



UNIVERSITA' DEGLI STUDI DI PADOVA

SCUOLA DI DOTTORATO DI RICERCA IN

SCIENZE DELLE PRODUZIONI VEGETALI

INDIRIZZO in AGRONOMIA AMBIENTALE - CICLO XXI -

Dipartimento di Agronomia Ambientale e Produzioni Vegetali

***Dinamica della sostanza organica e dell'azoto in terreni fertilizzati
con ammendanti***

Direttore della Scuola : Ch.mo Prof. Andrea Battisti

Supervisore : Ch.mo Prof. Maurizio Borin

Dottorando : Gianfranco Maria Ferro

DATA CONSEGNA TESI

2 febbraio 2009

Declaration

I hereby declare that this submission is my own work and that, to the best of my knowledge and belief, it contains no material previously published or written by another person nor material which to a substantial extent has been accepted for the award of any other degree or diploma of the university or other institute of higher learning, except where due acknowledgment has been made in the text.

Gianfranco Maria Ferro, Padova 02/02/2009

A copy of the thesis will be available at <http://paduaresearch.cab.unipd.it/>

Dichiarazione

Con la presente affermo che questa tesi è frutto del mio lavoro e che, per quanto io ne sia a conoscenza, non contiene materiale precedentemente pubblicato o scritto da un'altra persona né materiale che è stato utilizzato per l'ottenimento di qualunque altro titolo o diploma dell'università o altro istituto di apprendimento, a eccezione del caso in cui ciò venga riconosciuto nel testo.

Gianfranco Maria Ferro, Padova 02/02/2009

Una copia della tesi sarà disponibile presso <http://paduaresearch.cab.unipd.it/>

Borsa di dottorato finanziata da Repros Srl, Alonte (VI), Italia.

Ricerca finanziata da Agrinord Srl, Isola della Scala (VR), Italia.

Parte della ricerca condotta presso l'Agroecology lab, Plant and Environmental Sciences in Davis, CA, USA e' stata possibile grazie al conseguimento di una borsa di studio erogata dalla Fondazione "Aldo Gini".

INDICE

Indice	3
Riassunto	7
Summary	10

1 Introduzione

1.1 Emissioni di CO ₂ e qualita' del suolo.....	13
1.2 Uso del suolo e perdita di carbonio nei suoli europei.....	16
1.3 Stabilizzazione della sostanza organica e sequestro di carbonio.....	18
1.4 Distribuzione del carbonio negli aggregati.....	26
1.5 Protezione e tempo di residenza del carbonio negli aggregati.....	26
1.6 Metodi di rilievo della distribuzione del carbonio negli aggregati.....	28
1.7 Effetti di ammendanti compostati sulla dinamica degli aggregati.....	29
1.8 Indicatori per il monitoraggio della dinamica del carbonio e dell'azoto.....	33

2 Obiettivi

2.1 Scopo.....	35
2.2 Obiettivi.....	35

3 Materiali e Metodi

3.1.1 Siti sperimentali.....	36
3.1.2 Origine e classificazione dei suoli oggetto di studio.....	36
3.1.3 Caratteristiche chimico – fisiche dei suoli.....	38
3.2 Caratteristiche climatiche.....	39
3.3 Caratteristiche chimiche degli ammendanti utilizzati.....	42
3.4 Successioni colturali sui siti sperimentali.....	44
3.5 Principali pratiche colturali eseguite.....	45
3.6 Piano sperimentale delle prove.....	47
3.6.1 Schema sperimentale.....	47
3.6.2 Tesi in prova.....	48
3.7 Campionamento dei suoli.....	50

3.8	Analisi di laboratorio.....	51
3.8.1	Analisi fisiche.....	51
3.8.1.1	Umidita' residua.....	51
3.8.1.2	Granulometria.....	51
3.8.1.3	Massa volumica apparente (pa).....	52
3.8.1.4	Gli aggregati del suolo.....	53
3.8.2	Analisi chimiche.....	56
3.8.2.1	pH.....	56
3.8.2.2	Conduttivita' elettrica.....	56
3.8.2.3	Carbonio organico e sostanza organica nei suoli.....	56
3.8.2.4	Sostanza organica e carbonio organico degli ammendanti.....	57
3.8.2.5	Sostanze umiche.....	58
3.8.2.6	Carbonio umico sull'estratto.....	58
3.8.2.7	Frazioni umiche.....	59
3.8.2.8	Azoto Kyeldahl e azoto totale.....	60
3.8.2.9	Azoto nitrico.....	60
3.9	Rilievi di campo.....	61
3.9.1	Rese colturali.....	61
3.10	Analisi statistica.....	62

4 Risultati e Discussione

4.1	Distribuzione degli aggregati isolati dallo strato 0-0.05 m.....	64
4.1.1	Distribuzione degli aggregati del suolo argilloso.....	64
4.1.2	Distribuzione degli aggregati del suolo franco-sabbioso-argilloso.....	66
4.2	Concentrazioni di carbonio organico e di azoto totale dei suoli oggetto di frazionamento a 0-0.05 m ed a 0.25-0.3 m.....	68
4.2.1	Concentrazioni di carbonio organico e di azoto totale del suolo argilloso.....	69
4.2.2	Concentrazioni di carbonio organico e di azoto totale del suolo franco-sabbioso-argilloso.....	71
4.3	Concentrazioni di carbonio organico e di azoto totale delle frazioni isolate dai suoli oggetto di frazionamento.....	73

4.3.1	Concentrazioni di carbonio organico e di azoto totale delle frazioni ottenute dalla prima fase di frazionamento del suolo argilloso.....	73
4.3.2	Concentrazioni di carbonio organico e di azoto totale delle frazioni ottenute dalla seconda fase di frazionamento del suolo argilloso.....	75
4.3.3	Concentrazioni di carbonio organico e di azoto totale delle frazioni ottenute dalla prima fase di frazionamento del suolo franco-sabbioso-argilloso.....	77
4.3.4	Concentrazioni di carbonio organico e di azoto totale delle frazioni ottenute dalla seconda fase di frazionamento del suolo franco-sabbioso-argilloso.....	79
4.4	Evoluzione delle concentrazioni di carbonio organico e di azoto totale dei suoli....	81
4.4.1	Evoluzione delle concentrazioni di carbonio organico e di azoto totale del suolo argilloso.....	81
4.4.2	Evoluzione delle concentrazioni di carbonio organico e di azoto totale del suolo franco-sabbioso-argilloso.....	86
4.4.3	Evoluzione delle concentrazioni di carbonio organico e di azoto totale del suolo sabbioso.....	91
4.5	Evoluzione delle concentrazioni di carbonio umico dei suoli.....	96
4.5.1	Evoluzione delle concentrazioni di carbonio umico del suolo argilloso.....	97
4.5.2	Evoluzione delle concentrazioni di carbonio umico del suolo franco-sabbioso-argilloso.....	99
4.5.3	Evoluzione delle concentrazioni di carbonio umico del suolo sabbioso.....	101
4.6	Evoluzione delle frazioni umiche del suolo franco-sabbioso-argilloso.....	103
4.7	Rese colturali e qualita' del prodotto agrario.....	107
4.7.1	Frumento e mais nel suolo argilloso.....	107
4.7.2	Frumento e mais nel suolo franco-sabbioso-argilloso.....	110
4.7.3	Tabacco nel suolo sabbioso.....	111
5	Conclusioni	
5.1	Sequestro di carbonio organico.....	114
5.2	Evoluzione del carbonio umico.....	115
5.3	Azoto totale del suolo.....	116
5.4	Produzioni agrarie.....	117

6 Considerazioni finali.....	118
Bibliografia.....	119
Ringraziamenti.....	128
Appendice I - Legenda delle sigle utilizzate.....	130

Riassunto

L'agricoltura moderna deve prevedere pratiche che siano in grado di preservare la sostanza organica del suolo, perché questa ha la capacità non solo di migliorare la qualità del suolo, la produzione delle piante e la sostenibilità degli ecosistemi agrari, ma anche di svolgere un ruolo chiave nel ciclo globale del C, mitigando le emissioni di CO₂ in atmosfera.

L'applicazione di ammendanti organici, di origine e qualità differenti, è una tra le pratiche di gestione dei suoli agrari che permette di ottenere risultati apprezzabili, quali: - ridurre la quota di decomposizione della sostanza organica, favorendo la stabilizzazione della stessa negli aggregati; - aumentare l'humus del suolo, sia apportando direttamente sostanze umiche, che favorendo l'attività microbica; - ridurre l'uso di concimi minerali.

La stretta relazione esistente tra sostanza organica ed aggregati fa supporre che vi possano essere effetti diversi sul ciclo vitale di questi e sulla loro interazione con la sostanza organica, a seconda dell'origine e delle caratteristiche chimico-fisiche (qualità) della sostanza organica apportata.

In questo studio sono stati testati: un ammendante compostato misto CO in forma di polvere, un prodotto ammendante CP in forma di pellet, ottenuto dall'unione di compost e pollina, e letame bovino di media maturità L. Gli ammendanti sono stati distribuiti in modo da apportare circa 15 t ha⁻¹ di carbonio organico in tre anni su tre terreni della pianura Padano-Veneta: uno argilloso, uno franco-sabbioso-argilloso ed uno sabbioso.

Sono stati studiati i seguenti indicatori di qualità: carbonio organico ed azoto totale del suolo, C e N delle frazioni isolate con tecniche di frazionamento umido, carbonio umico e frazioni umiche del suolo. Sono state anche valutate le produzioni agrarie di frumento, mais e tabacco ed alcuni parametri di qualità dei prodotti agrari.

Sembra che i prodotti organici determinino effetti sulla concentrazione di C del suolo diversi a seconda della natura della sostanza organica immessa e delle caratteristiche del terreno su cui vengono distribuiti.

Si è osservato che nel suolo argilloso gli ammendanti non portano ad un incremento della quantità di C maggiore rispetto al testimone minerale; in quello sabbioso c'è stato un decremento complessivo della quantità di C.

Nel suolo franco-sabbioso-argilloso l'ammendante CP ha determinato un incremento della concentrazione di C alla profondità di 0.25-0.3 m.

Anche dall'analisi delle concentrazioni di C e N delle frazioni isolate dal suolo argilloso e da quello franco-sabbioso-argilloso sono emersi risultati differenti. Nel suolo argilloso il compost ed il letame hanno aumentato significativamente, rispetto alla concimazione minerale, la concentrazione di C e N della frazione di suolo costituita dalle particelle di limo ed argilla, protetta nei macroaggregati. Nel suolo franco-sabbioso-argilloso, invece, il compost ha prodotto un aumento significativo del C della frazione organica grossolana rispetto alla concimazione minerale; le tesi compost e letame hanno mostrato le concentrazioni di N più alte nei microaggregati protetti nei macro.

Pertanto, in regime di cambiamento di fertilità (i suoli sono passati da una situazione di equilibrio, caratterizzata dall'immissione di sostanza organica solo attraverso i residui colturali, ad una di transizione), si è visto che il compost ed il letame hanno prodotto sul ciclo del carbonio degli aggregati, effetti diversi a seconda delle caratteristiche dei suoli.

Nel suolo argilloso i prodotti organici non hanno portato ad un incremento significativo della concentrazione del carbonio umico rispetto alla concimazione minerale, mentre nel sabbioso si è riscontrata una perdita complessiva.

Nel suolo franco-sabbioso-argilloso il letame ed il prodotto ammendante CP sembra siano stati in grado di favorire un incremento significativo del carbonio umico rispetto alle altre tesi. Il prodotto ammendante CP ha determinato anche una redistribuzione delle frazioni umiche, probabilmente conseguente all'immissione di materiale umico con caratteristiche diverse da quelle indigene del suolo.

Il compost ed il letame hanno permesso di ottenere un aumento della produzione della granella di mais se associati ad un apporto di azoto minerale inferiore alle asportazioni. Sembra anche che il compost ed il prodotto ammendante CP possano aumentare il tenore di proteine della granella del frumento.

Il compost può venire opportunamente utilizzato per la fertilizzazione del tabacco, in sostituzione al tradizionale letame, perché rispetto alla sola concimazione minerale ha migliorato la qualità delle foglie, senza determinare decrementi produttivi.

In conclusione si può affermare che nei terreni argillosi e franco-sabbiosi-argillosi l'utilizzo oculato del compost e del letame è pratica in grado di preservare la qualità del

suolo, sostenendo il tenore della sostanza organica e favorendo il suo sequestro negli aggregati. E' da evitare l'uso di elevate quantita' di ammendanti, perche' nel breve periodo solo poca sostanza organica viene stabilizzata negli aggregati e questo dal punto di vista ambientale rappresenta un rischio per i corpi idrici, soprattutto nei suoli sabbiosi dove la formazione degli aggregati e' praticamente assente.

Summary

Modern agriculture has to include sustainable practices in order to preserve soil organic matter, because it is able to improve soil quality, plant production and the sustainability of agroecosystem, and because it can be a sink to retain CO₂ from the atmosphere.

Applying amendments, different for their organic matter quality and producing method, is a practice to manage agrarian soils that permits to obtain the following results: - to decrease soil organic matter decomposition, promoting its stabilization in soil aggregates; - to increase humus in the soil, directly by introducing humic substances, indirectly by stimulation microbial activity; - to reduce mineral fertilization.

There is a close relationship between soil organic matter and aggregates: this suggests that the different organic matter characteristics could influence, in different ways, the aggregates cycle and the interaction between aggregates and soil organic matter.

In this study, three different amendments have been tested: a compost CO, an amendment obtained from compost plus chicken dug CP, and farmyard manure L. All amendments were distributed in three different agrarian soils in order to apply about 15 t ha⁻¹ of C during three years. The soils in trial were: a clay, a sandy-clay-loam and a sandy soil.

The following soil quality indicators were studied: soil organic carbon, soil total nitrogen, C and N of soil fractions isolated by wet fractionation technique, soil humic carbon and humic fractions. Yields and some quality indicators of maize and wheat grains and tobacco leaves were evaluated as well.

It seems that the organic treatments affect in a different way the soil C concentration. The different effects are related to origin of organic matter and soils characteristics.

In the clay soil, amendments didn't increase the C content more than the mineral fertilizer. In the sandy soil there was a decrease of C content. In the sandy-clay-loam the product CP increased the C content at the 0.25-0.3 m layer.

Further, the analysis on C and N concentrations of soil fractions showed different results between the clay and the sandy-clay-loam soil.

In the clay soil, the organic products CO and L significantly increased C concentration in the silt-clay particles size fraction protected in the macroaggregates. Instead, in the sandy-clay-loam soil, CO significantly increased C concentration in the coarse particulate organic

matter fraction, in comparison with mineral fertilizer. In the same soil, treatments CO and L showed the highest N concentration in the microaggregates within macro.

So, in the period while the soil fertility was changing, the compost and manure affected in a different way the C cycle of aggregates.

In the clay soil, the organic products didn't significantly increase the humic carbon concentration, whereas in the sandy soil there was a general loss.

In the sandy-clay-loam soil, the products L and CP were able to increase the humic carbon concentration in comparison with the other treatments. Then, the amendment CP modified the humic fraction distribution, probably caused by input of humic material with different characteristics in comparison with the soil's humic substances.

The amendments CO and L increased grain yield in maize if the input of mineral N was less than the plant's uptake. It seems that the amendments CO and CP are able to increase the grain protein content in wheat as well.

Compost can be use for tobacco fertilization, in substitution to conventional manure, because it can improve the quality of leaves better than only mineral fertilizer.

In conclusion, using compost and manure is a way to preserve soil quality, supporting soil organic matter and promoting the sequestration in the soil aggregates. In order to prevent environment pollution (from N and organic matter loss), it is to avoid applying repeatedly high quantity of amendments, in particular in sandy soils where there are not aggregates.

A mia madre e mio padre

1 Introduzione

1.1 Emissioni di CO₂ e qualita' del suolo

Il protocollo di Kyoto, sulla base del principio di “comuni, ma differenziate responsabilita'”, impegna i paesi industrializzati a ridurre rispetto ai valori del 1990 le emissioni dei sei principali gas ad effetto serra (CO₂, CH₄, N₂O, HFC, PFC, SF₆) complessivamente del 5,2% durante il primo periodo di adempimento, dal 2008 al 2012.

Con decisione 2002/358/Ce l'Unione Europea ha ratificato il protocollo, impegnandosi giuridicamente a ridurre le emissioni di gas serra dell'8% rispetto ai livelli registrati nel 1990.

Tra le misure previste dal protocollo per il settore agricolo si ricorda la promozione dell'agricoltura sostenibile comprendente: - un'attenta gestione dei residui colturali, - l'impiego di fertilizzanti organici, - la diminuzione delle lavorazioni, - l'applicazione di rotazioni colturali piu' complesse (Giordano, 2005).

E' dimostrato che l'agricoltura puo' svolgere un ruolo importante nella gestione delle emissioni globali e pertanto agire sulle leve sopra citate sembra poter essere un valido contributo alla loro riduzione. Ad esempio in Italia nel 1990 l'agricoltura era responsabile del 10% sul totale di emissioni di gas serra: 51.8 Mt CO₂ equivalenti su 521 Mt CO₂ equivalenti complessive (Miniaci, 2005).

Il ruolo chiave che l'agricoltura puo' avere nella salvaguardia dell'ambiente ha trovato espressione nella riforma della Politica Agricola Comune (PAC), approvata nel 2003. Essa rappresenta un punto di discontinuita' rispetto alla precedente gestione delle superfici interessate da agricoltura, perche' introduce il cosiddetto “pagamento unico per azienda”. I contributi sono subordinati al rispetto di specifiche norme in materia di salvaguardia ambientale, sicurezza alimentare e protezione degli animali, riassunte con il concetto di condizionalita'.

A livello nazionale tutti gli agricoltori che dal 1° gennaio 2005 intendono beneficiare dei finanziamenti, messi a disposizione dall'Unione Europea attraverso la stessa PAC, sono tenuti ad assicurare il rispetto di una serie di impegni di corretta gestione agronomica dei

terreni a salvaguardia dell'ambiente. La non conformità a tali impegni comporta l'attivazione di un meccanismo di riduzione dell'insieme dei pagamenti.

Gli impegni a cui ogni agricoltore deve fare riferimento sono suddivisi in due grandi categorie:

- **criteri di gestione obbligatori (CGO)**, ovvero disposizioni di legge già in vigore e derivanti dall'applicazione nazionale di corrispondenti disposizioni comunitarie;

- **buone condizioni agronomiche ed ambientali (BCAA)** stabilite a livello nazionale per garantire il raggiungimento di quattro obiettivi prioritari fissati dall'Unione Europea: 1- proteggere il suolo dall'inquinamento; 2- mantenere i livelli di sostanza organica del suolo mediante opportune pratiche; 3- proteggere la struttura del suolo; 4- assicurare un livello minimo di mantenimento dell'ecosistema ed evitare il deterioramento degli habitat.

Mantenere ed accrescere il contenuto della sostanza organica del suolo (SOM) significa anche sostenere la sua qualità, definita come "la capacità di un suolo a funzionare" (Doran e Sarrantonio, 1996; Doran et al., 1998; Karlen et al., 1997). Chiaramente è necessario definire la particolare funzione di un suolo per trarne un concetto più stretto di qualità. In ecosistemi agrari il concetto di qualità, probabilmente più accettato ed in un contesto globale il più importante, è quello che tiene in considerazione la produzione agraria, in particolare l'assicurazione che questa attività possa essere mantenuta per lungo tempo, cioè la sua sostenibilità.

In questo contesto la qualità potrebbe essere definita come "l'idoneità di uno specifico tipo di suolo a funzionare con tutto ciò che lo circonda, a supportare la produzione vegetale ed animale, a mantenere o migliorare la qualità dell'acqua e dell'aria e a supportare la vita umana" (Karlen, 1997).

Conservare la qualità di un suolo significa, quindi, preservare la sua capacità di: 1- fornire una regolazione fisica, chimica e biologica per gli organismi viventi; 2- regolare e dividere il flusso dell'acqua, l'immagazzinamento ed il riciclaggio dei nutrienti e degli altri elementi; 3- supportare l'attività biologica, la diversità per la crescita delle piante e la produzione animale; 4- filtrare, tamponare, degradare, immobilizzare e detossificare sostanze organiche ed inorganiche; 5- provvedere al supporto meccanico per gli organismi viventi e per le loro strutture.

Per definire il grado di qualità di un suolo la comunità scientifica si serve di diverse misure, che vengono utilizzate come indicatori. Raggruppandoli per natura, essi si distinguono in:

- indicatori fisici: tessitura, densità apparente, porosità, stabilità e resistenza degli aggregati, compattezza del suolo, presenza di crosta;
- indicatori chimici: pH, salinità, stato dell'aerazione, contenuto di sostanza organica, capacità di scambio cationico, stato dei nutrienti delle piante, concentrazione di eventuali elementi tossici, capacità del suolo di tamponare nei confronti di un cambiamento;
- indicatori biologici: popolazioni di micro-, meso-, macroorganismi, livelli di respirazione e altri indicatori dell'attività microbica, una più dettagliata caratterizzazione della sostanza organica;
- indicatori visibili: erosione in forma di scorrimento ed esposizione del subsuolo, acqua stagnante in superficie, scorrimento superficiale dell'acqua e crescita stentata delle piante.

Tra tutti questi indicatori di fondamentale importanza è la sostanza organica. Essa infatti è stata promossa con largo consenso come un indicatore chiave della qualità del suolo, in particolar modo per i suoli agrari. D'altro canto però, proprio per il fatto che i suoli sono entità di natura molto complessa, con proprie caratteristiche fisiche, chimiche e biologiche, non si è trovato un largo consenso nell'individuazione di livelli critici della dotazione di sostanza organica e sul come tali livelli dovrebbero variare in base alla classe tessiturale e alle differenti condizioni ambientali. Per questo più significativo risulta:

- studiare la dinamica della sostanza organica nel suolo, in relazione a quella dell'azoto;
- valutare la presenza della sostanza organica nelle varie frazioni degli aggregati, definendone la stabilità ed il grado di protezione;
- indagare sul grado di complessità ed evoluzione delle molecole uniche che compongono la sostanza organica.

1.2 Uso del suolo e perdita di carbonio nei suoli europei

Il suolo dell'Unione Europea copre un'area di 2.26 bilioni di ettari (Bha), dei quali 291 milioni di ettari (Mha) sono arabili, 17 Mha sono coltivati con colture permanenti, 183 Mha sono impiegati a pastorizia e 158 Mha sono costituiti da foreste (FAO, 2000).

Per il tipo di clima mite e per la presenza di suoli con buone capacità di ripresa, la degradazione del suolo in Europa è meno severa rispetto ad Asia, Africa e Australia (Oldeman, 1994). Complessivamente in Europa l'area soggetta a degradazione del suolo è stimata in 218 Mha, dei quali 194 Mha sono ad un livello di rischio maggiore.

Tra i principali fenomeni degradativi del suolo, l'acqua ed il vento sono responsabili di determinare un'erosione sul 72% dell'area a rischio (156 Mha). Gli altri processi degradativi, chimici e fisici, interessano rispettivamente 26 e 36 Mha (Lal, 2008).

La conversione da ecosistemi naturali ad antropizzati e la suscettibilità del suolo ad essere sottoposto a processi degradativi possono portare alla perdita di parte del complesso di SOC, con un conseguente rilascio di CO₂ ed altri gas ad effetto serra nell'atmosfera. Assumendo una perdita di SOC di 10-20 Mg C ha⁻¹ da terre arabili, di 5-10 Mg C ha⁻¹ da terre interessate a pastorizia e di 2-5 Mg C ha⁻¹ da terre investite a colture permanenti, l'impoverimento del SOC in Europa potrebbe aggirarsi sui 4-8 Pg di C (Lal, 2008). La perdita di SOC potrebbe poi essere relativamente maggiore in suoli soggetti a degradazione e desertificazione, determinando un aumento di altri 5-10 Mg C ha⁻¹. Quindi, si arriverebbe a valutare, dall'insediamento dell'agricoltura ad oggi, una perdita di SOC dai suoli europei di 5-11 Pg C.

Essendo ancora in una fase preliminare di valutazione, queste stime, pur eseguite al meglio, rimangono tentativi e devono essere migliorate con l'applicazione di appropriate tecniche statistiche che includano una valutazione sistematica del passato e corrente utilizzo dei suoli e dell'impatto che esso ha sull'insieme del SOC (Peng et al. 1995).

Comunque, tentativi come questi forniscono un punto di riferimento per conoscere il potenziale dei suoli europei a sequestrare C attraverso il cambiamento della gestione del suolo. Calcolando la quantità di C perso dai suoli, si può stimare quanto il sistema sia in grado di sequestrarne, prima di giungere ad un livello di saturazione (figura 1.1).

Assumendo che 2/3 del SOC perso può essere sequestrato, la potenzialità di sequestrare SOC nei suoli europei può essere di 3-7 Pg nel corso di 25-50 anni (Lal, 2008).

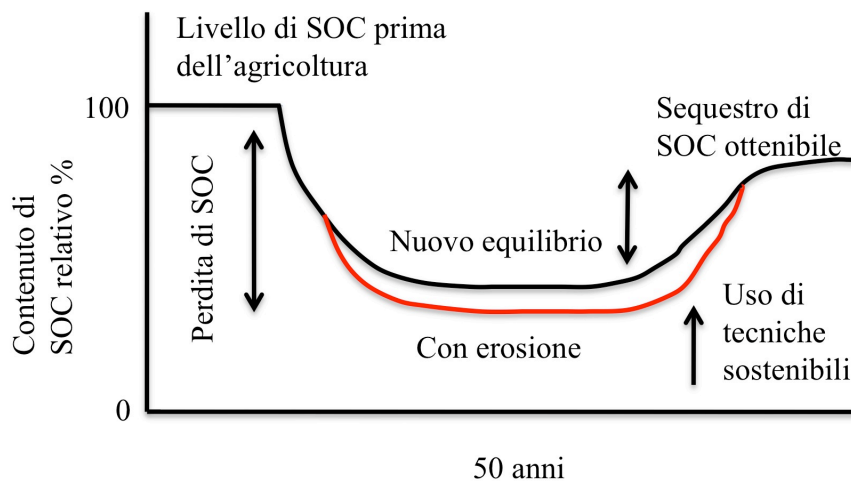


Figura 1.1: perdita di SOC e capacità di sequestro in funzione al tipo di suolo, uso del suolo, clima e gestione agraria (da Lal, 2008)

L'uso di tecniche agronomiche che sostengono la qualità del suolo (la non lavorazione o la lavorazione ridotta, le colture di copertura, la gestione integrata dei nutrienti, che vede la combinazione tra l'apporto minerale e quello da ammendanti organici come letame e compost) sembra essere uno strumento a disposizione della comunità per innalzare il tenore di sostanza organica ed essere anche valido contributo per il sequestro di C globale.

In particolare è stato stimato che, se tutto il letame prodotto in Europa (820 milioni di tonnellate per anno) venisse applicato sui terreni arati (se ne applica infatti solo un 54%, il restante è distribuito su terreni interessati da colture foraggere permanenti) si potrebbe ottenere un sequestro netto di 6.8 Tg di C per anno (Smith e Powlson, 2000). È evidente che tale quantità potrebbe aumentare se, oltre al letame, venissero applicati al suolo anche altri ammendanti di diversa origine.

Diversi studi hanno mostrato un aumento del SOC legato al ritorno di materiale organico al suolo; l'inclusione di leguminose e di colture di copertura (Kuo et al., 1997) e l'aggiunta di letame e di altri fertilizzanti (Haetring e Ammon, 2002) accrescono i livelli di SOC.

Comunque tali effetti sono visibili solo nel caso di suoli non saturi per contenuto di C; infatti quando un suolo raggiunge la capacità massima di stabilizzare C, immissioni aggiuntive di C non verrebbero stabilizzate come SOC (Paustian et al., 1997; Six et al., 2002).

1.3 Stabilizzazione della sostanza organica e sequestro di carbonio

Numerosi studi hanno messo in luce come il tenore della SOM dipenda non solo dalla quantità di C immesso, ma anche dalle dinamiche degli aggregati che, trattenendo e proteggendo al loro interno la sostanza organica, permettono il sequestro di C (Tisdall e Oades, 1982; Jastrow, 1996; Six et al., 1998).

Gli aggregati si formano nel suolo quando le particelle primarie (sabbia, limo ed argilla) si legano tra loro per effetto di composti organici e agenti inorganici cementanti; il grado di aderenza delle particelle primarie, dipendente dalla natura della sostanza organica e dalla mineralogia delle argille, determina il grado di stabilità degli aggregati, ossia la loro resistenza alla rottura.

L'organizzazione degli aggregati e degli spazi porosi tra di loro costituisce la struttura del suolo; essa controlla il movimento dell'acqua e dell'aria influenzando la resistenza e la stabilità del suolo, oltre alla complessiva qualità dello stesso per la crescita delle piante e lo stoccaggio del SOC (Lal, 2008).

Essendo l'aggregazione del suolo il nucleo di tutti i meccanismi che portano al sequestro di C, la comprensione di come un aggregato incameri ed interagisca con il SOC è essenziale per sviluppare sistemi di gestione, miranti ad innalzare il livello di sostanza organica del suolo (SOM) (Lal, 2008).

La quantità di residui delle piante ed il grado di decomposizione della SOM sono fattori determinanti nella formazione e stabilizzazione della struttura degli aggregati (Haynes e Beare, 1997). La natura e le proprietà degli aggregati sono quindi determinate dalla quantità e dalla qualità dei residui grossolani e dei composti umici e dal grado della loro interazione con le particelle del suolo (Jastrow et al., 1998).

Le radici delle piante ed i loro residui sono lo scheletro organico primario per avviluppare assieme le particelle del suolo e costruire gli aggregati (Blanco-Quanqui e Lal, 2008). Con

il procedere della decomposizione della materia organica, le particelle organiche piu' fini si associano con la matrice del suolo per formare aggregati di diversa dimensione e struttura, portando ad un sequestro di carbonio.

Le conoscenze finora acquisite sulla formazione degli aggregati e su quali siano i fattori coinvolti nel sequestro di C al loro interno hanno richiesto anni di ricerche e la dedizione di numerosi scienziati.

Gia' dal secolo scorso, infatti, la comunita' scientifica ha riconosciuto come fondamentale e quindi ha intensamente studiato lo stretto legame dell'attivit  biotica del suolo, della decomposizione e stabilizzazione della SOM con le dinamiche degli aggregati. Per incrementare le conoscenze sulla dinamica della sostanza organica e sul ciclo dei nutrienti nel suolo, molti studi hanno affrontato la questione, data la sua complessita', misurando il contenuto della sostanza organica e degli altri nutrienti non solo in suoli non frazionati, ma anche negli aggregati ottenuti dal frazionamento. Gli aggregati, infatti, non solo proteggono fisicamente la materia organica del suolo (Tisdall e Oades, 1982), ma anche, per citare solo alcune tra le altre funzioni, influenzano la struttura della comunita' microbica (Hattori, 1993), determinano l'assorbimento ed il rilascio di nutrienti (Linquist et al., 1997) e riducono l'erosione (Barthes e Roose, 2002). Tutti questi fenomeni influenzano fortemente la dinamica della SOM ed il ciclo dei nutrienti.

Prima del 1950 erano stati identificati i principali fattori che giocano un ruolo chiave nella formazione e stabilizzazione degli aggregati. I cinque principali fattori sono: 1- la fauna del suolo, 2- i microorganismi, 3- le radici, 4- gli agenti inorganici leganti, 5- le variabili ambientali.

La comunita' scientifica era gia' in possesso di tutte queste conoscenze, ma nessuno aveva ancora presentato una teoria, che spiegasse la formazione degli aggregati. In aggiunta la relazione tra SOM ed i cinque fattori citati era poco o per nulla quantificata.

Il primo modello concettuale che cerco' di spiegare la relazione tra aggregati e SOM fu quello di Emerson (1959), che descrisse come un "grumo" del suolo fosse costituito da pezzetti di argille orientate e da particelle di quarzo. Secondo questo modello, la SOM poteva aumentare la stabilita' di un "grumo" legando assieme le argille con le particelle di quarzo. Piu' avanti nel 1977 Emerson, basandosi sul proprio modello, spiego' che la

quantita' di SOM protetta e' proporzionale all'area superficiale delle argille, in quanto solo uno strato di SOM puo' essere associato con la superficie del pezzetto di argilla.

Nel 1967 Edwards e Bremner presentarono la teoria di formazione dei microaggregati (aggregati composti da particelle di piccole dimensioni), secondo la quale la loro formazione era immaginata come una reazione tra sostanza organica, metalli polivalenti ed argille elettricamente neutre. Nel loro modello gli unici aggregati altamente stabili sono i microaggregati (<250 μm) di dimensioni pari alla sabbia fine ed al limo, costituiti da complessi di particelle argillose, metalli polivalenti (Fe, Al, Ca) e complessi organo-metallici. Inoltre essi sostennero che la sostanza organica complessata all'interno dei microaggregati sarebbe inaccessibile ai microorganismi e fisicamente protetta.

Nel 1982 Tisdall e Oades presentarono alla comunita' scientifica il piu' importante contributo teorico per la comprensione delle interazioni tra aggregati e SOM: la teoria gerarchica degli aggregati. Con la loro teoria essi postularono che esistono differenti agenti leganti (transitori, temporanei, persistenti), che agiscono a differenti stadi gerarchici dell'aggregazione. In dettaglio: le particelle primarie del suolo libere da legami e gli aggregati di dimensione pari al limo (<20 μm) vengono legati assieme in microaggregati (20-250 μm) da agenti leganti persistenti (es. materia organica umificata e complessi metallici polivalenti), da ossidi e da alluminosilicati. Questi microaggregati stabili, a loro volta, sono legati assieme in macroaggregati (>250 μm) da legami temporanei (es. ife fungine e radici) e da legami transitori (es. polisaccaridi di origine microbica e vegetale). Seguendo questo ordine gerarchico degli aggregati e dei loro agenti leganti, la stabilita' dei microaggregati risulta essere maggiore e meno dipendente dalla gestione agronomica rispetto alla stabilita' dei macroaggregati.

Come riportato nella figura 1.2, il modello propone quattro stadi di macro e microaggregazione. Gli stadi non sono fissi e l'aggregazione e' lontana dall'essere lineare e sequenziale, in particolare per gli aggregati piu' piccoli.

Due anni dopo la pubblicazione della teoria gerarchica degli aggregati, nel 1984, Oades formulo' una nuova ipotesi di formazione degli aggregati che, col tempo, si dimostro' rivoluzionaria. Nella teoria gerarchica di Tisdall e Oades (1982) era sottinteso che gli aggregati si formano in modo sequenziale: i microaggregati sono formati primariamente come liberi e poi servono come blocchi per la costituzione dei macroaggregati. Oades

(1984), invece, postulo' che le radici e le ife, tenendo assieme i macroaggregati, creano i nuclei responsabili della formazione dei microaggregati all'interno dei macroaggregati. Sostenne altresì che, essendo le ife agenti leganti temporanei, esse non sono persistenti e si decompongono in frammenti. Questi frammenti rivestiti con mucillagini, prodotte durante la decomposizione, si incrostano con argille, portando ad un inizio di formazione di un microaggregato all'interno di un macroaggregato.

Un altro protagonista, che contribuì ad avvalorare la teoria gerarchica dell'aggregazione e ad evolvere le conoscenze sui meccanismi che prendono parte alla formazione e stabilizzazione degli aggregati, fu sicuramente Elliott.

Nel 1986 egli testò il modello gerarchico degli aggregati di Oades (1984) per alcuni suoli, coperti a prato, del Nord America e applicò la teoria gerarchica per spiegare la perdita di SOM dovuta alla coltivazione. Come diretta conseguenza della teoria, secondo la quale i microaggregati sono legati assieme dalla SOM all'interno dei macroaggregati, Elliott ipotizzò che i macroaggregati contengano SOM più labile e meno complessa rispetto ai microaggregati e che questa SOM vada persa con la coltivazione. La sua ipotesi stava dimostrando ed identificando, per la prima volta, il legame diretto tra disturbo dovuto all'agricoltura, diminuzione dell'aggregazione e perdita di SOM labile. Due osservazioni supportavano l'esistenza di una gerarchia degli aggregati in un suolo: 1) c'è un aumento della concentrazione del C con l'aumento della classe dimensionale degli aggregati 2) c'è un più elevato contenuto di nuovo e più labile C (es. con un più elevato rapporto C:N) nei macroaggregati rispetto ai microaggregati.

Successivamente Elliott e Coleman (1988) adottarono la teoria di Oades (1984) della formazione dei microaggregati tra i macroaggregati ed attribuirono la formazione dei microaggregati alla condizione anaerobica e riducente, presente nel centro dei macroaggregati.

Oades e Waters (1991) aggiunsero una terza osservazione alle due enunciate da Elliott, per sostenere la teoria gerarchica degli aggregati. Essi sostennero che in un particolare suolo, dove si osserva una gerarchia degli aggregati, i macroaggregati, prima di dissociarsi in particelle primarie, si rompono in microaggregati, come se venisse applicato al suolo un gradiente crescente di energia dispersiva. Oades e Waters arrivarono a queste conclusioni attraverso la misurazione della distribuzione degli aggregati di un suolo stabile all'acqua,

dopo aver esposto il suolo ad un gradiente crescente di energia e cioè: setacciamento umido lento, setacciamento umido veloce, 16 h di scuotimento e sonificazione. La metodologia fu applicata a tre diversi tipi di suoli e diede conferma della teoria gerarchica solo per due di essi (Alfisol, Mollisol). Gli scienziati conclusero che la teoria vale per suoli dove la formazione degli aggregati e la loro stabilizzazione sono collegati alla sostanza organica. Non è confermata invece in suoli ricchi di ossidi (Oxisol) dove, al posto dei materiali organici, gli ossidi, che sono i principali agenti leganti, diminuiscono l'espressione di una gerarchia degli aggregati.

Nei loro studi Golchin et al. (1994a, 1994b, 1995) raccolsero una serie di informazioni a supporto di un modello concettuale di interazione tra la sostanza organica, la parte biotica del suolo e le particelle primarie che conducono alla formazione, stabilizzazione e degradazione dei microaggregati. Gli scienziati teorizzarono che, quando del materiale vegetale giovane (come residui in superficie o radici) entra nel suolo, esso induce la formazione di aggregati perché stimola la produzione di agenti leganti di origine microbica, essendo una fonte di C per l'attività microbica. Durante la decomposizione, i frammenti grossolani organici di origine vegetale (POM) gradualmente si incrostanto con le particelle argillose e con i prodotti della sintesi microbica, divenendo il nocciolo di microaggregati stabili. In seguito le mucillagini e i metaboliti microbici impregnano la parte minerale, che sta attorno ai noccioli organici ancora in decomposizione, formando microaggregati molto stabili. Alla fine i noccioli organici risultano svuotati di SOM disponibile per l'attività microbica, con la conseguente cessazione di produzione di mucillagini. Il rallentamento nella produzione di agenti leganti e l'uso degli stessi come substrato portano ad una perdita di stabilità dei microaggregati. Subito dopo la rottura dei microaggregati, le parti minerali, impregnate con i prodotti della sintesi microbica, sono rilasciate a formare complessi organo-minerali stabili, di dimensioni pari al limo.

Angers et al. (1997) presentarono i più convincenti dati quantitativi a sostegno della formazione dei microaggregati tra i macroaggregati. In alcune loro prove osservarono la dinamica di C e N nei macro e nei microaggregati durante la decomposizione di paglia di frumento, marcata con ^{13}C e ^{15}N , in condizioni di campo. Durante il periodo iniziale di decomposizione il ^{13}C veniva accumulato nei macroaggregati, ma da lì in avanti subiva una conseguente diminuzione. Concomitante a questa diminuzione, si osservava una

stabilizzazione di ^{13}C nei microaggregati. Questa redistribuzione di C dai macroaggregati ai microaggregati, che avviene con il passare del tempo, indica chiaramente che i microaggregati si formano tra i macroaggregati e poi vengono rilasciati dopo la rottura dei macro.

Dopo lo studio di Angers et al. (1997), numerosi altri lavori sono stati la base per proporre piccole varianti ai modelli di formazione degli aggregati, illustrando il ruolo che la SOM e specialmente la POM giocano nella formazione dei microaggregati tra i macro. Questo continuo processo d'indagine portò alla presentazione del modello concettuale del "ciclo della vita" di un macroaggregato. Six et al. (1998) identificarono quattro stadi dinamici di ricambio dei macroaggregati nel suolo, la formazione di microaggregati e la stabilizzazione del SOC nei microaggregati (figura 1.2). Il loro modello afferma che la macroaggregazione è stabilizzata da residui vegetali freschi grossolani e radici e da fine POM tra gli aggregati. Le particelle organiche più fini sono sequestrate nei microaggregati, formati all'interno dei macroaggregati. Six et al. (1998) spiegarono anche che il disturbo antropico su un suolo (es. la lavorazione del suolo) può influenzare la stabilizzazione del C negli aggregati. Il modello infatti stabilisce un collegamento tra una parte di C perso, a causa di un disturbo del suolo, e l'aumento del ciclo dei macroaggregati. L'effetto del disturbo è un aumento del ciclo dei macroaggregati che porta ad un'inibizione della formazione di microaggregati tra i macro e, di conseguenza, ad una riduzione del sequestro di lungo periodo del C tra i microaggregati.

Il modello spiega che la quantità di macro e microaggregati presenti nel suolo, la loro stabilizzazione e degradazione sono direttamente collegate al C della POM. In dettaglio, l'introduzione di residui freschi nel suolo, i funghi del suolo ed altri microrganismi che producono mucillagini, utilizzando il C che è più facilmente disponibile, portano alla formazione di macroaggregati attorno alla POM grossolana presente all'interno degli stessi (iPOM $>250\ \mu\text{m}$). La iPOM è conseguentemente decomposta e frammentata in POM più fine (fine iPOM). Quest'ultima, associata alle mucillagini dei funghi, si incrosta con i minerali per formare nuclei organici stabilizzati, che originano i nuovi microaggregati nei macro. L'ultima parte del processo, che vede la formazione dei microaggregati, subisce un'interruzione se il ricambio dei macroaggregati è accelerato dalla presenza di un disturbo al suolo.

Alla luce di quanto presentato, e' evidente che la comunita' scientifica e' alla continua ricerca di nuove conoscenze per comprendere le complesse interazioni tra aggregati, parte biotica del suolo e dinamiche della sostanza organica. Sembra, comunque, importante ricordare che i principali processi, che interessano la formazione degli aggregati ed il sequestro di carbonio, sono stati chiariti nel corso degli anni e si possono cosi' sintetizzare:

- 1) esiste un ordine gerarchico degli aggregati in suoli dove la SOM e' il principale agente legante;
- 2) i microaggregati si formano nei macroaggregati;
- 3) la POM, che deriva dalle radici e dai residui vegetali, svolge un ruolo importante nella dinamica degli aggregati;
- 4) l'attivita' della parte biotica del suolo svolge un ruolo decisivo nella formazione dei macro e dei microaggregati;
- 5) la SOM e' prevalentemente stabilizzata in microaggregati stabili;
- 6) i cambiamenti del ciclo dei macroaggregati influenzano la stabilizzazione della SOM in relazione al tipo di suolo e al grado di disturbo.

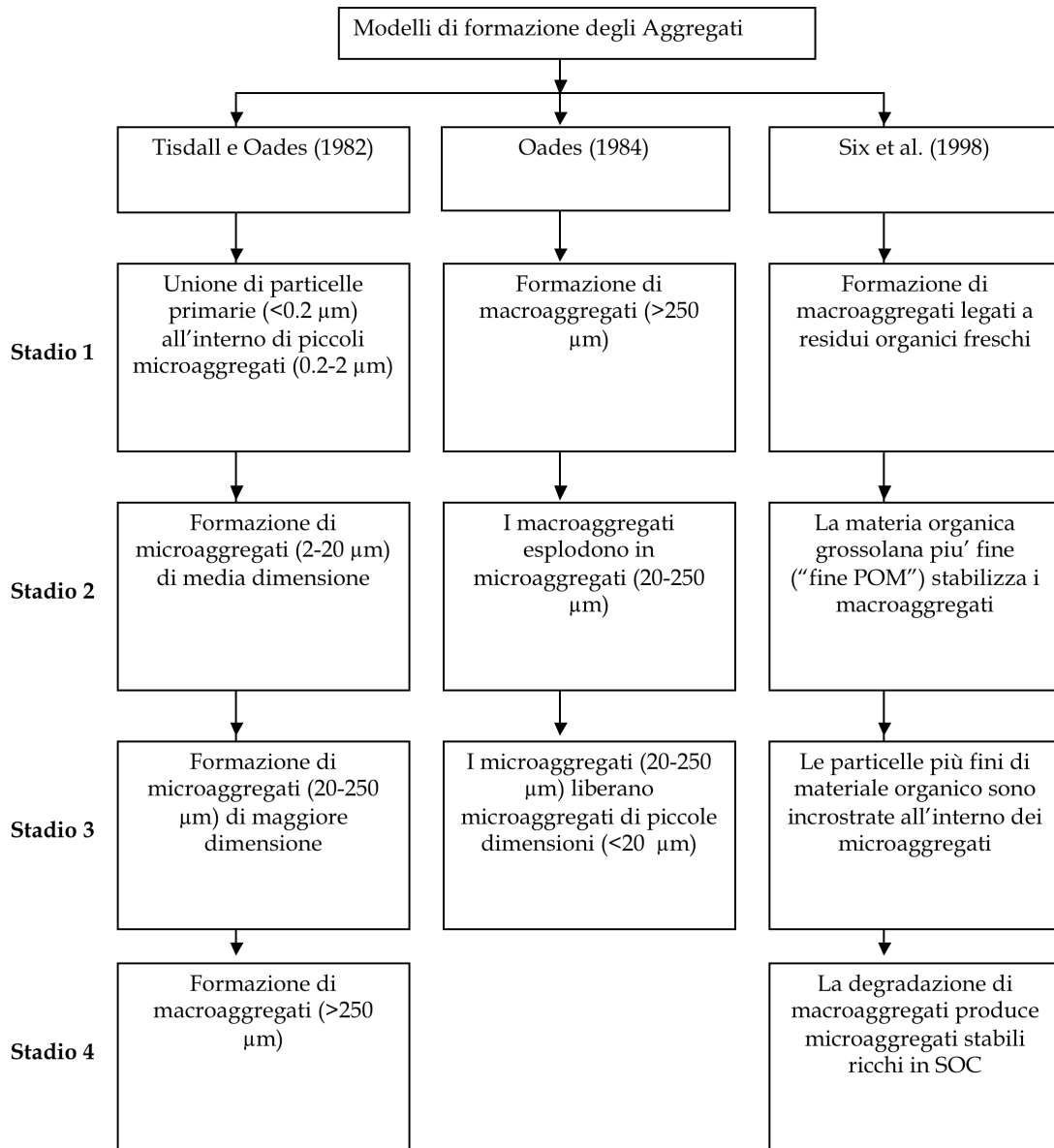


Figura 1.2: principali teorie di formazione degli aggregati nel suolo

1.4 Distribuzione del carbonio negli aggregati

La distribuzione del SOC tra gli aggregati non è prevedibile in quanto assolutamente eterogenea non solo tra terreni diversi, ma anche all'interno dello stesso tipo di suolo. Essa infatti varia con il tempo e lo spazio, in relazione alla gestione e al tipo di suolo (Beare et al., 1994; Six et al., 1999).

Per esempio, con riferimento ai macroaggregati, la concentrazione di SOC nello stesso suolo può variare con differenti gestioni agronomiche (Puget et al., 1995); Beare et al. (1994) mostrarono che i macroaggregati riescono a stoccare il 61% di C in un regime di non lavorazione e il 58% con lavorazione tradizionale. Questi autori osservarono che i macroaggregati stoccano il 25% della POM in terreni non lavorati e il 20% con pratiche tradizionali di lavorazione. La coltivazione, quindi, riduce l'ammontare della POM negli aggregati di più rispetto alla frazione organica legata alle particelle minerali (Six et al., 2000a).

La distribuzione del SOC negli aggregati varia anche rispetto alla classe tessiturale dei suoli; tessiture fini infatti presentano spesso i più alti contenuti di SOC (Hassink, 1992). Saggiar et al. (1996) dimostrarono che l'argilla fine ($<0.02 \mu\text{m}$) ha concentrazioni di SOC più elevate rispetto a quelle riscontrate nell'argilla grossolana ($0.2-2 \mu\text{m}$). Inoltre la risposta dei suoli argillosi al rilascio di SOC varia perché è legata alle caratteristiche fisiche e chimiche delle argille che li contraddistinguono (Six et al., 2000b).

Già da questi lavori citati emerge che non esiste una completa comprensione dei processi coinvolti nella distribuzione del SOC negli aggregati del suolo e che tale distribuzione è assolutamente imprevedibile. Ciò deve essere di stimolo per incrementare lo studio di questo indicatore fisico in differenti suoli, in quanto capace di fornire informazioni preziose per comprendere più a fondo la dinamica di C e N.

1.5 Protezione e tempo di residenza del carbonio negli aggregati

Il sequestro di SOC nel suolo è governato dal grado di stabilizzazione fisica e chimica della SOM all'interno degli aggregati. La protezione fisica avviene con l'intrappolamento

delle particelle organiche nei macro e nei microaggregati, mentre quella chimica e' legata alla loro natura recalcitrante.

I meccanismi d'interazione fisico-chimici definiscono la capacita' massima di sequestro del SOC in un suolo (Jastrow e Miller, 1998; Six et al., 2002).

L'incrostazione della SOM nel centro dei microaggregati e' la principale via che porta al sequestro di SOC (Tisdall e Oades, 1982); questo processo, infatti, preserva la sostanza organica dalla decomposizione fisica e chimica dovuta all'attivita' microbica e consente il sequestro di SOC. Avviene come un reciproco scambio: il SOC protetto stabilizza i microaggregati, mentre i microaggregati proteggono il SOC dai processi microbici.

Per la natura complessa della SOM (costituita da composti ricchi di carbonio con caratteristiche chimiche differenti che ne definiscono il grado di recalcitranza) il tempo di residenza del SOC puo' variare da qualche minuto a centinaia di anni. Il tempo di residenza di sostanza organica labile puo' aggirarsi attorno ai 7 anni, se legata alle particelle di limo e argilla, mentre per composti organici piu' stabili puo' aggirarsi attorno ai 400 anni nel limo e 1000 anni nelle argille (Buyanovsky e Wagner, 1998). In aggiunta, il tempo di residenza del SOC nei macro e microaggregati puo' variare in base al tipo di attrazione fisico-chimica, che si crea tra le particelle organiche e i minerali, ed anche in base alla collocazione degli agenti leganti all'interno degli aggregati (Emerson, 1959). Il tempo di residenza e' legato anche alla dimensione degli aggregati; in particolare se ne e' osservato il prolungamento con il diminuire della dimensione (Cambardella e Elliot, 1993; Six et al., 2000). Molti studi hanno dimostrato che il SOC protetto nei microaggregati, essendo caratterizzato da un'elevata recalcitranza, con un ricambio estremamente basso, risulta ben protetto (Tisdall e Oades, 1982).

Questi sono solo alcuni dei principali fenomeni osservati, perche' gli esatti meccanismi di protezione coinvolti ed il tempo di residenza del SOC nei macro e microaggregati non sono completamente conosciuti (Cambardella e Elliot, 1993; Six et al., 2000).

1.6 Metodi di rilievo della distribuzione del carbonio negli aggregati

Mentre esistono numerosi e ben sviluppati metodi per quantificare il C su materiali biologici, le tecniche per indagare le modalità di distribuzione di questo elemento tra gli aggregati sono relativamente poche e condizionano il risultato finale. Di conseguenza, l'attenta scelta di un metodo è condizione necessaria per trarre informazioni utili a comprendere la relazione tra struttura del suolo e SOC.

Tra i principali metodi di frazionamento fisico degli aggregati si ricorda quello eseguito con tecniche di setacciatura umida o secca, che vedono l'utilizzo di setacci per suolo, caratterizzati da maglie di diversa dimensione, in presenza o in assenza di acqua. La scelta dell'una o dell'altra tecnica, nonché di eventuali trattamenti da eseguirsi sul campione di suolo prima della loro applicazione (es. per la setacciatura umida: pre-immersione in acqua, utilizzo di sostanze chimiche disgreganti), avviene in funzione del tipo d'indagine che si vuole condurre. Gale et al. (2000b) hanno dimostrato come i pretrattamenti influenzino la distribuzione del SOC in essi contenuto.

La tecnica di setacciatura umida è, comunque, largamente utilizzata per determinare la distribuzione degli aggregati di diversa dimensione e la loro stabilità all'acqua (Elliott, 1986; Cambardella e Elliott, 1993). Essa prevede il frazionamento del suolo per mezzo di setacci di diversa dimensione (diametri da 2000 μm a 53 μm), in presenza di acqua.

Per contro, gli svantaggi di questo metodo possono essere: 1- rottura degli aggregati più deboli durante la setacciatura in acqua causata dall'idratazione degli ioni, dall'improvviso collasso della pressione dell'aria interna, dalla ripresa delle forze osmotiche, e dalla solubilità di alcuni agenti leganti in acqua (Gale et al., 2000b); 2- aumento del disordine nell'habitat fisico delle comunità microbiche (Schutter e Fuhrmann, 2001); 3- sottostima del C e N per l'esclusione di C e N solubili all'acqua (Beauchamp e Seech, 1990).

Tuttavia tali svantaggi non sembrano porre dei limiti all'utilizzo della setacciatura umida, se lo scopo è quello di studiare come diverse pratiche di gestione, applicate allo stesso suolo, possano influire sulla distribuzione degli aggregati e sulla stabilizzazione di C e N contenuti negli stessi.

1.7 Effetti di ammendanti compostati sulla dinamica degli aggregati

Da quanto detto, risulta evidente che le dinamiche degli aggregati svolgono un ruolo fondamentale nell'accrescere il tenore della SOM, in quanto la sua stabilizzazione e protezione dipendono da esse.

La stretta relazione esistente tra aggregati e SOM fa supporre che vi siano effetti diversi sul ciclo dei primi e sulla loro interazione con la SOM, in ragione alla diversa origine e alle diverse caratteristiche chimico-fisiche (qualità) della sostanza organica immessa nel sistema suolo (Kong et al., 2005).

E' ormai dimostrato che l'utilizzo in agricoltura di biomasse organiche, che è pratica antica e di fondamentale importanza, oltre a restituire al suolo parte della sostanza organica persa durante il processo produttivo, è anche un modo per valorizzare i prodotti ottenuti dai processi, sempre più rigorosi e sicuri, di stabilizzazione biologica dei rifiuti organici.

E' necessario, però, studiare meglio in che modo le differenti sostanze organiche, apportate con ammendanti di diversa origine e caratteristiche, entrino nel ciclo degli aggregati del suolo. Indagare quindi sulle concentrazioni di C degli aggregati, dopo l'applicazione di ammendanti di diversa origine al suolo, permette di capire se e come la sostanza organica apportata con gli stessi entri nel ciclo della SOM. Cio' è fondamentale per valutare l'opportunità di utilizzare tali ammendanti per sostenere i livelli di SOM ed eventualmente per contribuire al sequestro di C globale, senza compromettere la qualità di suoli agrari.

Tra gli ammendanti organici a disposizione degli agricoltori, si rivolge sempre maggiore attenzione a quelli ottenuti dai processi di compostaggio, in particolare a quello che utilizza come matrici di partenza la frazione umida dei rifiuti urbani (FORSU).

Un'indagine condotta da Eurostat (2004) mostra un incremento della produzione pro-capite di rifiuti in Europa (UE 25) nel periodo compreso tra il 1995 ed il 2004 (figura 1.3), legato all'aumento del reddito pro-capite ed al livello di vita più elevato (Apat-Onr, 2006).

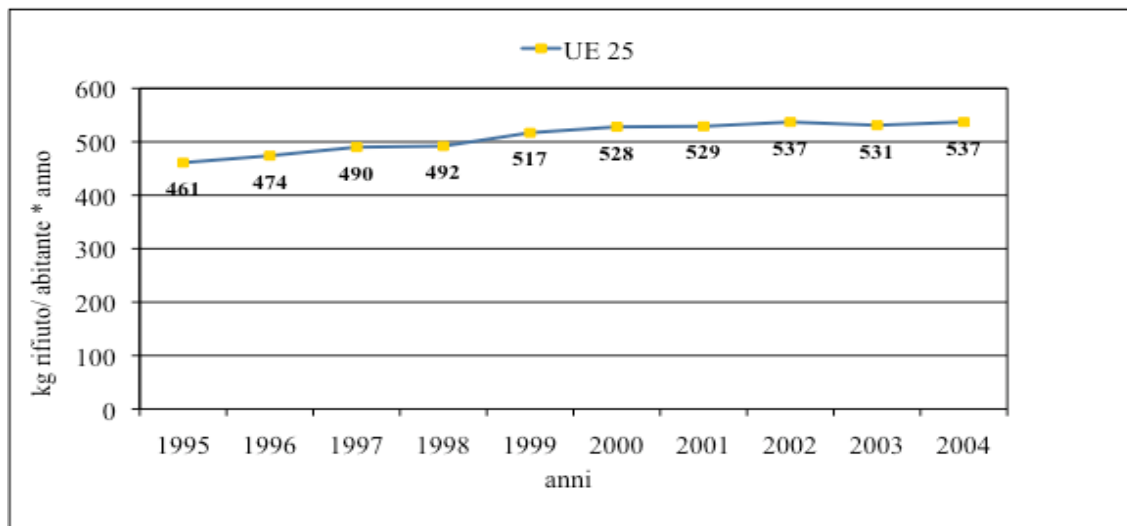


Figura 1.3: evoluzione della produzione di rifiuti in Europa

Fortunatamente si sta osservando un complementare sviluppo del trattamento biologico dei rifiuti e del riciclo, in particolare di quelli municipali.

Sempre Eurostat (2004) riporta che, nonostante in Europa (UE 25) le discariche siano la via privilegiata per lo smaltimento dei rifiuti urbani con oltre 130 milioni di tonnellate annue, il trattamento biologico ed il riciclo stanno assumendo sempre maggiore importanza, con circa 37 milioni di tonnellate trattate (Apat-Onr, 2006). Tra i trattamenti biologici il compostaggio è quello che permette di ottenere un prodotto stabile, privo di rischi sanitari, ricco di sostanza organica e di materiale unico, libero da odori molesti. In Italia dal 1999 al 2005 la capacità di trattamento dei rifiuti da parte degli impianti di compostaggio sull'intero territorio nazionale è stata notevolmente potenziata (figura 1.4). In quel periodo c'è stato un incremento del 25% della produzione di compost, con 215 impianti che operano sul territorio (Apat-Onr, 2006).

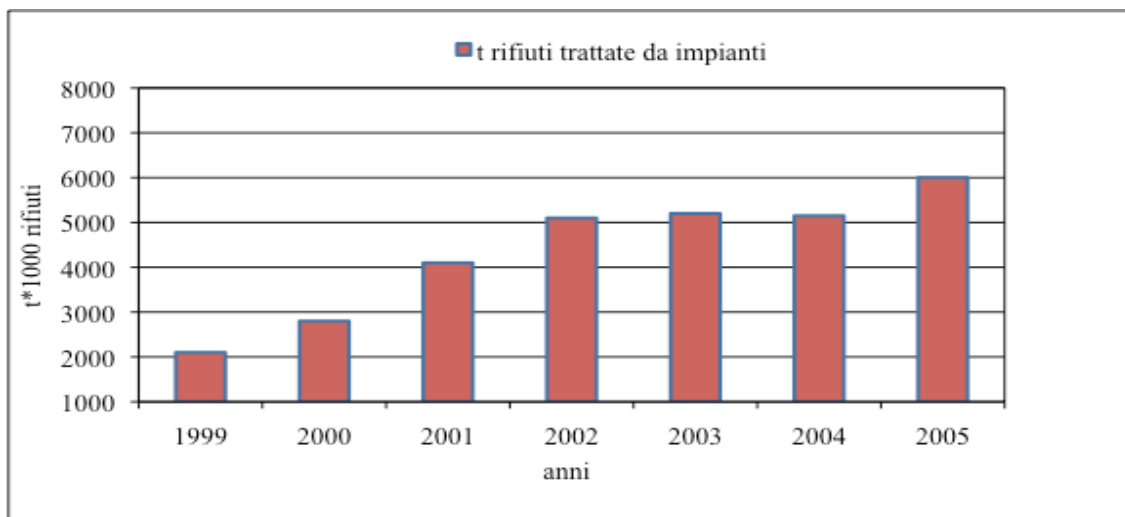


Figura 1.4: evoluzione delle quantità di rifiuti trattate dagli impianti di compostaggio sul territorio nazionale

Nel 2005 è stata calcolata una produzione di circa 1.2 milioni di tonnellate di compost, di cui il 61% è ottenuto da matrici differenti (FORSU, residui verdi, fanghi di depurazione) ed il 15% da soli residui verdi (Apat-Onr, 2006).

Essendo in continuo aumento la produzione di biomasse di recupero, è evidente che il loro utilizzo in agricoltura è pratica da perseguire per valorizzare un prodotto che comporta dei costi di produzione e che, se non utilizzato in modo opportuno, potrebbe diventare col tempo difficile da gestire.

Con l'obiettivo di evidenziare gli effetti dell'applicazione di ammendanti compostati di diversa origine, negli anni sono stati condotti diversi studi su alcuni aspetti quali: - la distribuzione degli aggregati, - la loro stabilità, - le dinamiche del carbonio e dei principali nutrienti delle diverse frazioni di suolo isolate, - le relazioni esistenti tra tutti questi e la qualità della sostanza organica immessa.

Per quanto riguarda la stabilità degli aggregati all'acqua, il compost può, anche nel breve periodo, favorirne un aumento (associato ad un diametro maggiore degli aggregati) lineare al contenuto di C del suolo (Leroy et al., 2008), soprattutto in assenza di lavorazione (Whalen, 2003).

Compost diversi per origine e produzione possono indurre variazioni differenti della stabilità degli aggregati. Così per esempio, prodotti ottenuti con processi di compostaggio rapidi possono migliorare la stabilità in virtù di un aumento della repellenza all'acqua

degli aggregati, indotta da una maggiore attivita' microbica. Ammendanti con grado di maturita' maggiore, invece, possono accrescere la stabilita' migliorando la coesione tra le particelle di suolo all'interno degli aggregati, per effetto della diffusione di sostanze organiche al loro interno. Sempre i prodotti piu' maturi possono rinforzare la stabilita' grazie all'aumento della materia organica umificata all'interno degli aggregati, che risulta di piu' difficile degradazione (Annabi et al., 2007).

Oltre a migliorare la stabilita', l'uso di compost puo' anche favorire nel breve periodo un aumento della percentuale dei macroaggregati piu' grandi (>2000 μm), probabilmente dovuto ad una stabilizzazione dei macroaggregati piu' piccoli. Questo effetto puo' essere superiore a quello registrato per il letame (Wortman, 2008).

L'applicazione di differenti tipi di compost al suolo puo' determinare un incremento significativo della concentrazione del C della cPOM, ma anche del SOC. In particolare, e' stato osservato che l'aumento del C della cPOM puo' essere utilizzato come un indicatore di breve periodo per prevedere variazioni di SOC, visibili in un periodo piu' lungo (Fortuna et al., 2003). Comunque, il C e N del suolo non frazionato, oltre a quelli della cPOM, possono subire un incremento nel breve periodo a seguito della distribuzione di alcuni tipi di compost (Leroy et al., 2008).

Gli ammendanti compostati oltre ad influenzare in modi differenti la distribuzione delle frazioni di suolo, la stabilita' degli aggregati ed il contenuto di C e dei principali elementi nutritivi in essi contenuti, sembra abbiano un effetto anche sull'humus del suolo, in particolare sulla concentrazione di carbonio umico e sulle frazioni umiche che da esso possono essere estratte. Il compost sembra sia in grado non solo di migliorare la composizione di sostanze umiche del suolo attraverso un aumento degli acidi umici (Weber et al., 2007), ma anche di accrescere nel breve periodo il contenuto di carbonio umificato, aumentando il rapporto tra carbonio umificato (dato dall'insieme di acidi umici, fulvici ed umina) e quello non umificato (Adani et al., 2007).

Sembra anche che il compost, attraverso l'apporto continuativo di sostanza organica al suolo, sia in grado di favorire un'accelerazione dei processi di degradazione degli acidi umici indigeni in suoli con un'elevata concentrazione di questi, al contrario di causarne il ritardo nel caso di una presenza contenuta (Kawasaki, 2008). In genere, comunque, l'uso di ammendanti come compost o letame determina una modificazione delle caratteristiche

chimiche degli acidi umici del suolo, indotta dall'apporto di sostanza organica, caratterizzata generalmente da un piu' basso grado di umificazione e da dimensioni molecolari in media piu' grandi. Questi cambiamenti sarebbero piu' visibili in suoli con una piu' cospicua presenza di humus ad uno stadio intermedio di evoluzione (molecole di medio peso molecolare apparente) (Kawasaki, 2008).

In considerazione degli effetti indotti dall'applicazione di differenti ammendanti organici su suoli di origine e caratteristiche diverse, per il presente lavoro di ricerca sono state avanzate le ipotesi seguenti.

1- L'apporto di quantita' importanti di ammendanti organici a sistemi in equilibrio causerebbe variazioni del contenuto di C e N nel suolo. Esistendo una forte relazione tra aggregazione del suolo e concentrazione di SOC, poiche' quest'ultimo promuove l'aggregazione, si osserverebbe un cambiamento della distribuzione dei diversi aggregati ed un sequestro di C e N in alcuni di essi.

2- Gli ammendanti organici favorirebbero l'incremento del contenuto di carbonio umico del suolo e l'evoluzione delle molecole umiche: direttamente, apportando nuovo carbonio umico, e indirettamente, supportando l'attivita' di sintesi microbica.

3- L'azoto organico, introdotto con gli ammendanti organici, aggiunto a quello minerale, fornito dalla normale pratica agronomica, avrebbe effetti sulle rese e sulla qualita' dei prodotti agrari.

1.8 Indicatori per il monitoraggio della dinamica del carbonio e dell'azoto

Monitorare la dinamica del carbonio e dell'azoto in un suolo significa in primo luogo osservare se la quantita' dei due elementi subisce delle variazioni nel tempo. La determinazione del loro contenuto nel suolo non frazionato permette certamente di registrare eventuali arricchimenti o perdite, pero' non consente di valutare il grado di protezione dei due elementi, perche' non si conosce la loro distribuzione negli aggregati, che sono caratterizzati da cicli vitali e stabilita' differenti.

Conoscere il contenuto di C e N nelle frazioni del suolo consente di trarre informazioni sul grado di protezione fisica e/o chimica dei due elementi e di ipotizzarne la loro

stabilizzazione ed, eventualmente, la loro evoluzione nel tempo. Lo studio degli aggregati, tramite tecniche di frazionamento del suolo, sembra quindi permettere di superare il limite di un'indagine condotta sul suolo nel suo insieme, in grado di fornire soltanto una descrizione quantitativa degli elementi oggetto di studio.

Inoltre l'applicazione di nuove tecniche di gestione del suolo puo' perturbare un sistema in equilibrio, determinando una variazione non solo di alcune caratteristiche chimiche, ma anche fisiche del suolo. La distribuzione degli aggregati e' uno degli indicatori piu' sensibili per monitorare tali variazioni. Un cambiamento della loro distribuzione permette, infatti, di ipotizzare la presenza di un effetto stimolante l'aggregazione delle particelle con la formazione di un numero maggiore di macroaggregati o, all'opposto, un effetto disgregante con conseguente loro rottura, che porterebbe alla liberazione dei microaggregati in essi protetti.

La distribuzione degli aggregati ed il loro contenuto di C e N sono stati scelti, nel lavoro di seguito discusso, come principali indicatori fisici e chimici per valutare le variazioni nella distribuzione di C e N in suoli con contenuto rilevante di argilla. In un altro suolo, invece, caratterizzato da una quasi completa presenza di sabbia, non potendo ricorrere allo studio degli aggregati, la scelta obbligata e' stata la determinazione di C e N sul suolo nel suo insieme.

Il contenuto di carbonio umico (CU) dell'estratto umico del suolo e' un indicatore chimico in grado di fornire informazioni sulla natura della sostanza organica presente (Reeves, 1997; Nardi et al., 2004). Essendo l'*humus* la parte piu' evoluta e piu' complessa della SOM, conoscerne il contenuto, attraverso la determinazione del CU, permette di trarre informazioni sul grado di evoluzione della SOM e sull'effetto che l'apporto di biomasse organiche, di matrice differente ed ottenute da diversi processi di stabilizzazione biologica, puo' avere sul suo contenuto. Strettamente legata al contenuto di CU, la distribuzione delle frazioni umiche dell'estratto, in base alle loro dimensioni molecolari, e' un altro indicatore che permette di conoscere il grado di complessita' dell'*humus* del suolo (Dell'Agnola e Ferrari, 1971; Nardi et al., 2004). Per tali ragioni in questo lavoro si e' ritenuto opportuno affiancare alla determinazione del contenuto di CU anche lo studio dell'evoluzione delle frazioni umiche, la cui caratterizzazione e' stata eseguita solo a fronte di un incremento del CU, registrato in uno stretto arco temporale.

2 Scopo ed obiettivi del progetto di ricerca

2.1 Scopo

Lo scopo del progetto e' stato comprendere se l'applicazione su terreni agrari di due ammendanti compostati (differenti per matrice di origine e produzione) e di letame bovino, sia:

- una pratica capace di conservare ed accrescere la qualita' del suolo nel breve periodo, sostenendo il tenore della sostanza organica;
- uno strumento idoneo ad accrescere la quota di carbonio sequestrato, garantendo una gestione sostenibile dell'agroecosistema;
- un'opportunita' per una gestione integrata dei concimi di origine minerale, necessari alla produzione agraria.

2.2 Obiettivi

Per dare risposta alle questioni appena enunciate, il lavoro di ricerca, articolato in tre anni, ha avuto i seguenti obiettivi:

- studiare gli effetti di breve periodo (gia' a due anni dall'inizio della sperimentazione) dell'applicazione dei tre ammendanti organici in prova associati alle tradizionali concimazioni minerali sulla dinamica di C e N, in tre diversi suoli oggetto di studio;
- indagare in due tipi di suolo sulla distribuzione degli aggregati e sulla concentrazione di C e N delle frazioni di suolo, per valutare se c'e' una stabilizzazione di C e N immesso con gli ammendanti;
- studiare la concentrazione di carbonio umico dei suoli e la distribuzione delle frazioni umiche (in caso di incremento del carbonio umico), per valutare un effetto benefico dei fertilizzanti sull'evoluzione della sostanza organica;
- valutare l'andamento delle rese colturali e la qualita' del prodotto agrario;
- verificare se esiste una relazione (a parita' di C immesso nel sistema) tra qualita' della biomassa utilizzata e variazioni degli indicatori considerati.

3 Materiali e Metodi

3.1.1 Siti sperimentali

Per il lavoro di ricerca, iniziato nel gennaio del 2006 e concluso nel dicembre del 2008, sono stati individuati tre suoli differenti per tessitura e principali caratteristiche chimiche. Tre prove di campo, situate in differenti appezzamenti da lungo tempo interessati da agricoltura, sono state quindi impostate ex-novo. I siti sperimentali si trovano nella pianura Padano-Veneta: nel comune di Zimella ed in quello di Tarmassia-Isola della Scala, in provincia di Verona e nel comune di Orgiano, in provincia di Vicenza.

Di seguito sono riportate le coordinate georeferenziali dei tre siti di prova:

Zimella: N 45° 19' 55.6'' E 11° 21' 49.3''

Orgiano: N 45° 19' 32.3'' E 11° 27' 30.5''

Tarmassia: N 45° 15' 38.1'' E 11° 04' 03.5''

3.1.2 Origine e classificazione dei suoli oggetto di studio

I tre suoli oggetto di studio, secondo la distinzione proposta a livello nazionale per il progetto “Carta dei Suoli d’Italia in scala 1:250.000” elaborata da ARPA Veneto, appartengono alla medesima Regione del Suolo (L1) della Pianura Padano-Veneta, individuata con sigla 18.8 (Cambisol-Luvisol region con Fluvisols, Calcisols, Vertisols, Gleysolls), ma a differenti Province di Suoli (L2) (scala della carta 1:1000.000), differenti Sistemi di Suoli (L3) (scala della carta 1:250.000) e differenti Unità cartografiche (L4), la cui descrizione fa riferimento al paesaggio, alla morfologia, al materiale parentale, alle quote, alla vegetazione, all’uso del suolo, al regime idrico e alla presenza di non suolo.

In dettaglio, il suolo di Zimella appartiene alla Provincia dei Suoli indicata con la sigla **–BR** (bassa pianura recente, calcarea, a valle della linea delle risorgive, con modello deposizionale a dossi sabbiosi e piane e depressioni a depositi fini (Oleocene)) e al Sistema dei Suoli indicato con sigla **–BR4** (suoli della pianura alluvionale indifferenziata, formatasi da limi, da molto a estremamente calcarei; suoli profondi, a moderata differenziazione del profilo, a decarbonatazione iniziale o nulla). L’unità cartografica di riferimento è indicata con sigla **–BR4.3** (suoli della pianura modale dei torrenti prealpini (Agno, Guà), con

depositi fini derivanti da rocce di origine vulcanica (basalti), non o scarsamente calcarei, poggianti su depositi sabbioso-limosi dell'Adige, pianeggiante). Il materiale parentale è costituito da argille moderatamente calcaree su sabbie molto calcaree. Regime idrico: ustico. Il suolo che

caratterizza questo appezzamento si può infine ascrivere alla unità tipologica indicata con sigla **-NOA1** (suoli a moderata differenziazione del profilo con orizzonte calcico sviluppato nei sedimenti grossolani dell'Adige, discreta tendenza a fessurare durante la stagione estiva e granulometria argilloso fine. Sono suoli profondi, a tessitura fine, reazione alcalina, moderatamente calcarei, fortemente calcarei nel substrato. Hanno drenaggio mediocre, permeabilità moderatamente bassa, capacità di acqua disponibile moderata e falda profonda).

Classificazione USDA (1998): Vertic Calcisteps fine, mixed, mesic.

Classificazione WRB (1998): Vertic Calcisol

Il suolo di Orgiano e' di difficile definizione, in quanto ricade in una zona in cui sulla Carta dei Suoli confluiscono due differenti unità cartografiche, la **-BR4.3** già descritta e la **RI2.1**. Quest'ultima appartiene alla provincia dei suoli **-RI** (rilievi collinari isolati nella pianura, in forma di emergenze tabulari o coniche, con morfologia strettamente controllata dalla giacitura e dalla diversa competenza dei materiali, su rocce della serie stratigrafica terziaria (calcari marmosi, conglomerati calcarei, rocce vulcaniche effusive)) e al sistema di suoli **-RI2** (suoli dei versanti a pendenze dolci formatisi da substrato marmoso e calcareo-marmoso).

Il suolo di Tarmassia appartiene alla Provincia dei Suoli indicata con la sigla **-BA** (bassa pianura antica, calcarea, a valle della linea delle risorgive, con modello deposizionale a dossi sabbiosi e piane alluvionali a depositi fini (Pleistocene) e al Sistema dei Suoli indicato con sigla **-BA1** (suoli su dossi della pianura di origine fluvioglaciale, formatisi da sabbie, da molto a estremamente calcaree; suoli profondi, a differenziazione del profilo da moderata ad alta, decarbonati, talvolta con accumulo di argilla o carbonati in profondità). L'unità cartografica di riferimento è indicata con sigla **-BA1.1** (suoli della porzione superiore della bassa pianura costituente la porzione mediana della piana proglaciale dell'apparato gardesano, di origine fluvioglaciale, con scarse tracce di canali intrecciati e dossi pianeggianti). Il materiale parentale è costituito da sabbie molto calcaree. Regime

idrico: ustico. Il suolo che caratterizza questo appezzamento si può, infine, ascrivere all'unità tipologica indicata con sigla **-ISC1** (suoli a moderata differenziazione del profilo, con decarbonatazione del profilo e iniziale traslocazione delle argille; sono moderatamente profondi, a tessitura moderatamente grossolana, a reazione subacida in superficie e alcalina nel substrato, non calcarei in superficie e molto calcarei nel substrato. Hanno drenaggio buono, permeabilità alta, capacità di acqua disponibile moderata e falda molto profonda).

Classificazione USDA (1998): Udic Haplustepts corse-loamy, mixed, mesic.

Classificazione WRB (1998): Hypereutri-Chromic Cambisols.

3.1.3 Caratteristiche chimico-fisiche dei suoli

Prima dell'inizio dell'attività sperimentale, sono state determinate le principali caratteristiche fisiche e chimiche dei suoli oggetto di studio. In tabella 3.1 sono riportati i valori medi di riferimento, riferiti a due strati di indagine: 0-0.05 m e 0.25-0.3 m.

Per ciascun suolo i dati medi sono ottenuti dall'analisi di 16 campioni per ogni profondità'.

Tabella 3.1: principali caratteristiche fisico-chimiche dei suoli ad inizio prova

Parametri	u.m.	Zimella		Orgiano		Tarmassia	
		0-0.05 m	0.25-0.3 m	0-0.05 m	0.25-0.3 m	0-0.05 m	0.25-0.3 m
Sabbia (2000-50 µm)	%	29.5 ± 1.1	29.7 ± 1.3	64.8 ± 0.8	65.3 ± 1.0	87.3 ± 0.5	87.1 ± 0.5
Limo (50-2 µm)	%	29.2 ± 1.1	30.8 ± 0.6	14.6 ± 0.5	14.2 ± 0.5	8.9 ± 0.5	8.2 ± 0.3
Argilla (<2 µm)	%	41.3 ± 0.8	39.5 ± 0.9	20.6 ± 0.7	20.6 ± 0.9	3.8 ± 0.3	4.7 ± 0.3
Densità'		1441.3 ±	1469.7 ±	1666.7 ±	1712.9 ±	1607.9 ±	1639.4 ±
apparente	kg m ⁻³	15.4	12.3	28.1	14.2	17.3	13.3
pH	-	6.9 ± 0.1	6.9 ± 0.1	4.7 ± 0.0	5.1 ± 0.1	6.8 ± 0.0	7.0 ± 0.0
Conduttività'	dS/m	271.9 ± 9.2	165.3 ± 4.2	97.4 ± 6.6	81.4 ± 3.9	166.3 ± 6.7	163.6 ± 2.3
SOM	%	2.2 ± 0.0	2.0 ± 0.1	1.1 ± 0.1	1.4 ± 0.0	0.6 ± 0.0	0.5 ± 0.0
SOC	g/kg	12.8 ± 0.2	11.4 ± 0.3	6.3 ± 0.4	7.9 ± 0.2	3.7 ± 0.1	2.8 ± 0.1
CU	g/kg	1.6 ± 0.1	1.5 ± 0.1	2.1 ± 0.1	2.3 ± 0.2	1.1 ± 0.0	1.1 ± 0.0
TKN	g/kg	1.4 ± 0.0	1.3 ± 0.0	0.9 ± 0.0	0.9 ± 0.0	0.5 ± 0.0	0.4 ± 0.0

In tabella le medie ± l'errore standard

Secondo il sistema di classificazione USDA, e' possibile definire il suolo di Zimella come **argilloso** con grado di reazione neutro, il suolo di Orgiano come **franco-sabbioso-**

argilloso (f-s-a) con grado di reazione molto fortemente acido ed il suolo di Tarmassia come **sabbioso** con grado di reazione neutro.

Per i parametri chimici considerati non si osservano differenze marcate tra lo strato più superficiale e quello di maggiore profondità, probabilmente perché su tutti i suoli la tecnica colturale prevede l'aratura a 0-0.3 m di profondità che, mescolando gli strati, tende a limitarne le differenze.

Sembra opportuno sottolineare che tutti e tre i suoli sono caratterizzati da un basso tenore di SOM; si può pensare che il tipo di agricoltura praticata, caratterizzata dall'impiego di soli concimi minerali e dall'assenza di rotazioni colturali ampie con l'immissione di colture intercalari per il sovescio, incida negativamente su questo parametro (Morari et al., 2006).

3.2 Caratteristiche climatiche

Il clima del Veneto, pur rientrando nella tipologia mediterranea, presenta proprie peculiarità, dovute principalmente all'azione mitigatrice delle acque mediterranee, all'effetto orografico della catena alpina e alla continentalità dell'area centro-europea. In ogni caso mancano alcune delle caratteristiche tipicamente mediterranee quali l'inverno mite (in montagna, ma anche nell'entroterra, prevalgono effetti continentali) e la siccità estiva a causa dei frequenti temporali di tipo termoconvettivo.

I dati meteorologici relativi al periodo di sperimentazione, forniti dall'ARPAV, sono stati misurati da due stazioni agrometeorologiche poste a qualche chilometro di distanza dai tre campi sperimentali. Per il suolo **argilloso** e per il **f-s-a** si sono considerati i dati registrati dalla stazione posta nel comune di Lonigo, in provincia di Vicenza, mentre per il **sabbioso** quelli registrati dalla stazione posta nel comune di Buttapietra, in provincia di Verona.

Nell'area di Lonigo la temperatura media della decade 1998-2008, presa come riferimento, presenta valori minimi mai inferiori ai 5 °C nei mesi di gennaio e dicembre; nei mesi di luglio e agosto la temperatura media massima si aggira invece attorno ai 30 °C (figura 3.1). Gli andamenti della temperatura media nei tre anni di sperimentazione non si discostano particolarmente da quello della decade, ad eccezione del 2006, quando nei mesi di maggio e giugno si sono registrate temperature inferiori alla media. Sempre nello stesso anno c'è

stato un picco nel mese di luglio, con il raggiungimento di un valore medio superiore ai 30 °C.

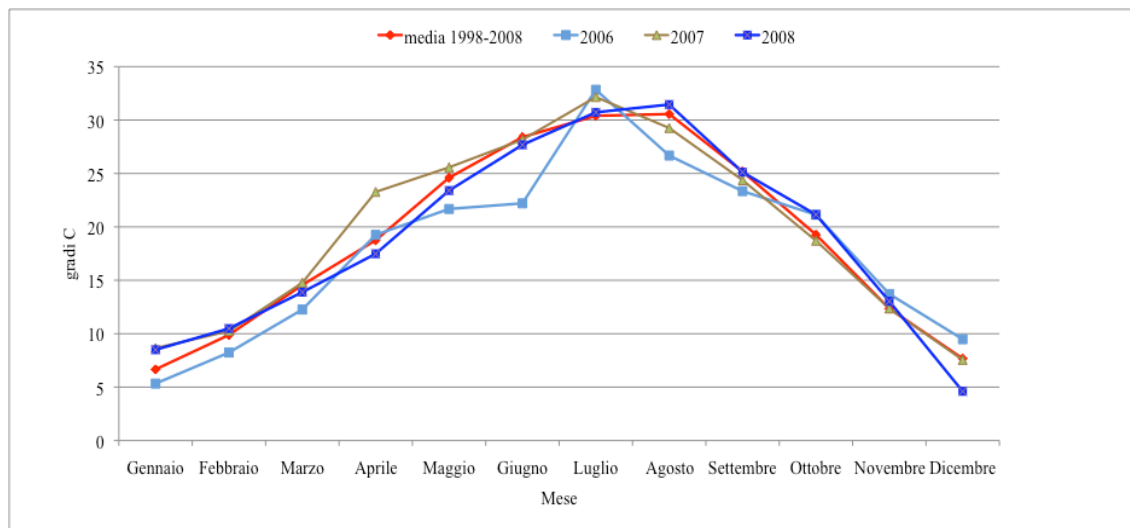


Figura 3.1: andamento della temperatura media registrata dalla stazione di Lonigo

La piovosità media della zona è di 815 mm annui, con una distribuzione delle piogge che individua la primavera e l'autunno come i periodi più piovosi.

Confrontando le piovosità mensili registrate nei tre anni di sperimentazione con le medie della decade, si evince che il 2006 è stato un anno anomalo, infatti nel mese di agosto è caduta una quantità di pioggia superiore al doppio della media di quel mese: 149 mm, contro una media di 73 mm.

Il 2007 si caratterizza per essere l'anno più secco, con un totale di pioggia di soli 543 mm. Il 2008 verrà invece ricordato per la grande quantità di pioggia caduta nei mesi di giugno, novembre e dicembre, che ha portato ad un totale di 922 mm annui.

In figura 3.2 sono riportate le piovosità mensili nei tre anni di sperimentazione, confrontate con la media della decade di riferimento.

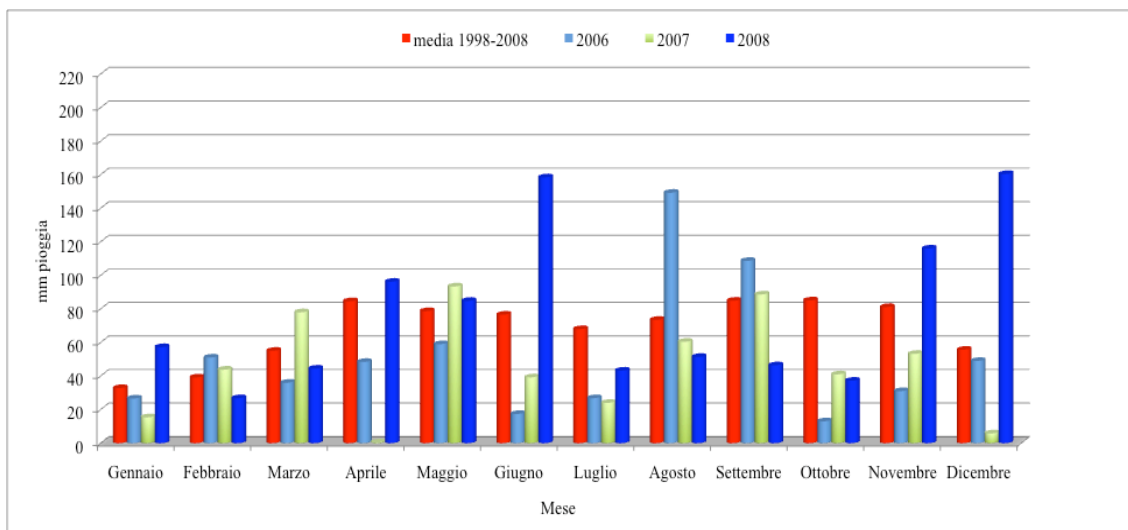


Figura 3.2: piovosità registrate dalla stazione di Lonigo

Per quanto riguarda le temperature medie dell'area di Buttapietra (in figura 3.3), si osserva un andamento comune a quello già commentato per Lonigo, con minime nei mesi di gennaio e dicembre e massime nei mesi di luglio e agosto.

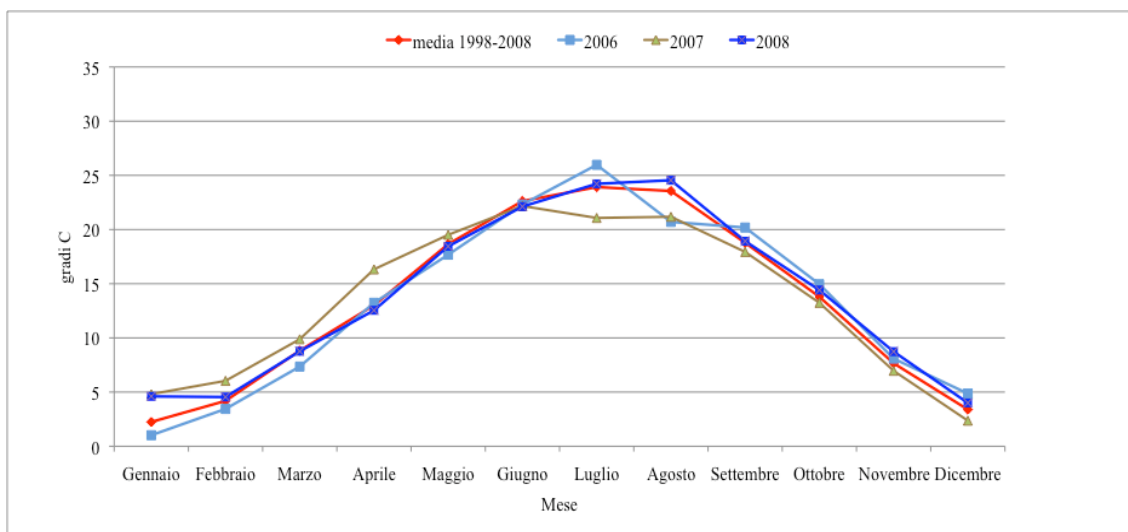


Figura 3.3: andamento della temperatura media registrata dalla stazione di Buttapietra

Le due stazioni registrano, però, delle differenze sia per le minime che per le massime. A Buttapietra le minime, con valori medi al di sotto dei 5 °C, sono inferiori a quelle di Lonigo. Per quanto riguarda le massime, a Buttapietra la temperatura media non supera mai i 25 °C, mentre a Lonigo supera i 30 °C. Confrontando l'andamento della decade con

quello dei singoli anni in esame, si nota che il 2006 si distingue per un picco nel mese di luglio con un valore che va oltre i 25 °C ed il 2007 per essere stato l'anno meno caldo nei mesi estivi.

I dati di piovosità (figura 3.4) mostrano che anche in quest'area il 2007 è stato l'anno più secco, con un totale di pioggia caduta di 543 mm, contro una media della decade di 770 mm. Come già osservato in precedenza, il 2008 si distingue invece per una elevata piovosità dovuta alle piogge cadute nei mesi di giugno, novembre e dicembre.

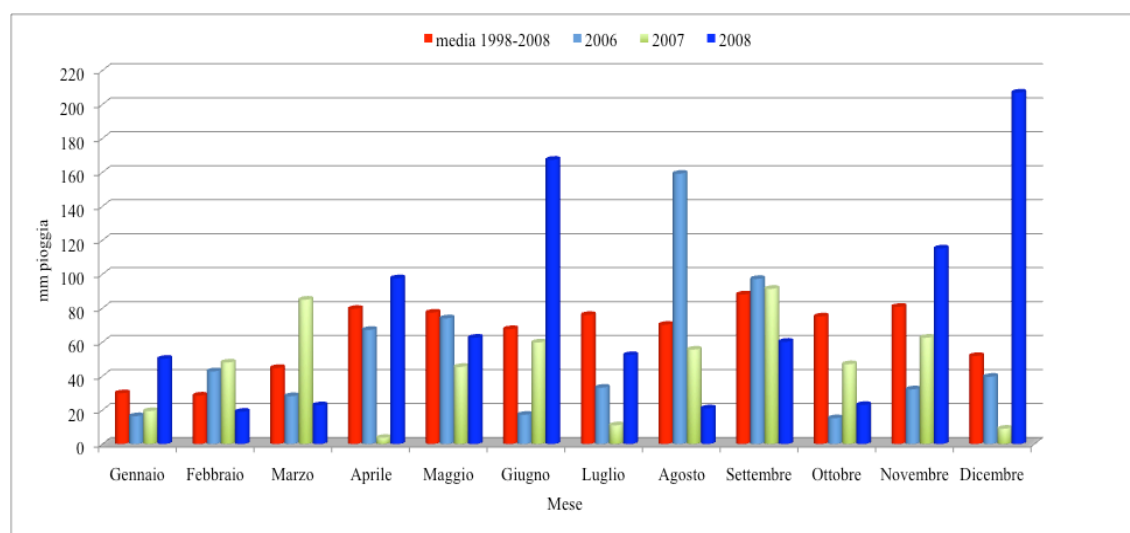


Figura 3.4: andamento della piovosità registrata dalla stazione di Buttapietra

3.3 Caratteristiche chimiche degli ammendanti utilizzati

Per le prove sono stati utilizzati tre tipi di biomasse organiche: 1- un ammendante compostato misto, da qui in avanti indicato con sigla **CO**; 2- un prodotto ammendante ottenuto dall'unione di CO e pollina, indicato con sigla **CP**; 3- letame bovino di media maturità, indicato con la sigla **L**.

I prodotti CO e CP sono stati forniti dalla ditta Agrinord spa, sita in località Barchi di Tarmassia, comune di Isola della Scala, in provincia di Verona.

Il prodotto CO è ottenuto attraverso un processo di trasformazione (ossidazione biologica) e stabilizzazione controllata dei seguenti rifiuti organici: FORSU (frazione organica rifiuti solidi urbani), VERDE (residui di potatura e ramaglie) e FANGHI di depurazione agroindustriali, nelle rispettive percentuali del 50, 40 e 10. Le fasi di bioossidazione e

maturazione avvengono in cumuli, rivoltati periodicamente. L'ammendante è in forma di polvere, vagliato a 10 mm.

Il prodotto CP e' ottenuto dalla miscela di CO e pollina, in rapporto 50 – 50. Il prodotto finito è in forma di pellet.

Il letame, ottenuto dall'allevamento di bovine da latte, e' stato prelevato da tre differenti stalle site in prossimita' dei campi sperimentali. Per quest'ultimo, si utilizzeranno le sigle **L-argilloso**, **L-f-s-a** e **L-sabbioso**, distintive dei prodotti distribuiti nei rispettivi tre suoli.

In tabella 3.2 sono riportate le concentrazioni di umidita', C e N del diverso letame usato, mentre in tabella 3.3 le caratteristiche dei prodotti CO e CP distribuiti nei tre anni di prova.

Tabella 3.2: principali caratteristiche chimiche del diverso letame distribuito nei tre anni di prova

Parametri	u.m.	L-argilloso				L-f-s-a				L-sabbioso			
		2005	2006	2007	media anni	2005	2006	2007	media anni	2005	2006	2007	media anni
Umidita'	%	80.0	81.1	78.0	79.7	81.2	79.6	79.0	79.9	70.0	71.7	68.0	69.9
C	% s.s.	39.1	36.6	37.0	37.6	40.1	47.4	42.2	43.2	27.0	33.3	39.7	33.3
TN	% s.s.	2.3	2.4	2.3	2.3	2.3	2.2	2.4	2.3	1.0	1.7	2.3	1.7
C/N	-	17.0	15.0	16.1	16.0	17.0	21.0	17.6	18.5	27.0	19.6	17.3	21.3

Si evidenzia che il L-sabbioso differisce dagli altri due per una minor umidita' (una differenza di circa 10 punti percentuali) ed una minor concentrazione di C e N. Tali differenze sono dovute al grado di maturita' inferiore che lo caratterizza. Una minor maturazione del prodotto infatti significa un maggior contenuto di paglia non degradata che determina un abbassamento dei parametri considerati.

Dal confronto del C/N del letame (escludendo il L-sabbioso caratterizzato da una non completa maturazione) con quello del prodotto CO si evince come i due prodotti siano simili per contenuto di C e N. Tale rapporto, invece, a causa della maggiore presenza di N e' decisamente piu' basso per il prodotto CP.

Tabella 3.3: principali caratteristiche chimiche dei prodotti CO e CP distribuiti nei tre anni di prova

Parametri	u.m.	CO				media anni	CP			
		2005	2006	2007	media anni		2005	2006	2007	media anni
pH		8	6.94	7.6	7.5	7.2	6.5	7.1	6.9	
Umidità	%	36	39.3	32	35.8	26.4	18	20	21.5	
Carbonio organico	% ss	37.6	34.5	33.9	35.3	39.9	40.5	39.2	39.9	
Azoto organico	% st	80	81	81.1	80.7	80.5	88	80	82.8	
Cadmio	mg/kg ss	0.6	0.4	0.6	0.5	0.6	0.6	0.5	0.6	
Rame	mg/kg ss	60.8	105	87.9	84.6	81.4	124.9	93.8	100.0	
Mercurio	mg/kg ss	0.1	<0,1	0.9	0.5	<0.1	0.1	0.4	0.3	
Nichel	mg/kg ss	13.5	14.5	11.1	13.0	15.7	19.1	10.4	15.1	
Piombo	mg/kg ss	20.8	51.1	30.8	34.2	14.3	33.1	25.6	24.3	
Zinco	mg/kg ss	108.8	209.5	186.8	168.4	290.5	301.7	320.9	304.4	
Cromo VI	mg/kg ss	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	
C/N		19	18.2	13	16.7	13	15	13	13.7	
Ac. umici e fulvici	% ss	13.3	15	12.1	13.5	12	14.6	10.7	12.4	
Azoto totale	% ss	2	1.9	2.6	2.2	3	2.7	3	2.9	
potassio (K ₂ O)	% ss	1.6	1.7	1.36	1.6	1.4	2.6	2.4	2.1	
Fosforo (P ₂ O ₅)	% ss	1	1.6	2.8	1.8	2.8	2.8	3.7	3.1	
Salinità	meq/100g	71.9	91.3	104.8	89.3	108.7	130	105.6	114.8	

L'umidità e la concentrazione dei principali elementi nutritivi sono piuttosto variabili in entrambi gli ammendanti. Il differente tempo di permanenza in azienda dei prodotti prima di essere venduti e la diversa composizione delle matrici in ingresso al processo di compostaggio incidono rispettivamente sull'umidità e gli elementi nutritivi.

Anche la concentrazione di carbonio organico mostra delle variazioni, in particolare nel 2005 quella del prodotto CO era maggiore di circa due punti percentuali rispetto alla media dei tre anni.

E' bene sottolineare come la pollina, presente come matrice nel prodotto CP, determini in questo ammendante una concentrazione maggiore di carbonio organico e azoto totale rispetto a CO.

3.4 Successioni colturali sui siti sperimentali

Nel suolo argilloso si e' praticata una successione frumento tenero-mais-mais, mentre in quello f-s-a mais-frumento tenero-mais. Nel suolo sabbioso, invece, data la collocazione in

una zona particolarmente vocata alla coltivazione del tabacco, e' stata praticata una monosuccessione di tabacco.

In tabella 3.4 sono riportate le colture, distinte per classe e nome commerciale, praticate nei tre anni.

Tabella 3.4: colture praticate nei tre suoli, nei tre anni di sperimentazione

	argilloso			f-s-a			sabbioso		
	2006	2007	2008	2006	2007	2008	2006	2007	2008
Coltura	Frumento	Mais	Mais	Mais	Frumento	Mais	Tabacco	Tabacco	Tabacco
Classe	FPS	FAO 500	FAO 500	FAO 500	FPS	FAO 600	Virginia	Virginia	Virginia
Nome com.	Aubusson	PR32N43	PR32N43	PR32N43	Aubusson	DK666	K326	K326	K326

3.5 Principali pratiche colturali eseguite

Nel corso delle tre stagioni agrarie sperimentali e' proseguita la normale tecnica colturale adottata dagli agricoltori.

Il frumento tenero e' stato seminato nel suolo argilloso e nel f-s-a nella prima settimana di novembre delle stagioni agrarie 2006 e 2007, utilizzando 500 semi/mq.

In entrambi gli anni sono stati eseguiti un trattamento erbicida con il prodotto Hussar (p.a. iodosulfuron-metil-sodio e mesosulfuron-metile) alla dose di 2 kg/ha in pre-levata ed un trattamento antifungino con il prodotto Amistar (p.a. azoxistrobin) alla dose di 0.8 kg/ha, in fioritura.

Nei due suoli sono stati adottati due piani di concimazione minerale: nel suolo argilloso sono state apportate basse quantita' di concime, al limite delle esigenze colturali, invece nel f-s-a dosi piu' alte.

Nell'argilloso sono stati applicati nel 2006:

- 2 q/ha del complesso 8-16-24 e 0.5 q/ha di urea in pre-semina,
- 2 q/ha di urea in copertura.

Nel f-s-a sono stati applicati nel 2007:

- 3.7 q/ha del complesso 15-15-15 in pre-semina,
- 3 q/ha di azoto express (33.5% N) in copertura.

Il mais nel suolo argilloso e' stato seminato nella prima decade del mese di aprile del 2007 e del 2008, con un investimento di 7 piante/mq. E' stato eseguito un trattamento erbicida con il prodotto Lumax (p.a. mesotrone, s-metolachlor, terbutilazina) alla dose di 3 l/ha in pre-semina.

Il mais nel suolo f-s-a e' stato seminato nella prima settimana del mese di aprile nel 2006, nella seconda settimana nel 2008, rispettando un investimento di 7 piante/mq. Anche in questo caso, e' stato eseguito un unico intervento erbicida in pre-semina utilizzando il prodotto Lumax (p.a. mesotrone, s-metolachlor, terbutilazina) alla dose di 3 l/ha.

Anche per la concimazione del mais sono stati applicati due piani di concimazione, diversi per le quantità di nutrienti apportate: alte nel f-s-a, basse nell'argilloso.

Nell'argilloso nel 2007 sono stati applicati:

- 1 q/ha di urea in pre-semina,
- 2.5 q/ha di urea in copertura.

Nel 2008, invece, e' stata distribuita solo urea in copertura alla dose di 3.3 q/ha.

Nel f-s-a nel 2006 sono stati applicati:

- 2.5 q/ha di solfato ammonico e 1.2 q/ha del complesso 18-46-18 in pre-semina,
- 5 q/ha di urea in copertura.

Sempre nello stesso suolo, nel 2008 sono stati distribuiti:

- 2 q/ha di cloruro di potassio, 2.5 q/ha di solfato ammonico e 2 q/ha del complesso 11-5-19 in pre-semina,
- 6 q/ha di urea in copertura, in due interventi.

Il tabacco nel suolo sabbioso e' stato trapiantato nel 2006 alla fine di aprile, nel 2007 e 2008 ai primi di maggio, rispettando un investimento di 24.000 piante/ha. Prima del trapianto e' stata eseguita la disinfestazione del suolo, utilizzando un fumigante a base di 1.3 dicloropropene, alla dose di 80 l/ha.

Per quanto riguarda la tecnica di diserbo, ripetuta invariata nei tre anni, e' stato applicato un diserbante totale una settimana antecedente il trapianto, a cui e' seguita l'applicazione del prodotto Stomp (p.a. pendimethalin) alla dose di 2 l/ha. Subito dopo il trapianto e' stato applicato il prodotto Ronstar (p.a. oxadiazon) granulare alla dose di 12 kg/ha.

Nel 2006 il tabacco e' stato concimato distribuendo prima del trapianto 7 q/ha del complesso 4-18-24+4. Nel 2007 e 2008 sono stati applicati 6 q/ha del complesso 4-18-24+4, seguiti al trapianto della coltura da 3 q/ha di nitrato di calcio e 4 q/ha di solfato di calcio, in copertura.

3.6 Piano sperimentale delle prove

3.6.1 Schema sperimentale

In ogni appezzamento sono stati individuati cinque parcelloni contigui di 500 mq l'uno (10 m di larghezza, per 50 m di altezza), quattro dei quali sono stati trattati, mentre il restante costituisce il testimone assoluto (quest'ultimo a partire dal secondo anno di sperimentazione, 2006). In figura 3.5 e' riportato lo schema sperimentale.

La semplicità dello schema sperimentale scelto è giustificata dalla volontà di rispettare i seguenti principi:

- condurre prove in cui vengano rispettate le reali condizioni di campo;
- costituire parcelloni che consentano, per ampiezza della superficie e per numero di campioni di suolo raccolti, di monitorare ed osservare variazioni nei valori degli indici scelti, su superfici più ampie rispetto a parcelle che, tipicamente, non sono rappresentative della variabilità spaziale del suolo;
- arrecare il minor disturbo possibile agli agricoltori ospitanti;
- velocizzare tutte le operazioni di campo (spandimento prodotti, lavorazioni, raccolta colture);
- utilizzare macchinari idonei per distribuzioni omogenee dei prodotti in pieno campo;
- impostare prove che, dato il carattere di maggiore visibilità e facilità nella comprensione dell'attività di campo, possano essere anche strumento per sensibilizzare gli agricoltori all'utilizzo di compost.

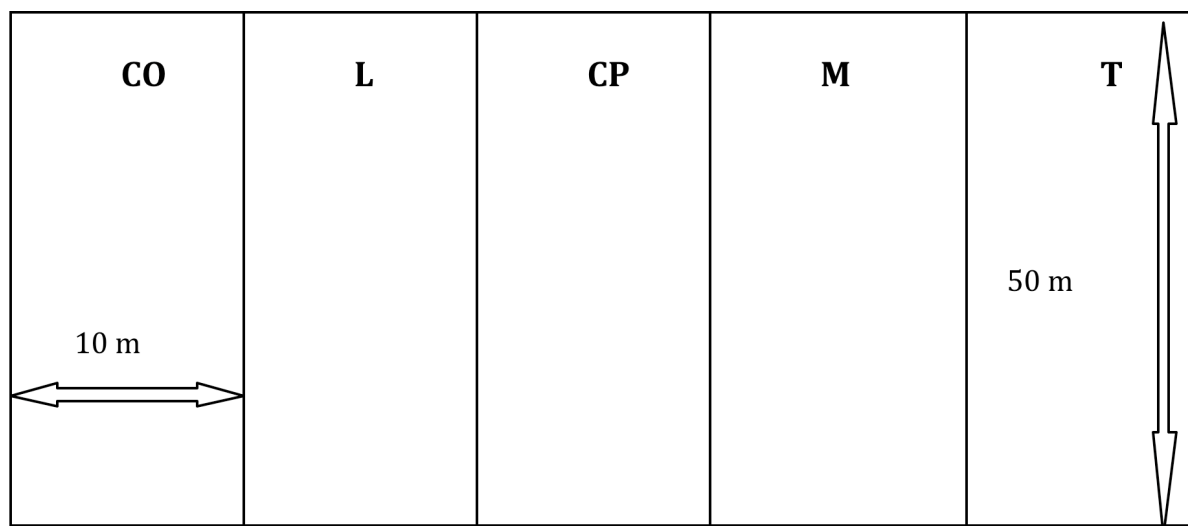


Figura 3.5: schema sperimentale delle prove

3.6.2 Tesi in prova

Le tre biomasse organiche in prova, che corrispondono alle **tesi organiche (CO, L, CP)** sono state poste a confronto con la sola **concimazione minerale (M)** (differente per coltura praticata, suolo, anno di sperimentazione) ed un **testimone assoluto** non concimato e non fertilizzato (**T**) (questo a partire dal secondo anno di sperimentazione, 2006).

Considerando che l'obiettivo principale della prova è la valutazione dell'effetto ammendante delle biomasse organiche utilizzate, la concimazione minerale (M), eseguita secondo le tecniche colturali seguite dagli agricoltori, è stata applicata anche sulle tesi organiche.

Per valutare gli effetti degli ammendanti nel breve periodo (per alcuni indicatori già dopo due anni dall'inizio della sperimentazione), si è ritenuto opportuno applicare una quantità elevata di C al suolo.

Quindi, dopo aver fatto le considerazioni di seguito enunciate, le biomasse organiche sono state distribuite in modo da apportare circa **5 t/ha** di C ogni anno, per tre anni.

- 1- Da più prove di lungo periodo in atto presso l'Azienda Agraria Sperimentale "Lucio Toniolo" dell'Università di Padova, è stata registrata una perdita costante di SOC nel corso degli anni. In particolare in una di queste, denominata "rotazione fondamentale", è stato calcolato, dal 1974 al 2000, un decremento complessivo del contenuto di C (anche in presenza di fertilizzazioni organiche) del 1.44% (Giardini,

2004). Il decremento esponenziale del SOC (dovuto principalmente alle lavorazioni), seguito da una fase di quasi equilibrio, e' gia' stato osservato in altre prove di lungo periodo (es. Webb et al., 1980)

- 2- Il suolo argilloso ed il f-s-a non hanno ricevuto aggiunte organiche di origine animale o diversa da circa vent'anni.
- 3- Letamazioni di arricchimento prevedono generalmente la distribuzione di 50-60 t/ha di materiale (Giardini, 2002).

Considerando l'umidità ed il contenuto di carbonio organico dei prodotti organici, riportati nelle tabelle 3.2 e 3.3 precedenti, nei tre anni di sperimentazione si sono distribuite le quantità di ammendanti e di C, come riportato in tabella 3.5.

Tabella 3.5: t/ha di ammendanti e carbonio organico nei tre anni, nei tre siti

Tesi	t/ha ammendanti				t/ha C			
	2005	2006	2007	media anni	2005	2006	2007	tot.
CO	26.9	19.4	21.2	22.5	6.5	4	4.9	15.4
CP	20.0	20.1	8.3	16.1	5.9	6.7	2.6	15.2
L- argilloso	56	60	81	65.7	4.4	4.1	6.6	15.1
L- f-s-a	60	56	63	59.7	4.5	5.4	5.6	15.5
L- sabbioso	65	65	40.3	56.8	5.3	6.1	5.1	16.5

Dato il grado di disformità dei prodotti, già commentato in precedenza, e' stato impossibile distribuire con esattezza 5 t/ha di C ogni anno.

Valutando l'apporto complessivo di C, comunque, si può notare che l'intento di applicare 15 t/ha di C in tre anni e' stato raggiunto, senza creare grandi differenze. L'unico appunto può essere fatto per la tesi L-sabbioso, costituita da un letame meno maturo rispetto agli altri due in prova, che ne ha reso difficile la stima accurata delle dosi nei primi due anni.

Con gli ammendanti e con le concimazioni minerali sono state distribuite quantità di N differenti per ogni tesi. Essendo lo studio della dinamica di C e di N nei diversi suoli uno degli obiettivi del lavoro di ricerca, e' opportuno dettagliare le quantità totali di N immesse con le biomasse organiche nei tre anni. Per questo elemento e' stata distinta la frazione organica (NO) da quella minerale (NM). In tabella 3.6 sono riportati i valori, distinti per sito, tesi e stagione agraria.

Tabella 3.6: kg/ha di N nei tre anni, nei tre siti

Tesi	Fonte	argilloso				f-s-a				sabbioso				
		2006	2007	2008	totali	2006	2007	2008	totali	2006	2007	2008	totali	
CO	NM	131	115	150	396	302.5	150	340	792.5	28	70.5	70.5	169	
	NO	345	231	375	951	345	231	375	951	345	231	375	951	
					1347					1743.5				1120
L	NM	131	115	150	396	302.5	150	340	792.5	28	70.5	70.5	169	
	NO	261	270	410	941	259	249	318	826	186	309	297	792	
					1337					1618.5				961
CP	NM	131	115	150	396	302.5	150	340	792.5	28	70.5	70.5	169	
	NO	437	448	199	1084	437	448	199	1084	437	448	199	1084	
					1480					2702.5				1253
M	NM	131	115	150	396	302.5	150	340	792.5	28	70.5	70.5	169	

Le matrici organiche sono state applicate nei mesi di ottobre-novembre di tutti e tre gli anni, mediante spargimento. In particolare, il letame e' stato distribuito con carro spandi letame, CP con spargi concime rotativo e CO ,invece, e' stato distribuito a mano, in quanto la forma polverulenta del prodotto avrebbe richiesto la modifica di carri spandi letame, per l'esecuzione di una distribuzione meccanica uniforme. Alla distribuzione delle matrici organiche e' seguita l'aratura alla profondita' di 0.3 m.

3.7 Campionamento dei suoli

Prima dell'applicazione degli ammendanti, nel mese di ottobre di tutti e tre gli anni sono stati eseguiti carotaggi per la raccolta di campioni di suolo. Seguendo una linea centrale all'interno di ogni parcella, sono stati raccolti 4 campioni disturbati, rispettando una distanza di 10 m tra un prelievo e l'altro e 2 m dalla linea, alternando i lati di prelievo. Tutti i punti di carotaggio sono stati georeferenziati con GPS "Garmin Etrex Legend".

Le profondita' di prelievo sono state: 0-0.05 m e 0.25-0.30m.

Nell'autunno del 2005 sono stati prelevati, con lo stesso schema, ma riducendo a 5 m la distanza tra i prelievi, anche 8 campioni indisturbati per la determinazione della massa volumica apparente.

Tutti i campioni disturbati sono stati essiccati all'aria (condizioni ambientali), sminuzzati e setacciati a secco con maglia di 2 mm di diametro, infine stoccati in sacchetti; quelli

indisturbati, invece, una volta determinata l'umidità, sono stati pesati per la determinazione della massa volumica e poi gettati.

Per il suolo argilloso e il f-s-a una parte del suolo raccolto nel 2007 è stato setacciato a secco con maglia a 8 mm di diametro. Sui campioni così ottenuti è stato eseguito il frazionamento degli aggregati.

3.8 Analisi di laboratorio

3.8.1 Analisi fisiche

3.8.1.1 Umidità residua

I risultati delle analisi chimiche sono sempre espressi in funzione del peso del suolo seccato in stufa a 105°C (peso secco). Dato che l'essiccamento dei campioni a tale temperatura può provocare dei cambiamenti delle proprietà chimiche del terreno, risulta essere più corretto effettuare le analisi sui campioni seccati all'aria a temperature inferiori ai 30°C e convertire successivamente i risultati sulla base del peso secco a 105°C, applicando il fattore di correzione.

In un pesafiltri sono stati quindi pesati con precisione 20 g di terreno, preventivamente essiccato a 105°C e pesato dopo il raffreddamento. Posti i campioni in stufa preriscaldata a 105°C, si è atteso che gli stessi raggiungessero una massa costante, dopo 16-17 ore. Determinata l'umidità, è stato possibile calcolare anche il fattore di correzione.

3.8.1.2 Granulometria

Il principio del metodo seguito si fonda sull'impiego dell'idrometro per misurare la massa volumica della sospensione suolo - acqua dopo un tempo di sedimentazione prestabilito, risalendo successivamente alla distribuzione delle particelle elementari di dimensioni diverse. Il procedimento prevede quindi due fasi: 1) dispersione fisica del campione di terreno, 2) determinazione delle diverse frazioni mediante l'immersione dell'idrometro.

Trasferiti 40 g del campione di terra fine in un bicchiere da 2500 ml, sono stati aggiunti 250 ml di acqua deionizzata e 100 ml della soluzione di esametafosfato di sodio. Dopo aver

atteso una notte per ottenere la dispersione fisica, è stato frullato il tutto per 5' e poi lo si è trasferito nel sedimentatore (cilindro da 1000 ml).

Una volta agitato il cilindro, è stato introdotto con delicatezza l'idrometro per poter effettuare le letture (intervalli di lettura: 30", 60", 120", 5' e 24h). Per correggere i valori rilevati, influenzati dalla presenza del sodio esametafosfato, è stata eseguita una prova in bianco. Con l'utilizzo di appropriate formule matematiche (metodi ufficiali di analisi chimica del suolo. D.M. del 13/09/99) sono state calcolate le percentuali di particelle aventi diametro tra 2000 μm e 50 μm (sabbia), tra 50 μm e 2 μm (limo) e < 2 μm (argilla).

Applicando poi sia il sistema di classificazione USDA (US Department of Agriculture) che quello ISSS (International Soil Science Society), i tre terreni sono stati classificati come argilloso, franco-sabbioso-argilloso e sabbioso.

3.8.1.3 Massa volumica apparente (ρ_a)

La determinazione è avvenuta utilizzando il metodo del carotaggio. Questo metodo prevede la raccolta di campioni di suolo indisturbati per mezzo di carotatori di volume noto (247 cm^3). La massa volumica viene calcolata, una volta essiccato il campione in stufa, determinando la differenza di peso.

Il carotatore viene inserito verticalmente nel suolo con pressione costante e con velocità non elevata, in modo da ridurre al massimo gli effetti degli attriti laterali sul campione. Massima attenzione deve essere posta nella scelta del momento del campionamento, poiché il contenuto idrico del suolo all'atto del prelievo è importantissimo. Se il suolo appare troppo tenace o bagnato, è bene non eseguire campionamenti, in quanto i disturbi al campione potrebbero essere elevati. In genere viene considerato adeguato un contenuto idrico del suolo tale da permettere un inserimento manuale del carotatore, riducendo al massimo percussioni con martelli ed altri strumenti, dato che il loro uso determina spesso deformazioni del campione.

Il campione prelevato viene poi ridotto alle dimensioni del cilindro campionatore, con l'accortezza di non perdere suolo nel corso delle operazioni. Si definisce così il volume noto di campione. Il campione estratto dal carotatore è stato chiuso in sacchetti di cui si conosce il peso asciutto. In laboratorio i sacchetti con i campioni sono stati pesati,

ottenendo il peso lordo. Il campione è stato poi interamente trasferito in contenitori di alluminio di peso noto; è stato pesato anche il sacchetto che in genere si presenta bagnato per condensa dell'umidità del campione, ottenendo così il peso umido del sacchetto; la differenza, detta umidità del sacchetto, è stata utilizzata nella determinazione del contenuto idrico del campione al momento del prelievo. È stato poi determinato il peso secco del suolo (P_{ss}) in stufa a 105 °C e quindi il peso dell'acqua persa dal campione, a cui è stata aggiunta la U_{sac} , per conoscere il reale contenuto idrico del suolo al momento del prelievo. Il valore di massa volumica apparente, essendo il volume del suolo (V_s) uguale a quello del carotatore, è stato calcolato applicando la seguente formula: $\rho_a = P_{ss}/V_s$.

3.8.1.4 Gli aggregati del suolo

Le analisi per la determinazione degli aggregati sono state eseguite solo sul terreno argilloso e su quello f-s-a, in quanto il contenuto di sabbia del terzo terreno è da considerarsi eccessivo per tali analisi.

Si fa notare che è stato analizzato solo lo strato più superficiale 0-0.05 m, perché più suscettibile di modificazioni nel breve periodo (Six et al., 2000c; Deneff et al., 2004 e 2007). Gli aggregati sono stati determinati solo su quattro degli otto campioni disturbati raccolti, in quanto si è visto che i parcelloni erano caratterizzati da una ridotta variabilità per il loro contenuto di sabbia, limo e argilla. L'utilizzo di un dato replicato quattro volte è stato quindi sufficiente per descrivere la distribuzione degli aggregati.

Per concludere, si sono analizzati campioni che, al momento del prelievo distavano, ciascuno 10 m dal successivo.

Lo schema di frazionamento seguito per la separazione degli aggregati è riportato in figura 3.6.

Presso l'Agroecology lab del Department of Plant and Environmental Sciences di Davis CA, USA, si è proceduto al frazionamento fisico degli aggregati (**prima fase**) per individuare le seguenti tre frazioni: **macroaggregati (M)** (>250 μm), **microaggregati (m)** (53-250 μm) e particelle di **limo e argilla (l+a)** (<53 μm), seguendo il metodo modificato descritto da Elliot et al. (1986). In particolare, 80 g di suolo sono stati posti su un setaccio con maglia di 250 μm e poi immersi in 1 cm di acqua deionizzata per 5 min. Il suolo è

stato setacciato per due minuti attraverso un movimento del setaccio che andava dall'alto verso il basso, ripetuto 25 volte per minuto. I macroaggregati rimasti sul setaccio sono stati raccolti con l'aiuto di acqua deionizzata e trasferiti in un recipiente per eseguire l'asciugatura in stufa preriscaldata. Il suolo e l'acqua, passati attraverso il primo setaccio, sono stati trasferiti su un altro setaccio con maglia di 53 μm ed il suolo è stato setacciato, ripetendo la procedura appena descritta. I microaggregati rimasti sul setaccio sono stati trasferiti in un secondo recipiente, mentre le particelle di limo e di argilla, passate attraverso il setaccio con l'acqua, venivano trasferite in un terzo recipiente. Le tre frazioni di aggregati sono state asciugate, ponendo i recipienti in stufa a 105 °C.

I macroaggregati sono stati, in seguito, separati secondo il metodo di isolamento dei microaggregati (**seconda fase**) descritto da Six et al. (2000c). Tale metodo permette di isolare la **frazione organica grossolana (cPOM)** di dimensione $>250 \mu\text{m}$, i **microaggregati (mM)** di dimensione compresa tra 53-250 μm e le particelle di limo e di argilla (**I+a M**) (<53), **protetti all'interno dei macroaggregati**.

Quindi un sottocampione di macroaggregati di 10 g, posto su un setaccio con maglia di 250 μm immerso in acqua deionizzata, è stato agitato con 50 biglie di metallo (4 mm di diametro) con un agitatore meccanico dotato di movimento reciproco, sotto un flusso continuo di acqua. I campioni di suolo sono rimasti in agitazione (150 rpm) per 3 min.

I microaggregati stabili all'acqua, passati attraverso il setaccio di 250 μm , sono stati raccolti su setaccio di 53 μm e setacciati, secondo il metodo di setacciatura umida, descritto in precedenza. La cPOM rimasta sul setaccio di 250 μm , i microaggregati, il limo e l'argilla isolati dai macroaggregati sono stati asciugati in stufa a 105 °C ed in seguito pesati.

Una volta completata la separazione degli aggregati e l'isolamento dei microaggregati, si è proceduto all'isolamento della sabbia negli aggregati per poter correggere i pesi delle frazioni. È stato determinato il contenuto di sabbia presente nei microaggregati liberi e in quelli protetti all'interno dei macroaggregati. Quindi 5 g di sub-campione di ogni frazione sono stati posti in stufa a 105 °C, fino al raggiungimento di peso costante. I campioni asciutti sono stati trasferiti in tubi falcon, a cui sono stati aggiunti 15 ml di NaHMP (5 g/l), e posti su agitatore meccanico per 18 ore. Una volta completata l'agitazione, il campione disperso è stato posto su setaccio con maglia di 53 μm di diametro e pulito con acqua deionizzata, per allontanare le particelle di limo e di argilla. Il materiale con dimensione

superiore a 53 μm , costituito dalla frazione organica piú fine presente all'interno degli aggregati (im POM e imM POM) piú la sabbia, e' stato raccolto in recipienti posti in stufa per l'asciugatura.

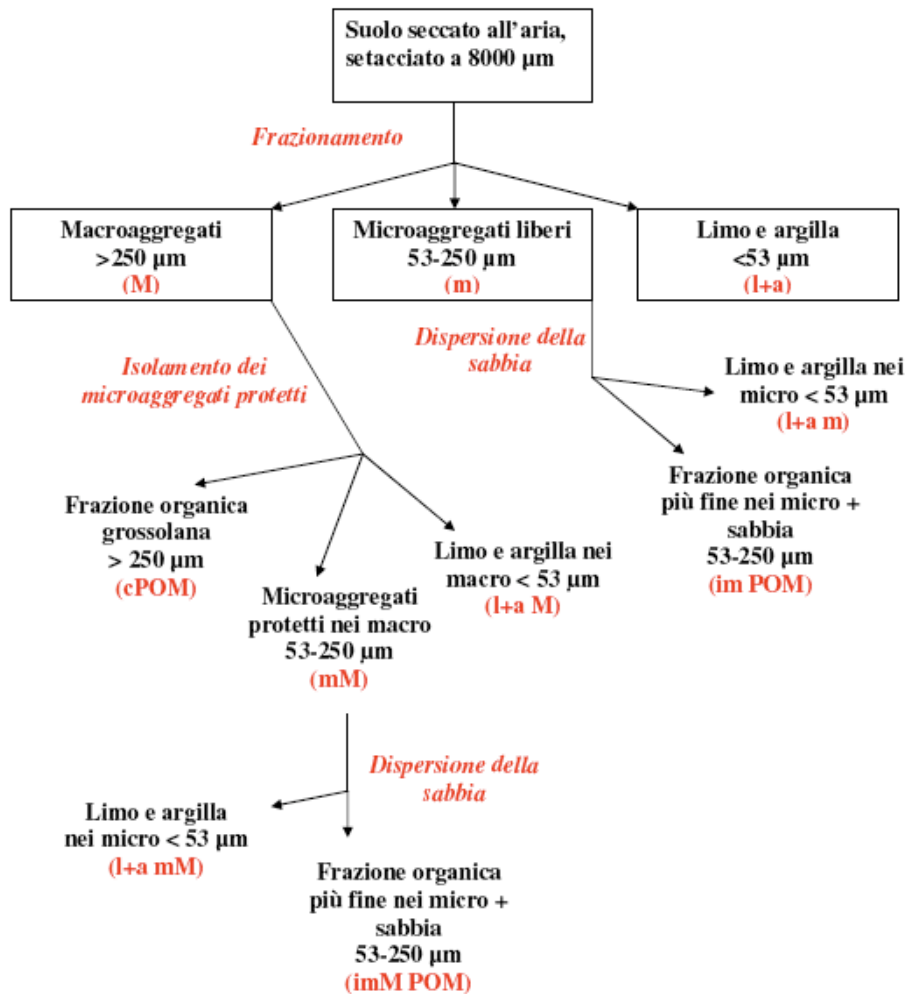


Figura 3.6: schema di frazionamento seguito per la determinazione degli aggregati del suolo

3.8.2 Analisi chimiche

3.8.2.1 pH

La misura del pH è stata effettuata per via potenziometrica con uso di pHmetro in una sospensione di terreno in acqua distillata, con rapporto terreno:acqua pari a 1:2.5. Quindi 10 g di terreno sono stati posti in sospensione con 25 ml di acqua deionizzata, agitati con agitatore rotativo per 2 ore e sottoposti a misura.

3.8.2.2 Conduttività elettrica

La misura è stata effettuata sull'estratto acquoso con rapporto terreno:acqua pari a 1:2. A 100 g di terreno sono stati aggiunti 200 ml di acqua deionizzata; dopo aver agitato il tutto con agitatore rotativo per due ore e averlo lasciato a riposo una notte, la sospensione è stata filtrata. Isolata un'aliquota del filtrato, si è provveduto alla misura mediante il conduttivimetro a cella di misura, che fornisce direttamente misure di conducibilità specifica; quest'ultima è proporzionale alla concentrazione salina nella soluzione e può essere interpretata in termini di sali solubili mediante formule empiriche.

3.8.2.3 Carbonio organico e sostanza organica nei suoli

Per queste determinazioni sono stati utilizzati due diversi metodi. Per i campioni di terreno sabbioso, si è seguita la procedura descritta da Walkley-Black (1934), che prevede l'ossidazione a CO₂ della sostanza organica presente, mediante l'utilizzo di una soluzione di bicromato di potassio in presenza di acido solforico. La velocità di reazione è favorita dall'innalzamento della temperatura conseguente alla brusca diluizione dell'acido.

In particolare una quantità pari a 3 g è stata fatta reagire in beute da 250 ml, con 10 ml di K₂Cr₂O₇ 1N e 20 ml di H₂SO₄ concentrato (96%). Il contenuto delle beute è stato portato ad ebollizione su fornello bunsen. Dopo 30 minuti è stata interrotta la reazione di ossidazione, aggiungendo 200 ml di acqua deionizzata. Per valutare la quantità di K₂Cr₂O₇ 1N utilizzata nella reazione, è stato determinato il K₂Cr₂O₇ che non ha reagito, mediante titolazione colorimetrica con una soluzione di ferro (II) solfato eptaidrato FeSO₄ 1N, con

l'aggiunta di 5 ml di acido ortofosforico concentrato H_3PO_4 (85%) e dieci gocce di indicatore ox-red difenilamina.

Per stabilire il contenuto di CO nei campioni sottoposti ad analisi, la differenza tra i 10 ml di $K_2Cr_2O_7$ 1N e i millilitri di $FeSO_4$ 1N impiegati è stata moltiplicata per il peso equivalente del C stesso, ossia per tre, e per la normalità dei reattivi impiegati, ossia per 1. Infine il contenuto di sostanza organica è stato calcolato moltiplicando la quantità di carbonio per 1.724, considerando pari al 58% il contenuto di carbonio nella sostanza organica del suolo.

Per il suolo argilloso e f-s-a, il contenuto di C negli aggregati e nel suolo non frazionato è stato determinato con l'analizzatore elementare Costech ECS 4010. Un campione di suolo di 30 mg, frantumato con mortaio e posto in capsule di alluminio di dimensione di 8 x 5 mm, è stato combusto con l'analizzatore. Il principio di funzionamento di questo strumento prevede una combustione rapida e completa del campione all'interno di una fornace, alla temperatura di 1000 °C in eccesso di ossigeno. I prodotti della combustione sono fatti passare attraverso una seconda fornace (Afterburner) ad 850 °C per una ulteriore ossidazione e rimozione del particolato. I gas sono poi raccolti in un contenitore detto Ballast, di volume pari a 4,5 litri, all'interno del quale sono omogeneizzati ed inviati ai rivelatori ad assorbimento infrarosso per la misura della CO_2 : infatti il carbonio è misurato sotto forma di CO_2 .

3.8.2.4 Sostanza organica e carbonio organico degli ammendanti

Il contenuto di sostanza organica delle biomasse è stato determinato mediante combustione in muffola a 600 °C.

Sono stati pesati 20 g di materiale e sono stati fatti essiccare a 105°C in stufa per 24 ore. Una volta determinato il suo peso all'uscita della stufa, il campione è stato introdotto in muffola, dove è rimasto per la durata di una notte. Una volta estratto è stato di nuovo pesato. La differenza di peso tra l'inizio e la fine del procedimento rappresenta la quantità di sostanza organica, presente nel campione, che si è combusta. Da qui il valore, diviso per 1.724, è stato convertito in C.

3.8.2.5 Sostanze umiche

Questa analisi è stata condotta presso i laboratori di Chimica del Suolo presso il Dipartimento di Biotecnologie Agrarie dell'Università degli Studi di Padova.

Le tecniche di estrazione delle sostanze umiche si basano sul fatto che nel terreno i colloidi minerali e umici sono saturi di ioni flocculanti e, come tali, stabiliscono tra loro legami chimici di intensità variabile. La rottura dei predetti legami e la liberazione dei singoli costituenti possono essere ottenuti sostituendo allo ione flocculante (Ca, Mg, Fe, H, ecc.) uno disperdente (Na, NH₄, K, ecc.). Ciò compromette la stabilità delle micelle del terreno e determina la liberazione della componente umica che, al contrario degli altri costituenti del terreno, risulta in questo caso solubile nell'acqua. Mediante filtrazione o centrifugazione delle sospensioni così ottenute, si possono separare i costituenti minerali, la matrice indecomposta e l'umina dai costituenti umici veri e propri.

Il materiale umico, presente nei campioni delle diverse tesi, è stato ottenuto mediante estrazione con KOH 0.1N, in rapporto terra:soluzione pari a 1:10. Prelevati 10 g per i primi ed aggiunti 100 ml di KOH 0.1N, si è mantenuta la sospensione in agitazione (175 c.p./min) per 16 ore in bagno Dubnoff termostato a 50°C.

La sospensione è stata poi centrifugata a 5000 rpm per venti minuti. Il surnatante, una volta filtrato, è stato diviso in aliquote di 5 ml e posto in stoccaggio in cella frigorifera.

3.8.2.6 Carbonio umico sull'estratto

La quantità di carbonio umico (CU), estratto dai diversi campioni di terreno, è stata determinata per titolazione ossidimetrica usando soluzioni di K₂Cr₂O₇ e FeSO₄ 0.1N.

Prelevati 5 ml di estratto, aggiunti 10 ml di K₂Cr₂O₇ 0.1N, 20 ml di HSO₄, il tutto è stato fatto reagire per trenta minuti. Una volta interrotta la reazione, sono stati aggiunti 5 ml di acido ortofosforico H₃PO₄ (85%) e difenilamina come colorante ox-red. La determinazione è stata di tipo colorimetrico con uso di solfato ferroso FeSO₄ 0.1N.

3.8.2.7 Frazioni umiche

Questa analisi è stata condotta presso i laboratori di Chimica del Suolo presso il Dipartimento di Biotecnologie Agrarie dell'Università degli Studi di Padova.

La tecnica utilizzata per la determinazione delle dimensioni molecolari delle sostanze umiche e/o organiche si basa sulla separazione delle varie classi molecolari delle sostanze organiche e/o umiche attraverso l'eluizione in colonne di una sostanza gelatinosa e porosa. Il gel usato è il Sephadex G-100, che è costituito da catene di un polisaccaride, il destrano, in cui le macromolecole lineari sono legate insieme in modo più o meno fitto così da ottenere una struttura tridimensionale con degli spazi interni vuoti di grandezza diversa. Il Sephadex G-100 ha un intervallo di frazionamento di pesi molecolari che varia tra 3.000 e 100.000 Da.

Le sostanze organiche e/o umiche sono eluite in una colonna di gel di Sephadex con delle soluzioni tampone appropriate per limitare al massimo l'adsorbimento sul gel. Le particelle organiche e/o umiche di minore dimensione molecolare si muovono sia attraverso gli spazi vuoti, sia diffondendosi negli aggregati del gel, mentre le particelle più grandi non si possono diffondere nel gel e vengono eluite solo attraverso i pori vuoti. Di conseguenza le particelle più grandi si muovono più velocemente e sono eluite prima, mentre le particelle più piccole, eluendo più lentamente, escono dalla colonna solo più tardi.

Per la calibrazione della colonna di gel sono state utilizzate proteine globulari con diversi pesi molecolari (Dell'Agnola e Ferrari, 1971). In particolare sono stati utilizzati l'albumina bovina che ha un peso molecolare di 66 kDa, il carbonio anidrasico 29 kDa, il citocromo C 12.4 kDa e l'aprotinina 6.5 kDa.

La calibrazione della colonna del gel ha permesso di identificare tre frazioni umiche caratterizzate da pesi molecolari differenti:

- frazione I: caratterizzata da pesi molecolari compresi tra 100 - 60 kDa
- frazione II: caratterizzata da pesi molecolari compresi tra 60 - 30 kDa
- frazione III: caratterizzata da pesi molecolari inferiori a 30 kDa.

3.8.2.8 Azoto Kjeldahl e azoto totale

Il metodo prevede la trasformazione dell'azoto organico presente nel campione in azoto ammoniacale, mediante attacco con acido solforico concentrato (Kjeldahl, 1883).

Il dosaggio dell'azoto ammoniacale avviene per distillazione in ambiente alcalino ed assorbimento in acido solforico, il cui eccesso viene titolato con idrossido di sodio.

Quantità di 1.5 g di campione di suolo sono state poste in appositi provettoni, a cui sono stati aggiunti 10 ml di acido solforico concentrato (96%) e una compressa di catalizzatore al selenio.

La mineralizzazione è stata protratta per quattro ore a temperatura di 150°C, al termine delle quali i provettoni sono stati lasciati raffreddare. In ciascuno di essi sono stati aggiunti 50 ml di acqua deionizzata e 60 ml di NaOH 8N; l'aggiunta di quest'ultimo permette di neutralizzare l'H₂SO₄ in eccesso.

La soluzione così ottenuta è stata distillata in corrente di vapore ed il distillato è stato raccolto in beute da 250 ml, contenenti 25 ml di HCl 0.1N. Si è quindi eseguita la titolazione con NaOH 0.1N.

L'azoto totale è stato determinato sommando il TKN e l'azoto nitrico (N-NO₃) per il suolo sabbioso. Per il suolo argilloso e quello f-s-a, invece, la determinazione è stata eseguita con analizzatore elementare Costech ECS 4010, il cui funzionamento è già stato descritto in precedenza per la determinazione del C.

Per il rilievo di TN, un'aliquota dei gas di combustione, pari a 3 cc, viene invece trasferita in un flusso di elio e fatta passare attraverso un catalizzatore di rame caldo per la rimozione dell'ossigeno e la conversione degli NO_x ad azoto elementare N₂ ed attraverso altri filtri per la rimozione dell'anidride carbonica e dell'acqua. Infine per determinare il contenuto di azoto viene usato un rilevatore a termo conducibilità che ha tempi di analisi molto brevi; per una determinazione occorrono circa 6 minuti.

3.8.2.9 Azoto nitrico

Per la determinazione dell'azoto nitrico (N-NO₃) si è seguito il metodo Cataldo (1975) o dell'estrazione con acido salicilico.

Dieci grammi di suolo, a cui vengono aggiunti 0.1 g di CaSO_4 e 25 cc di acqua distillata, sono stati posti in agitazione per 15 minuti. Conclusa l'agitazione, la soluzione è stata filtrata ed il filtrato trasferito in beute. Del filtrato è stata prelevata un'aliquota di 0.2 cc e trasferita in una provetta a cui sono stati aggiunti 0.8 cc di acido salicilico al 5% in acido solforico. Dopo l'aggiunta dell'acido, il campione è stato agitato con agitatore per provette. Avvenuta la reazione con l'acido, dopo venti minuti sono stati aggiunti 19 cc di NaOH 2N, a cui è seguita l'agitazione della soluzione. Una volta raffreddato il campione a temperatura ambiente, è stata determinata la concentrazione di N-NO_3 presente nella soluzione mediante lettura di assorbanza dei campioni preparati e di alcuni standard con concentrazioni note di N-NO_3 , con spettrofotometro alla lunghezza d'onda di 410 nm.

3.9 Rilievi di campo

3.9.1 Rese colturali

Alla conclusione dei cicli produttivi sono state valutate le rese delle colture.

Per le colture in prova (frumento, mais e tabacco) sono state individuate delle sub-parcelle o sub-campioni all'interno dei parcelloni ed è stata eseguita la raccolta come di seguito indicato.

- Per il frumento:

sono state individuate tre sub-parcelle della dimensione di 26 mq (2.6 m x 10 m). La raccolta è stata eseguita con mietitrebbia parcellare, dotata di rilevatore elettronico di peso, umidità'. Per ogni trattamento sono stati prelevati tre campioni di granella, per la determinazione del contenuto proteico.

- Per il mais:

sono state individuate tre subparcelle di 22,5 mq (2.25 m x 10 m).

La raccolta è stata eseguita con mietitrebbia parcellare con rilevatore elettronico di peso, umidità e peso ettolitrico. Per ogni trattamento sono stati prelevati tre campioni di granella, per la determinazione del contenuto proteico.

- Per il tabacco:

in due diversi stadi, determinati dal giusto grado di maturazione delle foglie, è stato prelevato un numero costante di foglie (n=10) da sei piante. Le foglie sono poi state

essiccate a 65 °C con valutazione dell'umidità residua ed il tutto e' stato macinato per la determinazione del contenuto di azoto. Oltre a cio' sono state prelevate le foglie della rosetta apicale di quattro piante per tesi; tali foglie, una volta completato il processo di cura, sono state utilizzate per determinare il contenuto di TKN, di nicotine e di zuccheri.

Per la discussione delle rese delle tre colture sono stati calcolati gli indici di seguito spiegati.

- Per valutare la capacita' di recupero dell'azoto immesso:

$$Ef1 = \left(\frac{N_{asp-fert}}{N_{apl}} \right) * 100$$

$$Ef2 = \left(\frac{N_{asp-fert} - N_{asp-test}}{N_{apl}} \right) * 100$$

Dove con:

$N_{asp-fert}$ = azoto (kg ha⁻¹) asportato nella tesi fertilizzata

N_{apl} = azoto (kg ha⁻¹) totale applicato

- Per valutare l'efficienza dell'azoto (efficienza produttiva):

$$Er = \frac{(resa_{fert} - resa_{test})}{N_{apl}}$$

Dove con

$resa_{fert}$ = resa della tesi fertilizzata

$resa_{test}$ = resa del testimone assoluto

N_{apl} = azoto (kg ha⁻¹) totale applicato

3.10 Analisi statistica

Tutti i dati sono stati sottoposti ad ANOVA, utilizzando il software CoStat 6.3, e le medie significativamente differenti sono state differenziate con il test di Student-Newman Keuls.

L'ANOVA e' stata eseguita ad una via (solo effetto tesi) per analizzare:

- le percentuali delle frazioni del suolo isolate,
- le concentrazioni di C e N delle diverse frazioni,
- le produzioni agrarie

A due vie (effetto tesi ed anno) per analizzare:

- le concentrazioni di SOC e TN del suolo alle due profondita' nel 2005 e 2007

A tre vie (effetti tesi, anno, profondita') per analizzare:

- le concentrazioni di SOC, TN nel 2005 e 2008, di CU nel 2005 e 2007-8,
- le percentuali delle frazioni umiche.

Nel caso di varianze non omogenee, i dati percentuali sono stati sottoposti a trasformazione angolare prima di essere sottoposti ad ANOVA.

In tutti gli istogrammi sono rappresentati i valori medi e le barre di variazione si riferiscono all'errore standard.

4 Risultati e discussione

4.1 Distribuzione degli aggregati isolati dallo strato 0-0.05 m

4.1.1 Distribuzione degli aggregati del suolo argilloso

Il suolo argilloso è caratterizzato nel suo insieme da più macroaggregati **M** rispetto ai microaggregati liberi **m** (figura 4.1), con una percentuale media (ottenuta mediando i valori di tutte le tesi) di 75 dei **M**, contro una di 18 dei **m**. La frazione di suolo di dimensione corrispondente al limo e all'argilla **I+a** incide sul totale per il restante 7%. Le percentuali delle tre frazioni ottenute sono espresse in peso su peso dell'insieme di suolo.

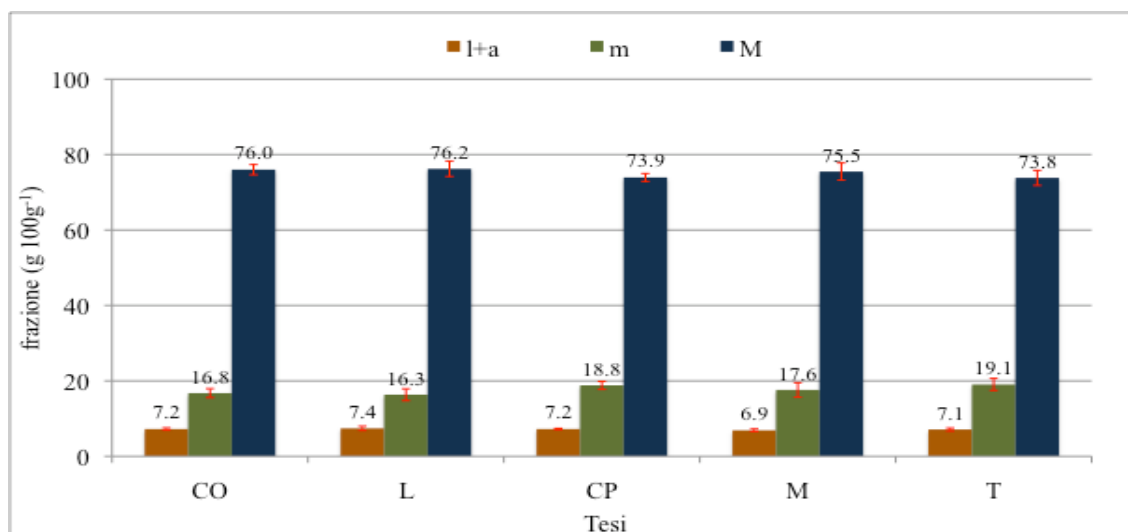


Figura 4.1: suolo argilloso: effetto dei trattamenti sulle tre frazioni ottenute dalla prima fase di frazionamento

Questa distribuzione rispetta la teoria gerarchica degli aggregati (Tisdall e Oades, 1982; Oades, 1984), secondo la quale i **M** sono i primi aggregati a formarsi, grazie all'azione legante di agenti temporanei come radici, ife di funghi e mucillagini prodotte dai microrganismi (Oades, 1984; Six et al., 1998); questi elementi legano le particelle primarie del suolo alla frazione organica più grossolana **cPOM**, portando alla formazione dei **M**. Una volta che gli agenti leganti più deboli e l'attività microbica vengono meno, a causa dell'esaurimento del materiale organico più fine presente all'interno dei **M**, questi ultimi perdono stabilità e si aprono, liberando i **m** formati al loro interno (Six et al., 1998). I **M** sono quindi presenti in misura preponderante rispetto ai **m**.

Un'elevata presenza di **M**, associata ad una piu' contenuta di **m**, e' anche indice di un rapido ciclo vitale dei primi, che non permette la formazione di un numero piu' consistente dei secondi. Forse cio' puo' essere attribuito alla scarsa quantita' di sostanza organica presente e all'azione destabilizzante indotta dalle lavorazioni convenzionali del suolo, che portano alla rottura dei **M**.

Per tutte e tre le frazioni non si osservano differenze significative tra le tesi. La sostanza organica, immessa con le tesi organiche, non ha avuto effetti sulla distribuzione degli aggregati; probabilmente il breve periodo considerato e la presenza di lavorazioni convenzionali al suolo limitano la possibilita' di osservare effetti benefici della SOM sulla stabilizzazione degli aggregati. L'effetto stabilizzante sarebbe dovuto alla capacita' legante della stessa, che indurrebbe un allungamento del ciclo vitale dei **M**, consentendo la formazione di **m** al loro interno. Cio' porterebbe ad un maggiore equilibrio tra i due.

Passando ora alla discussione delle frazioni ottenute dall'isolamento dei **mM** (figura 4.2), si riscontra nel suolo argilloso una presenza di **mM** in media del 45%. La **cPOM**, che e' rappresentata dal peso della sabbia (particelle con dimensioni >250 μm), compare, ma in misura non rilevante, con una media del 3%. La frazione **I+a M** incide invece sui **M** per un 26%.

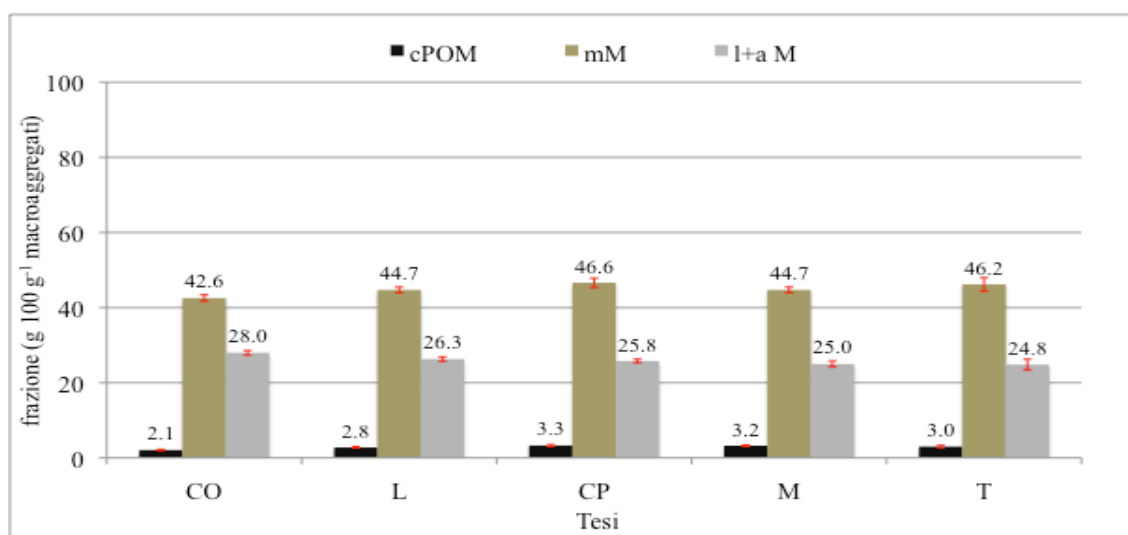


Figura 4.2: suolo argilloso: effetto dei trattamenti sulle tre frazioni ottenute dall'isolamento dei **mM** (seconda fase)

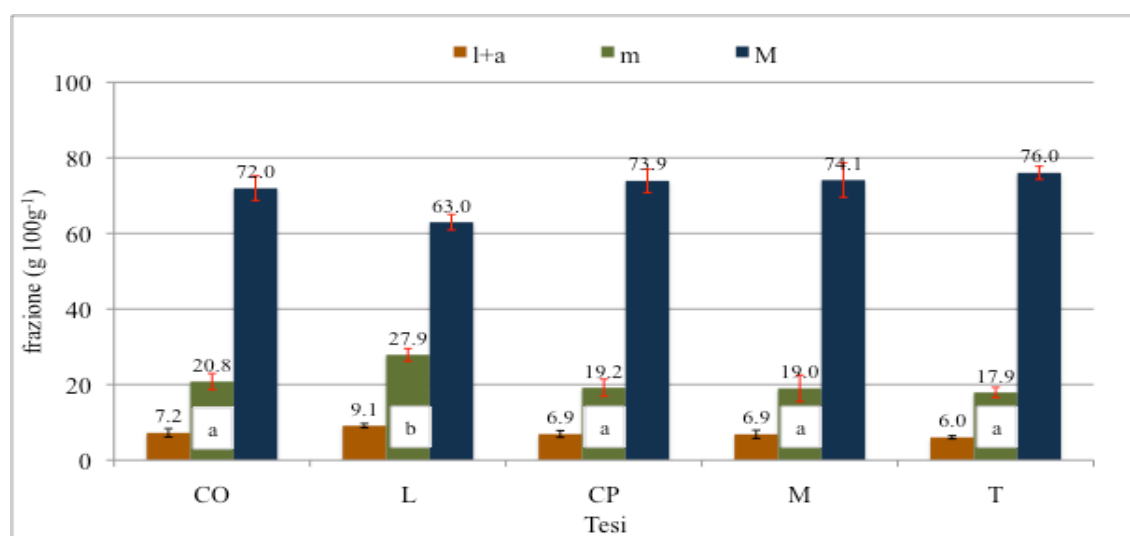
Anche per i **mM**, come per gli aggregati ottenuti dalla prima fase di frazionamento, non ci sono differenze significative tra le tesi. Nessuna differenza compare anche per le frazioni **cPOM** e **I+a M**.

E' stato dimostrato che la formazione dei **mM** avviene nei **M** quando la sostanza organica piu' fine, **fine iPOM**, incrostandosi con le particelle minerali del suolo e le mucillagini prodotte dall'attivita' microbica, forma nuovi nuclei organici stabilizzati (Six et al., 2000a). Il processo e' facilitato dalla presenza di **cPOM**, dall'attivita' microbica e da **M** stabili, cioe' che permangono un tempo sufficiente a garantire la formazione dei **mM** al loro interno. Invece un ciclo particolarmente veloce dei **M** inibisce la formazione di **mM** ed il sequestro di C tra i microaggregati (Six et al., 2000a).

Non avendo osservato con le tesi organiche un aumento della stabilita' dei **M**, riconoscibile da un incremento della loro percentuale, di conseguenza e' difficile trovare delle variazioni nel contenuto di **mM**.

4.1.2 Distribuzione degli aggregati del suolo franco-sabbioso-argilloso

Il suolo f-s-a mostra una distribuzione delle tre frazioni, ottenute dalla prima fase di separazione, molto simile a quella gia' commentata per l'argilloso: i macroaggregati **M** sono presenti in misura nettamente preponderante rispetto ai microaggregati **m** (figura 4.3).



* Valori con lettere uguali non sono statisticamente differenti per $p=0.05$. Medie confrontate con il test di Student-Newman Keuls

Figura 4.3: suolo f-s-a: effetto dei trattamenti sulle tre frazioni ottenute dalla prima fase di frazionamento

Anche per questo suolo, dove si osservano piu' **M** rispetto ai **m**, trova conferma la teoria gerarchica degli aggregati (Tisdall e Oades, 1982; Oades, 1984). Il marcato divario tra i due diversi aggregati, comunque, suggerisce che anche nel suolo f-s-a il ciclo dei **M** sia stato particolarmente veloce e percio' non abbia consentito la formazione e la successiva liberazione di una quantita' di **m** piu' consistente.

L'ANOVA individua un effetto tesi significativo ($p=0.04$ *) sulle percentuali dei **m**, infatti la tesi L differisce dalle altre perche' ne presenta una percentuale maggiore (figura 4.3). Tale differenza non si riscontra pero' per i **M**, in cui non c'e' un effetto tesi, nonostante la L presenti un valore medio del 63%, contro valori superiori al 70% delle altre. L'aumento significativo dei **m**, associato ad una tendenza alla riduzione dei **M**, suggerisce un effetto sul ciclo dei **M** del letame, il quale puo' aver favorito la formazione di un numero maggiore di **m**. Probabilmente il letame, apportando al suolo sostanza organica e biomassa microbica, la cui attivita' e' sostenuta dalla SOM, ha determinato una stabilizzazione del ciclo dei **M** (allungando il loro ciclo vitale), permettendo la formazione e la successiva liberazione di un numero maggiore di **m** stabili. L'apporto di letame sembra quindi aver influito sulla distribuzione degli aggregati risultanti dalla prima fase di frazionamento.

Poiche' la formazione e la stabilizzazione degli aggregati nel suolo sono governate da complessi fenomeni chimico-fisici, ricorrere ad un'unica giustificazione per spiegare i seppur lievi segnali di cambiamento puo' essere riduttivo, percio' nel corso del presente lavoro la lettura di questo indicatore verra' associata a quella di altri. In questa fase e' comunque opportuno evidenziare che la tesi L mostra un maggior equilibrio tra i **M** ed i **m** rispetto alle altre tesi fertilizzate con matrici organiche.

Esaminando la distribuzione delle frazioni ottenute dall'isolamento dei **mM**, si nota che il suolo f-s-a differisce da quello argilloso. Nel f-s-a, infatti, ci sono meno **mM**, presenti con una percentuale media di 39, contro una di 45 dell'argilloso. La causa di cio' sta nel maggior contenuto di sabbia di dimensioni $>250 \mu\text{m}$ del suolo in questione; la **cPOM** e' infatti presente in misura rilevante, con una media del 48%. La frazione **I+a M** incide invece sui **M** solo per un 26% (figura 4.4).

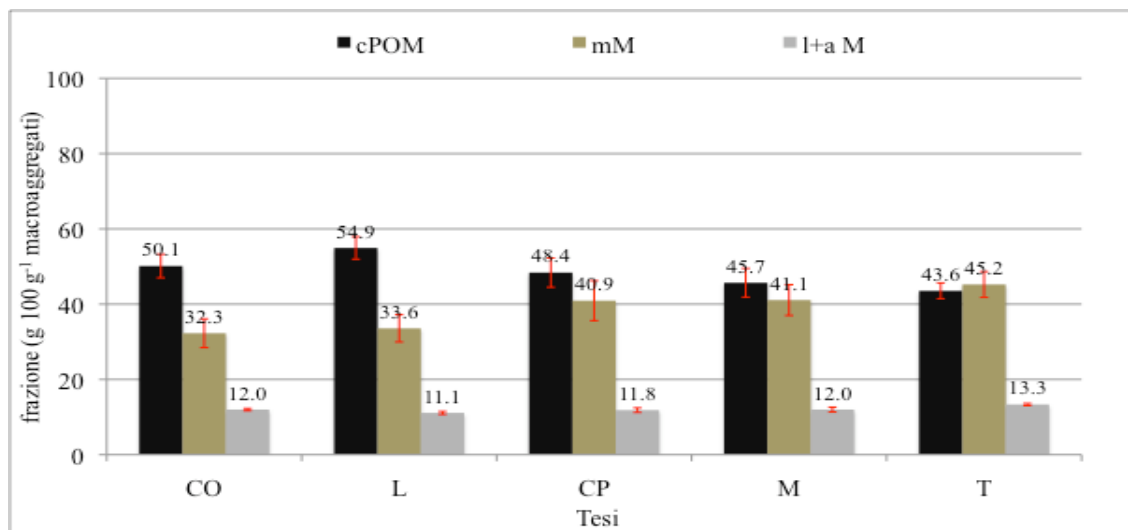


Figura 4.4: suolo f-s-a: effetto dei trattamenti sulle tre frazioni ottenute dall'isolamento dei mM (seconda fase)

Per i **mM** non compaiono differenze significative tra le tesi. L'effetto stabilizzante della tesi L, osservato per i **m**, a questo livello di aggregazione sembra non esserci. Probabilmente l'effetto stabilizzante del letame sul ciclo degli aggregati, in particolare su quello dei **M**, al momento delle indagini era ancora in una fase iniziale, per cui appare particolarmente difficile poter osservare oltre ad un incremento dei **m**, anche un incremento dei **mM**. Un aumento dei **mM** sarebbe infatti giustificabile con un deciso rallentamento del ciclo dei **M**, che generalmente e' possibile ottenere in un periodo di tempo piu' lungo, eventualmente associando le fertilizzazioni organiche a lavorazioni al suolo piu' conservative (Six et al., 2000; Deneff et al., 2004, Kong 2005).

4.2 Concentrazioni di carbonio organico e di azoto totale dei suoli oggetto di frazionamento a 0-0.05 m ed a 0.25-0.3 m

In entrambi i suoli oggetto di frazionamento e' stato determinato il contenuto di SOC e di TN oltre che delle singole frazioni separate, anche del suolo non frazionato raccolto alla stessa profondita'. Questi dati sono utili sia per interpretare con maggiore correttezza i risultati, sia per verificare le concentrazioni di C e di N delle frazioni: si confronta la somma dei dati delle frazioni con i valori ottenuti dal suolo non frazionato (calcolo della percentuale di recupero).

In questa sezione sono state riportate anche le concentrazioni di SOC e TN del suolo non frazionato alla profondità di 0.25-0.3 m (che non è stata considerata nel frazionamento). L'informazione che ne deriva è utile anche per confrontare la concentrazione di SOC con quella di CU, quest'ultima discussa nel corso di questo lavoro.

I dati riportati nei paragrafi seguenti si riferiscono a due diverse epoche di prelievo, l'autunno del 2005 e l'autunno del 2007. Quelli del 2007 mostrano la situazione dei suoli dopo due applicazioni delle matrici organiche.

4.2.1 Concentrazioni di carbonio organico e di azoto totale del suolo argilloso

- SOC

A 0-0.05 m il suolo ha subito una perdita complessiva di SOC, passando da una concentrazione media di 18 g C kg⁻¹ del 2005 ad una di 16 g C kg⁻¹ del 2007 (tabella 4.1).

Tabella 4.1: concentrazioni di SOC (g kg⁻¹) del suolo argilloso non frazionato a 0-0.05 m e 0.25-0.3 m nel 2005 e 2007 (in seguito dei trattamenti)

0-0.05 m				0.25-0.3 m			
Tesi	2005	2007	media anni	2005	2007	media anni	
CO	19.4 ± 0.6	17.9 ± 0.8	18.7 ± 0.5	a	19.0 ± 0.7	20.3 ± 1.0	19.7 ± 0.6
L	18.2 ± 0.5	16.1 ± 0.4	17.1 ± 0.5	ab	17.3 ± 0.4	18.4 ± 0.7	17.9 ± 0.4
CP	17.1 ± 0.5	17.1 ± 1.2	17.1 ± 0.6	ab	18.3 ± 0.8	18.8 ± 0.6	18.5 ± 0.5
M	17.1 ± 0.9	14.7 ± 0.5	15.9 ± 0.7	b	18.0 ± 1.1	17.7 ± 0.8	17.8 ± 0.6
T		14.0 ± 0.3		p=0.01*	-	17.8 ± 0.7	p=0.09
Anno	18.0 ± 0.4	16.0 ± 0.5	p=0.00**		18.1 ± 0.4	18.8 ± 0.4	p=0.23
T*A	p=0.38				p=0.74		

In tabella valori medi ± errore standard

Valori con lettere uguali non sono statisticamente differenti per p=0.05

L'analisi statistica sui dati dei due anni a 0-0.05 m mostra un effetto tesi significativo: la tesi CO differisce dalla M per una concentrazione maggiore di C. Sembra quindi che il prodotto CO sostenga il SOC meglio degli altri organici, limitandone le perdite.

Alla profondità di 0.25-0.3 m non ci sono state variazioni significative della concentrazione media di SOC (tabella 4.1) dal 2005 al 2007. Non compare un effetto tesi

significativo sui dati del 2007 e sull'insieme dei dati: le tesi organiche alla profondità maggiore non hanno determinato un incremento della concentrazione di C.

-TN

Anche per il TN si osserva una diminuzione significativa nei due anni a 0-0.05 m (tabella 4.2). Non c'è un effetto tesi significativo: a questa profondità le importanti quantità di N immesse con i prodotti organici non hanno determinato un aumento del TN del suolo. E' comunque opportuno segnalare che l'ANOVA solo sui dati 2007 (risultati omissi) mostra un effetto tesi ($p=0.03$ *): le medie delle tesi CO e CP differiscono dalla T. Si può concludere che i prodotti CO e CP sembra sostengano meglio il TN del suolo rispetto alle tesi L e M. Questa differenza è certamente dovuta alla maggiore quantità di N apportato con le tesi CO e CP (vedi tabella , sezione 3.6.2 dei materiali e metodi).

Tabella 4.2: concentrazioni di TN (g kg^{-1}) del suolo argilloso non frazionato a 0-0.05 m e a 0.25-0.3 m nel 2005 e 2007 (in seguito ai trattamenti)

0-0.05 m				0.25-0.3 m		
Tesi	2005	2007	media anni	2005	2007	media anni
CO	1.3 ± 0.0	1.0 ± 0.0	1.1 ± 0.0	1.3 ± 0.1	1.6 ± 0.1	1.4 ± 0.1
L	1.2 ± 0.0	0.8 ± 0.0	1.0 ± 0.1	1.2 ± 0.0	1.4 ± 0.1	1.3 ± 0.1
CP	1.0 ± 0.0	1.0 ± 0.2	1.0 ± 0.1	1.3 ± 0.0	1.6 ± 0.1	1.5 ± 0.1
M	1.1 ± 0.1	0.7 ± 0.0	0.9 ± 0.1	1.3 ± 0.0	1.5 ± 0.1	1.4 ± 0.0
T		0.6 ± 0.1			1.4 ± 0.0	
			$p=0.14$			$p=0.07$
Anno	1.2 ± 0.0	0.8 ± 0.0	$p=0.00^{**}$	1.3 ± 0.0	1.5 ± 0.0	$p=0.00^{***}$
T*A	$p=0.19$			$p=0.46$		

In tabella valori medi ± errore standard

Alla profondità di 0-25-0.3 m si registra invece un incremento complessivo di TN nel suolo, passando da una concentrazione media di 1.3 g N kg^{-1} del 2005 ad una di 1.5 g N kg^{-1} del 2007 (tabella 4.2).

La differenza riscontrata tra le due profondità (a 0-0.05 m una diminuzione, a 0.25-0.3m un aumento) può essere dovuta alla lisciviazione di N, in seguito sia alle fertilizzazioni organiche che alla concimazione minerale.

4.2.2 Concentrazioni di carbonio organico e di azoto totale del suolo franco-sabbioso-argilloso

- SOC

Il suolo f-s-a registra a 0-0.05 m un incremento di SOC, passando da una concentrazione media di 6.7 g C kg⁻¹ del 2005 ad una di 7.7 g C kg⁻¹ del 2007 (tabella 4.3). Tale incremento non compare invece a profondita' maggiore.

Tabella 4.3: concentrazioni di SOC (g kg⁻¹) del suolo f-s-a non frazionato a 0-0.05 m e 0.25-0.3 m nel 2005 e 2007 (in seguito dei trattamenti)

0-0.05 m					0.25-0.3 m					
Tesi	2005		2007	media anni	2005		2007	media anni		
CO	7.8 ± 1.4	ab	6.7 ± 0.2	b	7.3 ± 0.7	6.7 ± 0.5	b	8.0 ± 0.6	ab	7.4 ± 0.4
L	6.1 ± 0.4	b	7.2 ± 0.5	b	6.6 ± 0.3	8.8 ± 0.9	ab	7.0 ± 0.5	ab	7.9 ± 0.6
CP	6.6 ± 0.3	b	9.4 ± 0.8	a	8.3 ± 0.7	9.4 ± 0.3	a	7.5 ± 0.5	ab	8.4 ± 0.5
M	6.5 ± 0.4	b	7.7 ± 0.3	ab	7.1 ± 0.3	8.6 ± 0.6	ab	8.2 ± 0.4	ab	8.4 ± 0.3
T	-		8.5 ± 0.4		p=0.24	-		10.0 ± 0.3	ab	p=0.23
Anno	6.7 ± 0.4		7.7 ± 0.3		p=0.04*	8.4 ± 0.0		7.7 ± 0.0		p=0.10
T*A	p=0.04*					p=0.03*				

In tabella valori medi ± errore standard

Valori con lettere uguali non sono statisticamente differenti per p=0.05

Ad entrambe le profondita' l'analisi evidenzia un'interazione tesi*anno significativa. Alla profondita' 0-0.05m si puo' notare che la tesi compost subisce un decremento della concentrazione di C dal 2005 al 2007, mentre in tutte le altre si registra un aumento, evidente nella tesi CP. Andamenti diametralmente opposti si evidenziano per queste due tesi alla profondita' maggiore, dove in CO la concentrazione di C aumenta, mentre in CP diminuisce.

Sembra quindi che i due prodotti ammendanti influenzino la concentrazione di C in modo tra loro differente anche in funzione della profondita' considerata.

L'incremento osservato nella tesi CP alla profondita' di 0-0.05m puo' essere giustificato dalla difficile degradazione dei granuli di pellet che nel 2007, al momento del prelievo dei campioni, hanno fornito pezzetti di sostanza organica che sono stati raccolti congiuntamente al suolo. La raccolta di pezzetti grossolani di sostanza organica determina una sovrastima del SOC al momento dell'analisi. Si considera tale dato una sovrastima

perche', se la SOM e' ancora presente a distanza di anni nella forma in cui e' stata immessa, significa che non e' stata degradata in materiale piu' fine e che il C immesso con essa difficilmente entra nel ciclo del SOC. Per avere conferma di cio', comunque, e' necessario considerare la concentrazione di C delle diverse frazioni del suolo. Il fatto che non ci siano differenze tra i due anni nella tesi CP a 0.25-0.3 m, invece, puo' essere dovuto sia al campionamento (non sono stati raccolti frammenti di prodotto congiuntamente al suolo) sia alla maggior presenza di granuli in superficie.

-TN

A 0-0.05 m la concentrazione di TN del suolo rimane invariata dal 2005 al 2007. L'analisi statistica non evidenzia un effetto tesi significativo. Compare invece un'interazione tesi*anno significativa. Come gia' osservato per la concentrazione di C, la tesi CO mostra un andamento differente rispetto alle altre, in particolare rispetto alla CP. Nella tesi CO si e' registrata una diminuzione della concentrazione di N, mentre in CP un aumento. Anche gli andamenti delle concentrazioni nella tesi CO e CP alla seconda profondita' seguono quelli gia' commentati per il C. Cio' e' probabilmente dovuto al fatto che l'azoto del suolo e' in larga misura costituito da azoto organico, quindi le concentrazioni di TN rilevate sono legate a quelle della sostanza organica.

Tabella 4.4: concentrazioni di TN (g kg^{-1}) del suolo f-s-a non frazionato a 0-0.05 m e 0.25-0.3 m nel 2005 e 2007 (in seguito dei trattamenti)

0.0-0.05 m					0.25-0.3 m				
Tesi	2005	2007	media anni		2005	2007	media anni		
CO	0.8 ± 0.1 AB	0.5 ± 0.0 C	0.6 ± 0.1		0.7 ± 0.0 b	0.9 ± 0.1 ab	0.8 ± 0.0		
L	0.7 ± 0.1 B	0.8 ± 0.1 B	0.7 ± 0.0		1.0 ± 0.1 ab	0.8 ± 0.1 ab	0.9 ± 0.1		
CP	0.7 ± 0.0 B	1.0 ± 0.1 A	0.8 ± 0.1		1.1 ± 0.0 a	0.8 ± 0.7 ab	0.9 ± 0.1		
M	0.6 ± 0.0 BC	0.8 ± 0.0 AB	0.7 ± 0.0		1.0 ± 0.1 ab	0.9 ± 0.0 ab	0.9 ± 0.0		
T		1.0 ± 0.0	p=0.14		-	1.0 ± 0.0	p=0.14		
Anno	0.7 ± 0.0	0.7 ± 0.1	p=0.37		0.9 ± 0.0	0.8 ± 0.0	p=0.03*		
T*A	p=0.00***				p=0.01*				

In tabella valori medi ± errore standard

Valori con lettere minuscole uguali non sono statisticamente differenti per p=0.05, con MAIUSCOLE per 0.01

Alla luce dei risultati, sembra che alla profondita' di 0-0.05 m, il prodotto CO abbia prodotto una perdita di sostanza organica e di N del suolo. Considerando gli importanti apporti complessivi di N nel sistema (vedi tabella 3.6, sezione 3.6.2 dei materiali e metodi),

una diminuzione di TN suggerisce la presenza di processi microbici che hanno determinato una rapida trasformazione dell'azoto organico presente.

Anche in questo caso le concentrazioni di TN delle diverse frazioni di suolo forniranno ulteriori informazioni per comprendere come i prodotti organici in prova possano influenzare la dinamica del TN, di difficile interpretazione nel suolo non frazionato.

4.3 Concentrazioni di carbonio organico e di azoto totale delle frazioni isolate dai suoli oggetto di frazionamento

Per i due suoli le concentrazioni di C e di TN delle frazioni **I+a**, **m** e **M** ottenute dalla prima fase di frazionamento, e quelle delle frazioni **I+a M**, **mM** e **cPOM**, ottenute dalla seconda fase, sono state discusse separatamente.

Per ogni frazione si riportano le concentrazioni di C e di TN della frazione (g elemento kg⁻¹ di frazione) e quelle di C e di TN della frazione rapportata all'insieme del suolo (g elemento della frazione kg⁻¹ di suolo).

Per non incorrere in sovrastime, le concentrazioni degli aggregati **M**, **m** e **mM** sono state corrette per il contenuto di sabbia presente. La correzione non compare, se si considera la concentrazione di C e TN della frazione rapportata all'insieme del suolo.

4.3.1 Concentrazioni di carbonio organico e di azoto totale delle frazioni ottenute dalla prima fase di frazionamento del suolo argilloso

-C

Per le tre frazioni **I+a**, **m** e **M**, ottenute dalla prima fase di separazione, non si osservano differenze significative tra le tesi (tabella 4.5).

Tabella 4.5: effetto dei trattamenti sulle concentrazioni di C (g kg^{-1}) delle frazioni I+a, m e M del suolo argilloso

Tesi	g C kg^{-1} frazione			g C frazione kg^{-1} suolo		
	I+a	m	M	I+a	m	M
CO	20.2 ± 0.4	26.5 ± 1.8	30.9 ± 1.4	1.2 ± 0.1	3.8 ± 0.4	14.2 ± 0.5
L	18.4 ± 0.6	25.2 ± 0.6	28.4 ± 0.8	1.2 ± 0.1	3.5 ± 0.4	13.0 ± 0.3
CP	20.5 ± 0.7	27.6 ± 0.3	30.3 ± 1.4	1.2 ± 0.0	4.3 ± 0.3	13.4 ± 0.5
M	19.0 ± 0.4	27.9 ± 1.1	29.8 ± 1.7	1.1 ± 0.0	4.0 ± 0.4	12.6 ± 1.0
T	18.6 ± 0.7	25.2 ± 0.7	27.4 ± 0.7	1.1 ± 0.0	3.8 ± 0.2	11.8 ± 0.8
	p=0.07	p=0.25	p=0.32	p=0.32	p=0.58	p=0.18

In tabella valori medi ± errore standard

Le tesi organiche sembra non determinino un arricchimento di C delle tre frazioni rispetto ai testimoni.

-N

Nonostante gli elevati apporti di N delle tesi organiche, non si osservano particolari arricchimenti rispetto alle tesi M e T. Solo la CP differisce statisticamente dalla T per una concentrazione di poco superiore nei M (tabella 4.6).

Tabella 4.6: effetto dei trattamenti sulle concentrazioni di N (g kg^{-1}) delle frazioni I+a, m e M del suolo argilloso

Tesi	g N kg^{-1} frazione			g N frazione kg^{-1} suolo			
	I+a	m	M	I+a	m	M	
CO	1.6 ± 0.0	1.8 ± 0.1	2.2 ± 0.1	0.1 ± 0.0	0.2 ± 0.0	1.0 ± 0.0	ab
L	1.4 ± 0.1	1.8 ± 0.1	2.1 ± 0.1	0.1 ± 0.0	0.2 ± 0.0	1.0 ± 0.0	ab
CP	1.8 ± 0.2	2.1 ± 0.0	2.4 ± 0.1	0.1 ± 0.0	0.3 ± 0.0	1.0 ± 0.0	a
M	1.7 ± 0.0	2.6 ± 0.3	2.3 ± 0.2	0.1 ± 0.0	0.4 ± 0.1	1.0 ± 0.1	ab
T	1.4 ± 0.0	1.8 ± 0.0	2.0 ± 0.0	0.1 ± 0.0	0.3 ± 0.0	0.8 ± 0.0	b
		p=0.18		p=0.17	p=0.13	p=0.04*	

In tabella valori medi ± errore standard

Valori con lettere uguali non sono statisticamente differenti per p=0.05

Come già emerso dai dati del suolo non frazionato nel 2007, anche quelli riguardanti le concentrazioni di N delle frazioni confermano che le tesi organiche non determinano un aumento della concentrazione di N nel suolo a 0-0.05 m.

4.3.2 Concentrazioni di carbonio organico e di azoto totale delle frazioni ottenute dalla seconda fase di frazionamento del suolo argilloso

-C

Nella frazioni **l+a M** e **mM**, che forniscono un maggior grado di protezione al C rispetto alle precedenti, la tesi CO differisce dalla T e nella frazione **l+a M**, rapportata all'insieme di suolo, anche da tutte le altre tesi per una concentrazione maggiore di C (tabella 4.7).

Tabella 4.7: effetto dei trattamenti sulle concentrazioni di C (g kg^{-1}) delle frazioni **l+a M**, **mM** e **cPOM** del suolo argilloso

Tesi	g C kg^{-1} frazione					g C frazione kg^{-1} suolo				
	l+a M		mM		cPOM	l+a M		mM		cPOM
CO	20.5 ± 0.4	A	34.7 ± 2.0	a	54.9 ± 5.8	5.7 ± 0.2	A	14.4 ± 0.6	a	1.1 ± 0.2
L	18.9 ± 0.3	AB	29.9 ± 0.6	ab	65.5 ± 13.8	5.0 ± 0.2	B	13.0 ± 0.4	ab	1.8 ± 0.4
CP	18.7 ± 0.8	AB	31.6 ± 1.1	ab	60.1 ± 20.0	4.8 ± 0.2	B	14.2 ± 0.2	ab	2.1 ± 0.8
M	17.9 ± 0.6	B	30.4 ± 1.5	ab	43.8 ± 6.0	4.5 ± 0.0	B	13.1 ± 0.4	ab	1.4 ± 0.2
T	17.2 ± 0.4	B	28.2 ± 1.1	b	33.0 ± 0.7	4.3 ± 0.3	B	12.6 ± 0.3	b	1.0 ± 0.1
	p=0.00 **		p=0.04 *		p=0.32	p=0.00 **		p=0.02 *		p=0.43

In tabella valori medi ± errore standard

Valori con lettere minuscole uguali non sono statisticamente differenti per $p=0.05$, con MAIUSCOLE per $p=0.01$

Sembra che la sostanza organica apportata con il compost subisca, rispetto agli altri ammendanti organici, una maggiore degradazione. Cio' determina un arricchimento di C nelle frazioni piu' fini protette nei **M**.

Nella **cPOM**, invece, il compost non produce un incremento della concentrazione di C maggiore rispetto agli altri prodotti. Cio' puo' essere spiegato:

- dalla presenza ridotta della frazione cPOM nel suolo argilloso, dove maggiore e' invece la presenza di particelle di argilla e di limo,
- dalla maggiore variabilita' che generalmente caratterizza le concentrazioni di C di questa frazione rispetto alle altre: cio' non permette di individuare differenze significative tra le tesi. In essa si trovano infatti le frazioni piu' grossolane di sostanza organica che se presenti determinano, in fase di analisi, valori piu' elevati di C.

E' statisticamente avvalorato che il C immesso con la tesi CO entra nel ciclo del SOC e viene sequestrato dagli aggregati piu' stabili **mM** e dalla frazione **I+a M**. Quest'ultima informazione e' di rilevante importanza in quanto permette di ipotizzare che la sostanza organica apportata con CO venga rapidamente degradata in frazioni piu' fini, protette dagli aggregati e dalle argille del suolo. In tal modo la SOM, essendo soggetta ad una minore mineralizzazione, puo' essere la base per la formazione e la stabilizzazione degli aggregati. Il fatto che le tesi L e CP mostrino un effetto meno marcato della tesi CO puo' avere le seguenti spiegazioni.

1- In due anni con il letame e' stata immessa una quantita' di C inferiore rispetto a quanto immesso con i prodotti CO e CP: cio' puo' aver causato variazioni piu' deboli. 2- La degradazione del letame (generalmente dotato di buona stabilita' e sostanze umiche evolute) puo' essere diversa rispetto a quella delle altre biomasse. Nonostante il dato non sia supportato da una significativita' statistica, osservando la concentrazione di C nella **cPOM**, si nota che la tesi L presenta il valore in media piu' elevato. Questo permette di ipotizzare che in un suolo argilloso le frazioni organiche grossolane del letame, composte da molecole chimicamente piu' stabili e recalcitranti, siano soggette ad una degradazione piu' lenta, producendo con maggiore difficolta' finePOM, componente stabilizzante dei **mM** e della frazione **I+a M**.

3- Essendo la tesi CP costituita da un prodotto di lenta e difficile degradazione (dato sostenuto da ripetute osservazioni di campo), la sostanza organica apportata con essa sembra venire "compartimentata" nel suolo, senza entrare nel ciclo della SOM. Di conseguenza il sequestro di C negli aggregati piu' stabili e protetti del suolo risulta difficile. A supporto di tale considerazione, si ricorda che anche a fronte di un piu' alto apporto di C, immesso con CP, non sono state osservate differenze significative rispetto agli altri ammendanti (vedi tabella 3.5, sezione 3.6.2 dei materiali e metodi).

-N

Nella frazione **I+a M** le tesi CO e L mostrano concentrazioni di N piu' elevate rispetto alle tesi M e T (tabella 4.8).

Tabella 4.8: effetto dei trattamenti sulle concentrazioni di N (g kg^{-1}) delle frazioni **l+a M**, **mM** e **cPOM** del suolo argilloso

Tesi	g N kg^{-1} frazione			g N frazione kg^{-1} suolo					
	l+a M	mM	cPOM	l+a M	mM	cPOM			
CO	1.8 ± 0.0	A	2.7 ± 0.2	1.9 ± 0.4	0.5 ± 0.0	A	1.1 ± 0.1	ab	0.04 ± 0.0
L	1.8 ± 0.0	A	2.4 ± 0.1	1.4 ± 0.2	0.5 ± 0.0	A	1.1 ± 0.0	abc	0.04 ± 0.0
CP	1.7 ± 0.1	AB	2.6 ± 0.2	2.7 ± 0.8	0.4 ± 0.0	AB	1.2 ± 0.0	a	0.09 ± 0.0
M	1.4 ± 0.1	B	2.1 ± 0.1	1.4 ± 0.3	0.3 ± 0.0	B	0.9 ± 0.1	bc	0.05 ± 0.0
T	1.4 ± 0.1	B	2.0 ± 0.3	0.9 ± 0.1	0.3 ± 0.0	B	0.9 ± 0.1	c	0.03 ± 0.0
	p=0.00 **		p=0.06		p=0.00 **		p=0.04 *		p=0.09

In tabella valori medi ± errore standard

Valori con lettere minuscole uguali non sono statisticamente differenti per $p=0.05$, con MAIUSCOLE per $p=0.01$

Tale effetto non è visibile per la tesi CP, che non differisce statisticamente dalle tesi M e T; ciò è probabilmente dovuto alla difficile degradazione del prodotto in materiale più fine. La tesi CP differisce però dai testimoni per una maggiore concentrazione di N dei **mM** (se si considera la frazione rapportata al suolo) (tabella 4.8). Un valore in media più alto compare anche se si considera la concentrazione della frazione libera da sabbia: i dati in questo caso non sono però supportati da significatività statistica. Sembra che la sostanza organica apportata con CP subisca una degradazione tale da immettere N organico negli aggregati più protetti (**mM**), ma non sufficiente da creare particelle di sostanza organica così fini in grado di legarsi alla frazione **l+a M**. A sostegno di questa considerazione, è interessante osservare che la tesi CP mostra i valori di N nella **cPOM** più alti tra tutti. I granuli grossolani di sostanza organica di questo prodotto, caratterizzati da una maggiore concentrazione di N organico (dovuta alla presenza di pollina nel prodotto), spiegherebbero tali valori.

4.3.3 Concentrazioni di carbonio organico e di azoto totale delle frazioni ottenute dalla prima fase di frazionamento del suolo franco-sabbioso-argilloso

-C

Per tutte le frazioni l'analisi statistica non individua un effetto tesi significativo (tabella 4.9).

Per la frazione **I+a** (considerando la concentrazione di C della frazione) comunque, essendo minimo il superamento della soglia di probabilita', si puo' supporre ci sia un effetto tesi (tabella 4.9). Sembra che i prodotti organici non determinino un aumento della concentrazione di C nella frazione piu' fine **I+a**: le medie delle tesi organiche sono infatti piu' basse rispetto a quella della T.

Tabella 4.9: effetto dei trattamenti sulle concentrazioni di C (g kg^{-1}) delle frazioni **I+a**, **m** e **M** del suolo f-s-a

Tesi	g C kg^{-1} frazione			g C frazione kg^{-1} suolo		
	I+a	m	M	I+a	m	M
CO	11.7 ± 2.0	16.0 ± 1.0	22.9 ± 2.4	0.4 ± 0.1	1.7 ± 0.2	4.7 ± 0.3
L	10.5 ± 2.1	17.5 ± 0.8	25.7 ± 3.1	0.5 ± 0.1	2.4 ± 0.2	4.6 ± 0.6
CP	14.4 ± 0.3	17.7 ± 0.7	21.0 ± 1.7	0.5 ± 0.0	1.7 ± 0.1	5.2 ± 0.4
M	13.8 ± 0.2	16.8 ± 0.5	19.1 ± 1.5	0.5 ± 0.0	1.7 ± 0.3	5.0 ± 0.7
T	16.1 ± 0.2	18.8 ± 0.2	17.5 ± 1.8	0.5 ± 0.0	1.9 ± 0.1	5.1 ± 0.3
	p=0.05	p=0.09	p=0.11	p=0.88	p=0.15	p=0.92

In tabella valori medi ± errore standard

-N

L'analisi statistica mostra un effetto tesi significativo sulle concentrazioni di N dei **m** e della frazione **I+a**, se si considerano quelle non rapportate al suolo (tabella 4.10).

Nella **I+a** le tesi CO e L differiscono dalla T, che presenta una concentrazione piu' alta; nei **m** invece la tesi CO differisce dalla CP per una minor concentrazione di N.

Le concentrazioni piu' basse nelle tesi CO e L rispetto a T confermano quanto gia' osservato sul suolo non frazionato. Sembra che l'apporto di compost e di letame abbia determinato una diminuzione della concentrazione di N nello strato piu' superficiale. Si puo' presumere che questi prodotti abbiano stimolato fortemente l'attivita' microbica, che ha degradato la sostanza organica apportata (rendendo impossibile osservare incrementi di C in queste frazioni) e utilizzato parte dell'azoto gia' presente nel suolo.

Tabella 4.10: effetto dei trattamenti sulle concentrazioni di N (g kg^{-1}) delle frazioni I+a, m e M del suolo f-s-a

Tesi	g N kg^{-1} frazione					g N frazione kg^{-1} suolo		
	I+a		m		M	I+a	m	M
CO	1.2 ± 0.2	b	1.7 ± 0.1	b	2.2 ± 0.2	0.05 ± 0.02	0.2 ± 0.0	0.05 ± 0.01
L	1.1 ± 0.3	b	1.9 ± 0.2	ab	2.5 ± 0.3	0.05 ± 0.01	0.3 ± 0.0	0.05 ± 0.01
CP	1.8 ± 0.0	ab	2.1 ± 0.1	a	2.3 ± 0.2	0.06 ± 0.00	0.2 ± 0.0	0.06 ± 0.00
M	1.6 ± 0.0	ab	1.7 ± 0.1	b	1.8 ± 0.2	0.06 ± 0.06	0.2 ± 0.0	0.06 ± 0.01
T	1.9 ± 0.1	a	1.9 ± 0.0	ab	1.7 ± 0.2	0.06 ± 0.00	0.2 ± 0.0	0.06 ± 0.00
	p=0.01 *		p=0.04 *		p=0.07	p=0.47	p=0.08	p=0.58

In tabella valori medi ± errore standard

Valori con lettere uguali non sono statisticamente differenti per p=0.05

4.3.4 Concentrazioni di carbonio organico e di azoto totale delle frazioni ottenute dalla seconda fase di frazionamento del suolo franco-sabbioso-argilloso

-C

Per la cPOM l'ANOVA individua un effetto tesi significativo: CO differisce da CP, da M e da T. La tesi L, differisce dalla T se si considera la concentrazione rapportata al suolo (tabella 4.11).

Tabella 4.11: effetto dei trattamenti sulle concentrazioni di C (g kg^{-1}) delle frazioni I+a M, mM e cPOM del suolo f-s-a

Tesi	g C kg^{-1} frazione				g C frazione kg^{-1} suolo				
	I+a M		mM	cPOM	I+a M	mM	cPOM		
CO	15.2 ± 0.3		20.2 ± 1.6	1.9 ± 0.1	A	1.8 ± 0.0	3.2 ± 0.4	1.0 ± 0.1	A
L	15.6 ± 0.7		21.0 ± 0.4	1.5 ± 0.3	AB	1.7 ± 0.0	3.3 ± 0.6	0.8 ± 0.1	AB
CP	14.4 ± 0.7		18.7 ± 1.0	1.1 ± 0.1	B	1.7 ± 0.1	4.0 ± 0.8	0.5 ± 0.1	BC
M	14.7 ± 0.7		16.7 ± 0.4	1.1 ± 0.1	B	1.7 ± 0.1	3.7 ± 0.5	0.5 ± 0.1	BC
T	13.5 ± 0.2		18.6 ± 1.2	0.9 ± 0.0	B	1.8 ± 0.1	4.7 ± 0.4	0.4 ± 0.0	C
	p=0.14		p=0.08	p=0.00 **		p=0.68	p=0.37	p=0.00 **	

In tabella valori medi ± errore standard

Valori con lettere uguali non sono statisticamente differenti per p=0.01

Le differenze rilevate indicano che la sostanza organica, immessa con compost e letame, e' soggetta a degradazione ed e' entrata nel ciclo della SOM. A questa considerazione si

aggiunga che, a fronte di apporti simili di C, l'ammendante CO sembra fornire una maggior quantità di materia organica grossolana rispetto al letame. Non è visibile invece alcun effetto da parte di CP, il che conferma anche per il terreno f-s-a quanto detto per quello argilloso: la sostanza organica immessa con CP non subisce nel breve periodo una degradazione capace di portare ad un incremento di C protetto nei M.

-N

Mentre nel suolo argilloso si è osservata nelle frazioni I+a M e mM una corrispondenza tra l'aumento della concentrazione di C e quello di N, nel suolo f-s-a all'aumento del C della cPOM nella tesi CO non corrisponde un aumento di N (tabella 4.12).

Tabella 4.12: effetto dei trattamenti sulle concentrazioni di N (g kg^{-1}) delle frazioni I+a M, mM e cPOM del suolo f-s-a

Tesi	g N kg^{-1} frazione			g N frazione kg^{-1} suolo			
	I+a M	mM	cPOM	I+a M	mM	cPOM	
CO	1.9 ± 0.1	2.3 ± 0.1	a	0.13 ± 0.02	0.2 ± 0.0	0.4 ± 0.4	0.07 ± 0.12
L	1.8 ± 0.1	2.4 ± 0.1	a	0.09 ± 0.03	0.2 ± 0.0	0.4 ± 0.6	0.05 ± 0.12
CP	1.7 ± 0.1	2.1 ± 0.1	ab	0.06 ± 0.02	0.2 ± 0.1	0.5 ± 0.8	0.03 ± 0.07
M	1.7 ± 0.1	1.9 ± 0.0	b	0.07 ± 0.01	0.2 ± 0.1	0.4 ± 0.5	0.03 ± 0.07
T	1.7 ± 0.0	2.2 ± 0.1	ab	0.06 ± 0.02	0.2 ± 0.1	0.5 ± 0.4	0.03 ± 0.01
	p=0.24	p=0.03 *	p=0.19	p=0.41	p=0.41	p=0.15	

In tabella valori medi ± errore standard

Valori con lettere uguali non sono statisticamente differenti per p=0.05

Questo differente andamento può essere giustificato dalle diversità di tessitura e di caratteristiche chimiche dei due terreni. Nel suolo f-s-a, da una parte il maggior contenuto di sabbia può favorire le condizioni per una più veloce mineralizzazione dell'azoto organico e dall'altra la limitata presenza di argilla protegge meno la sostanza organica.

L'apporto di biomasse organiche può essere la causa della ripresa di un'intensa e specifica attività microbica, che ha portato alla denitrificazione anche di parte dell'azoto già presente (questo spiegherebbe i decrementi osservati nel suolo non frazionato e le differenze nelle frazioni ottenute dalla prima fase). Quest'ultima considerazione è di particolare rilevanza per valutare la sostenibilità dell'uso di biomasse organiche: elevati apporti azotati in forma organica, se non stabilizzati dagli aggregati del suolo, potrebbero essere nel lungo periodo fonte di inquinamento dell'agro-ambiente.

C'è anche da rilevare un effetto tesi significativo nei **mM**, se si considerano le concentrazioni di N della sola frazione. In particolare, le tesi CO e L differiscono dalla M per una concentrazione maggiore (tabella 4.12). Tali differenze possono essere spiegate dall'ingresso di sostanza organica fine nei **mM**, conseguente all'apporto di compost e letame. Sebbene non compaia un effetto tesi significativo per le concentrazioni di C nei **mM**, quelle delle tesi CO e L mostrano valori in media più alti rispetto alle altre (tabella 4.11). Ciò supporta la spiegazione data.

4.4 Evoluzione delle concentrazioni di carbonio organico e di azoto totale dei suoli

Per i tre suoli oggetto di studio, al termine dell'attività sperimentale di campo (autunno 2008), sono state valutate le concentrazioni di SOC e di TN alle due profondità di 0-0.05 m e di 0.25-0.3 m. Le concentrazioni del 2008 sono state quindi confrontate con quelle rilevate nel 2005, prima dell'inizio della sperimentazione.

Per il C è stata eseguita anche una valutazione quantitativa alla profondità di 0-0.3 m (strato arato), utilizzando i dati di densità apparente determinata per ogni singola parcella. Ciò ha permesso anche di calcolare l'indice di efficienza di sequestro di C della fertilizzazione organica, calcolato nel modo seguente: $e=(\Delta C \text{ suolo}/C \text{ immesso})$.

4.4.1 Evoluzione delle concentrazioni di carbonio organico e azoto totale del suolo argilloso

-SOC

Nel suolo argilloso c'è stato un generale incremento della concentrazione di SOC, passando da una media di 25.1 g kg⁻¹ del 2005, ad una di 26.7 g kg⁻¹ del 2008 (tabella 4.13).

Tabella 4.13: effetto dei trattamenti sulle concentrazioni di SOC (g kg^{-1}) del suolo argilloso alle due profondita' nel 2005 e 2008

Tesi	med. \pm er.st.	Anno	med. \pm er.st.	Profondita'	med. \pm er.st.		
CO	26.4 \pm 0.8	2005	25.1 \pm 0.3	0-0.05	25.6 \pm 0.3	T*P	p=0.11
L	25.7 \pm 0.4	2008	26.7 \pm 0.5	0.25-0.30	26.2 \pm 0.6	T*A	p=0.63
CP	26.1 \pm 0.6					P*A	p=0.19
M	25.4 \pm 0.8					T*P*A	p=0.67
	p=0.34		p=0.00 ***		p=0.11		

Legenda: T=tesi, P=profondita', A=anno

L'incremento osservato e' giustificato dalle concentrazioni in media piu' alte, rispetto ai valori del 2005, osservate nel 2008 nelle tesi organiche, alla profondita' 0-0.05 m (figura 4.5) ed in tutte le tesi alla profondita' 0.25-0.3 m (figura 4.6).

L'analisi statistica non evidenzia un effetto tesi significativo; sembra che le tesi organiche non abbiano determinato un incremento della concentrazione di SOC maggiore rispetto alla tesi M.

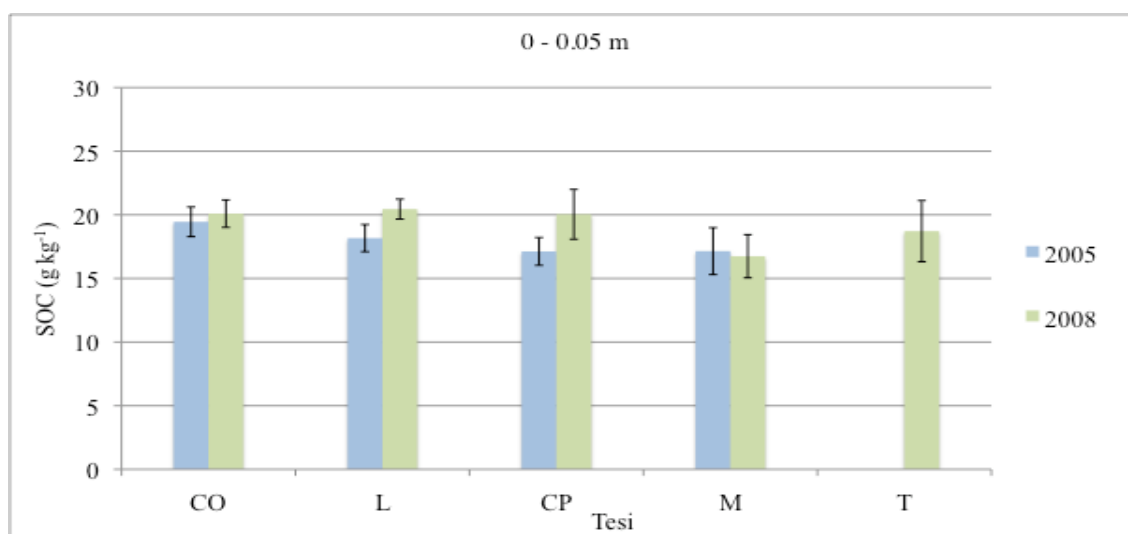


Figura 4.5: concentrazioni di SOC (g kg^{-1}) del suolo argilloso a 0-0.05 m nel 2005 e 2008

Sebbene i dati non siano statisticamente differenti, si puo' osservare che ad entrambe le profondita' le tesi L e CP mostrano nel 2008 valori medi piu' alti (con una variabilita' ridotta) rispetto a quelli del 2005 (figure 4.5 e 4.6): sembra esserci una tendenza da parte di questi prodotti ad accumulare SOC.

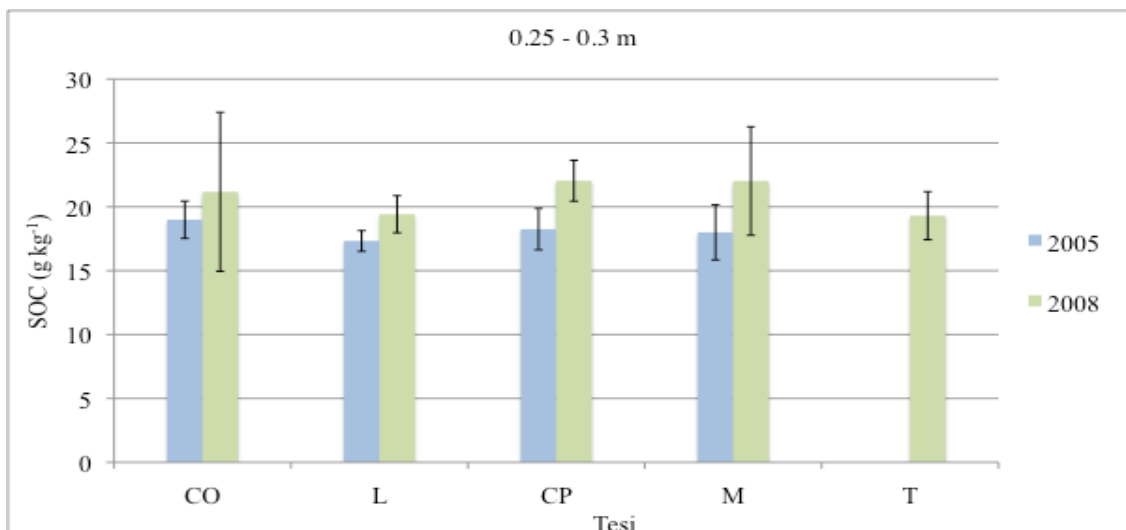


Figura 4.6: concentrazioni di SOC (g kg^{-1}) del suolo argilloso a 0.25-0.3 m nel 2005 e 2008

E' probabile che la determinazione del C sul suolo non frazionato (da cui si ottengono dati caratterizzati da una piu' elevata variabilita' rispetto a quelli delle frazioni del suolo) non evidenzi un incremento significativo dello stesso rispetto ai valori del 2005 nelle tesi CO e L, osservati invece nella frazione **I+a M**.

Con riferimento alla quantita' di SOC, anche dall'analisi di questo parametro viene confermato l'incremento generale di C: la quantita' aumenta da 78.9 t ha^{-1} del 2005, a 88.5 t ha^{-1} del 2008 (tabella 4.14).

Quanto gia' osservato per la concentrazione di SOC, vale anche per il suo contenuto a 0-0.3 m: sembra esserci una tendenza da parte dei prodotti L e CP ad accrescerne i livelli nel tempo (figura 4.7).

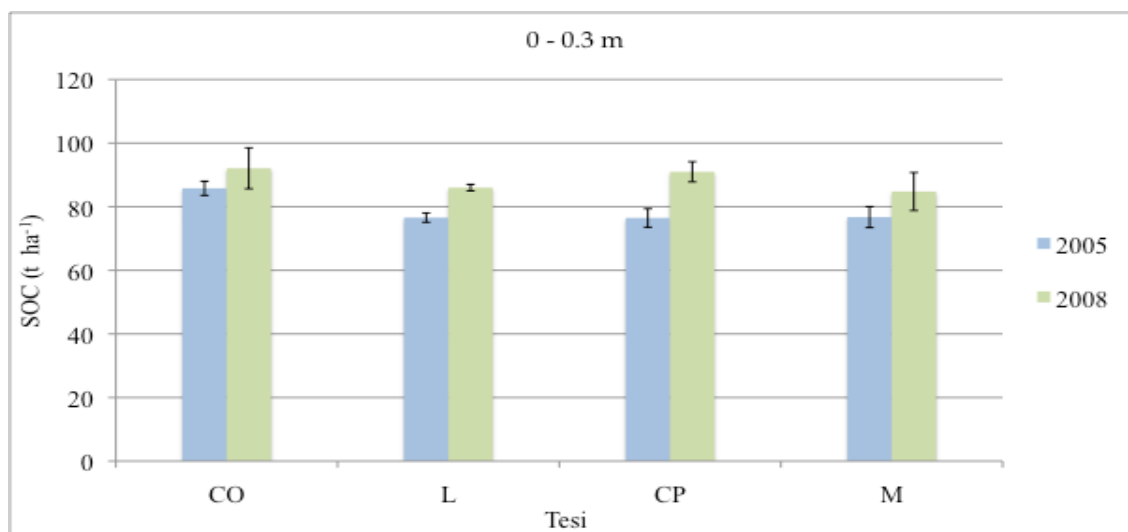


Figura 4.7: quantita' medie di SOC ($t\ ha^{-1}$) nel suolo argilloso a 0-0.30 nel 2005 e 2008

Tabella 4.14: differenza della quantita' di SOC ($t\ ha^{-1}$) tra 2008 e 2005 a 0-0.3 m ed indice di efficienza della fertilizzazione organica nel suolo argilloso

Tesi	C immesso	2008-2005	e %	Anno	med.±er.st.
CO	15.4	6.3	41.0	2005	78.9 ± 1.5
L	15.1	9.4	62.5	2008	88.5 ± 2.2
CP	15.2	14.5	95.4		
M	0	8.0	-		
			p=0.78	p=0.00 **	

Dalla tabella 4.14 si evince che la tesi CP, meno soggetta alla degradazione rispetto alle altre tesi organiche, presenta l'efficienza maggiore.

L'analisi delle differenze non evidenzia un effetto tesi significativo (tabella 4.14). Il fatto che la tesi M abbia portato in tre anni ad un accumulo di SOC (statisticamente uguale a quello delle tesi organiche) puo' avere le seguenti spiegazioni.

- 1- Nelle stagioni agrarie del 2007 e 2008 e' stato coltivato mais, che ha apportato al suolo residui organici di facile degradazione, favorendo l'accumulo della SOM.
- 2- Le biomasse apportano al suolo una notevole quantita' di biomassa microbica e di sostanza organica in grado di supportarne l'attivitа' e di risvegliare anche quella della microfauna indigena. L'attivitа' microbica puo' ricevere un'ulteriore stimolazione dall'immissione di N prontamente disponibile attraverso le concimazioni minerali. Nelle tesi CO e L, soggette ad una piu' facile degradazione

rispetto alla tesi CP, l'attività microbica può essere stata talmente importante da determinare il consumo di buona parte della sostanza organica immessa.

-TN

Anche per il TN è stato registrato un incremento generale del suolo dal 2005 al 2008 (tabella 4.15). L'effetto tesi non è significativo.

Tabella 4.15: effetti dei trattamenti sulle concentrazioni di TN (g kg^{-1}) del suolo argilloso alle due profondità nel 2005 e 2008

Tesi	med.±er.st.	Anno	med.±er.st.	Profondità	med.±er.st.		
CO	1.4 ± 0.1	2005	1.2 ± 0.1	0-0.05	1.3 ± 0.0	T*P	p=0.01*
L	1.3 ± 0.1	2008	1.5 ± 0.2	0.25-0.30	1.4 ± 0.0	T*A	p=0.67
CP	1.4 ± 0.0					P*A	p=0.93
M	1.3 ± 0.1					T*P*A	p=0.89
	p=0.65		p=0.00 ***		p=0.00 **		

Legenda: T=tesi, P=profondità, A=anno

Le figure 4.8 e 4.9 mostrano un andamento del TN simile a quello già commentato per il SOC.

Nonostante l'analisi statistica non evidenzia differenze significative tra le tesi, si può notare che alla profondità di 0-0.05 m le tre tesi organiche nel 2008 mostrano valori più alti rispetto a quelli del 2005: ciò è maggiormente visibile per le tesi L e CP (figura 4.8).

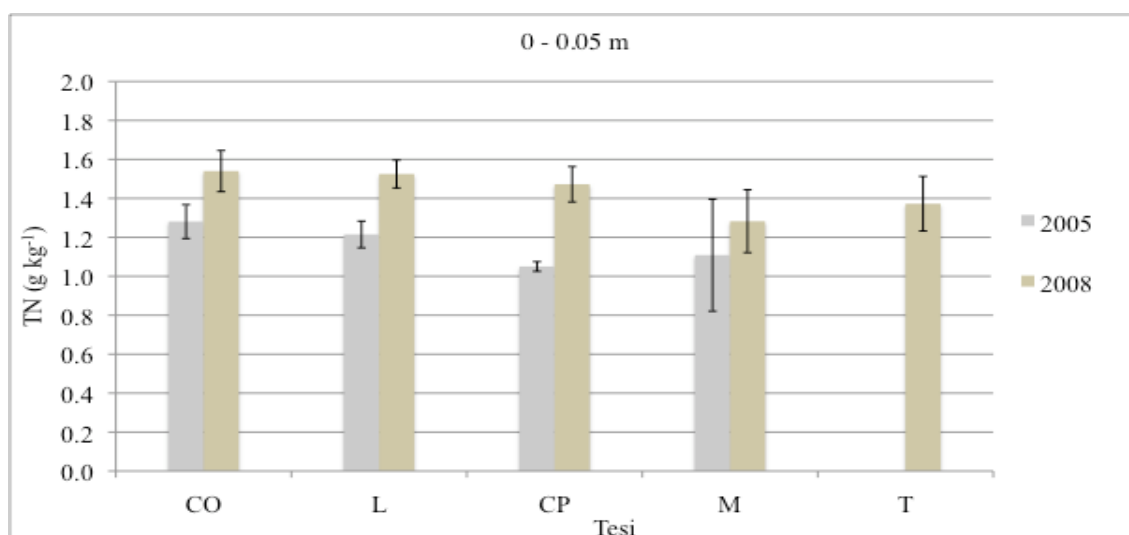


Figura 4.8: concentrazioni di TN (g kg^{-1}) del suolo argilloso a 0-0.05 m nel 2005 e 2008

La marcata differenza, visibile ad entrambe le profondita' (figure 4.8 e 4.9), tra i valori del 2005 e quelli del 2008 della tesi CP, puo' essere giustificata dal fatto che il prodotto CP e' caratterizzato da un tenore di N organico maggiore rispetto a CO e L.

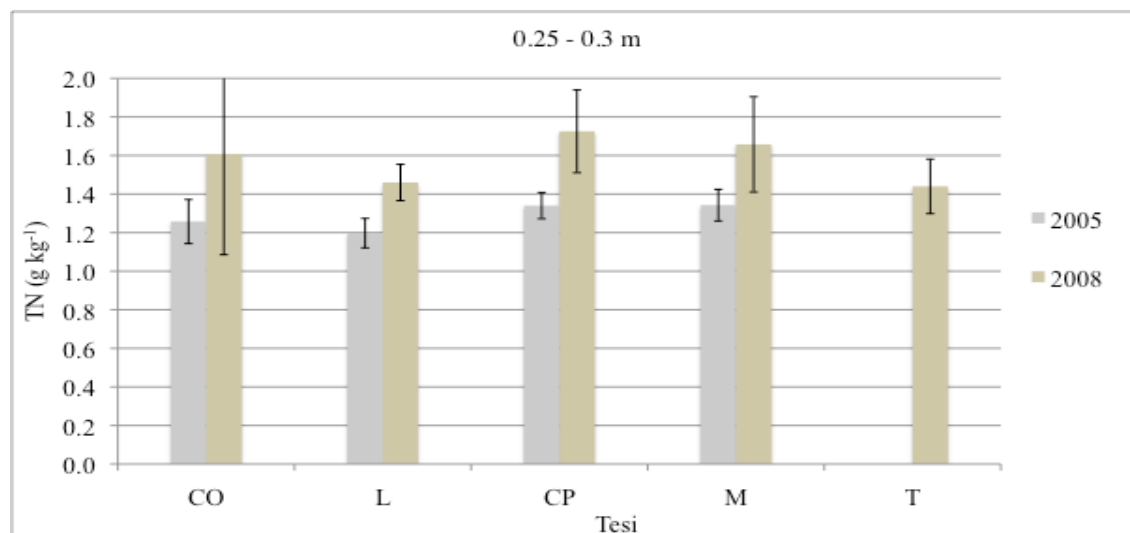


Figura 4.9: concentrazioni di TN (g kg⁻¹) del suolo argilloso a 0.25-0.3 m nel 2005 e 2008

Alla luce dei risultati e' possibile affermare che i prodotti L e CP hanno la tendenza ad aumentare sia la concentrazione del SOC che del TN ad entrambe le profondita'. Cio' puo' essere spiegato sia dalla quantita' di SOM accumulata, che determina un aumento di N organico nel suolo, sia da una mineralizzazione della SOM, che porta ad un aumento delle forme piu' mobili di N.

4.4.2 Evoluzione delle concentrazioni di carbonio organico e di azoto totale nel suolo franco-sabbioso-argilloso

-SOC

In tre anni il suolo f-s-a mostra un generale incremento del SOC, che passa da una concentrazione media di 7.6 g C kg⁻¹ del 2005, ad una di 9.2 g C kg⁻¹ del 2008 (tabella 4.16).

Tabella 4.16: effetto dei trattamenti sulle concentrazioni di SOC (g kg^{-1}) del suolo f-s-a alle due profondita' nel 2005 e 2008

Tesi	med. \pm er.st.	Anno	med. \pm er.st.	Profondita'	med. \pm er.st.		
CO	7.8 \pm 0.4	2005	7.6 \pm 0.3	0-0.05	7.5 \pm 0.2	T*A	p=0.52
L	8.3 \pm 0.6	2008	9.2 \pm 0.4	0.25-0.30	9.2 \pm 0.4	T*P	p=0.00**
CP	9.5 \pm 0.8					A*P	p=0.98
M	8.0 \pm 0.3					T*A*P	p=0.38
	p=0.06		p=0.00**		p=0.00**		

Legenda: T=tesi, P=profondita', A=anno

Anche in questo suolo le tesi organiche non differiscono dalle altre. La mancanza di differenze tra le tesi e' evidente dall'osservazione dei dati che si riferiscono alla profondita' di 0-0.05 m (figura 4.10).

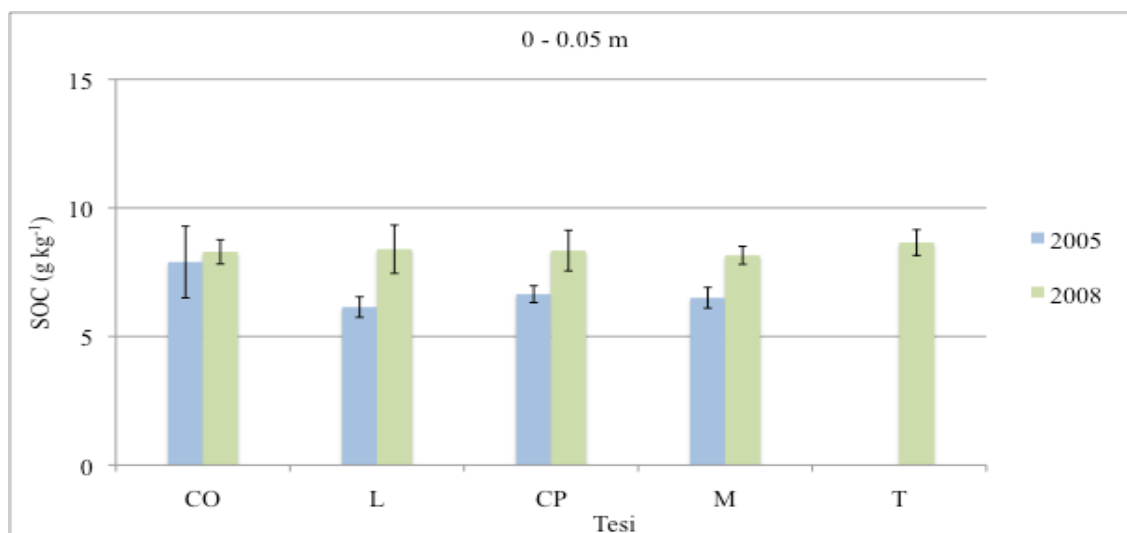


Figura 4.10: concentrazioni di SOC (g kg^{-1}) del suolo f-s-a a 0-0.05 m nel 2005 e 2008

Alla profondita' di 0.25-0.3 m, invece, sebbene l'analisi statistica non individui un effetto tesi significativo, si nota che la tesi CP presenta nel 2008 la media piu' alta rispetto alle altre (figura 4.11). Sembra quindi che alla profondita' maggiore il prodotto CP favorisca un incremento del SOC rispetto agli altri ammendanti utilizzati. Tale tendenza pero' e' fittizia in quanto, come per il suolo argilloso, e' evidente che l'accumulo di SOC a tale profondita' e' favorito dalle caratteristiche del prodotto, che tende ad essere stoccato nel suolo. Al momento del campionamento del suolo, frazioni non decomposte del prodotto sarebbero state raccolte congiuntamente al suolo e cio' avrebbe comportato una sovrastima del SOC.

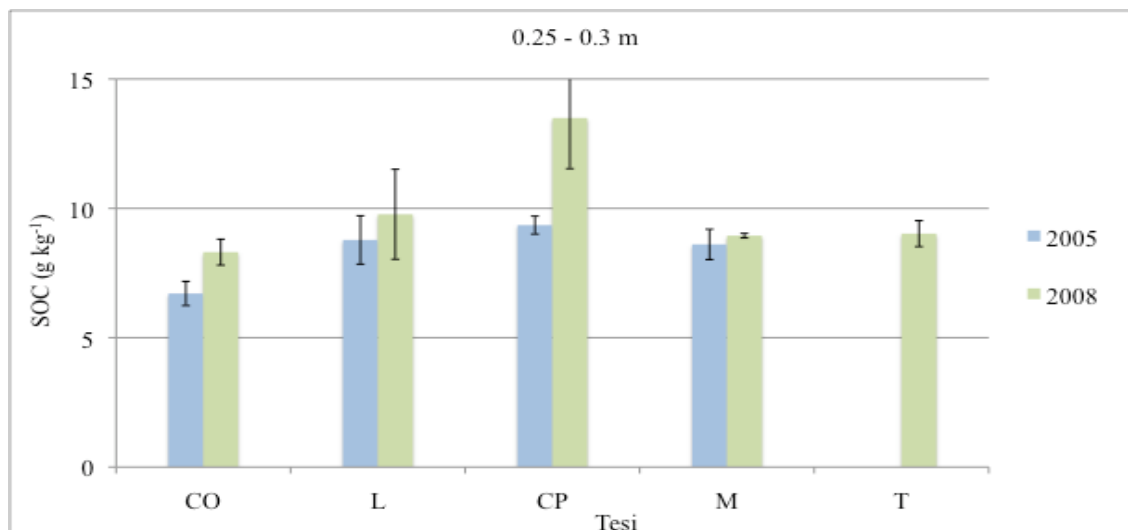


Figura 4.11: concentrazioni di SOC (g kg^{-1}) del suolo f-s-a a 0.25-0.3 m nel 2005 e 2008

Anche la stima delle quantità di SOC alla profondità di 0-0.3 m conferma gli andamenti appena descritti. (figura 4.12).

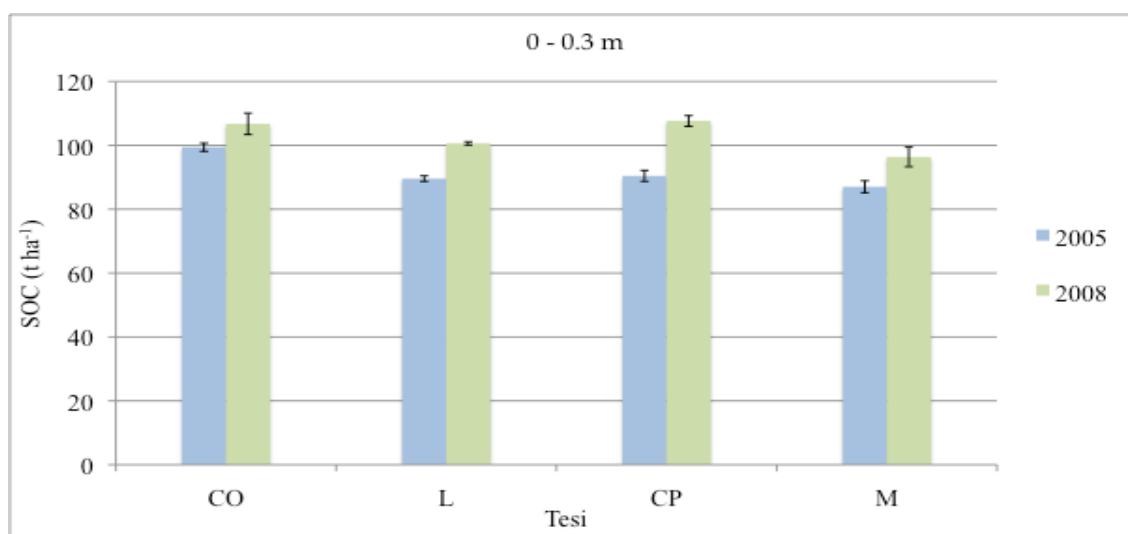


Figura 4.12: quantità medie di SOC (t ha^{-1}) nel suolo f-s-a a 0-0.30 nel 2005 e 2008

In tre anni è stato osservato un incremento complessivo del SOC in tutte le tesi: anche per la tesi M è stato riscontrato un incremento della quantità di SOC nello strato 0-0.3 m (tabella 4.17).

Tabella 4.17: differenza della quantità di SOC ($t\ ha^{-1}$) tra 2008 e 2005 a 0-0.3 m ed indice di efficienza della fertilizzazione organica nel suolo f-s-a

Tesi	C immesso	2008-2005	e %	Anno	med.±er.st.
CO	15.4	7.3	48	2005	91.6 ± 1.3
L	15.5	11.0	71	2008	102.8 ± 1.7
CP	15.2	17.2	113		
M	0	9.3	-		
		p=0.76			p=0.00**

Sembra quindi che la sostanza organica apportata con i prodotti ammendanti sia stata degradata e non abbia determinato un sequestro di C nel suolo. Tale considerazione non vale per la tesi CP, infatti il prodotto non viene degradato e resta stoccato in profondità. In questo caso non è possibile parlare di sequestro di C perché, come è stato precedentemente dimostrato, la sostanza organica immessa con CP non entra nel ciclo degli aggregati e di conseguenza il C non viene protetto dagli stessi.

-TN

Come per il SOC anche la concentrazione di TN del suolo f-s-a è complessivamente aumentata in tre anni (tabella 4.18).

Tabella 4.18: effetto dei trattamenti sulle concentrazioni di TN ($g\ kg^{-1}$) del suolo f-s-a alle due profondità nel 2005 e 2008

Tesi	med.±er.st.		Anno	med.±er.st.	Profondità	med.±er.st.		
CO	0.9 ± 0.0	b	2005	0.8 ± 0.0	0-0.05	0.8 ± 0.0	T*A	p=0.42
L	0.9 ± 0.0	b	2008	1.0 ± 0.0	0.25-0.30	1.0 ± 0.0	T*P	p=0.00**
CP	1.0 ± 0.1	a					A*P	p=0.90
M	0.9 ± 0.0	b					T*A*P	p=0.16
	p=0.02*			p=0.00***	p=0.00***			

Legenda: T=tesi, P=profondità, A=anno

Valori con lettere uguali non sono statisticamente differenti per p=0.05

In questo caso l'effetto tesi è significativo: la tesi CP differisce dalle altre per una concentrazione maggiore di TN. Tale differenza è dovuta alla concentrazione più alta riscontrata per la tesi CP alla profondità di 0.25-0.3 m.

Nel 2008, infatti, alla profondità di 0-0.05 m le tesi presentano medie molto simili (figura 4.13), mentre a 0.25-0.3 m la tesi CP mostra un incremento della concentrazione di TN (figura 4.14).

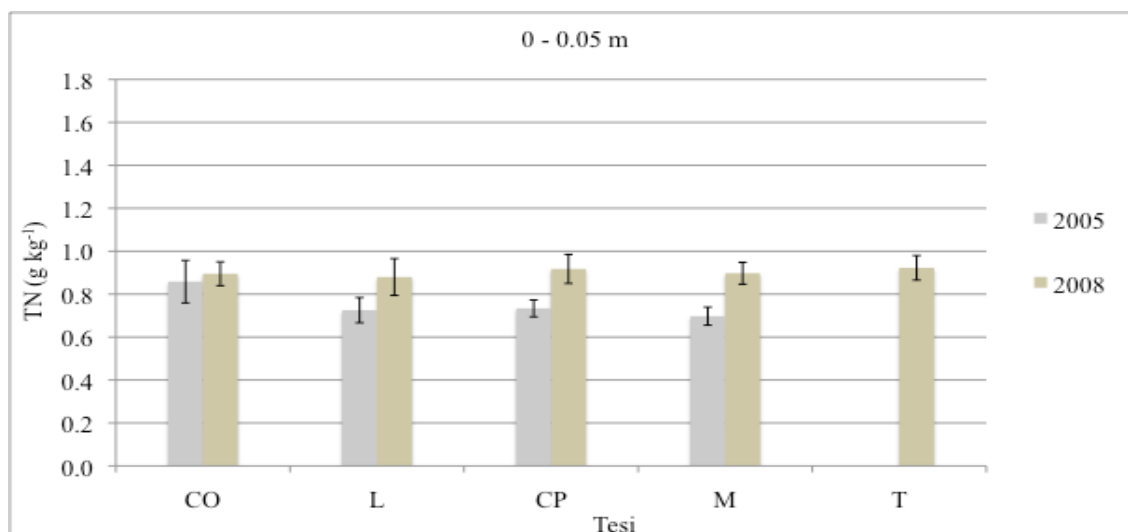


Figura 4.13: concentrazioni di TN (g kg^{-1}) del suolo f-s-a a 0-0.05 m nel 2005 e 2008

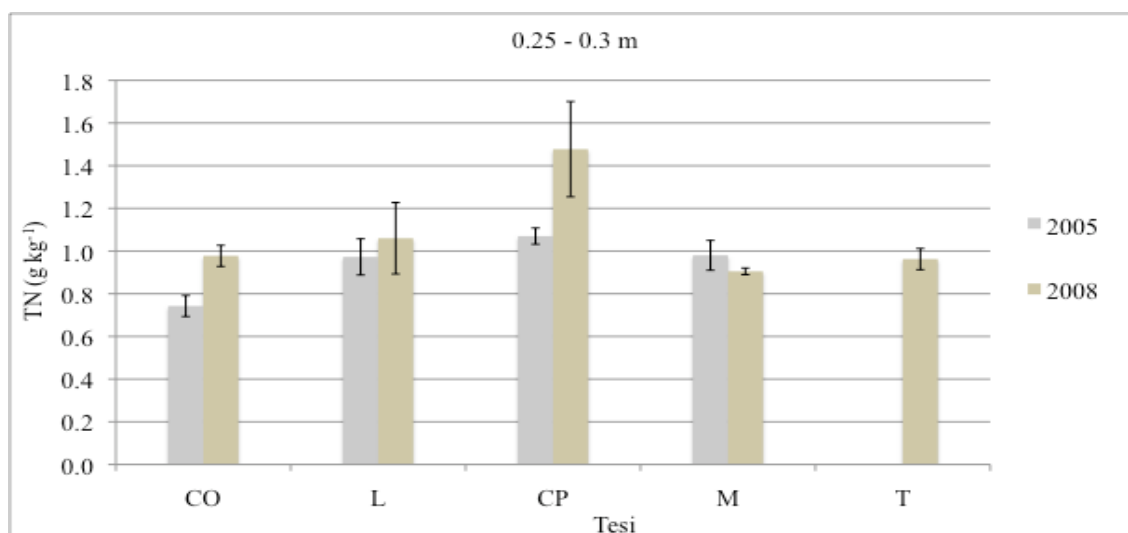


Figura 4.14: concentrazioni di TN (g kg^{-1}) del suolo f-s-a a 0.25-0.3 m nel 2005 e 2008 (in seguito ai trattamenti)

La differenza osservata per CP supporta quanto già affermato per la concentrazione di SOC: con il prodotto CP viene immessa al suolo sostanza organica di difficile degradazione. Piccole frazioni di quest'ultima, analizzate assieme al suolo, sono la causa delle concentrazioni maggiori di C e TN riscontrate.

4.4.3 Evoluzione delle concentrazioni di carbonio organico e di azoto totale nel suolo sabbioso

-SOC

A differenza di quanto osservato negli altri due suoli, in quello sabbioso la concentrazione di SOC e' rimasta invariata dal 2005 al 2008 (tabella 4.19)

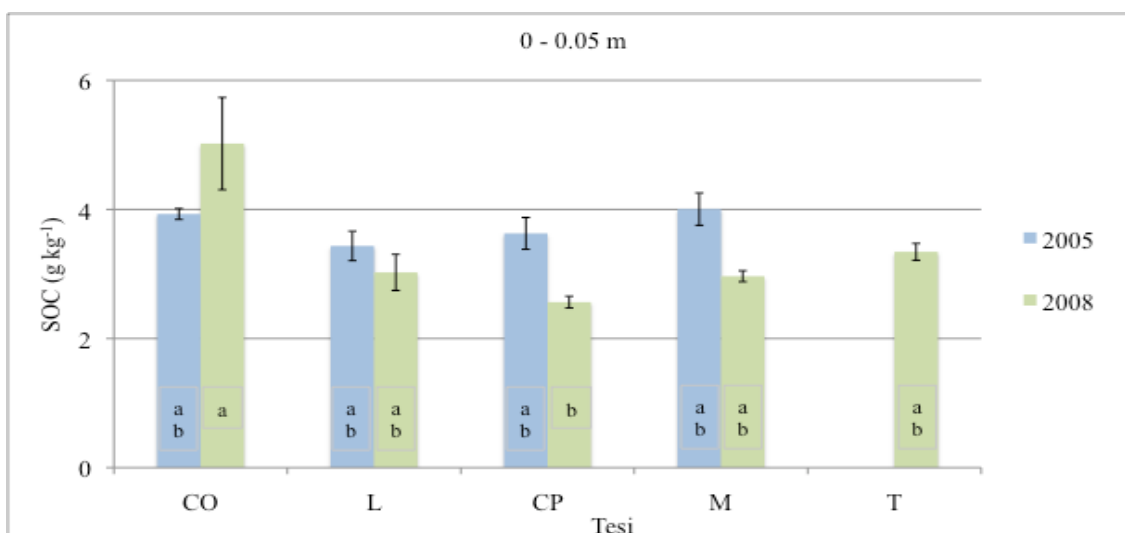
Tabella 4.19: effetto dei trattamenti sulle concentrazioni di SOC (g kg^{-1}) del suolo sabbioso alle due profondita' nel 2005 e 2008

Tesi	med. \pm er.st.	Anno	med. \pm er.st.	Profondita'	med. \pm er.st.			
CO	3.7 \pm 0.3	A	2005	3.3 \pm 0.1	0-0.05	3.6 \pm 0.1	T*A	p=0.00**
L	3.0 \pm 0.1	B	2008	3.2 \pm 0.1	0.25-0.30	2.8 \pm 0.1	T*P	p=0.02*
CP	2.9 \pm 0.1	B					P*A	p=0.02*
M	3.2 \pm 0.1	B					T*P*A	p=0.03*
	p=0.00***			p=0.28				p=0.00***

Legenda: T=tesi, P=profondita', A=anno

Valori con lettere uguali non sono statisticamente differenti per p=0.005

L'analisi statistica evidenzia che c'e' un effetto tesi significativo: la tesi CO differisce dalle altre per una concentrazione maggiore di SOC. Tale differenza e' motivata da un'elevata concentrazione di SOC registrata nella tesi CO alla profondita' 0-0.05 m (figura 4.15).



Valori con lettere uguali non sono statisticamente differenti per p=0.05. Medie confrontate con il test di Student-Newman Keuls

Figura 4.15: concentrazioni di SOC (g kg^{-1}) del suolo sabbioso a 0-0.05 m nel 2005 e 2008

La media elevata della tesi CO, che si differenzia da quella della CP, sembra sia riconducibile al campionamento del suolo. Dall'analisi dei singoli valori delle quattro repliche sono stati infatti osservati valori elevati solo per due di esse. La causa di ciò può essere un accumulo di sostanza organica, non ancora completamente decomposta, nell'area in cui sono avvenuti due dei quattro prelievi. L'ipotesi è verosimile se si considera che nel suolo sabbioso è stato coltivato tabacco anche nel corso dell'ultima stagione colturale e quindi la presenza di residui non completamente decomposti nell'area dei prelievi può essere causa della sovrastima.

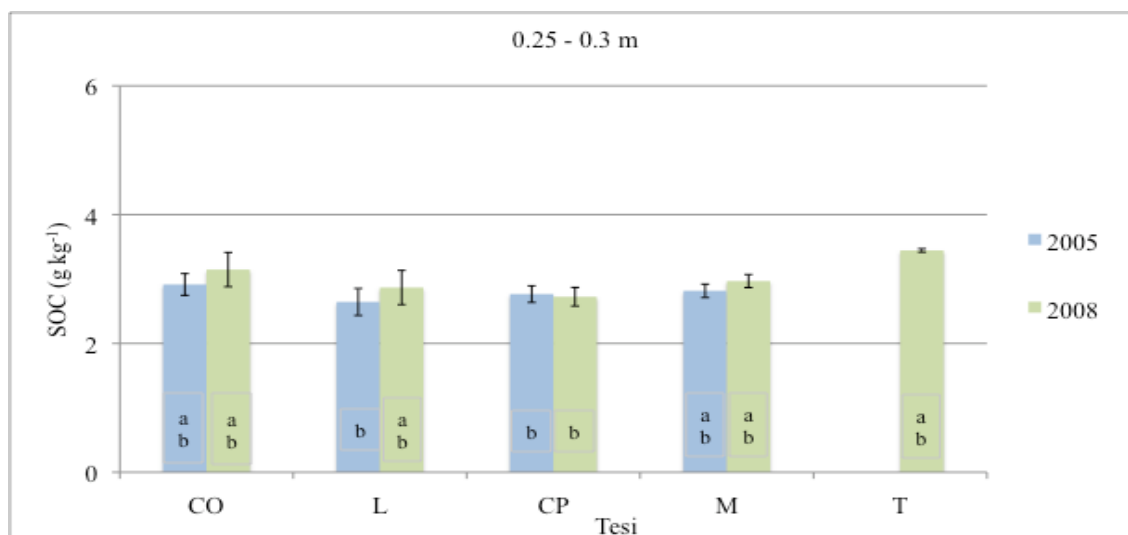
In aggiunta, la marcata differenza tra le concentrazioni di SOC della tesi CO e quelle di CP può trovare spiegazione ancora una volta nelle caratteristiche negative del prodotto pellettato CP, più accentuate in questo suolo. A tal proposito ripetuti rilievi di campo, eseguiti nel corso della stagione colturale ed al momento della raccolta dei campioni di suolo, permettono di affermare che il prodotto CP sembra non subisca alcuna degradazione, infatti a distanza di anni sono stati ritrovati granuli di pellet quasi intatti. A conferma si osservi la figura 4.16, che riporta una fotografia scattata durante il mese di agosto della stagione colturale 2007, a distanza di 10 mesi dall'ultima distribuzione.



Figura 4.16: granuli del prodotto CP nel suolo sabbioso a distanza di 10 mesi dalla distribuzione

La mancata degradazione del prodotto, non consentendo l'immissione di nuova SOM, determina la comparsa di differenze con la tesi CO.

A 0.25-0.3 m i dati mostrano una variabilità limitata e quindi differenze tra le tesi praticamente nulle, perché a questa profondità l'effetto dei disturbi appena citati è inferiore. In questo caso è possibile affermare con certezza che le tesi organiche non hanno portato ad un incremento di SOC (figura 4.17).



Valori con lettere uguali non sono statisticamente differenti per $p=0.05$. Medie confrontate con il test di Student-Newman Keuls

Figura 4.17: concentrazioni di SOC (g kg^{-1}) del suolo sabbioso a 0.25-0.3 m nel 2005 e 2008

Alla luce dei risultati, sembra che la sostanza organica, apportata con i prodotti CO e L, abbia subito nel suolo sabbioso una mineralizzazione ancor più spinta rispetto agli altri due suoli; invece quella immessa con il prodotto CP, che probabilmente stimola meno l'attività microbica indigena del suolo rispetto a CO e L, sembra sia stata "stoccata" nel suolo senza subire alcuna degradazione.

Il fatto che in CP non si osservi una concentrazione di SOC superiore rispetto alle altre tesi, nonostante non avvenga una degradazione del prodotto, può essere dovuto proprio alla mancata produzione di piccoli frammenti di sostanza organica **cPOM**. La determinazione del SOC con il metodo Walkley-Black su suolo setacciato a $500 \mu\text{m}$ non permette infatti di rilevare il prodotto presente nella forma di pellet.

Anche la quantità di SOC che, segna una differenza tra la tesi CO e la CP, risente della concentrazione elevata registrata per la tesi CO nel 2008 (figura 4.18). Senza tenere in considerazione tale differenza, dovuta ad una sovrastima del reale contenuto di SOC nello

Tabella 4.21: effetti dei trattamenti sulle concentrazioni di TN (g kg^{-1}) del suolo sabbioso alle due profondita' nel 2005 e 2008

Tesi	med. \pm er.st.	Anno	med. \pm er.st.	Profondita'	med. \pm er.st.			
CO	4.0 \pm 0.0	A	2005	3.8 \pm 0.0	0-0.05	3.9 \pm 0.0	T*A	p=0.99
L	3.7 \pm 0.0	B	2008	3.7 \pm 0.0	0.25-0.30	3.7 \pm 0.0	T*P	p=0.90
CP	3.6 \pm 0.0	B					P*A	p=0.00***
M	3.8 \pm 0.0	B					T*P*A	p=0.74
	p=0.00 ***			p=0.02 *		p=0.00 **		

Legenda: T=tesi, P=profondita', A=anno

Valori con lettere uguali non sono statisticamente differenti per $p=0.005$

Come per il SOC, anche per questo parametro c'e' un effetto tesi significativo: CO differisce dalle altre per una concentrazione in media piu' alta. Tale differenza sembra dovuta ad una concentrazione elevata di TN nella tesi CO alla profondita' di 0-0.05 m (figura 4.19), riscontrata nel 2005 prima dei trattamenti. Le differenze non significative tra le tesi nel 2008 (risultati dell'ANOVA omessi) alla profondita' 0-0.05 m (figura 4.19) e alla profondita' di 0.25-0.3m (figura 4.20) confermano che il compost non ha prodotto alcun effetto.

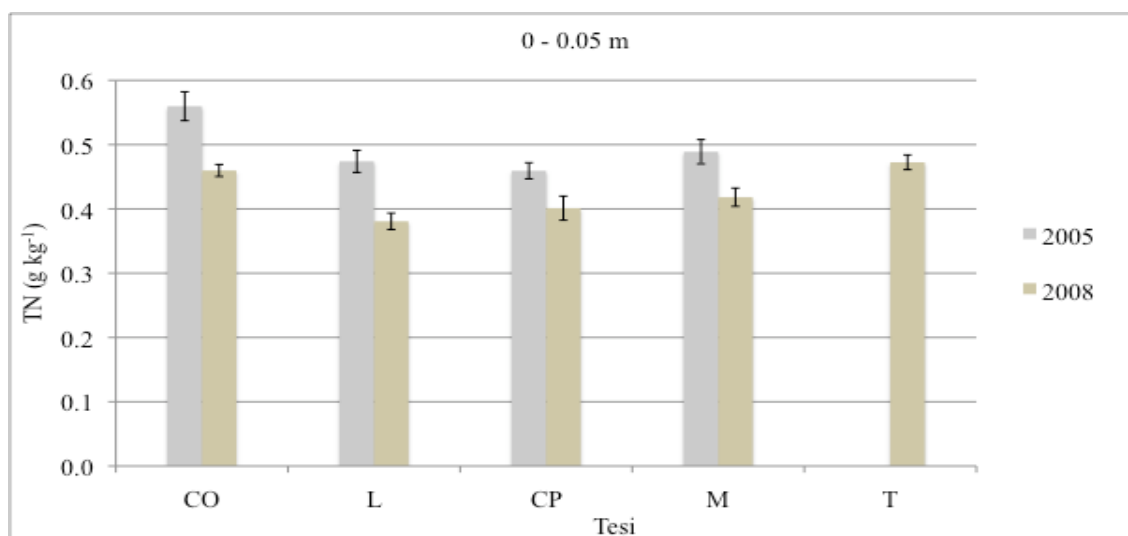


Figura 4.19: concentrazioni di TN (g kg^{-1}) del suolo sabbioso a 0-0.05 m nel 2005 e 2008

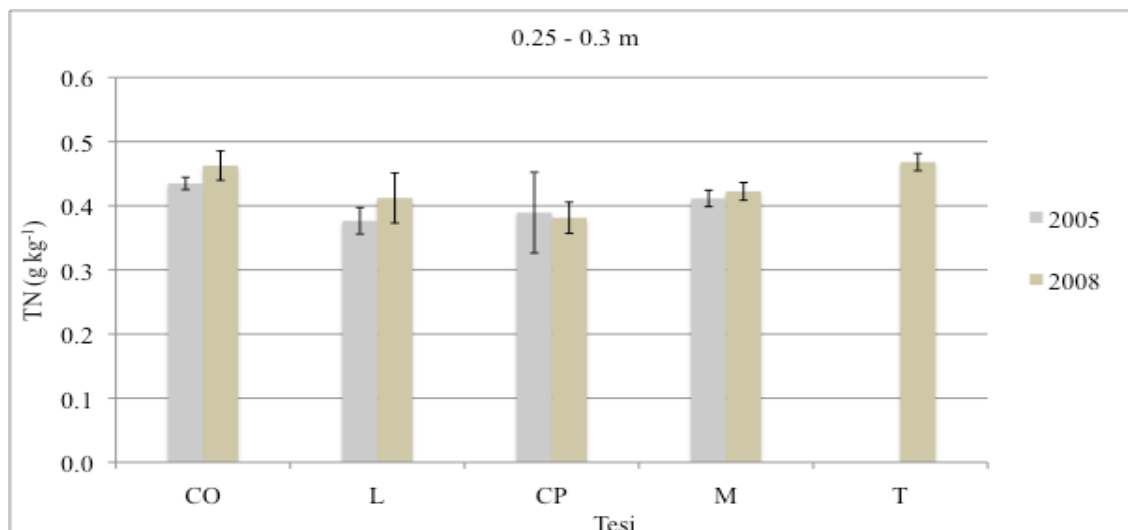


Figura 4.20: concentrazioni di TN (g kg^{-1}) del suolo sabbioso a 0.25-0.3 m nel 2005 e 2008 (in seguito ai trattamenti)

In conclusione e' possibile affermare che le tesi organiche non producono una variazione del TN del suolo ad entrambe le profondita'.

Probabilmente la sostanza organica delle tesi CO e L e' stata interamente degradata dall'attivita' microbica e l'azoto nitrico, prodotto dalla mineralizzazione della stessa, e' stato lisciviato. Per la tesi CP, invece, vale quanto commentato per il SOC: nel breve periodo considerato la mancata degradazione del prodotto non consente di osservare variazioni di TN nel suolo.

4.5 Evoluzione delle concentrazioni di carbonio umico dei suoli

Per i tre suoli sono state determinate le concentrazioni di carbonio umico (CU) alle profondita' di 0-0.05 m e 0.25-0.3 m.

Per il suolo argilloso e per il f-s-a le determinazioni sono state eseguite sui campioni raccolti prima dell'inizio delle prove nel 2005 e su quelli raccolti dopo due applicazioni dei trattamenti nell'autunno del 2007. Per i due suoli in oggetto e' stato scelto di studiare il CU un anno prima dell'ultima applicazione dei prodotti per verificare se gia' a due anni dall'inizio della sperimentazione il CU era variato. Variazioni positive del CU avrebbero determinato l'opportunita' di eseguire lo studio delle frazioni umiche.

Per il suolo sabbioso, invece, si e' ritenuto opportuno valutare il CU al termine della sperimentazione, data l'estrema lentezza di suoli con questa tessitura sia ad accumulare CU, che a mostrare variazioni della distribuzione delle molecole umiche (Weber et al., 2006).

4.5.1 Evoluzione delle concentrazioni di carbonio umico del suolo argilloso

In due anni la concentrazione di CU del suolo e' mediamente aumentata sia a 0-0.05 m, che a 0.25-0.3 m (figure 4.21 e 4.22).

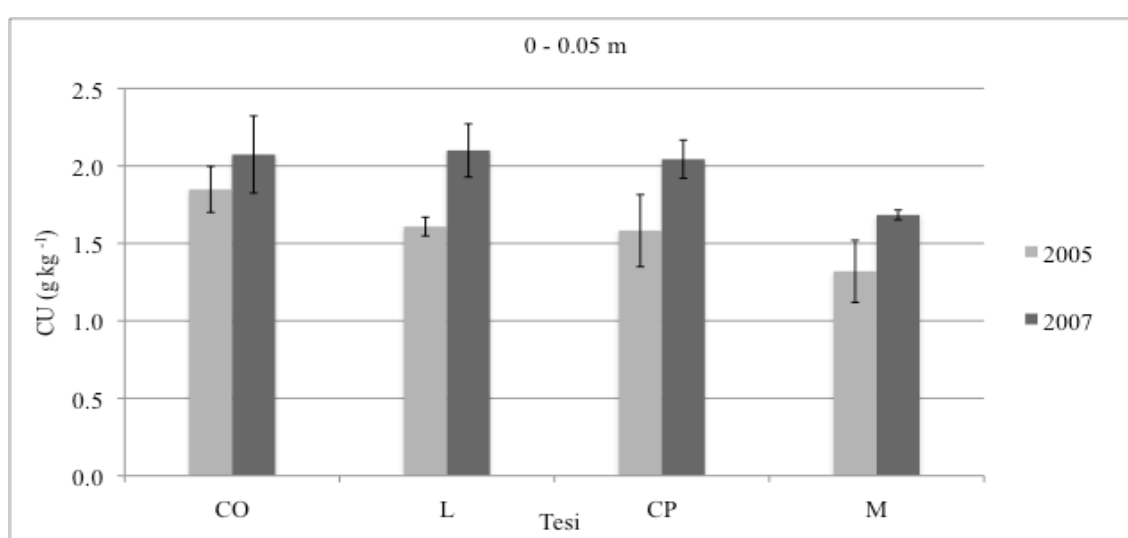


Figura 4.21: concentrazioni di CU (g kg⁻¹) del suolo argilloso a 0-0.05 m nel 2005 e 2007

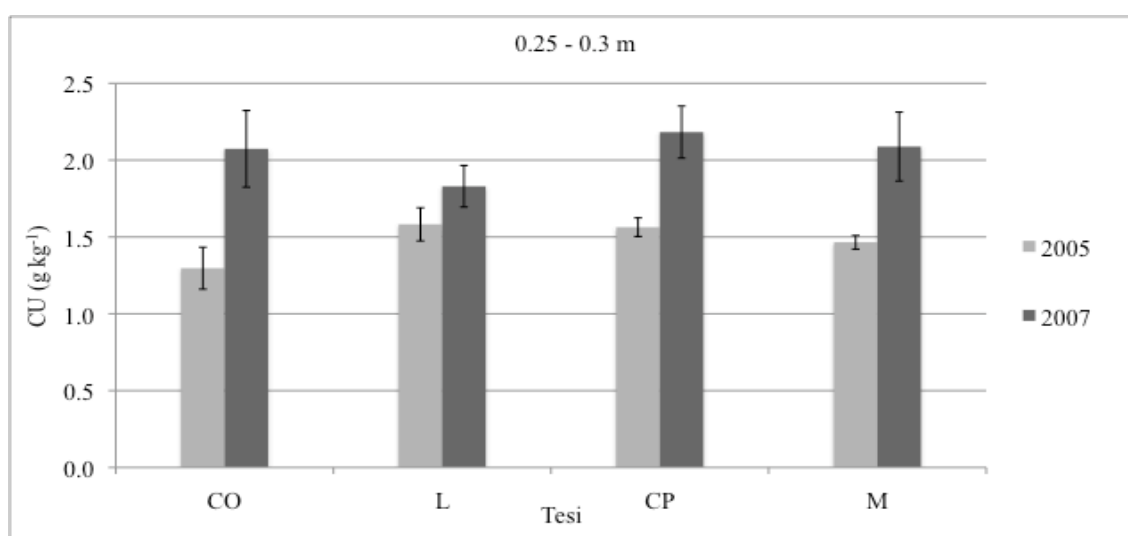


Figura 4.22: concentrazioni di CU (g kg⁻¹) del suolo argilloso a 0.25-0.3 m nel 2005 e 2007

L'analisi statistica individua infatti un effetto anno altamente significativo; non c'è invece un effetto tesi significativo (tabella 4.22).

È possibile però osservare a 0-0.05 m una tendenza dei prodotti organici ad incrementare la concentrazione di CU in misura maggiore rispetto alla concimazione minerale: esse presentano nel 2007 una media lievemente maggiore rispetto alla tesi M. A differenza della concentrazione di SOC che non mostra variazioni in due anni, sembra che l'apporto di sostanza organica ricca di composti umici favorisca sia la protezione, che l'accumulo dell'humus (Stevenson, 1994; Nardi, 2004; De Nobili, 2008).

Alla profondità di 0.25-0.3 m la tendenza osservata in superficie non è più visibile, in quanto nel 2007 le concentrazioni delle tesi organiche sono simili a quella della tesi M. Ad una profondità maggiore sembra quindi che l'applicazione degli ammendanti non favorisca una più alta protezione dell'humus rispetto alla tesi M, probabilmente perché esso è già soggetto ad una protezione fisica (effetto profondità) e chimica (effetto dovuto all'interazione con i colloidi argillosi) (Six et al., 2002). L'assenza di variazioni significative a questa profondità è confermata anche dall'andamento del SOC che, come già commentato, non risente dell'applicazione degli ammendanti.

Tabella 4.22: effetto dei trattamenti sulle concentrazioni di CU (g kg^{-1}) del suolo argilloso alle due profondità nel 2005 e 2007

Tesi	Med. \pm er.st.	Anno	Med. \pm er.st.	Prof	Med. \pm er.st.		
CO	1.8 \pm 0.1	2005	1.5 \pm 0.0	0-0.05	1.8 \pm 0.1	T*P	p=0.09
L	1.8 \pm 0.1	2007	2.0 \pm 0.1	0.25-0.30	1.8 \pm 0.1	P*A	p=0.27
CP	1.8 \pm 0.1					T*P*A	p=0.39
M	1.6 \pm 0.1					T*A	p=0.89
	p=0.29		p=0.00***		p=0.78		

Legenda: T=tesi, P=profondità, A=anno

L'incremento complessivo di CU registrato sembra quindi attribuibile più alla normale evoluzione della SOM maggiormente protetta, che ad un diretto ed immediato effetto dei prodotti ammendanti immessi. La sostanza organica stabile, perché protetta dagli aggregati argillosi, trova le condizioni per evolvere in molecole più complesse, caratterizzate da un maggior peso molecolare apparente (Nannipieri, 1993).

Alla luce dei risultati, che mostrano segnali di variazione lievi, per il suolo in questione si è ritenuto opportuno non eseguire il frazionamento degli estratti umici.

4.5.2 Evoluzione delle concentrazioni del carbonio umico del suolo f-s-a

Nel suolo f-s-a dal 2005 al 2007 c'è stato un complessivo incremento della concentrazione di CU (tabella 4.23), attribuibile in particolar modo agli incrementi trovati nelle tesi L e CP. L'analisi statistica individua infatti un effetto tesi significativo ed un'interazione tesi*anno altamente significativa (tabella 4.23). Ad entrambe le profondità (figure 4.23 e 4.24) le tesi L e CP mostrano nel 2007 una concentrazione media di CU maggiore rispetto alle tesi CO e M.

Tabella 4.23: effetto dei trattamenti sulle concentrazioni di CU (g kg^{-1}) del suolo f-s-a alle due profondità nel 2005 e 2007

Tesi	Med. \pm er.st.		Anno	Med. \pm er.st.	Prof	Med. \pm er.st.		
CO	1.6 \pm 0.1	B	2005	1.6 \pm 0.1	0-0.05	1.9 \pm 0.1	T*P	p=0.66
L	1.9 \pm 0.1	AB	2007	2.2 \pm 0.1	0.25-0.30	1.9 \pm 0.1	P*A	p=0.18
CP	2.3 \pm 0.2	A					T*P*A	p=0.77
M	1.9 \pm 0.1	AB					T*A	p=0.02 *
	p=0.00 *			p=0.00***		p=0.68		

Legenda: T=tesi, P=profondità, A=anno

Valori con lettere uguali non sono statisticamente differenti per $p=0.005$

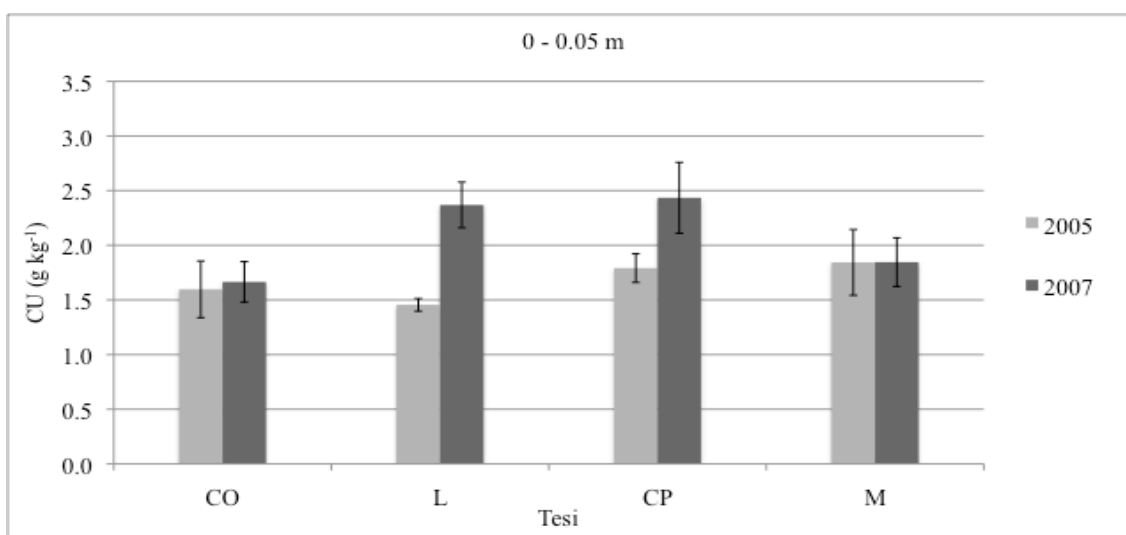


Figura 4.23: concentrazioni di CU (g kg^{-1}) del suolo f-s-a a 0-0.05 m nel 2005 e 2007

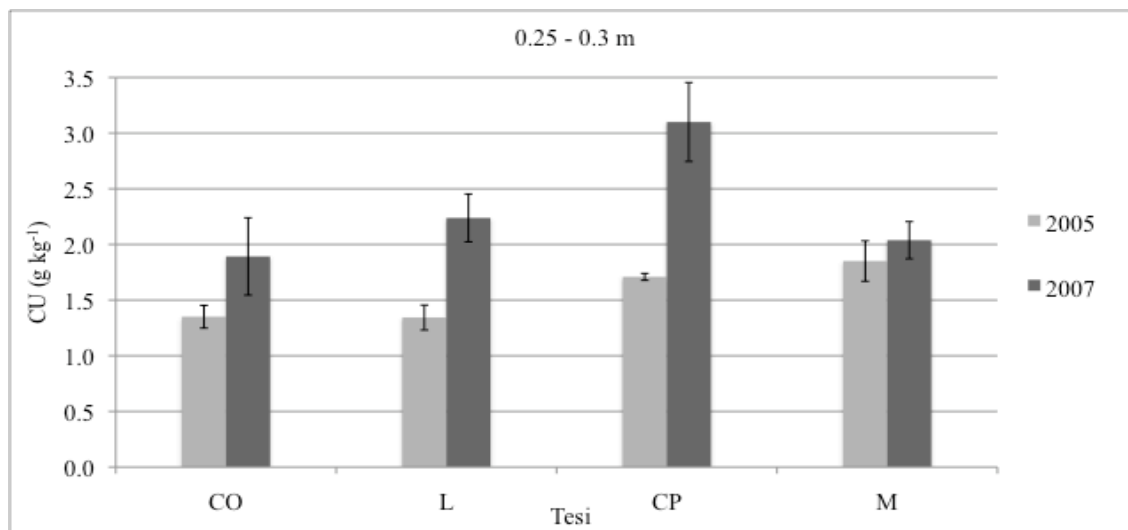


Figura 4.24: concentrazioni di CU (g kg^{-1}) del suolo f-s-a a 0.25-0.3 m nel 2005 e 2007

Per la tesi M, invece, non c'è differenza tra i due anni. La tesi CO presenta un andamento simile alla M alla profondità di 0-0.05m; alla profondità maggiore, invece, la distribuzione dell'ammendante compostato sembra possa favorire un arricchimento di CU nel suolo. Le tesi organiche, quindi, rispetto alla tesi M sembra possano favorire una maggiore protezione dell'humus del suolo alla profondità di 0.25-0.3 m ed in alcuni casi anche determinare un incremento della concentrazione. Tale effetto è chiaramente visibile ad entrambe le profondità per le tesi L e CP, che mostrano un andamento differente rispetto a quello delle tesi CO e M (figura 4.25).

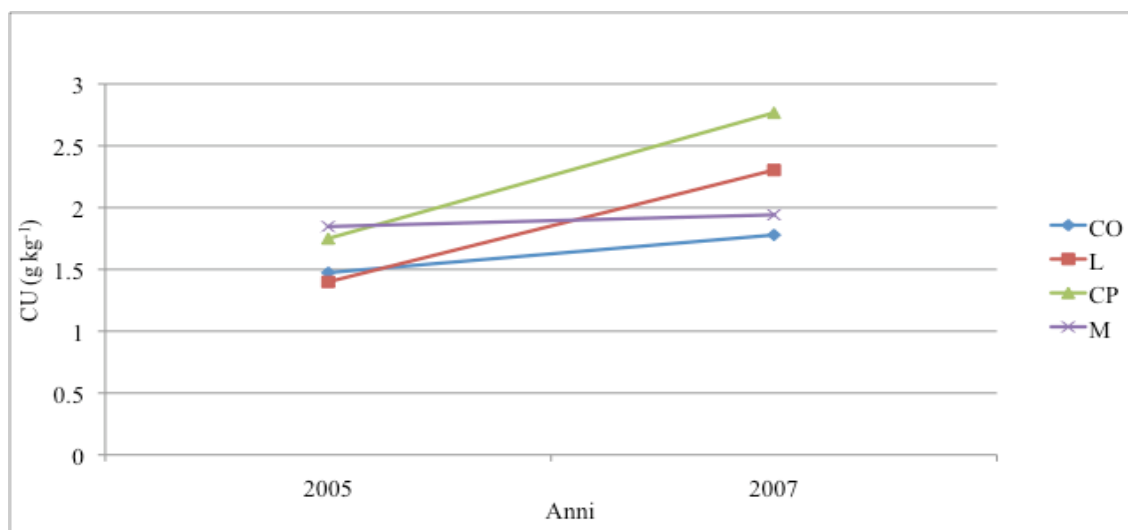


Figura 4.25: effetto dei trattamenti sulla concentrazione di CU (g kg^{-1}) del suolo f-s-a dal 2005 al 2007

Per la tesi CP si può ipotizzare ci sia stato un effetto dovuto alla mancata degradazione del prodotto, che in fase di campionamento è stato raccolto ed analizzato assieme al suolo determinando nel 2007 una concentrazione superiore a quella del 2005.

Viceversa, l'incremento nella tesi L può essere la conseguenza di un reale effetto benefico del letame. È noto infatti che il letame favorisce i processi di umificazione della SOM, portando alla formazione di humus di alta qualità (Nannipieri, 1993; Stevenson, 1994).

Infine la variazione positiva osservata per la tesi CO alla profondità di 0.25-0.3 m, più debole rispetto alla L, si può attribuire alla diversa qualità dei due prodotti. Sebbene con entrambi si apporti al suolo sostanza organica evoluta ricca di composti umici, essendo diversa la composizione di questi ultimi (Adani, et al., 2006; Senesi et al., 2007), il loro effetto sull'attività microbica del suolo può essere differente (Pérez-Piqueres et al., 2006). Si presume quindi che il letame possa favorire in misura maggiore l'incremento del CU e l'evoluzione della sostanza organica in composti umici complessi. Per verificare quest'ipotesi, è stato eseguito sul suolo in questione lo studio delle frazioni umiche, oggetto di discussione più avanti.

4.5.3 Evoluzione delle concentrazioni del carbonio umico del suolo sabbioso

Il suolo sabbioso si differenzia dagli altri due perché dopo tre anni mostra, nel complesso, una variazione negativa della concentrazione di CU (tabella 4.24).

L'analisi statistica non individua differenze tra i trattamenti: in questo suolo sembra che i fertilizzanti organici non determinino un aumento del CU rispetto alla tesi M.

Tabella 4.24: effetto dei trattamenti sulle concentrazioni di CU (g CU kg^{-1}) del suolo sabbioso alle due profondità nel 2005 e 2008

Tesi	Med. \pm er.st.	Anno	Med. \pm er.st.	Prof	Med. \pm er.st.		
CO	1.1 \pm 0.0	2005	1.1 \pm 0.0	0-0.05	1.0 \pm 0.0	T*P	p=0.36
L	0.9 \pm 0.0	2008	1.0 \pm 0.0	0.25-0.30	1.0 \pm 0.0	P*A	p=0.85
CP	1.0 \pm 0.0					T*P*A	p=0.69
M	1.1 \pm 0.0					T*A	p=0.42
	p=0.16		p=0.00***		p=0.71		

Legenda: T=tesi, P=profondità, A=anno

Ad entrambe le profondita', infatti, nel 2007 le concentrazioni di CU di tutte le tesi non superano mai quelle del 2005 e quelle delle tesi organiche non differiscono da quelle della tesi M (figure 4.26 e 4.27).

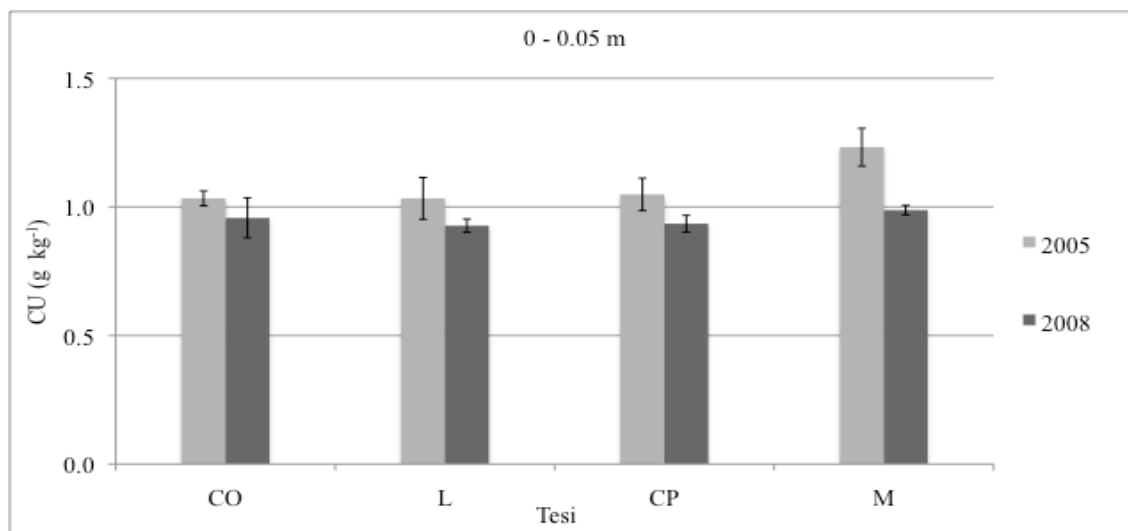


Figura 4.26: concentrazioni di CU (g kg^{-1}) del suolo sabbioso a 0-0.05 m nel 2005 e 2008

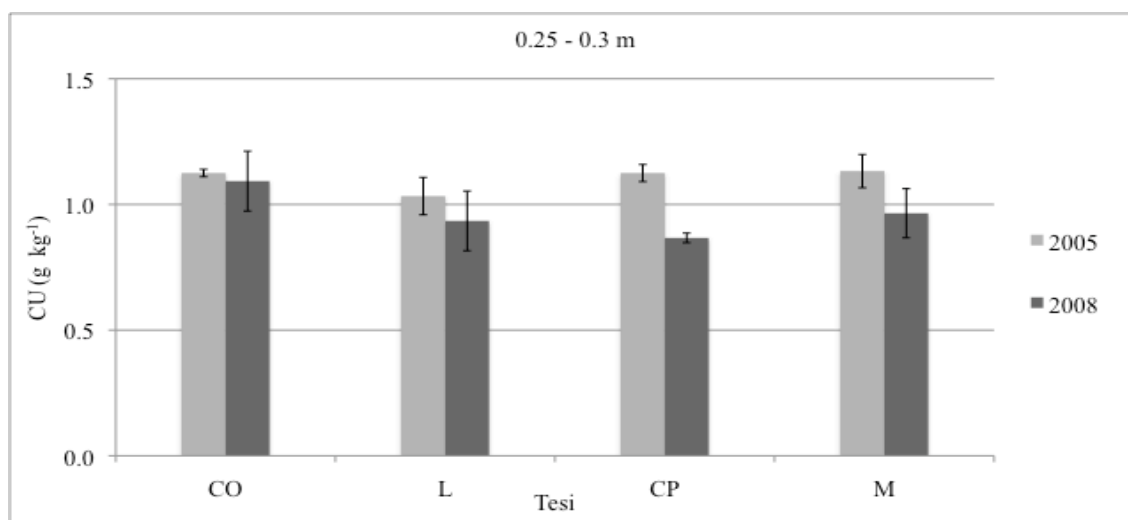


Figura 4.27: concentrazioni di CU (g kg^{-1}) del suolo sabbioso a 0.25-0.3 m nel 2005 e 2008

Anche per la concentrazione di CU, come per quella di SOC, che nel breve periodo non risentono dell'apporto di sostanza organica, risulta difficile spingersi in una discussione piu' approfondita.

In conclusione nel breve periodo il suolo sembra non trarre vantaggio dall'applicazione di sostanza organica, anche in quantità considerevoli, perché il processo di mineralizzazione della stessa è così rapido da non consentirne né l'accumulo (mancanza di aggregati) né l'evoluzione. Il fatto che la sostanza organica, immessa in terreni sabbiosi, sia destinata alla completa degradazione ed alla mineralizzazione deve essere argomento di riflessione per capire se l'applicazione di elevate quantità di ammendanti sia da considerarsi pratica sostenibile nel lungo periodo o al contrario fonte di inquinamento. A tal riguardo sembrerebbe più opportuno sostenere la quantità di SOM e di CU con un apporto di ammendanti limitato, ma costante in modo da non incorrere in depauperamenti pericolosi per la qualità del suolo.

4.6 Evoluzione delle frazioni umiche del suolo f-s-a

Avendo osservato un incremento di CU nel suolo f-s-a, si è ritenuto opportuno caratterizzare le frazioni umiche attraverso la determinazione del loro peso molecolare apparente. I prodotti organici possono favorire infatti una variazione delle frazioni umiche (Nardi et al., 2004), sia perché apportano nuovo materiale umico al suolo, sia perché favoriscono l'attività microbica.

L'utilizzo di ammendanti come il letame, oltre ad assicurare buoni livelli di nutrienti al suolo, ne stimola vari aspetti della fertilità, assicurando ad esempio una presenza costante di microrganismi e regolando le dinamiche del C della biomassa microbica (Nannipieri, 1993). Il letame, in particolare, favorisce i processi di umificazione della SOM, portando alla formazione di humus di alta qualità (Nannipieri, 1993).

Per quanto riguarda le caratteristiche delle tre frazioni umiche individuate, altri studi (Dell'Agnola et al., 1964) hanno dimostrato che la fertilità del suolo è legata alla frazione I (100-60 kDa), in grado di migliorare la struttura del suolo e favorire l'utilizzo dei nutrienti da parte delle piante e dei microrganismi.

La frazione II (60-30 kDa) è indice di un lento processo di umificazione ed è generalmente presente in suoli con problemi ambientali.

La frazione III (30 kDa), essendo tra le tre la più giovane e la più povera di molecole complesse, non presenta le caratteristiche dell'humus maturo.

Come e' stato fatto per la determinazione del CU, le tre frazioni sono state individuate dagli estratti umici dei campioni di suolo raccolti prima dei trattamenti e di quelli raccolti dopo due applicazioni dei prodotti organici. Le analisi hanno interessato le profondita' 0-0.05 m e 0.25-0.3 m.

I risultati dei due anni sono stati sottoposti ad ANOVA. Non potendo eseguire l'analisi sull'insieme dei dati (a causa della non omogeneita' delle varianze), e' stata analizzata la differenza tra il 2007 ed il 2005.

Dall'analisi dei dati del 2005 (situazione iniziale, prima dei trattamenti) si nota (tabella 4.25) una presenza preponderante di molecole di media complessita': la frazione II ha una media del 55.2%, contro una del 24% della frazione I e del 22.8% della frazione III. Questa distribuzione e' tipica di suoli disturbati da un'intensa attivita' antropica (es. lavorazioni) (Dell'Agnola et al., 1964).

Una distribuzione simile e' emersa anche da uno studio sulle sostanze umiche (Nardi et al., 2004) isolate da una prova di lungo periodo (collocata presso l'azienda sperimentale dell'Universita' di Padova "L. Toniolo"), iniziata nel 1962 e tuttora gestita dal Dipartimento di Agronomia Ambientale. Tale prova si propone di valutare la sostenibilita' di differenti tipi di avvicendamento a ciclo chiuso (rotazioni) e di un prato polifita permanente, combinati con differenti tipologie di fertilizzazione (Giardini, 2004).

Tabella 4.25: distribuzioni delle frazioni umiche nel suolo f-s-a, espresse in % (area dello spettro della singola frazione rispetto all'area totale)

	2005			2007		
	Frazione I media ± er.st.	Frazione II media ± er.st.	Frazione III media ± er.st.	Frazione I media ± er.st.	Frazione II media ± er.st.	Frazione III media ± er.st.
Tesi	p=0.04 *	p=0.13	p=0.50	p=0.01 *	p=0.00 ***	p=0.00 ***
CO	23.8 ± 4.9 a	61.1 ± 4.4	15.2 ± 2.5	14.5 ± 1.2 a	77.0 ± 1.5 B	8.4 ± 0.7 AB
L	19.2 ± 2.8 a	67.1 ± 2.1	13.7 ± 2.1	11.4 ± 0.7 ab	78.6 ± 1.0 B	10.0 ± 0.6 A
CP	13.7 ± 0.9 a	70.0 ± 1.0	16.3 ± 1.6	9.9 ± 0.4 b	84.3 ± 0.8 A	5.8 ± 0.8 B
M	12.8 ± 2.5 a	70.6 ± 3.3	16.5 ± 1.9	11.9 ± 1.1 ab	77.3 ± 1.1 B	10.8 ± 0.7 A
media	24	55.2	22.8	-	-	-
Prof	p=0.04 *	p=0.96	p=0.00 ***	p=0.50	p=0.99	p=0.43
0-0.05	20.4 ± 2.8	67.1 ± 2.6	12.5 ± 1.3	11.6 ± 0.6	79.4 ± 0.8	9.0 ± 0.6
0.25-0.3	14.3 ± 1.7	67.3 ± 1.9	18.4 ± 1.1	12.3 ± 0.8	79.2 ± 1.3	8.5 ± 0.7
Tesi*Prof	p=0.56	p=0.31	p=0.08	p=0.92	p=0.89	p=0.96

Valori con lettere minuscole uguali non sono statisticamente differenti per p=0.05, con MAIUSCOLE per p=0.005

Sempre dai dati del 2005 (tabella 4.25), si rileva una differenza nella concentrazione delle frazioni I e III tra la superficie e lo strato a maggior profondita' del suolo; cio' fa pensare che la SOM, quando e' piu' protetta, trovi le condizioni per evolvere e formare humus piu' complesso. Risultati simili sono stati ottenuti da Nardi et al. nel 2004.

Infine i dati mostrano una variabilita' limitata del suolo prima dei trattamenti, infatti solo per la frazione I compare una differenza tra le parcelle non trattate. Comunque la distribuzione delle tre frazioni, discussa precedentemente, viene sempre confermata.

L'analisi statistica sui dati del 2007 (tabella 4.25) evidenzia un effetto tesi significativo, visibile sulle tre frazioni. In particolare la tesi CP si differenzia:

- dalla CO per una percentuale inferiore di humus piu' maturo (la frazione I e' inferiore),
- dalle altre tesi per una presenza maggiore di molecole di media complessita' (la frazione II e' preponderante),
- dalle tesi L e M per un minor contenuto di molecole umiche giovani (la frazione III e' la minore).

Tra gli ammendanti in prova il prodotto CP sembra provochi una diminuzione della percentuale sia delle molecole piu' complesse, che di quelle meno evolute, a favore della frazione II; cio' comporta delle variazioni della distribuzione delle frazioni umiche. L'analisi delle differenze tra i due anni, pero', evidenzia un effetto tesi significativo solo riguardo alla frazione III. La tesi CP si differenzia dalla L per una variazione negativa maggiore (tabella 4.26).

Tabella 4.26: differenze tra le percentuali delle frazioni umiche del 2007 e del 2005 nel suolo f-s-a 2007-2005

	Frazione I media \pm er.st.	Frazione II media \pm er.st.	Frazione III media \pm er.st.	
Tesi	p=0.14	p=0.10	p=0.01*	
CO	-9.2	16.0	-6.8	ab
L	-7.7	11.5	-3.7	a
CP	-3.8	14.3	-10.5	b
M	-1.0	6.7	-5.7	ab
Prof	p=0.01 *	p=0.96	p=0.00 ***	
0-0.05	-8.8	12.3	-3.4	
0.25-0.3	-2.0	11.9	-9.9	
Tesi*Prof	p=0.50	p=0.30	p=0.16	

Valori con lettere uguali non sono statisticamente differenti per p=0.05

Alla variazione negativa appena vista nella frazione III corrisponde un aumento (anche se le differenze non sono statisticamente significative) della percentuale della frazione II, (confermata invece dai dati del 2007), nella quale si può osservare che la tesi CP ed anche la CO presentano le percentuali più alte e meno vicine alla tesi M.

Sembra che gli ammendanti compostati modifichino, più del letame, la composizione delle sostanze umiche del suolo, perché con essi si introduce sostanza organica caratterizzata da un basso grado di umificazione, ma da dimensioni molecolari in media più grandi (Adani et al., 2007; Kawasaki, 2008). Ciò spiegherebbe la tendenza mostrata dagli ammendanti compostati a diminuire la percentuale della frazione umica di più basso peso molecolare, a favore di quella di peso intermedio.

Pertanto le variazioni osservate in CP forse si possono attribuire più alla differente composizione chimica della sostanza organica immessa con l'ammendante compostato (differente qualità dei prodotti organici), che ad un effetto di stimolo della sostanza organica sull'attività di sintesi microbica. A sostegno di tale ipotesi si ricorda che nel suolo in esame si è osservato per le tesi CP e L un incremento, ad entrambe le profondità, delle concentrazioni di CU, rispetto alla situazione iniziale del 2005. A fronte di tale incremento, però, solo nella tesi CP è stata riscontrata una variazione significativa della frazione III. Sembra, quindi, che la qualità della sostanza organica immessa con CP abbia una forte influenza, nel breve periodo, sulle caratteristiche chimiche dell'humus del suolo, portando ad un aumento della concentrazione di molecole di medio peso molecolare, rispetto alle altre.

Il fatto che solo la tesi CP differisca da M e da L, mentre la CO mostra valori medi più simili a queste due, può essere giustificato ancora una volta dalla differente origine della sostanza organica dei due prodotti (il prodotto CP è ottenuto da compost e pollina) e dalla differente evoluzione a cui vanno incontro nel suolo. Il prodotto CO, dalle informazioni raccolte, sembra abbia subito una spinta degradazione che non permette di evidenziare né incrementi della concentrazione di SOC, né incrementi di CU. Il prodotto CP, al contrario, sembra subisca una degradazione quasi nulla, che porta ad osservare piccoli pezzi di sostanza organica grossolana del prodotto nel suolo anche a distanza di tempo. Questa sostanza organica viene rilevata in fase di analisi per la determinazione del SOC (suolo non

frazionato) e le molecole umiche della stessa estratte assieme a quelle indigene del suolo (sebbene l'estrazione e' stata eseguita su suolo setacciato a secco a 500 μm).

Infine sembra che il letame non determini nel breve periodo variazioni significative della composizione chimica dell'humus del suolo, sebbene si sia notata una tendenza ad aumentare la concentrazione di CU, simile a quella dell'ammendante CP. Nell'intento di formulare alcune ipotesi esplicative, e' verosimile sostenere che:

- 1- il periodo troppo breve a disposizione (due anni dall'applicazione dei prodotti organici) non ha permesso di evidenziare variazioni nella composizione delle frazioni umiche rispetto alla tesi M, che si possono attribuire ad una maggiore attivita' microbica, stimolata dall'apporto di letame;
- 2- la composizione delle sostanze umiche, che caratterizzano la sostanza organica del letame, e' piu' simile rispetto agli altri ammendanti a quella delle sostanze indigene del suolo .

4.7 Rese colturali e qualita' del prodotto agrario

4.7.1 Frumento e mais nel suolo argilloso

Nei tre anni di sperimentazione, nel suolo argilloso sono emerse delle differenze tra le tesi riguardanti sia la produzione di granella di frumento, che il contenuto di proteine della granella di mais.

Nel 2007 con un apporto di N minerale di 115 kg ha⁻¹, la tesi CO si differenzia dalla M e dalla T per una produzione maggiore di granella di mais. Un andamento simile e' osservabile anche per la tesi L, che pero' differisce solo dalla T. L'uso del prodotto CP invece sembra non porti ad un incremento significativo della produzione rispetto al testimone non concimato (tabella 4.27).

Tabella 4.27: suolo argilloso: effetto dei trattamenti sulla produzione di granella ($t\ ha^{-1}$ s.s.) e sul contenuto di proteine della granella (% s.s.); indice di efficienza agronomica (Er) dell'azoto applicato nei tre anni di sperimentazione

Frumento 2006			Mais 2007					Mais 2008			
Tesi	resa	proteine	resa		Er	proteine		resa	Er	proteine	
CO	10.0	9.6	14.6 ± 0.3	a	6.6	7.6 ± 0.1	BC	16.1 ± 0.8	A	13.1	7
L	8.2	10.1	14.0 ± 0.3	ab	4.4	7.7 ± 0.1	BC	14.2 ± 0.6	A	8.9	8.4
CP	8.3	9.7	13.3 ± 0.9	abc	1.8	8.1 ± 0.1	AB	14.7 ± 0.5	A	15.8	8.6
M	8.7	9.6	12.5 ± 0.1	bc	1.7	8.3 ± 0.2	A	16.2 ± 2.0	A	46.7	8.8
T	-	-	12.3 ± 0.3	c		7.4 ± 0.2	C	9.2 ± 0.9	B		8.7
			p=0.04 *			p=0.00 **		p=0.00 **			

In tabella: per resa ($t\ ha^{-1}$ s.s.) e proteine (% s.s.) media dei valori \pm errore standard

Valori con lettere minuscole uguali non sono statisticamente differenti per $p=0.05$, con MAIUSCOLE per $p=0.01$

Tali differenze sono emerse in presenza di concimazioni minerali contenute, al di sotto dei fabbisogni colturali. La quantità di N asportato con la granella infatti è sempre stata superiore rispetto a quella apportata con la concimazione minerale (tabella 4.28).

Tabella 4.28: suolo argilloso: azoto ($kg\ ha^{-1}$) (forma organica e forma minerale) applicato nelle diverse tesi, azoto asportato con la granella ($kg\ ha^{-1}$) ed indici di recupero nei tre anni di sperimentazione

Frumento 2006				Mais 2007				Mais 2008			
Tesi	N appli.	N asp.	Ef1	N appli.	N asp.	Ef1	Ef2	N appli.	N asp.	Ef1	Ef2
CO	476.0	165.1	34.7	346	177.8	51.4	9.2	525	174.4	33.2	8.9
L	392.0	143.2	36.5	385	172.6	44.8	6.9	560	190.1	33.9	11.2
CP	568.0	138.3	24.3	563	173.2	30.8	4.8	349	208.5	59.7	23.2
M	131.0	143.4	109.5	115	165.9	144.2	17.2	150	248.4	165.6	80.6
T					146.1				127.5		

Usando il compost ed il letame, con un apporto di N minerale contenuto, sembra possibile ottenere degli incrementi di resa della granella, certamente attribuibili alla maggiore disponibilità di N per la coltura. Una parte dell'azoto organico, apportato con gli ammendanti CO ed L, è stato mineralizzato aumentando la quota di N disponibile per la coltura. Al contrario sembra che il prodotto CP, con cui nei primi due anni è stata distribuita una quantità maggiore di N rispetto agli altri prodotti organici (tabella 4.28), non abbia rilasciato N. Ancora una volta, quindi, l'analisi dei dati accerta che il prodotto CP è di difficile degradazione e che il carbonio e l'azoto, immessi con esso, entrano con

lentezza nel ciclo del SOC e dell'azoto del suolo. Ne consegue un'efficienza agronomica dell'azoto immesso con il prodotto CP simile a quella della concimazione minerale (tabella 4.27).

L'incremento di resa appena osservato viene meno quando il mais trova una quantità superiore di N già prontamente disponibile al suolo. Nel 2008, infatti, con un apporto di N minerale di 150 kg ha⁻¹ (tabella 4.28), sebbene con la granella ci siano state asportazioni di N maggiori rispetto al 2007, la differenza tra la tesi CO e la M, osservata l'anno precedente, non è stata confermata (tabella 4.27). Quindi, le esigenze nutritive della coltura mais sono quasi in toto soddisfatte dalle concimazioni minerali; apporti aggiuntivi di N in forma organica sembra non possano condurre ad incrementi di resa della granella.

Nonostante non sia stato possibile sottoporre ad ANOVA le produzioni del frumento coltivato nel primo anno di sperimentazione (assenza di dati replicati) e nel 2008 non emergano differenze tra le tesi organiche e quella minerale, si può comunque osservare che nei tre anni la tesi CO è quella che mostra in media le produzioni più alte. Tale osservazione avvalorava l'ipotesi, già formulata, che il prodotto CO abbia subito nel suolo argilloso un processo di degradazione e di mineralizzazione della sostanza organica, favorendo un incremento di C e N. Tale processo ha probabilmente aumentato la quantità di N utilizzabile dalle colture.

Non sembra invece esserci un rapporto positivo tra incremento di resa e contenuto di proteine della granella di mais. Dall'analisi dei dati del 2007 emerge infatti un effetto tesi significativo sulla concentrazione di proteine della granella (tabella 4.27): le tesi CO e L differiscono dalla M per valori più bassi. Sembra ci sia una tendenza che porta ad osservare (anche dai dati del 2008, sebbene non supportati da differenze statisticamente significative) una diminuzione del contenuto proteico della granella, legata all'incremento della resa ottenuto con l'applicazione del compost.

Purtroppo i pochi dati a disposizione non permettono considerazioni più approfondite, ma possono servire da stimolo per studi aggiuntivi.

4.7.2 Frumento e mais nel suolo f-s-a

La tecnica colturale applicata normalmente sul suolo f-s-a, basata sull'uso di importanti concimazioni minerali, per ottenere elevate rese produttive, non ha permesso di osservare differenze tra le tesi sia per il mais, che per il frumento (tabella 4.29).

Tabella 4.29: suolo f-s-a: effetto dei trattamenti sulla produzione di granella (t ha⁻¹ s.s.) e sul contenuto di proteine della granella (% s.s.); indice di efficienza agronomica (Er) dell'azoto applicato nei tre anni di sperimentazione

Tesi	Mais 2006		Frumento 2007				Mais 2008			
	resa	proteine	resa	Er	proteine		resa	Er	proteine	
CO	11.6 ± 0.6	7.7 ± 0.1	6.0 ± 0.2	1.0	11.1 ± 0.5	A	13.1 ± 0.4	1.8	9.3 ± 0.2	a
L	11.4 ± 0.6	7.4 ± 0.2	6.2 ± 0.1	1.5	8.6 ± 0.3	C	13.4 ± 0.4	2.4	9.5 ± 0.1	a
CP	12.1 ± 0.3	7.4 ± 0.1	5.7 ± 0.2	0.2	10.0 ± 0.2	B	14.0 ± 0.4	4.1	9.0 ± 0.1	a
M	11.7 ± 0.8	7.3 ± 0.2	6.1 ± 0.2	3.3	8.2 ± 0.1	CD	14.1 ± 0.2	6.8	8.9 ± 0.2	a
T	-	-	5.6 ± 0.0		7.4 ± 0.1	D	11.8 ± 1.1		7.2 ± 0.8	b
	p=0.87	p=0.16	p=0.68		p=0.00 **		p=0.11		p=0.01 **	

In tabella: per resa (t ha⁻¹s.s.) e proteine (% s.s.) media dei valori ± errore standard

Valori con lettere minuscole uguali non sono statisticamente differenti per p=0.05, con MAIUSCOLE per p=0.01

Gli apporti di N minerale superiori ai fabbisogni colturali (tabella 4.30) non hanno, infatti, consentito alle colture di avvantaggiarsi della presenza di N organico.

Tabella 4.30: suolo f-s-a: azoto (kg ha⁻¹) (forma organica e forma minerale) applicato nelle diverse tesi, azoto asportato con la granella (kg ha⁻¹) ed indici di recupero nei tre anni di sperimentazione

Tesi	Mais 2006			Frumento 2007				Mais 2008			
	N appli.	N asp.	Ef1	N appli.	N asp.	Ef1	Ef2	N appli.	N asp.	Ef1	Ef2
CO	647.5	164.6	25.4	381	114.9	30.2	11.4	715	193.3	27.0	7.7
L	561.5	155.4	27.7	399	92.0	23.0	5.2	658	203.6	30.9	9.9
CP	739.5	163.7	22.1	598	98.5	16.5	4.5	539	201.9	37.5	11.8
M	302.5	155.8	51.5	150	86.1	57.4	9.9	340	200.0	58.8	18.1
T					71.3				138.6		

I 302.5 kg ha⁻¹ e i 340 kg ha⁻¹ di N minerale, applicati rispettivamente nel 2006 e nel 2008 al mais, hanno di certo soddisfatto completamente le esigenze della coltura: nei due anni le asportazioni di N da granella sono state in tutte le tesi sempre inferiori (tabella 4.30). Lo

stesso dicasi per il frumento coltivato nel 2007, in cui le asportazioni di N osservate in tutte le tesi sono nettamente inferiori alla quantità immessa.

Mentre non si sono osservate differenze significative tra le tesi per la produzione di granella, è emerso, invece, un effetto tesi significativo per la concentrazione di proteine della granella di frumento. Le tesi CO e CP differiscono dalle tesi L, M e T per una concentrazione più elevata (tabella 4.29).

Sembra quindi che la presenza di N al suolo nell'arco dell'intero ciclo produttivo del frumento, assicurata dalla mineralizzazione di una parte della sostanza organica immessa con i prodotti organici CO e CP, favorisca l'accumulo di proteine nella granella del frumento, indipendentemente dalla risposta produttiva della coltura.

4.7.3 Tabacco nel suolo sabbioso

Le prove condotte sul suolo sabbioso evidenziano che le concimazioni organiche hanno avuto un effetto sulla qualità delle foglie di tabacco (Virginia Bright), ma non sulla produzione di sostanza secca delle foglie (4.31).

La resa in peso secco di foglie di tabacco non aumenta se si applica una quantità di azoto maggiore. Dalla tabella 4.32 si evince che le asportazioni di N delle foglie nelle tesi organiche, in cui la quantità di azoto immesso è stata di molto superiore rispetto a quella della tesi minerale, sono simili a quelle calcolate per le tesi M e T; questo fa supporre che la pianta non abbia tratto vantaggio da una presenza di N maggiore.

Tabella 4.31: suolo sabbioso: effetto dei trattamenti sulla produzione di foglie ($t\ ha^{-1}$ s.s.), sul contenuto di TKN (%), di nicotina (%), di zuccheri (%), rapporto zuccheri-nicotina (Z/N) ed indice di efficienza agronomica dell'azoto applicato nei tre anni di sperimentazione

2006									
Tesi	resa	Er	N % s.s.	Nicotina %		Zuccheri %		Z/N	
CO	4.3 ± 0.4		1.1 ± 0.2	2.5 ± 0.1	B	29.2 ± 1.2	A	11.7	B
L	5.2 ± 0.2		1.0 ± 0.2	3.3 ± 0.0	A	28.5 ± 0.8	A	8.6	C
CP	4.1 ± 0.2		0.7 ± 0.9	1.8 ± 0.0	C	21.3 ± 0.0	B	11.8	B
M	4.5 ± 0.3		0.9 ± 0.1	1.6 ± 0.0	D	30.0 ± 0.4	A	18.8	A
T	-		-	-		-			
	p=0.26		p=0.39	p=0.00***		p=0.00**		p=0.00***	
2007									
CO	3.2 ± 0.2	-0.3	0.7 ± 0.1	3.35		15.5		4.6	
L	3.1 ± 0.3	-0.5	0.7 ± 0.1	3.13		17.7		5.7	
CP	3.6 ± 0.3	0.6	0.9 ± 0.1	2.39		22.4		9.4	
M	3.7 ± 0.3	5.7	0.8 ± 0.1	2.34		21.2		9.1	
T	3.3 ± 0.1		0.9 ± 0.1	2.32		24.5		10.6	
	p=0.36		p=0.19	-		-			
2008									
CO	3.8 ± 0.3	0.2	1.0 ± 0.1	2.0 ± 0.0	a	26.3 ± 0.0	ab	13.2	B
L	3.8 ± 0.3	0.3	1.2 ± 0.1	1.9 ± 0.0	a	25.8 ± 0.4	ab	13.6	B
CP	4.1 ± 0.2	1.5	1.0 ± 0.0	1.2 ± 0.0	b	27.8 ± 0.6	a	23.2	B
M	3.5 ± 0.3	-2.8	1.0 ± 0.1	0.8 ± 0.0	c	27.0 ± 0.8	ab	33.8	A
T	3.7 ± 0.2		1.0 ± 0.1	1.4 ± 0.2	b	24.6 ± 0.2	b	17.6	B
	p=0.57		p=0.35	p=0.02*		p=0.04*		p=0.00***	

In tabella: per resa ($t\ ha^{-1}$ s.s.), N (% s.s.), nicotina (% s.s.) e zuccheri (% s.s.) media dei valori ± errore standard. Valori con lettere minuscole uguali non sono statisticamente differenti per $p=0.05$, con MAIUSCOLE per $p=0.005$

Tabella 4.32: suolo sabbioso: azoto ($kg\ ha^{-1}$) (forma organica e forma minerale) applicato nelle diverse tesi, azoto asportato con la granella ($kg\ ha^{-1}$) ed indici di recupero nei tre anni di sperimentazione

Tesi	Tabacco 2006			Tabacco 2007				Tabacco 2008			
	N appli.	N asp.	Ef1	N appli.	N asp.	Ef1	Ef2	N appli.	N asp.	Ef1	Ef2
CO	373	45.9	12.3	301.5	22.5	7.5	-2.4	445.5	40.2	9.0	0.7
L	214	53.6	25.1	379.5	21.7	5.7	-2.1	367.5	45.9	12.5	2.3
CP	465	32.2	6.9	518.5	34.9	6.7	1.0	269.5	41.8	15.5	1.7
M	28	41.1	146.7	70.5	32.1	45.6	3.6	70.5	34.0	48.2	-4.7
T					29.6				37.3		

In tabella 4.31 sono riportati anche i risultati della concentrazione di TKN delle foglie essiccate e di quella di nicotina e zuccheri totali delle foglie conciate. Questi due ultimi parametri sono usualmente presi in considerazione per giudicare la qualità delle foglie destinate all'industria.

Mentre non si sono osservati effetti degli ammendanti sulla concentrazione di N delle foglie essiccate, sembra che la fertilizzazione organica influenzi le concentrazioni di zuccheri e di nicotina. Dai dati del 2006 e del 2008 si nota che le tesi CO e L differiscono da tutte le altre per un contenuto maggiore di nicotina. Nel 2006 e nel 2008 la tesi CP differisce dalla M per una concentrazione di nicotina maggiore. Sembra che la sola concimazione minerale non favorisca l'accumulo di nicotina nelle foglie di tabacco. L'aumento della concentrazione di nicotina con le tesi organiche permette di ottenere un rapporto con gli zuccheri più basso rispetto a quello ottenuto con la sola concimazione minerale (tabella 4.31). Il rapporto tra i due composti è un parametro considerato importante dall'industria perché è un indice di qualità delle foglie. Rapporti bassi sono considerati indice di buona qualità (per la varietà in prova K 326 i valori di riferimento sono compresi tra 10-15) (sperimentazione T.A.V. di Verona). È per questo motivo che i tabacchicoltori cercano di ottenere in campo un buon equilibrio tra zuccheri e nicotina ed infatti è loro pratica usuale distribuire prima di ogni stagione colturale 30-40 t ha⁻¹ di letame bovino (Cristanini, 2005). In conclusione, è possibile affermare che il prodotto CO, garantendo le stesse rese produttive e favorendo un contenuto di nicotina elevato come il letame, permette di ottenere foglie di buona qualità.

5 Conclusioni

Gli indicatori di qualità del suolo scelti si sono dimostrati idonei per valutare, nel breve periodo, se gli ammendanti in prova siano in grado di conservare il tenore di sostanza organica, di accrescerlo attraverso il suo sequestro negli aggregati, e di consentirne una buona evoluzione.

Lo studio delle concentrazioni del carbonio organico, associato a quello fondamentale del C degli aggregati e a quello della concentrazione della frazione umica della sostanza organica del suolo, ha mostrato che l'effetto degli ammendanti si diversifica a seconda delle caratteristiche chimico-fisiche dei prodotti organici e dei tipi di suolo considerati.

5.1 Sequestro di carbonio organico

La ripetuta fertilizzazione dei tre suoli oggetto di sperimentazione sia con i due ammendanti compostati che con il letame non ha portato ad osservare, nello strato lavorato a 0-0.3 m, un aumento della quantità di carbonio organico in misura significativamente maggiore rispetto a quanto riscontrato in assenza di fertilizzazione.

E' comunque emersa nel suolo franco-sabbioso-argilloso una tendenza da parte del prodotto ammendante CP e del letame a sostenere ed accrescere il contenuto di carbonio in misura maggiore rispetto al solo concime minerale. Un complessivo aumento del contenuto di C e' stato osservato nel suolo argilloso; sembra comunque che le tesi organiche non determinino un incremento del C maggiore rispetto alla tesi minerale.

Nessun effetto della fertilizzazione organica e' emerso per il suolo sabbioso che, mancando di aggregati stabili e colloidali argillosi, non favorisce una protezione della sostanza organica, soggetta quindi ad una rapida mineralizzazione.

Lo studio delle concentrazioni del carbonio delle frazioni di suolo isolate ha fornito invece informazioni differenti. Nel suolo argilloso il compost ha incrementato in modo significativo la concentrazione di C delle frazioni che forniscono all'elemento il piu' alto grado di protezione. Esse sono: la frazione di suolo costituita dalle particelle di limo e di argilla di dimensione $<53 \mu\text{m}$ all'interno dei macroaggregati e quella che corrisponde ai microaggregati protetti nei macroaggregati, di dimensione $53-250 \mu\text{m}$. Nel suolo franco-

sabbioso-argilloso, invece, l'uso del compost porta ad un aumento significativo della concentrazione di C della frazione costituita dalla sabbia e sostanza organica grossolana di dimensione $> 250 \mu\text{m}$. Una simile tendenza è stata osservata anche per il letame.

Alla luce dei risultati ottenuti è possibile affermare che il compost ed in modo meno evidente il letame subiscono una degradazione che favorisce l'ingresso di sostanza organica più e meno fine nel ciclo degli aggregati del suolo. Tale processo può favorire la formazione e la stabilizzazione degli aggregati ed anche il sequestro di carbonio. È risultato invece che il prodotto ammendante CP porta ad un incremento fittizio del carbonio del suolo non frazionato: infatti i rilievi visivi eseguiti ripetutamente su tutti i suoli e lo studio delle frazioni, isolate dal suolo argilloso e dal franco-sabbioso-argilloso, confermano la difficoltà di degradazione di questo prodotto. La sostanza organica immessa sembra non entri nel ciclo della sostanza organica del suolo, ma venga compartimentata.

5.2 Evoluzione del carbonio umico

L'uso degli ammendanti in prova nei suoli argilloso e sabbioso non ha incrementato la concentrazione del carbonio umico più della sola concimazione minerale. Nel suolo argilloso la presenza di argille può determinare un elevato grado di protezione della sostanza organica (dato confermato dallo studio degli aggregati), che perciò non risulterebbe disponibile per l'attività microbica, responsabile del processo di umificazione. In quello sabbioso la completa e repentina mineralizzazione della sostanza organica non ne permetterebbe l'evoluzione in composti più complessi e stabili.

Nel suolo franco-sabbioso-argilloso, invece, l'uso del prodotto ammendante CP e del letame ha accresciuto la concentrazione di carbonio umico del suolo. L'incremento osservato con il prodotto CP probabilmente è dovuto alla presenza di piccole frazioni del prodotto che sono state raccolte assieme al suolo (sostanza organica che non è entrata nel ciclo degli aggregati) e poi analizzate (nonostante la setacciatura a secco dei campioni). Per quanto riguarda il letame sembra esserci un effetto reale, dovuto sia all'apporto al suolo di materiale umificato, sia ad uno stimolo della biomassa microbica del suolo. La mancanza di un incremento della concentrazione del carbonio umico con l'uso del compost è

probabilmente dovuta al fatto che esso ha subito una forte degradazione e mineralizzazione (confermato anche dallo studio sugli aggregati).

I risultati ottenuti dallo studio sulla distribuzione delle frazioni umiche avvalorano l'interpretazione appena fornita. Con il prodotto ammendante CP e' stata apportata al suolo sostanza organica di difficile degradazione, caratterizzata da un alto tenore di sostanze umiche. Tali sostanze sembra siano costituite da molecole umiche con caratteristiche diverse da quelle indigene del suolo; infatti si e' visto uno spostamento della distribuzione delle frazioni umiche del suolo a favore di quelle meno complesse. Il letame, invece, a fronte di un incremento della concentrazione di carbonio umico simile a quella del prodotto CP, non ha determinato uno spostamento delle frazioni umiche del suolo. Cio' permette di affermare che probabilmente le molecole umiche del letame e quelle prodotte dall'attivita' di sintesi microbica sulla sostanza organica, hanno caratteristiche piu' simili a quelle indigene del suolo, rispetto a quelle del prodotto CP.

5.3 Azoto totale del suolo

La variazione negativa della concentrazione di azoto (riscontrata in media per tutti i trattamenti) nel terreno sabbioso dal 2005 al 2008 conferma che i fenomeni di ossidazione e degradazione della sostanza organica sono molto spinti e rapidi. Di conseguenza, in suoli con questa tessitura l'uso di elevate quantita' di ammendanti organici e' pericoloso perche' provoca l'immissione in falda di nitrati.

Nel suolo argilloso i prodotti organici, in particolare il prodotto ammendante CP, hanno mostrato in tre anni una tendenza a favorire un incremento della concentrazione di azoto totale del suolo non frazionato piu' del concime minerale.

Nel suolo franco-sabbioso-argilloso, invece, solo la tesi CP, alla profondita' di 0.25-0.3, mostra una concentrazione media piu' alta rispetto alla tesi minerale. Le differenze osservate possono dipendere sia dalla quantita' di sostanza organica accumulata, che determina un aumento di azoto organico nel suolo, sia da una mineralizzazione della stessa sostanza organica, che porta ad un aumento dell'azoto ammoniacale (NH_4^+).

La tendenza osservata nel suolo argilloso trova conferma nella differenza riscontrata per la frazione di suolo costituita dalle particelle di limo e di argilla di dimensione $<53 \mu\text{m}$

all'interno dei macroaggregati, dove le tesi compost e letame hanno mostrato concentrazioni di azoto significativamente maggiori rispetto a quella della tesi minerale. Una tendenza simile e' emersa anche per la frazione dei microaggregati protetti nei macroaggregati, di dimensione 53-250 μm . Tali riscontri avvalorano l'interpretazione fornita, cioe' che il compost ed il letame siano soggetti a degradazione e che la sostanza organica immessa con essi entri nel ciclo degli aggregati. L'azoto rilevato nella frazione costituita dalle particelle di suolo piu' fini puo' essere sia azoto organico della frazione piu' fine di sostanza organica, sia azoto ammoniacale fissato dai colloidi argillosi.

Anche nel suolo franco-sabbioso-argilloso le tesi compost e letame hanno mostrato una concentrazione di azoto della frazione dei microaggregati protetti nei macroaggregati di dimensione 53-250 μm significativamente maggiore rispetto a quella della tesi minerale. Cio' conferma l'immissione di azoto di origine organica nel ciclo dell'azoto del suolo. In questo caso pero', data la tessitura del terreno (poca argilla), non si osserva una concentrazione piu' alta di azoto della frazione costituita da limo e argille. Quindi e' verosimile pensare che, una volta che la sostanza organica e' stata mineralizzata, gli ioni ammoniacali vengano trattenuti meno nel suolo f-s-a rispetto all'argilloso.

5.4 Produzioni agrarie

L'uso di compost e di letame (in misura meno evidente rispetto al primo) permette di ottenere un aumento della produzione della granella di mais rispetto alla sola concimazione minerale, quando l'azoto fornito con quest'ultima e' inferiore ai fabbisogni colturali (asportazioni).

Il frumento sembra trarre beneficio dalla maggior disponibilita' di N presente durante l'intero ciclo colturale, dovuta alla mineralizzazione della sostanza organica distribuita con il compost CO ed il prodotto ammendante CP. La coltura accumula piu' proteine nella granella, che risulta quindi di qualita' superiore.

Dai risultati emerge la possibilita' di utilizzare per queste due colture gli ammendanti compostati ad integrazione delle concimazioni minerali. E' certamente da evitare pero' l'applicazione degli ammendanti in aggiunta alle tradizionali concimazioni minerali, onde evitare fenomeni d'inquinamento delle acque.

Il compost puo' essere opportunamente utilizzato anche per la fertilizzazione del tabacco in sostituzione del letame, in quanto:

- non determina decrementi produttivi,
- il contenuto di N delle foglie non subisce incrementi pericolosi per la qualita' delle stesse,
- favorendo l'accumulo di nicotina nelle foglie, migliora il rapporto tra zuccheri e nicotina.

6 Considerazioni finali

L'utilizzo del compost testato e quello del letame sono pratiche in grado di preservare la sostanza organica del suolo ed anche di favorirne l'accumulo in terreni dove il contenuto di argille garantisce la formazione di aggregati. Una loro distribuzione oculata (riduzione delle quantita' in ingresso) puo' essere anche il mezzo per innalzare la quota di C sequestrato a livello globale, migliorando alcune proprieta' del suolo.

L'uso di elevate quantita' di prodotto puo' essere pero' rischioso da un punto di vista ambientale perche' nel breve periodo la sostanza organica immessa non viene stabilizzata (protetta negli aggregati) ed i processi di umificazione (formazione di molecole piu' stabili e recalcitranti) avvengono in tempi piu' lunghi. Cio' comporta una quasi completa mineralizzazione della sostanza organica immessa con probabili pericolosi rilasci di nitrati in falda e di materia organica in soluzione. Certamente elevate quantita' di ammendanti possono essere fonte di inquinamento delle falde nei suoli sabbiosi, dove la degradazione della sostanza organica e' ancor piu' spinta e non c'e' aggregazione delle particelle del suolo.

Da un punto di vista agronomico non si giustifica l'uso del prodotto ammendante CP, ottenuto dall'unione di compost e pollina; esso infatti non apporta benefici ne' alla stabilizzazione degli aggregati del suolo (non fornisce nel breve periodo sostanza organica fine), ne' alla produzione agraria (sembra rilasci poco N disponibile per le colture).

Bibliografia

- Adani, F., P. Genevini, G. Ricca, F. Tambone, e E. Montoneri. 2007. Modification of soil humic matter after 4 years of compost application. *Waste Management* 27:319-324.
- Angers, D.A., S. Recous, e C. Aita. 1997. Fate of carbon and nitrogen in water-stable aggregates during decomposition of (CN)-C-13-N-15-labelled wheat straw in situ. *European Journal of Soil Science* 48:295-300.
- Annabi, M., S. Houot, F. Francou, M. Poitrenaud, e Y. Le Bissonnais. 2007. Soil aggregate stability improvement with urban composts of different maturities. *Soil Science Society of America Journal* 71:413-423.
- Apat, Onr, 2006. Rapporto rifiuti 2006. 1: 14-146.
- Barthes, B., e E. Roose. 2002. Aggregate stability as an indicator of soil susceptibility to runoff and erosion; validation at several levels. *Catena* 47:133-149.(ed.) 1993.
- Beare, M.H., P.F. Hendrix, e D.C. Coleman. 1994. WATER-STABLE AGGREGATES E ORGANIC-MATTER FRACTIONS IN CONVENTIONAL-TILLAGE AND NO-TILLAGE SOILS. *Soil Science Society of America Journal* 58:777-786.
- Beauchamp, E.G., e A.G. Seech. 1990. DENITRIFICATION WITH DIFFERENT SIZES OF SOIL AGGREGATES OBTAINED FROM DRY-SIEVING AND FROM SIEVING WITH WATER. *Biology and Fertility of Soils* 10:188-193.
- Blanco-Canqui, H., e R. Lal. 2004. Mechanisms of carbon sequestration in soil aggregates. *Critical Reviews in Plant Sciences* 23:481-504.

- Buyanovsky, G.A., e G.H. Wagner. 1998. Carbon cycling in cultivated land and its global significance. *Global Change Biology* 4:131-141.
- Cambardella, C.A., e E.T. Elliott. 1993. CARBON AND NITROGEN DISTRIBUTION IN AGGREGATES FROM CULTIVATED AND NATIVE GRASSLAND SOILS. *Soil Science Society of America Journal* 57:1071-1076.
- Cataldo, D., Haroon M., Scrader L., Youngs U. 1975. Rapid colorimetric determination of N-NO₃ in plant tissue by nitrification of salicylic acid.
- Dell'Agnola, G., Ferrari, G., 1971. Molecular sizes and functional groups of humic substances extracted by 0.1 M pyrophosphate from soil. *J. Soil Sci.* 22:342-349.
- Dell'Agnola, G., Ferrari, G., Maggioni, A., 1964. Gel filtrazione dell'humus. Nota. Frazionamento della sostanza organica del terreno mediante gel filtrazione con vari tipi di Sephadex. *Ric. Sci.* 34, 347-352.
- Denef, K., J. Six, R. Merckx, e K. Paustian. 2004. Carbon sequestration in microaggregates of no-tillage soils with different clay mineralogy. *Soil Science Society of America Journal* 68:1935-1944.
- Denef, K., L. Zotarelli, R.M. Boddey, e J. Six. 2007. Microaggregate-associated carbon as a diagnostic fraction for management-induced changes in soil organic carbon in two Oxisols. *Soil Biology & Biochemistry* 39:1165-1172.(ed.) 2002.
- De Nobili, M., Contin, M., Mahieu, N., Randall, E. W., Brookes, P. C. 2008. Assessment of chemical and biochemical stabilization of organic C in soils from the long-term experiments at Rothamsted (UK) Conference Proceeding. 723-733
- Doran, J.W., M. Sarrantonio, e M.A. Liebig. 1996. Soil health and sustainability, p. 1-54 *Advances in Agronomy*, Vol 56, Vol. 56.

- Doran, J.W., E.T. Elliott, e K. Paustian. 1998. Soil microbial activity, nitrogen cycling, and long-term changes in organic carbon pools as related to fallow tillage management. *Soil & Tillage Research* 49:3-18.
- Elliott, E.T., 1986. Aggregate structure and carbon, nitrogen, and phosphorus in native and cultivated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50: 627-633
- Elliott, E.T., Coleman, D.C., 1988. Let the soil work for us. *Ecol. Bull.* 39: 23-32
- Edwards, A. P., Bremner, J.M., 1967. Microaggregates in soils. *Journal Soil Science* 18: 64-73
- Emerson, W. W. 1959. The structure of soil crumbs. *Journal Soil Science* 5: 235-244
- Emerson, W. W. 1977. Physical properties and structure. In: Russell, J.S., Greacen, E.L. (Eds.), *Soil Factors in Crop Production in a Semi-arid Environment*. Queensland University Press, Brisbane, 79-104
- FAO. 2000. *Production yearbook in agriculture*. FAO, Rome.
- Fortuna, A., R.R. Harwood, e E.A. Paul. 2003. The effects of compost and crop rotations on carbon turnover and the particulate organic matter fraction. *Soil Science* 168:434-444.
- Gale, W.J., C.A. Cambardella, e T.B. Bailey. 2000b. Root-derived carbon and the formation and stabilization of aggregates. *Soil Science Society of America Journal* 64:201-207.
- Giardni, L. 2002. *Agronomia generale*. Patron, Bologna, Italy.

- Giardini, L. 2004. Potenzialita' produttiva e sostenibilita' dei sistemi colturali, 40 anni di ricerche nel Veneto. Patron, Bologna, Italy.
- Giordano, A. 2005. Il ruolo del suolo come serbatoio di cattura del carbonio. In: Il Suolo. Bollettino dell'Associazione Italiana Pedologi. 1-3.
- Golchin, A., J.M. Oades, J.O. Skjemstad, e P. Clarke. 1994a. SOIL-STRUCTURE AND CARBON CYCLING. Australian Journal of Soil Research 32:1043-1068.
- Golchin, A., J.M. Oades, J.O. Skjemstad, e P. Clarke. 1994b. STUDY OF FREE AND OCCLUDED PARTICULATE ORGANIC-MATTER IN SOILS BY SOLID-STATE C-13 CP/MAS NMR-SPECTROSCOPY AND SCANNING ELECTRON-MICROSCOPY. Australian Journal of Soil Research 32:285-309.
- Golchin, A., J.M. Oades, J.O. Skjemstad, e P. Clarke. 1995. STRUCTURAL AND DYNAMIC PROPERTIES OF SOIL ORGANIC-MATTER AS REFLECTED BY C-13 NATURAL-ABUNDANCE, PYROLYSIS MASS-SPECTROMETRY AND SOLID-STATE C-13 NMR-SPECTROSCOPY IN DENSITY FRACTIONS OF AN OXISOL UNDER FOREST AND PASTURE. Australian Journal of Soil Research 33:59-76.
- Hartwig, N.L., e H.U. Ammon. 2002. 50th Anniversary - Invited article - Cover crops and living mulches. Weed Science 50:688-699.
- Hassink, J. 1992. EFFECTS OF SOIL TEXTURE AND STRUCTURE ON CARBON AND NITROGEN MINERALIZATION IN GRASSLAND SOILS. *Biology and Fertility of Soils* 14:126-134.(ed.) 1993.
- Hattori, R.; Hattori, T. 1993. SOIL AGGREGATES AS MICROCOSMS OF BACTERIA PROTOZOA BIOTA. 493:501

- Haynes, R.J., e M.H. Beare. 1997. Influence of six crop species on aggregate stability and some labile organic matter fractions. *Soil Biology & Biochemistry* 29:1647-1653.
- Jastrow, J.D. 1996. Soil aggregate formation and the accrual of particulate and mineral-associated organic matter. *Soil Biology & Biochemistry* 28:665-676.
- Jastrow, J.D., R.M. Miller, e J. Lussenhop. 1998. Contributions of interacting biological mechanisms to soil aggregate stabilization in restored prairie. *Soil Biology & Biochemistry* 30:905-916.
- Karlen, D.L., M.J. Mausbach, J.W. Doran, R.G. Cline, R.F. Harris, and G.E. Schuman. 1997. Soil quality: A concept, definition, and framework for evaluation. *Soil Science Society of America Journal* 61:4-10.
- Kawasaki, S., N. Maie, S. Kitamura, e A. Watanabe. 2008. Effect of organic amendment on amount and chemical characteristics of humic acids in upland field soils. *European Journal of Soil Science* 59:1027-1037.
- Kjeldahl, J., 1883. Neu Methode zur Bestimmung des Stickstoffs in organischen Korpen. *Z. Anal. Chem.* 22:366-382
- Kong, A.Y.Y., J. Six, D.C. Bryant, R.F. Denison, e C. van Kessel. 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.
- Kuo, S., U.M. Sainju, e E.J. Jellum. 1997. Winter cover cropping influence on nitrogen in soil. *Soil Science Society of America Journal* 61:1392-1399.
- Lal, R. 2008. Soil carbon stocks under present and future climate with specific reference to European ecoregions. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 81:113-127.

- Leroy, B.L.M., H. Herath, S. Sleutel, S. De Neve, D. Gabriels, D. Reheul, e M. Moens. 2008. The quality of exogenous organic matter: short-term effects on soil physical properties and soil organic matter fractions. *Soil Use and Management* 24:139-147.
- Linguist, B.A., P.W. Singleton, R.S. Yost, e K.G. Cassman. 1997. Aggregate size effects on the sorption and release of phosphorus in an ultisol. *Soil Science Society of America Journal* 61:160-166.
- Ministero Politiche Agricole e Forestali, 2005. *Condizionalita': un nuovo rapporto tra agricoltura, ambiente e societa'*.
- Nannipieri, P. 1993. *Ciclo della sostanza organica nel suolo*. Patron, Bologna, Italy.
- Nardi, S.; Morari, F.; Berti, A.; Tosoni, M.; Giardini, L. 2004. Soil organic matter properties after 40 years of different use of organic and mineral fertilizers. *European Journal of Agronomy* 21:357-367.
- Oades, J.M., 1984. Soil organic matter and structural stability: mechanism and implications for management. *Plant Soil* 76: 319-337.
- Oades J.M., Waters, A.G., 1991. Aggregate hierarchy in soils. *Aust. J. Soil Res.* 29: 815-828.
- Oldelman, L.R. 1994. The global extent of soil degradation. In: Greenland DJ, Szabolcs I (eds) *Soil Resilience and Sustainable Land Use*. CAB International, Wallingford 99:118.

- Paustian, K., O. Andren, H. Janzen, R. Lal, P. Smith, G. Tian, H. Tiessen, M. van Hoordwijk, and P. Woormer. 1997. Agricultural soil as a sink to offset CO₂ emission. *Soil Use Management* 13:230-244.
- Peng, C.H., J. Guiot, e E. Vancampo. 1995. RECONSTRUCTION OF PAST TERRESTRIAL CARBON STORAGE IN THE NORTHERN-HEMISPHERE FROM THE OSNABRUCK-BIOSPHERE-MODEL AND PALAEODATA. *Climate Research* 5:107-118.
- Perez-Piqueres, A., W. Edel-Hermann, C. Alabouvette, e C. Steinberg. 2006. Response of soil microbial communities to compost amendments. *Soil Biology & Biochemistry* 38:460-470.
- Puget, P., C. Chenu, e J. Balesdent. 1995. TOTAL AND YOUNG ORGANIC-MATTER DISTRIBUTIONS IN AGGREGATES OF SILTY CULTIVATED SOILS. *European Journal of Soil Science* 46:449-459.(ed.) 1997.
- Reeves, D. W. 1997. The role of soil organic matter in maintaining soil quality in continuous cropping systems. *Soil Till. Res.*43, 131-167
- Saggar, S., A. Parshotam, G.P. Sparling, C.W. Feltham, e P.B.S. Hart. 1996. C-14-labelled ryegrass turnover and residence times in soils varying in clay content and mineralogy. *Soil Biology & Biochemistry* 28:1677-1686.
- Schutter, M.E., e J.J. Fuhrmann. 2001. Soil microbial community responses to fly ash amendment as revealed by analyses of whole soils and bacterial isolates. *Soil Biology & Biochemistry* 33:1947-1958.(ed.) 2007.
- Senesi, N., Plaza, C., Brunetti, G., Polo, A. 2007. A comparative survey of recent results on humic-like fractions in organic amendments and effects on native soil humic substances. *Conference proceeding*. 1244-1262

- Six, J., R.T. Conant, E.A. Paul, e K. Paustian. 2002. Stabilization mechanism of soil organic matter: Implication for C-saturation of soils. *Plant Soil* 241:155-176
- Six, J., E.T. Elliott, K. Paustian, e J.W. Doran. 1998. Aggregation and soil organic matter accumulation in cultivated and native grassland soils. *Soil Science Society of America Journal* 62:1367-1377.
- Six, J., E.T. Elliott, e K. Paustian. 1999. Aggregate and soil organic matter dynamics under conventional and no-tillage systems. *Soil Science Society of America Journal* 63:1350-1358.
- Six, J., E.T. Elliott, e K. Paustian. 2000a. Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. *Soil Biology & Biochemistry* 32:2099-2103.
- Six, J., E.T. Elliott, e K. Paustian. 2000b. Soil structure and soil organic matter: II. A normalized stability index and the effect of mineralogy. *Soil Science Society of America Journal* 64:1042-1049.
- Six, J., K. Paustian, E.T. Elliott, e C. Combrink. 2000c. Soil structure and organic matter: I. Distribution of aggregate-size classes and aggregate-associated carbon. *Soil Science Society of America Journal* 64:681-689.
- Smith, P., D.S. Powlson. 2000. Considering manure and carbon sequestration. *Science* 287:427-428.
- Stevenson, F.J., 1994. *Humus Chemistry: Genesis, Composition, Reaction*, 2nd ed. Wiley, New York.
- T.A.V. (Associazione tabacchicoltori veneti) *Relazione agronomica*, 2007

T.A.V. (Associazione tabacchicoltori veneti) Relazione agronomica, 2006

Tisdall, J.M., e Oades J.M. 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *J. Soil Science* 33:141-163

Walkley, A., Black, I.A., 1934. An examination of Degtjareff method for determining soil organic matter e a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil. Sci.* 37:29-38

Webb B.B., Tucker B.B. e Westerman R.L., 1980. The Magruder Plots: taming the prairies through research. Agricultural Experiment Station. Oklahoma State Univ., 15 pp

Weber, J.; Karczewska, A.; Drozd, J.; Licznar, M.; Licznar, S.; Jamroz, E.; Kocowicz, A. 2007 Agricultural and ecological aspects of a sandy soil as affected by the application of municipal solid waste composts. 1294-1302

Whalen, J.K., Q.C. Hu, e A.G. Liu. 2003. Compost applications increase water-stable aggregates in conventional and no-tillage systems. *Soil Science Society of America Journal* 67:1842-1847.

Wortmann, C.S., e C.A. Shapiro. 2008. The effects of manure application on soil aggregation. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 80:173-180.

Ringraziamenti

Desidero ringraziare per primi il Sign. Rino Vergolani ed il Prof. Maurizio Borin per aver reso possibile questa esperienza formativa.

Il Sign. Rino Vergolani, amministratore unico della ditta Repros Srl, per aver creduto nell'importanza di fare ricerca attivando con finanziamento il dottorato di ricerca. Lo ringrazio anche per la disponibilit  dimostrata in occasione del soggiorno di studi in Davis. Apprezzo particolarmente la sua solidariet  ed i suoi consigli che mi hanno aiutato a maturare professionalmente ed umanamente.

Il Prof. Maurizio Borin che ha reso possibile l'attivazione del dottorato ed ha supervisionato l'attivit , permettendomi di sviluppare idee ed iniziative personali, offrendomi cos  continue occasioni di crescita culturale e professionale.

Ringrazio:

Il gruppo Repros che mi ha sempre sostenuto e partecipato alla ricerca, aiutandomi nelle attivita' di campo.

La ditta Agrinord Srl che finanziando il progetto di ricerca ha permesso lo sviluppo di una tematica cos  attuale.

Tutto il gruppo Agrinord, in particolare il Rag. Sergio Franzini ed il Dott. Michele Zorzi per l'amicizia dimostrata.

La Prof.ssa Serenella Nardi del Dipartimento di Biotecnologie Agrarie che ha collaborato al progetto.

Il gruppo del laboratorio di chimica del suolo per il sostegno e l'aiuto nell'esecuzione delle analisi.

Il Prof. Johan Six, responsabile dell'Agroecology Lab., Department of Plant and Environmental Sciences in Davis, CA, USA, che mi ha accolto per un periodo formativo

presso il proprio laboratorio e nel gruppo di ricerca, rendendo possibile l'esecuzione di analisi fondamentali al conseguimento dei risultati.

La Dott.ssa Roberta Gentile del gruppo Six per la preziosa amicizia dimostrata, per gli insegnamenti sulla separazione degli aggregati e l'aiuto fornito.

I Prof.ri Antonio Berti e Francesco Morari per le consulenze in ambito statistico ed i loro suggerimenti.

Il Dott. Emanuele Lugato per le discussioni e i suoi suggerimenti.

La Dott.ssa Chiara Pagliarin per l'aiuto di campo, il supporto morale e la compagnia nelle trasferte casa-dipartimento.

Il Dott. Gianluca Simonetti per i consigli in laboratorio.

Il Dott. Riccardo Polese per l'aiuto nella gestione dei campioni in azienda sperimentale.

Il Dott. Massimo Zorzi della T.A.V. (tabacchicoltori associati veneti di Verona) per aver seguito le analisi qualitative su tabacco.

I Sig.ri Ernesto Casarotti, Patrizio Rudella e Mariano Piubello per aver ospitato nei propri terreni le prove.

Dall'ambito lavorativo passo alla sfera familiare:

l'abbraccio piu' forte a mia madre e mio padre che in tutti questi anni mi hanno accompagnato con rispetto e pazienza.

Appendice I -Legenda delle sigle utilizzate

SOM: soil organic matter, sostanza organica del suolo

SOC: soil organic carbon, carbonio organico del suolo

POM: particulate organic matter, particolato di sostanza organica

cPOM: coarse particulate organic matter: frazione organica grossolana

iPOM: intra particulate organic matter: frazione organica piu' fine presente all'interno degli aggregati

FORSU: frazione organica rifiuti solidi urbani

f-s-a: terreno franco-sabbioso-argilloso

L-argilloso: letame distribuito sul terreno argilloso

L-f-s-a: letame distribuito sul terreno franco-sabbioso-argilloso

L-sabbioso: letame distribuito sul terreno sabbioso

CO: ammendante compost; tesi compost

CP: ammendante compost e pollina; tesi compost e pollina

L: tesi letamica

M: tesi minerale

T: tesi testimone assoluto

NM: frazione minerale dell'azoto totale

NO: frazione organica dell'azoto totale

M: macroaggregati del suolo di dimensione $>250 \mu\text{m}$

m: microaggregati del suolo di dimensione $53-250 \mu\text{m}$

I+a: limo e argilla, particelle di dimensione $<53 \mu\text{m}$

cPOM: coarse particulate organic matter: frazione organica grossolana di dimensione $>250 \mu\text{m}$

mM: microaggregati protetti nei macro, di dimensione $53-250 \mu\text{m}$

I+a M: limo e argilla all'interno dei macroaggregati, di dimensione $<53 \mu\text{m}$

CU: carbonio umico del suolo

TKN: azoto organico e ammoniacale determinato con metodo Kjeldah