agricola a bassa intensità a base biologica.



Riferimenti Bibliografici

- 1.** Wiesmeier, M.; Poeplau, C.; Sierra, C.A.; Maier, H.; Frühauf, C.; Hübner, R.; Kühnel, A.; Spörlein, P.; Geuß, U.; Hangen, E.; et al. Projected loss of soil organic carbon in temperate agricultural soils in the 21st century: Effects of climate change and carbon input trends. *Sci. Rep.* 2016, 6, 32525. [CrossRef]
- 2.** Imamoglu, A.; Dengiz, O. Evaluation of soil quality index to assess the influence of soil degradation and desertification process in sub-arid terrestrial ecosystem. *Rend. Lincei* 2019, 30, 723–734. [CrossRef]
- 3.** Diacono, M.; Montemurro, F. long-term effects of organic amendments on soil fertility: A review. *Agron. Sustain. Dev.* 2010, 30, 401–422. [CrossRef]
- 4.** De Hita, D.; Fuentes, M.; García, A.C.; Olaetxea, M.; Baigorri, R.; Zamarreño, A.M.; Berbara, R.; Garcia-Mina, J.M. Humic substances: A valuable agronomic tool for improving crop adaptation to saline water irrigation. *Water Supply* 2019, 19, 1735–1740. [CrossRef]
- 5.** Gattinger, A.; Muller, A.; Haeni, M.; Skinner, C.; Fließbach, A.; Buchmann, N.; Mäder, P.; Stolze, M.; Smith, P.; Scialabba, N.E.H.; et al. Enhanced top soil carbon stocks under organic farming. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 2012, 109, 18226–18231. [CrossRef]
- 6.** Niggli, U.; Fließbach, A.; Hepperly, P.; Scialabba, P. Low Greenhouse Gas Agriculture: Mitigation and Adaptation Potential of Sustainable Farming Systems; Rev. 2; FAO: Rome, Italy, 2009.
- 7.** El-Hage Scialabba, N.; Müller-Lindenlauf, M. Organic agriculture and climate change. *Renew. Agric. Food Syst.* 2010, 25, 158–169. [CrossRef]
- 8.** Leifeld, J.; Reiser, R.; Oberholzer, H.R. Consequences of conventional versus organic farming on soil carbon: Results from a 27-year field experiment. *Agron. J.* 2009, 101, 1204–1218. [CrossRef]
- 9.** Järvan, M.; Vettik, R.; Adamson, A. Assessment of plant nutrients' dynamics in organically and conventionally managed soils by means of different extraction methods. *Acta Agric. Scand. Sec. B* 2016. [CrossRef]
- 10.** Drinkwater, L.E.; Letourneau, D.K.; Workneh, F.; van Bruggen, A.H.C.; Shennan, C. Fundamental differences between conventional and organic



tomato agroecosystems in California. *Ecol. Appl.* 1995, 5, 1098–1112.

[CrossRef]

11. Werner, M.W. Soil quality characteristics during conversion to organic orchard management. *Appl. Soil Ecol.* 1997, 5, 151–167.

[CrossRef]

12. Debiase, G.; Traversa, A.; Montemurro, F.; Mastrangelo, M.; Fiore, A.; Ventrella, G.; Brunetti, G. Minimum tillage and organic fertilization for the sustainable management of *Brassica carinata* A. (Braun) in the Mediterranean environment. *Environ. Sci. Poll. Res.* 2018, 25, 33556–33565. [CrossRef] [PubMed]

[CrossRef] [PubMed]

13. Beesley, L.; Dickinson, N. Carbon and trace element mobility in an urban soil amended with green waste compost. *J. Soils Sed.*

2010, 10, 215–222. [CrossRef].

14. Bonanomi, G.; D'Ascoli, R.; Scotti, R.; Gaglione, S.A.; Gonzalez Caceres, M.; Sultana, S.; Scelza, R.; Rao, M.A.; Zoina, A. Soil

quality recovery and crop yield enhancement by combined application of compost and wood to vegetables grown under plastic

tunnels. *Agric. Ecosyst. Environ.* 2014, 192, 1–7. [CrossRef]

15. Massa, D.; Malorgio, F.; Lazzareschi, S.; Carmassi, G.; Prisa, D.; Burchi, G. Evaluation of two green composts for peat substitution

in geranium (*Pelargonium zonale* L.) cultivation: Effect on plant growth, quality, nutrition, and photosynthesis. *Sci. Hortic.* 2018,

228, 213–221. [CrossRef]

16. Kumar, M.; Ou, Y.L.; Lin, J.G. Co-composting of green waste and food waste at low C/N ratio. *Waste Manag.* 2010, 30, 602–609.

[CrossRef] [PubMed]

17. Brito, L.M.; Reis, M.; Mourão, I.; Coutinho, J. Use of Acacia waste compost as an alternative component for horticultural substrates.

Commun. Soil Sci. Plant Anal. 2015, 46, 1814–1826. [CrossRef]

18. Mugnai, S.; Pasquini, T.; Azzarello, E.; Pandolfi, C.; Mancusa, S.

Evaluation of composted green waste in ornamental containergrown plants: Effects on growth and plant water relations. *Compost Sci. Util.*

2007, 15, 283–287. [CrossRef]

19. Raviv, M. Composts in growing media: What's new and what's next? *Acta Hortic.* 2013, 982, 39–52. [CrossRef]



- 20.** World Reference Base for Soil Resources. International Soil Classification System for Naming Soil and Creating Legends for Soil Maps; World Soil Resources Reports No. 106, Update 2015; FAO: Rome, Italy, 2014.
- 21.** Decreto Legislativo n. 75. In Riordino e Revisione Della Disciplina in Materia di Fertilizzanti, a Norma Dell'articolo 13 Della Legge 7 Luglio 2009, n. 88; Gazzetta Ufficiale n. 121, 26 maggio; Gazzetta Ufficiale: Rome, Italy, 2010.
- 22.** Viel, A.; Stellin, F.; Carlot, M.; Nadal, C.; Concheri, G.; Stevanato, P.; Suqartini, A.; Corich, V.; Giacomini, A. Characteristics of compost obtained from winemaking byproducts. *Waste Biomass Valorization* 2018, 9, 2021–2029. [CrossRef]
- 23.** Sweeney, R.A. Generic combustion method for determination of crude protein in feeds: Collaborative study. *J. Assoc. Off. Anal. Chem.* 1989, 72, 770–774. [CrossRef]
- 24.** Metodi di Analisi del Compost. In Manuali e Linee Guida; ANPA: Roma, Italy, 2001; ISBN 88–448-0258-9.
- 25.** Zucconi, F.; Pera, A.; Forte, M.; De Bertoldi, M. Evaluating toxicity in immature compost. *Biocycle* 1981, 22, 54–57.
- 26.** Gee, G.W.; Bauder, J.W. Particle-size analysis. In *Methods of Soil Analysis, Part 1. Physical and Mineralogical Methods*, Agronomy Monograph, 2nd ed.; Klute, A., Ed.; American Society of Agronomy/Soil Science Society of America: Madison, WI, USA, 1986; Volume 9, pp. 383–411.
- 27.** Olsen, S.L.; Sommers, L.E. Phosphorus. In *Methods of Soil Analysis, Part 2. Chemical and Microbiological Properties*, 2nd ed.; Page, A.L., Miller, R.H., Keeney, D.R., Eds.; American Society of Agronomy: Madison, WI, USA, 1982; pp. 403–427.
- 28.** Mehlich, A. Mehlich 3 soil test extractant: A modification of Mehlich 2 extractant. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 1984, 15, 1409–1416. [CrossRef]
- 29.** Lindsay, W.L.; Norvell, W.A. Development of DTPA soil test for Zn, Fe, Mn and Cu. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 1978, 42, 421–442. [CrossRef]
- 30.** Treu, L.; Kougias, P.G.; de Diego-Díaz, B.; Campanaro, S.; Bassani, I.; Fernández-Rodríguez, J.; Angelidaki, I. Two-year microbial



adaptation during hydrogen-mediated biogas upgrading process in a serial reactor configuration. *Bioresour. Technol.* 2018, 264, 140–147. [CrossRef]

31. Morales-Corts, M.R.; Gómez-Sánchez, M.Á.; Pérez-Sánchez, R. Evaluation of green/pruning wastes compost and vermicompost, slungum compost and their mixes as growing media for horticultural production. *Sci. Hortic.* 2014, 172, 155–160. [CrossRef]

32. Wierzbowska, J.; Kovačik, P.; Sienkiewicz, S.; Krzebietke, S.; Bowszys, T. Determination of heavy metals and their availability to plants in soil fertilized with different waste substances. *Environ. Monit. Assess.* 2018, 190, 567. [CrossRef] [PubMed]

33. Quilty, J.R.; Cattle, S.R. Use and understanding of organic amendments in Australian agriculture: A review. *Soil Res.* 2011, 49, 1–26. [CrossRef]

34. Azim, K.; Soudi, B.; Boukhari, S.; Perissol, C.; Roussos, S.; Thami Alami, I. Composting parameters and compost quality: A literature review. *Org. Agric.* 2018, 8, 141–158. [CrossRef]

35. Sæbø, A.; Ferrini, F. The use of compost in urban green areas—A review for practical application. *Urban For. Urban Green.* 2006, 4, 159–169. [CrossRef]

36. Huang, G.; Wu, Q.; Wong, J.; Nagar, B. Transformation of organic matter during co-composting of pig manure with sawdust. *Bioresour. Technol.* 2006, 97, 1834–1842. [CrossRef] [PubMed]

37. Ortega, M.C.; Moreno, M.T.; Ordovás, J.; Aguado, M.T. Behaviour of different horticultural species in phytotoxicity bioassays of bark substrates. *Sci. Hortic.* 1996, 66, 125–132. [CrossRef]

38. Stackebrandt, E.; Rainey, F.A.; Ward-Rainey, N.L. Proposal for a new hierarchic classification system, *Actinobacteria classis nov.* *Int. J. Syst. Bacteriol.* 1997, 47, 479–491. [CrossRef]

39. Zhang, B.; Xu, X.; Zhu, L. Structure and function of the microbial consortia of activated sludge in typical municipal wastewater treatment plants in winter. *Sci. Rep.* 2017, 7, 17930. [CrossRef]

40. McBride, M.J.; Liu, W.; Lu, X.; Zhu, Y.; Zhang, W. The Family *Cytophagaceae*. In *The Prokaryotes—Other Major Lineages of Bacteria and the Archaea*; Rosenberg, E., DeLong, E.F., Lory, S., Stackebrandt, E., Thompson, F., Eds.; Springer: Berlin/Heidelberg, Germany,



2014; ISBN 978-3-642-38953-5. [CrossRef]

41. Tourna, M.; Stieglmeier, M.; Spang, A.; Könneke, M.; Schintlmeister, A.; Urich, T.; Engel, M.; Schloter, M.; Wagner, M.; Richter, A.; et al. Nitrososphaera viennensis, an ammonia oxidizing archaeon from soil. Proc. Natl. Acad. Sci. USA 2011, 108, 8420–8425.

[CrossRef] [PubMed]

42. Johnston, J.; LaPara, T.; Behrens, S. Composition and dynamics of the activated sludge microbiome during seasonal nitrification failure. Sci. Rep. 2019, 9, 4565. [CrossRef] [PubMed]

43. Srivastava, V.; Squartini, A.; Masi, A.; Sarkar, A.; Singh, R.P. Metabarcoding analysis of the bacterial succession during vermicomposting of municipal solid waste employing the earthworm Eisenia fetida. Sci. Total Environ. 2021, 766, 144389. [CrossRef]

44. Scotti, R.; D'Ascoli, R.; Gonzalez Carceres, M.; Bonanomi, G.; Sultana, S.; Cozzolino, L.; Scelza, R.; Zoina, A.; Rao, M.A. Combined use of compost and wood scraps to increase carbon stock and improve soil quality in intensive farming systems. Eur. J. Soil Sci. 2015, 66, 463–475. [CrossRef]

45. Beesley, L. Respiration (CO₂ flux) from urban and peri-urban soils amended with green waste compost. Geoderma 2014, 223–225, 68–72. [CrossRef]

46. Berg, B.; McClaugherty, C. Plant Litter: Decomposition, Humus Formation and Carbon Sequestration, 2nd ed.; Springer: Berlin/Heidelberg, Germany, 2008.

47. Clough, A.; Skjemstad, J.O. Physical and chemical protection of soil organic carbon in three agricultural soils with different contents of calcium carbonate. Aust. J. Soil Res. 2000, 38, 1005–1016. [CrossRef]

48. Chien, S.H.; Prochnow, L.I.; Tu, S.; Snyder, C.S. Agronomic and environmental aspects of phosphate fertilizers varying in source and solubility: An update review. Nutr. Cycl. Agroecosyst. 2011, 89, 229–255. [CrossRef]

49. Delgado, A.; Madrid, A.; Kassem, S.; Andreu, L.; del Campillo, M.C. Phosphorus fertilizer recovery from calcareous soils



amended with humic and fulvic acids. *Plant Soil* 2002, 245, 277–286. [CrossRef]

50. Riggle, J.; von Wandruszka, R. Binding of inorganic phosphate to dissolved metal humates. *Talanta* 2005, 66, 372–375. [CrossRef] [PubMed]

51. Pizzeghello, D.; Berti, A.; Nardi, S.; Morari, F. Relationship between soil test phosphorus and phosphorus release to solution in three soils after long-term mineral and manure application. *Agric. Ecosyst. Environ.* 2016, 233, 214–223. [CrossRef]

52. Pizzeghello, D.; Schiavon, M.; Francioso, O.; Dalla Vecchia, F.; Ertani, A.; Nardi, S. Bioactivity of size-fractionated and unfractionated humic substances from two forest soils and comparative effects on N and S metabolism, nutrition, and root anatomy of *Allium sativum* L. *Front. Plant Sci.* 2020, 11, 1203. [CrossRef]

53. Regulation EC 834/2007. Available online: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:32007R0834> (accessed on 8 March 2021).

54. Regulation EC 889/2008. Available online: <https://eur-lex.europa.eu/eli/reg/2008/889/oj> (accessed on 8 March 2021).

55. Micó, C.; Peris, M.; Recatalá, L.; Sánchez, J. Baseline values for heavy metals in agricultural soils in an European Mediterranean region. *Sci. Total Environ.* 2007, 378, 13–17. [CrossRef] [PubMed]

56. Maqueda, C.; Herencia, J.F.; Ruiz, J.C.; Hidalgo, M.F. Organic and inorganic fertilization effects on DTPA-extractable Fe, Cu, Mn and Zn, and their concentration in the edible portion of crops. *J. Agric. Sci.* 2011, 149, 461–472. [CrossRef]

57. Nardi, S.; Tosoni, M.; Pizzeghello, D.; Provenzano, M.R.; Cilenti, A.; Sturaro, A.; Rella, R.; Vianello, A. Chemical characteristics and biological activity of organic substances extracted from soils by root exudates. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 2005, 69, 2012–2019. [CrossRef]

58. Melero, S.; Porras, J.C.R.; Herencia, J.F.; Medejon, E. Chemical and biochemical properties in a silty loam soil under conventional and organic management. *Soil Tillage Res.* 2006, 90, 162–170. [CrossRef]

