

UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DELLA TUSCIA DI VITERBO

DIPARTIMENTO DI PRODUZIONE VEGETALE

CORSO DI DOTTORATO DI RICERCA IN

ORTOFLOROFRUTTICOLTURA - XIX CICLO

Anno Accademico 2006-07

**Studio dei processi di mobilizzazione dell'azoto e del carbonio nel
sistema suolo-pianta su coltura di patata (*Solanum tuberosum* L.)
fertilizzata con compost**

Settore scientifico-disciplinare AGR 02

Coordinatore: Prof. Francesco Saccardo

Tutor: Prof. Benedetto Lo Cascio

Dottorando: Fabio Pieruccetti

Riassunto.....	5
Abstract	6
1. Introduzione.....	8
1.1. ORIENTAMENTI ATTUALI NELLA GESTIONE DEI RIFIUTI E DELLE BIOMASSE VEGETALI DI SCARTO.....	8
1.2. IL COMPOST	9
1.3. UTILIZZO DEL COMPOST IN AGRICOLTURA.....	13
1.4. I MODELLI DI SIMULAZIONE DEL CICLO DEL CARBONIO E DELL'AZOTO.....	16
1.5. IL MODELLO DAISY	24
2. Obiettivi della ricerca.....	33
3. Materiali e metodi.....	33
3.1. LOCALIZZAZIONE DELLA PROVA SPERIMENTALE.....	33
3.2. SCHEMA SPERIMENTALE E TRATTAMENTI.....	34
3.2. ITINERARIO TECNICO DELLA COLTURA	34
3.2.1. <i>Specie e varietà utilizzata</i>	34
3.2.2. <i>Fertilizzazione</i>	35
3.2.2.1. Asportazioni della coltura.....	36
3.2.2.2. Apporti naturali di N.....	36
3.2.2.3. Perdite naturali di N	37
3.2.2.4. Definizione della dose di compost da somministrare	38
3.2.3. <i>Il compost utilizzato</i>	38
3.2.3.3. La distribuzione del compost	42
3.2.2.9- La concimazione minerale di sintesi	44
3.2.3. <i>Lavorazioni del terreno</i>	45
3.2.4. <i>Irrigazione</i>	46
3.2.5. <i>Controllo delle infestanti e difesa fitosanitaria</i>	47
3.3. ANDAMENTO METEOROLOGICO.....	47
3.4. RILIEVI EFFETTUATI	47
3.4.1. <i>Rilievi sulla coltura</i>	48
3.4.1.1- Analisi dell'accrescimento e della produzione finale.....	48
3.4.1.6. Rilievi della radiazione fotosinteticamente attiva (PAR) e stima indiretta del LAI	51
3.4.1.7. Rilievi della copertura del suolo.....	52
3.4.1.8- La fenologia ed altezza delle piante	54
3.4.1.5- Contenuto di azoto degli organi della pianta	56
3.4.1.5.1- Contenuto di carbonio degli organi della pianta	56
3.4.1.5.2- Metodo loss on ignition (LOI)	59
3.4.1.5.3- Metodo per ossidazione con bicromato (Springer-Klee)	60
3.5- RILIEVI SUL SUOLO	63
3.5.1- <i>Campionamento e conservazione campioni</i>	63
3.5.2- <i>Tessitura</i>	63
3.5.3- <i>Densità apparente</i>	64
3.5.4- <i>Contenuto idrico</i>	65
3.5.4.1- Il metodo termo-gravimetrico.....	65
3.5.4.2- Il metodo della riflettometria nel dominio del tempo (TDR).....	66
3.5.4.2.1- Calibrazione di laboratorio	69
3.5.4.2.2- Rilievi di campo.....	72
3.5.5- <i>La temperatura del suolo</i>	72
3.5.5.1- La calibrazione delle sonde	75
3.5.5.2- Le misure di campo.....	75
3.5.6- <i>Analisi del carbonio totale del suolo</i>	76
3.5.6.1- Separazione della frazione organica macroscopica (FOM)	77
3.5.6.2- Analisi del carbonio organico del suolo	77
3.5.7- <i>Determinazione dell'azoto del terreno:Premessa</i>	78

3.5.7.1- Analisi azoto totale	79
3.5.7.2- Analisi dell'azoto minerale:Premessa	83
3.5.7.2.1- Estrazione dell'azoto minerale.....	83
3.5.7.2.2- Analisi dell'azoto ammoniacale.....	84
3.5.7.2.3- Analisi dell'azoto nitrico	85
3.5.8- Determinazione della respirazione del suolo	86
Risultati	91
4.1- ANDAMENTO METEOROLOGICO	91
4.3- BIOMASSA PRODOTTA DALLA COLTURA. ANNO 2005	94
4.4- BIOMASSA PRODOTTA DALLA COLTURA. ANNO 2006	101
4.5- FENOLOGIA 2005	106
4.6- FENOLOGIA 2006	107
4.7- ALTEZZA PIANTE 2005	110
4.8- ALTEZZA PIANTE 2006	111
4.9- LA COPERTURA DEL SUOLO, ANNO 2005	112
4.10- LA COPERTURA DEL SUOLO, ANNO 2006	112
4.11- CALIBRAZIONE DEL METODO DI STIMA DEL LAI	114
4.11.1- LAI anno 2005.....	115
4.11.2- LAI anno 2006.....	116
4.12- RISULTATI ANALISI DEL CARBONIO	118
4.13- RISULTATI ANALISI DELL'AZOTO	123
4.13.1- Anno 2005.....	123
4.13.2- Anno 2006.....	127
4.13.3- Indici di efficienza dell'uso dell'N.....	129
4.14- TESSITURA DEL SUOLO	131
4.15- DENSITÀ APPARENTE	131
4.16- ANALISI DEL CONTENUTO IDRICO DEL SUOLO - CALIBRAZIONE	132
4.16.1- Risultati dei rilievi di umidità del suolo. Anno 2005.....	138
4.16.2- Risultati dei rilievi di umidità del suolo. Anno 2006.....	140
4.17- TEMPERATURA DEL SUOLO - CALIBRAZIONE.....	142
4.17.1- Risultati delle misurazione di temperatura del suolo.....	146
4.18- LA RESPIRAZIONE DEL SUOLO- PROVA IMPERMEABILITÀ CAMERE	150
4.18.1- Flusso CO ₂ dal suolo, anno 2005.....	151
4.18.2- Flusso CO ₂ dal suolo, anno 2006.....	152
4.18.3- Flussi cumulati CO ₂	155
4.19- CONTENUTO DI CARBONIO ORGANICO DEL SUOLO	156
4.19.1- Frazione di sostanza organica macroscopica (FOM).....	157
4.19.2- Frazione di carbonio organico del suolo minore di 2 mm (SOC).....	161
4.20- BILANCIO DEL CARBONIO	165
4.21- RISULTATI ANALISI N- CONFRONTO TRA DUE METODICHE: NTK vs DEVARDA.....	167
4.21.1 Azoto totale (N-tot) nel suolo.....	168
4.21.2 Azoto minerale (N-NH ₄ ⁺ e N-NO ₃ ⁻).....	170
4.24.3- Azoto organico (N-org).....	174
Discussione.....	178
1. SVILUPPO DELLA COLTURA.....	178
2- IL TERRENO	181
Conclusioni.....	187
Allegato 1.....	189
A	189
B.....	189
C	189
D.....	189
E.....	190

F.....	190
G.....	190
Allegato 2.....	191
A.....	191
B.....	192
Bibliografia.....	193

Riassunto

Titolo: Studio dei processi di mobilizzazione dell'azoto e del carbonio nel sistema suolo-pianta su coltura di patata (*Solanum tuberosum* L.) fertilizzata con compost

L'utilizzo del compost in colture ortive di pieno campo costituisce un'interessante possibilità per poter riciclare biomasse di scarto, con numerosi vantaggi sia dal punto di vista ambientale che dal punto di vista economico. Il compost può costituire un'importante risorsa, soprattutto in realtà agricole in cui non sono disponibili (a costi compatibili con i bilanci colturali), altre tipologie di ammendanti organici quale il letame. Numerosi studi hanno infatti mostrato che il compost ha effetti positivi sulla qualità del suolo e può essere considerato un'importante fonte di elementi nutritivi per le piante.

Tuttavia per poter gestire in maniera corretta la fertilizzazione ed integrare utilmente il compost negli itinerari tecnici delle colture ortive di pieno campo, è importante conoscerne le dinamiche di rilascio degli elementi nutritivi.

Nessuno degli studi effettuati finora per valutare il rilascio dell'azoto dopo l'incorporazione del compost nel suolo è stato realizzato in agroecosistemi del Centro-Italia. Pertanto l'obiettivo del presente lavoro è stato quello di quantificare, in pieno campo in un ambiente del Centro-Italia, i tassi di mineralizzazione del carbonio e dell'azoto nel suolo dopo l'incorporazione del compost.

E' stata allestita una prova in pieno campo per valutare il comportamento del compost nella fertilizzazione della coltura di patata, molto diffusa nell'area di studio dell'Alto Lazio.

Sono state messe a confronto tre diverse modalità di fertilizzazione: a) fertilizzazione esclusivamente tramite compost b) fertilizzazione esclusivamente con concime minerale di sintesi c) fertilizzazione combinata (50% da compost e 50% da concime minerale di sintesi). Le tesi sono state confrontate con un controllo non fertilizzato. Lo schema utilizzato è stato quello a blocchi randomizzati con tre repliche per la durata di due anni.

Lo studio ha approfondito aspetti poco noti delle dinamiche di mineralizzazione del compost in condizioni di pieno campo, come il rilascio della CO₂ dal suolo. Il flusso della CO₂ è stato misurato mediante l'impiego di camere statiche con trappola ad alcali.

Oltre al comportamento vegeto-produttivo della coltura ed allo contenuto di azoto e carbonio delle componenti della biomassa, sono stati monitorati i principali parametri fisici del suolo che influenzano la mineralizzazione: il contenuto in acqua tramite sistema TDR, e la temperatura

mediante misura diretta. E' stato infine redatto, utilizzando i rilievi effettuati sulla coltura e sul suolo, un bilancio del carbonio e dell'azoto.

I dati ottenuti hanno mostrato che la risposta produttiva delle diverse tesi fertilizzate è stata equivalente e che il comportamento vegetativo delle tesi fertilizzate con il compost si è rivelato in alcuni casi migliore delle tesi con concime minerale. I risultati a fine sperimentazione hanno evidenziato un notevole incremento del contenuto in carbonio organico e di azoto organico nel suolo delle parcelle fertilizzate con il compost. Il valore del tasso di mineralizzazione del carbonio è risultato essere intorno ad un 8-11% mentre il tasso di mineralizzazione dell'azoto compreso tra l'11 ed il 35%. L'evoluzione cumulata della CO₂ dal suolo durante il biennio è stata considerevolmente superiore nella tesi fertilizzata con il solo compost rispetto sia alla tesi controllo, che alla tesi fertilizzata con concime minerale di sintesi. Comunque il bilancio del carbonio per la durata della sperimentazione ha registrato un incremento di carbonio del suolo pari a circa 21,4 e 9,3 Mg C ha⁻¹ rispettivamente per la tesi 100% compost e per la tesi 50% compost, a fronte di un apporto di pari a circa 38 e 19 Mg C ha⁻¹. Si ha quindi una resa media di sequestro di C pari a circa il 56% nel caso di utilizzo di solo compost e del 49% con compost più concime minerale. Questi dati evidenziano il ruolo che il compost può svolgere nelle diverse strategie di sequestro del carbonio per contrastare l'aumento di CO₂ in atmosfera.

Abstract

Title: Study of nitrogen and carbon mobilization in the soil-plant system in the potato (*Solanum tuberosum* L.) crop fertilised with compost.

Compost use in field horticultural crops is an interesting option for recycling organic wastes, with several environmental and economic advantages. Compost can be an important resource especially in farming contexts where other types of organic fertilisers, such as farm yard manure, are not available. Several studies have shown that compost can have positive effects on soil quality and can be considered as an important source of plant nutrients.

However, in order to manage correctly the application, and to introduce profitably compost in field horticultural crops husbandry practices, it is necessary to know the time course of release of the main plant nutrients.

None of the studies done so far, on the release of nitrogen after compost incorporation in the soil, has been carried out in Central Italy. Therefore, the objective of the present work was that of

quantifying, at the field scale in the environmental context of Central Italy, nitrogen and carbon mineralisation rates after the incorporation of compost into the soil.

A field trial was set up in order to assess the behaviour of compost in the fertilisation of the potato crop, widely grown in the study area of Northern Latium.

Three different fertilisation strategies were compared: a) fertilisation using only compost, b) fertilisation using only mineral fertiliser, c) combined fertilisation (50% compost and 50% mineral fertiliser). A randomised blocks design with three replicates was used for two growing seasons.

The study revealed less known aspects on the dynamics of compost mineralisation in open field conditions, such as CO₂ release. CO₂ fluxes were measured using non-steady-state-non-through-flow chambers.

In addition to crop growth and production and C and N content of biomass components, the main soil physical variables influencing mineralisation were monitored: soil water content using TDR system and soil temperature. Finally carbon and nitrogen balances were drawn using crop and soil measurements.

The results have shown that yield was equivalent among the different treatments and that compost fertilised crop growth was in some occasions even improved as compared to treatments receiving only mineral fertiliser. Results at the end of the trial have shown a considerable increase in soil organic carbon and nitrogen in compost fertilised plots. Organic carbon mineralisation rate resulted to be between 8 and 11%, while nitrogen mineralisation rate was between 11 and 35%. Cumulative CO₂ emission from the soil for the two growing seasons was considerably higher in the treatment receiving only compost as compared to the treatment receiving mineral fertiliser and the control. However carbon balance for the duration of the field trial revealed an increase in soil organic carbon of 85%, and 37% as compared to the control.

These data suggest a potential role of compost use in agriculture within the strategies for carbon sequestration in order to combat atmospheric CO₂ increase.

1. Introduzione

1.1. Orientamenti attuali nella gestione dei rifiuti e delle biomasse vegetali di scarto

Con il Decreto Legislativo n. 22 del 5-2-1997, meglio noto come “decreto Ronchi” l’Italia ha intrapreso, nella gestione dei rifiuti, una strategia che prevede, al primo posto nelle opzioni di gestione, la riduzione della produzione di rifiuti, seguito dal recupero dei materiali (riciclaggio) e dal trattamento termico con recupero di energia. Questo ha determinato un progressivo incremento della raccolta differenziata e del compostaggio, testimoniato dall’incremento del numero di impianti e delle quantità dei rifiuti destinati al compostaggio (Fig.1).

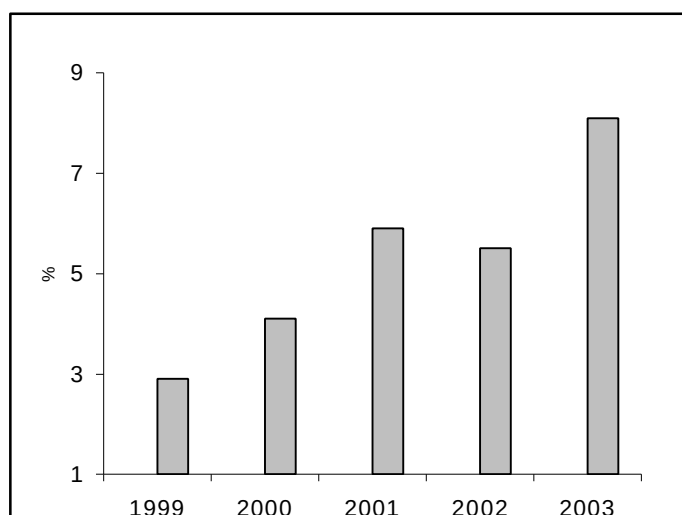


Fig. 1. Frazione dei rifiuti totali destinata alla produzione di compost nel periodo 1999-2003 (modificato da APAT-ONR (2004)).

Il sistema di compostaggio di matrici selezionate è da considerarsi vicino alla saturazione nel Nord del Paese, mentre presenta delle notevoli potenzialità di sviluppo per le aree del Centro e particolarmente del Sud Italia in virtù del miglioramento del sistema della raccolta differenziata (APAT-ONR 2005). Date queste premesse di carattere generale è ragionevole aspettarsi nei prossimi anni un ulteriore incremento della produzione di compost da biomasse selezionate di scarto e presumibilmente anche del loro utilizzo come fertilizzante in agricoltura (Centemero e Caimi 2001).

In questa cornice si è inserito il progetto europeo FertiLife, finanziato dalla Commissione Europea sul capitolo Life Ambiente (LIFE 02 ENV/IT/000089) nel periodo 2003-2006, realizzato dal Consorzio Agrital Ricerche, l'AMA spa di Roma in collaborazione con il DIPROV dell'Università della Tuscia ed coordinato dall'Agenzia Regionale per lo Sviluppo e l'Innovazione dell'Agricoltura del Lazio (Pieruccetti et al 2005). Questo progetto si proponeva di verificare la possibilità di sostituire le tradizionali tecniche di concimazione minerale di sintesi con pratiche di fertilizzazione organica mediante compost. Pertanto come raccomandato dalla direttiva nitrati (91/676/CEE) e come successivamente confermato dal “Reports of the Technical Working Groups Established under the Thematic Strategy for Soil protection” (2004) si è provveduto alla redazione di piani di fertilizzazione specifici per ciascun terreno e per ciascuna coltura coinvolta nel progetto. Subito sono apparse le difficoltà di prevedere nel nostro ambiente pedoclimatico le dinamiche di rilascio degli elementi fertilizzanti dal compost essenziali per definire le dosi ottimali di compost da distribuire. La limitata disponibilità di informazioni ci ha spinto ad allestire una ricerca più approfondita in un sistema integrato dove fosse possibile valutare l'insieme delle variabili (suolo-pianta-atmosfera) coinvolte nella mineralizzazione del compost.

1.2. Il compost

Il compostaggio è una tecnica usata per il riciclaggio di diverse tipologie di rifiuti di matrice organica (AMA 2000). E' un trattamento biologico aerobico che tende a mineralizzare le sostanze organiche maggiormente fermentescibili e ad trasformare le sostanze organiche più complesse in molecole umiche più stabili. Il prodotto che se ne ottiene si presenta quindi come un terriccio di colore bruno, generalmente inodore e caratterizzato generalmente da un contenuto di umidità compreso tra il 30 e il 50%; la sua struttura fisica è sostanzialmente omogenea, mentre la dimensione media delle particelle che lo compongono dipende dal tipo di raffinazione cui è stato sottoposto (Figura 2). Il compost destinato ad impieghi di pieno campo deve possedere alcuni requisiti base indispensabili:

- Assenza di patogeni e di semi vitali;
- Assenza di odori sgradevoli;
- Assenza di fattori fitotossici;
- Basso contenuto in metalli pesanti ed elementi estranei (vetro, ferro, plastica, etc.);

- Elevato contenuto di sostanza organica sufficientemente stabilizzata;
- Equilibrato contenuto in elementi nutritivi;
- Distribuzione dimensionale delle particelle adeguata alla tecnica di applicazione, ovvero un grado di raffinazione non elevato (10-25 mm) che garantisca una buona omogeneità.

Il compost è classificato dalla legge italiana (D. Lgs 217/06 ex 748/84 e succ. modd.) come Ammendante Compostato Verde se derivato da scarti verdi ed Ammendante Compostato Misto se derivato da compostaggio di scarti verdi miscelati ad altre biomasse (frazione organica dei rifiuti solidi urbani, fanghi, scarti agroindustriali, ecc.). Le caratteristiche analitiche del compost variano in maniera rilevante in funzione delle matrici organiche trattate e della tecnologia di compostaggio adottata, ma comunque possono essere individuati dei valori medi da prendersi quale riferimento generale per stimarne le proprietà e quindi le sue potenzialità di impiego.

Nella tabella 1 vengono di seguito riportati i valori analitici medi delle principali caratteristiche agronomiche di tre differenti tipologie di compost individuate in base alle matrici di partenza (scarti alimentari, scarti verdi e fanghi), a confronto con le caratteristiche dei due prodotti ammendanti tradizionali più diffusi e che il compost può in diversa misura, surrogare. I dati riportati sono frutto di analisi effettuate su differenti campioni di compost ed archiviate nella "Banca Dati Ammendanti e Substrati" allestita e gestita dal DIFCA dell'Università di Milano e dalla Scuola Agraria del Parco di Monza.



Fig.2- Aspetto fisico di un compost (ammendante compostato misto) con un contenuto di umidità del 39% circa

Tab.2- Principali caratteristiche fisico-chimiche del compost, del letame e della torba. I valori se non diversamente riportato si riferiscono al contenuto percentuale sulla sostanza secca

Parametro	Amm. Compost. Misto (11) ^a			Amm. Compost. Verde (21) ^a			Letame	Torba
	min	max	media	min	max	media	Media	Media
Azoto totale %	1,1	2,22	1,79	0,7	1,55	1,07	2,2	0,9
pH	7,09	8,91	8,15	6,78	8,52	7,81	8,3	5,6
Carbonio organico %	14,59	29,79	25,37	10,58	37,83	21,84	35,0	39,6
Rapporto C/N	11,91	17,34	14,25	10,35	50,34	21,73	15,9	55,6
CES (dSm ⁻¹)	1,57	10,88	3,73	0,14	2,16	0,98	2,60	0,40
Fosforo totale (P ₂ O ₅) %	0,6	2,4	1,4	0,2	1,2	0,5	1,9	0,1
Potassio totale (K ₂ O) %	0,2	4,9	1,3	0,08	0,9	0,4	1,7	0,1
Magnesio (MgO) %	0,48	2,32	1,53	0,40	2,73	1,1	n.d.	0,2
Manganese (mg kg ⁻¹)	196,5	394,2	294,3	90,1	556,6	303,3	n.d.	63,2
Ferro (mg g ⁻¹)	4,92	22,96	13,60	0,01	13,50	2,69	n.d.	1,48

a) numero di campioni di compost di diversa origine analizzati; n.d. non determinato. Tratta da Genevini, Compost e agricoltura. Fondazione Lombardia per l'Ambiente 1998

Il valore medio del pH dei compost oscilla dal neutro al subalcalino. Sono valori questi che non

precludono, in alcun modo, l'utilizzo del compost in ambiti agricoli estensivi cui invece è richiesto essenzialmente un buon contenuto in sostanza organica e una maturazione sufficiente. Dall'analisi della tabella riportate si evince che:

- il compost da soli scarti verdi, ovvero derivato dal compostaggio degli scarti vegetali della manutenzione del verde, presenta delle caratteristiche fisico-chimiche apprezzabili ed una limitata salinità rispetto al letame con valori che possono avvicinarsi a quello della torba. Questo determina una maggior compatibilità tra la matrice organica e la pianta con un impiego meno problematico in buca di piantagione e in tutte le pratiche agronomiche che prevedono un diretto contatto con l'apparato radicale. Proprio quest'ultimo parametro presuppone l'idoneità all'impiego di compost verde nella costituzione di terricci per il florovivaismo. Di contro, un compost da scarti verdi, soprattutto se prodotto da matrici ad elevata componente legnosa, presenta valori in elementi nutritivi, principalmente azoto e ancora di più per quanto concerne fosforo e potassio, inferiori rispetto ai letami;
- il compost misto, invece, è in grado di garantire, oltre all'apporto in sostanza organica umificata (funzione ammendante) anche un apporto di elementi nutritivi più completo (N-P-K e microelementi). Si può notare anche una certa ricchezza in magnesio e ferro nei compost derivanti da scarti alimentari e la dotazione elevata in fosforo dei compost da scarti zootecnici. Ciò garantisce buone prestazioni nel caso della concimazione organica. In particolare, le attività agricole specializzate forti consumatrici di sostanza organica, quale ad esempio l'orticoltura, ma anche le colture da rinnovo ed i reimpianti in viticoltura e frutticoltura, si avvalgono fortemente del potere fitonutritivo di questi prodotti compostati. I limiti principali sono talvolta l'eccessiva salinità ed l'elevato pH.

Definite le caratteristiche essenziali del compost risulta particolarmente importante, l'individuazione delle dosi ottimali di impiego in pieno campo. L'approccio che di norma viene seguito per la determinazione di queste segue uno dei due schemi di base che prendono in considerazione principalmente o la proprietà ammendante o quella fitonutritiva.

Il primo approccio è quello più tradizionale e che, al pari degli altri ammendanti, assume come scopo fondamentale della fertilizzazione il mantenimento/arricchimento del contenuto di sostanza organica del suolo. Il calcolo delle quantità necessarie si basa fondamentalmente sulla redazione di bilancio umico del terreno oggetto della fertilizzazione (Costantini 1995, Centemero 2002). Il secondo approccio prevede di considerare il compost alla stregua di un concime organico a tutti gli effetti e quindi di definire le dosi ottimali di impiego mediante la redazione di un bilancio, più o

meno semplificato, dell'elemento che più si ritiene condizionare l'effetto fertilizzante, esempio l'azoto o il fosforo (Gabrielle et al. 2005; Egball et al. 2004; Warman 2001).

1.3. Utilizzo del compost in agricoltura

Il compost può essere utilizzato nei terreni destinati alla produzione di derrate alimentari sia in pieno campo che in coltura protetta, per l'allestimento di verde pubblico ornamentale o destinato ad attività sportive e ricreative, per la preparazione di terricci per il florovivaismo ecc. (Pinamonti e Cementero 1997; Centemero e Caimi 2001). Una volta incorporato nel terreno, durante il processo di degradazione, il compost rilascia lentamente elementi minerali (N, P, K, e microelementi) utili per la nutrizione vegetale (Genevini e Zaccherò 1998). Al compost si attribuiscono anche benefici effetti sulle caratteristiche biologiche e fisiche del terreno grazie alle sue proprietà ammendanti (Pinamonti 1997; Vigna-Guidi 1992). Viceversa il suolo, in concomitanza con le specifiche condizioni microclimatiche e microbiologiche, influisce sulla decomposizione del compost aggiunto.

La decomposizione del compost dipende:

- dal contenuto di carbonio organico e dal rapporto C/N;
- dalla temperatura del suolo;
- dal contenuto idrico del suolo;
- dallo stato del terreno compreso il contenuto in nutrienti ed il pH;
- dal metodo di applicazione (es. incorporazione, distribuzione superficiale);
- tasso di applicazione

I processi di decomposizione coinvolgono un ampio e differente numero di organismi, nelle fasi iniziali predominano i macroorganismi, nelle fasi più avanzate i microrganismi (Nortcliff e Amlinger 2001). La CO₂, la biomassa microbica e la sostanza organica più resistente sono i principali prodotti della decomposizione del compost.

Sperimentazioni di laboratorio hanno dimostrato che la decomposizione del compost è funzione del grado di maturità dello stesso e generalmente abbastanza bassa (6-8%). Generalmente le matrici organiche non compostate hanno un tasso di degradazione più alto di quelle compostate (20-60%, Zwart 2001).

Nel compost oltre al carbonio è presente l'azoto nelle sue forme organica e minerale. Come il carbonio anche l'azoto è soggetto ad una differente mineralizzazione in funzione della natura del compost con una maggiore variabilità rispetto a quella evidenziata per il C (10-48%, Zwart 2001).

Se si considera che la maggior parte dell'azoto presente in un compost è costituito da azoto legato alla matrice organica (> 90%), le dinamiche dell'azoto risultano essere strettamente legate a quelle del carbonio e di conseguenza il ciclo dell'azoto e quello del carbonio non possono essere studiati separatamente (Amlinger et al., 2003, Shaffer e Ma 2001).

L'applicazione del compost in pieno campo può determinare dei problemi ambientali quali l'incremento della lisciviazione degli elementi nutritivi nelle acque, principalmente nitrati, fosforo e composti organici (Jakobsen 1996; Gerke et al., 1999; Eghball et al., 2004).

Molti esperimenti sono stati condotti su questa tematica con risultati talvolta contraddittori. In esperimenti condotti nel Sudovest dell'Inghilterra un compost da rifiuti urbani selezionati distribuito nelle dosi di 50 e 100 Mg ha⁻¹ (sulla sostanza fresca) su un terreno di medio impasto aveva fatto registrare un livello di nitrati nel suolo uguali a quelli che si trovavano nelle tesi fertilizzate con il concime minerale. Viceversa in esperimenti condotti nel Sudest dell'Inghilterra su un terreno franco-sabbioso si era registrato un livello di nitrati uguale alla tesi non fertilizzata (Hartl et al., 2001). Generalmente si ritiene che nelle condizioni pratiche di utilizzo del compost il valore dell'azoto nitrico lisciviato possa essere più alto rispetto ad un terreno senza fertilizzazione di un valore compreso tra 0-50 kg ha⁻¹ (Amlinger et al., 2003).

La distribuzione del compost può anche determinare un progressivo accumulo di metalli pesanti (Hg, Cu, Cr, Cd, Ni, Zn) e di composti organici inquinanti (xenobiotici organici) nei terreni con la potenzialità di entrare a far parte della catena alimentare umana (Businelli et al. 1990, Genevini et al. 1998; Pinamonti et al. 1997; AROMIS 2004; Madrid et al. 2007).

Se da un lato il miglioramento delle tecniche di compostaggio (selezione delle matrici) può ridurre il rischio dell'apporto al terreno di sostanze non desiderate e potenzialmente pericolose, dall'altro il problema della perdita degli elementi nutritivi, e particolarmente dell'azoto, risulta difficilmente eliminabile.

Il presumibile incremento di produzione del compost che si registrerà nei prossimi anni, (specialmente di quello derivante da rifiuti urbani) e la ragionevole previsione di un progressivo aumento dell'impiego anche per lunghi periodi sui terreni agricoli, fa immaginare che si registrerà un lento incremento del contenuto di sostanza organica nel suolo. Questo fatto è sicuramente auspicabile, data la nota tendenza al depauperamento registratasi degli ultimi 20-30 anni, ma c'è anche da sottolineare che questo incremento determinerà un aumento della disponibilità di azoto derivante dalla potenziale attività di mineralizzazione. Se ciò è sicuramente utile per la nutrizione delle piante, una sua scorretta gestione può ripercuotersi sia sulla produttività delle colture stesse sia sulla qualità delle acque sia profonde che superficiali. Un incremento dell'attività potenziale di

mineralizzazione dell'azoto richiede l'individuazione di opportune tecniche per la gestione delle colture sottoposte a trattamento con compost (He et al. 2000). In sostanza come riportato dalla Commissione europea *"the application of Exogenous Organic Matter (es. compost) on soil is in principle recommended if it is of an appropriate quality and if it is applied according to good practices"* (Marmo et al. 2004)

Le ricerche sulla mineralizzazione del compost e sul relativo rilascio di azoto in forma disponibile per le piante sono relativamente recenti e non molto numerose nel nostro paese. In particolare sono stati realizzati studi di breve durata realizzati in condizioni di laboratorio (Levi-Minzi et al., 1990, Adani e Tambone 1998) o studi che, allestiti con altre finalità affrontano la tematica disponibilità dell'azoto in maniera secondaria (Morra et al., 2003; Rinaldi et al., 2004). Ancora più limitate sono le ricerche specifiche effettuate in condizioni di pieno campo (Giusquiani et al. 1995; CRPV 2005). Queste ultime, vedendo coinvolte le molteplici variabili del sistema suolo-pianta-atmosfera, sono le uniche che possono tentare di fornire delle valide indicazioni sul comportamento del compost una volta incorporato nel terreno (He et al. 2000). Spesso però il limite che hanno evidenziato queste ricerche è legato al fatto che i risultati che fornivano sono "sito-specifici" e che difficilmente sono applicabili ad altre realtà pedoclimatiche differenti.

Per dirla con Morra (2003) *"ad oggi poco si conosce dei tassi di mineralizzazione delle diverse sostanze organiche impiegabili in contesti pedoclimatici diversi per cui diventa difficile fare previsioni precise sui rilasci di azoto e sui tempi di mineralizzazione della sostanza organica"*

Nei piani di fertilizzazione organica suggeriti nella letteratura tecnica i valori di azoto disponibile derivanti dall'impiego del compost sono ricavati da sperimentazioni svolte in agroecosistemi sostanzialmente differenti dai nostri, come ad esempio quelli del centro-nord Europa o nord americani (Amlinger et al., 2003, Centemero 2002; Rossi 2003).

Infatti in questi paesi sono in corso esperimenti di "lungo periodo" per monitorare la sostenibilità di sistemi colturali comprendenti l'impiego di ammendanti organici principalmente letame (Shaffer e Ma 2001) e compost mediante la valutazione delle dinamiche di trasformazione/mineralizzazione dell'azoto e del carbonio (Amlinger et al., 2003; Zwart 2001; He et al., 2000).

Però come sottolineato nel "Reports of the Technical Working Groups Established under the Thematic Strategy for Soil protection" (2004) non è possibile individuare una regola di carattere generale per l'uso del compost, perché questo è dipendente da molti fattori come: la qualità del compost, la granulometria, il contenuto e la disponibilità dei nutrienti, il sistema colturale, le condizioni climatiche e le proprietà del suolo. Pertanto una buona pratica agricola deve necessariamente adattarsi alle specifiche condizioni pedoclimatiche. Pertanto l'applicazione dei tassi

di mineralizzazione del centro-nord Europa a tutte le nostre realtà pedoclimatiche può non essere particolarmente appropriato.

Le informazioni sul comportamento del compost nel terreno nei nostri agroecosistemi mediterranei non sono ancora sufficienti per l'individuazione di idonee strategie di gestione.

Da quanto sottolineato risulta che per ottenere dei risultati tecnico-applicativi utili con validità “generale” da esperimenti puntuali sulle dinamiche di trasformazione, mineralizzazione dell’azoto e del carbonio nel suolo derivanti dall’uso di compost è essenziale pianificare, realizzare e valutare le sperimentazioni in un sistema interpretativo complesso ed integrato. Un aiuto in questo senso lo può offrire l’uso di modelli matematici di simulazione sulle dinamiche dell’azoto e del carbonio nel sistema suolo-pianta-atmosfera.

Infine ultimo fattore, in ordine di tempo, importante legato all’impiego del compost è che può svolgere un ruolo importante nelle strategie che la UE mette in campo in relazione al Protocollo di Kyoto sui cambiamenti climatici. Infatti come riportato dal “Reports of the Technical Working Groups Established under the Thematic Strategy for Soil protection” (2004) *“l’uso del compost sul suolo viene raccomandato perché è un modo efficace per incrementare il contenuto di sostanza organica dei suoli ed per sottrarre temporaneamente la CO₂ dall’atmosfera contribuendo così a combattere gli effetti dei gas serra”*.

1.4. I modelli di simulazione del ciclo del carbonio e dell’azoto.

Nella impostazione e nella raccolta delle informazioni necessarie per questa sperimentazione si è cercato di fare in modo che queste potessero essere successivamente utilizzate per la validazione di un modello di simulazione per il ciclo del C e dell’N nei nostri agroecosistemi. In futuro le simulazioni elaborate dal modello potrebbero servire come base per suggerire delle linee guida per pratiche più ecosostenibili di utilizzo del compost in agricoltura.

Per poter utilizzare le informazioni raccolte in un modello di simulazione è fondamentale individuare e studiare questi modelli prima di avviare qualsiasi campagna di raccolta dati. Pertanto la prima fase del presente lavoro è stata diretta alla ricerca dei modelli sulle dinamiche del C e dell’N del suolo attualmente esistenti in letteratura.

La formulazione dei primi modelli risale agli anni ‘40 con i lavori di Jenny (1941), Henín e Dupuis (1945) e di Olson (1963). Lo sviluppo e l’introduzione di computer dotati di sufficiente velocità e memoria, avvenuta nei primi anni del 1970, ha generato una notevole accelerazione allo sviluppo di

modelli di simulazione delle dinamiche del carbonio e dell'azoto nel suolo, favorendone lo sviluppo di più complessi e più dettagliati sia in Europa (Beek e Frissel 1973) che negli Stati Uniti (Dutt et al. 1972). Alla fine degli anni '70 altri modelli a complessità sempre crescente sono stati proposti dagli studiosi.

Nella prima metà degli anni '80, si sono sviluppati e diffusi dei modelli del carbonio e dell'azoto del suolo più complessi in grado di simulare l'effetto delle principali pratiche agronomiche sul ciclo dei due elementi. Si sviluppano così dei modelli "gestionali" che si integrano ai modelli elaborati per lo sviluppo delle colture agricole. Tra questi si possono ricordare il CENTURY (Parton et al. 1983), NCSOIL (Molina et al. 1983), EPIC (Williams e Renard 1985), CERES (Ritchie et al. 1986), NTRN (Shaffer e Larson 1987), LEACHM (Wagenet e Hutson 1987) negli Stati Uniti; ed PAPRAN (Seligman e van Keulen 1981), SOILN (Johnsson et al. 1987) ed AMINO (Berghuijs et al. 1985) in Europa.

Nel periodo che va dalla fine degli anni '80 fino a tutti gli anni '90 i ricercatori si sono occupati di rifinire e migliorare modelli già sviluppati negli anni '80. Questo vale per NTRM, LEACHM, CENTURY, SOILN e AMINO. Ma ulteriori modelli venivano sviluppati da altri gruppi di ricerca; come ad esempio DAISY (Hansen et al 1990), NLEAP (Shaffer et al 1991), SUNDIAL (Bradbury et al. 1993), CANDY (Franko 1996), ECOSYS (Grant 1997) e ICBM (Knisel e Katterer 1997). Nei nostri giorni l'interesse degli sviluppatori è rivolto a potenziare l'impiego di questi modelli mediante l'integrazione con la rete di Internet. Inoltre l'integrazione tra i modelli ed i geographic information systems (GIS) ed il global positioning systems (GPS) fornirà la base per l'implementazione di nuova potenzialità nell'uso dei modelli fornendo la possibilità di formulare delle strategie gestionali ed applicazioni sito-specifiche.

Tutti i modelli che si sono sviluppati a partire dalla metà degli anni '80 hanno una forte tendenza a mettere in rilievo e sottolineare i meccanismi biologici, chimici e fisici che stanno alla base dei processi coinvolti nel modello. Alcuni di questi modelli hanno come elemento principale la previsione dei cambiamenti del contenuto della sostanza organica e sequestro del carbonio nel suolo in una logica di lungo periodo, dieci anni e più (es. CENTURY, ICBM). Altri modelli sono stati sviluppati con lo scopo principale di simulare le dinamiche dell'N e del C nel suolo in un'ottica di breve periodo (uno o pochi anni) per valutare l'impatto sull'ambiente di diverse strategie di gestione ambientale o ad esempio per pianificare in maniera ottimale la fertilizzazione delle colture agricole (CERES, CANDY, DAISY)

L'uso di questi modelli (o di sistemi per il supporto alle decisioni) per obiettivi di gestione agronomica sono una acquisizione relativamente recente (Donatelli 2002).

In particolare l'uso dei modelli di simulazione delle dinamiche del carbonio e dell'azoto applicati alla gestione del suolo non è ancora molto diffuso e questo è principalmente legato alla notevole complessità dei processi coinvolti, che richiedono la conoscenza di un elevato numero di parametri, unitamente alla limitata disponibilità di database per le colture, il suolo e gli scenari di gestione diversi (fertilizzazione, irrigazione, rotazione colturale, lavorazioni del terreno, etc..) utilizzabili per calibrare tali modelli.

L'uso delle recenti tecnologie informatiche ha contribuito non poco ad implementare ed a facilitare la elaborazione di modelli con un grado di complessità sempre crescente, sia in termini di processi simulati, livello di simulazione di ciascun processo, che, infine, di interazione tra i processi coinvolti. La capacità che questi modelli hanno manifestato di fornire delle previsioni sugli scenari futuri, derivanti da strategie differenziate di gestione, su fenomeni rilevanti per la qualità ambientale (es. evoluzione della sostanza organica, lisciviazione dei nitrati, sequestro del carbonio ed emissione dei gas serra..) ha generato un notevole interesse nell'uso di questi modelli come strumento politico-decisionale

Ma nonostante lo sforzo compiuto, questi modelli sono ancora considerati in una fase di sperimentazione e di valutazione e, a causa della difficoltà di "parametrizzazione", sono spesso impiegati unicamente dai loro "sviluppatori" risultando validi in ambienti e per scenari limitati.

Nella tabella 2 si riportano i principali modelli di simulazione delle dinamiche del carbonio e dell'azoto del suolo che sono stati reperiti nella ricerca bibliografica e che attualmente vengono proposti.

Considerando il numero dei modelli che sono stati pubblicati nelle ultime decadi del XX secolo sembra che sia molto più semplice sviluppare un nuovo modello che verificare o validarne uno già esistente. Questo è in parte vero, legato al fatto che le analisi di laboratorio e le misure di campo necessarie per verificare un modello sono, oltre che complesse, anche costose. Questo fa sì che spesso il modello sviluppato sia applicato per un numero di periodi di simulazione o di siti di simulazione molto limitati, spesso gli stessi dove il modello è stato sviluppato. E questo comportamento porta ad aspettarsi che, inevitabilmente, la calibrazione e la validazione del modello abbia successo (Diekkrüger et al 1995). Da qui la necessità di calibrare, validare e testare questi modelli nei diversi ecosistemi.

A questo limite oggettivo, che si è manifestato agli "sviluppatori" di questa tipologia di modelli, si è cercato di porre rimedio mediante l'idea di comparare le "performances" di ogni singolo modello. Quindi sono stati organizzati dei workshops internazionali volti alla comparazione e valutazione della capacità di ciascun modello (principalmente europei), a simulare sistemi complessi reali, a

partire da un data set comune. Tra questi si ricordano il “Nitrogen Turnover in the Soil-Crop Ecosystem Modelling of Biological Transformation, Transport, of Nitrogen and Nitrogen Use Efficiency” nel 1990 (McGechan e Wu 2001), il “Validation of Agroecosystem Models nel 1995 (Diekkrüger 1995) ed l'esercizio di comparazione in Soil Organic Matter NETwork del 1997 (Smith et al 1997). Questi workshops grazie alla comparazione dei risultati simulati da ciascun modello con i risultati ottenuti dalle misure effettive di campo hanno fornito delle valide indicazioni su quale modello/i più degli altri risultava essere migliore e più promettente per le future applicazioni.

L'obiettivo da raggiungere, dal punto di vista applicativo, è quello di elaborare dei modelli i più semplici possibili da usare e capaci di simulare in maniera ottimale i complessi processi del carbonio e dell'azoto che si svolgono nel sistema suolo-pianta-atmosfera nei più diversificati agroecosistemi.

Per far questo però è necessario che questi modelli siano sottoposti a calibrazione, validazione ed ulteriore implementazione nel maggior numero di situazioni reali diversificate di campo possibili.

La ricerca bibliografica effettuata ha evidenziato l'esistenza di numerosi modelli che differiscono nei loro obiettivi, nel livello di complessità dei processi coinvolti e delle componenti coinvolte. Questo ha comportato la necessità di individuare dei criteri per la scelta del modello di riferimento per questo lavoro.

Tab. 2 Principali modelli individuati da una prima ricerca bibliografica

Acronimo	Nome	Sviluppatori	Riferimenti
AMINO	Agricultural NITrogen Model	Winand Staring Centre for Integrated Land Soil and Water Resaerch, Wageningen, The Netherlands	http://www.sc.dlo.nl/wateruk/index.htm
SOILN	SOIL-N - simulation model for nitrogen conditions in soils	Swewdish University of Agricultural Sciences, Sweden	Http://www.mv.slu.se/bgf/
DAISY	Soil-plant system model	The Royal Veterinary and Agricultural Univrsity, Denmark	http://www.dina.kvl.dk/~abraham/daisy/
SUNDIAL	SUNDIAL	Soil Science Department, IACR-Rothamsted, Harpenden, GB	http://www.res.bbsrc.ac.uk/soils/sundial

CANDY	Carbon and Nitrogen Dynamics in soils	Leipzig-Halle Environment Research Centre, Germany	The official GCTE Soil Organic Matter Network Database
Verbene model	VERBERNE	DLO Haren Institute of Soil Fertility Research, The Netherlands	GCTE SOMNET Soil Organic Matter Network Database
SOILNNO	simulation model for nitrogen conditions in soils	Norwegian Agricultural University, Ås, Norway	implementazione di SOILN
NLEAP	Nitrate Leaching and Economic Analysis Package	USDA, ARS, Great Plains Systems Research Unit, S. Howes Fort Collins, Colorado, USA	http://www.nleap.usda.gov www.gpsr.colostate.edu/gprs/products/nleap/nleap.htm
RZWQM	Root Zone Water Quality Model	USDA, ARS, Great Plains Systems Research Unit, S. Howes Fort Collins, Colorado, USA	www.gpsr.colostate.edu/gprs/products/rzwqm.htm
CENTURY	grassland and agroecosystem dynamics model	National Resources Ecology Laboratory, Colorado State University, Fort Collins, Colorado, USA	http://www.nrel.colostate.edu/PROGRAMS/MODELING/CENTURY/CENTURY.html
CERES	Crop Estimation through Resource and Environment Synthesis	International Consortium for Agricultural Systems Applications, Honolulu, USA	http://www.icasanet.org/ http://nowlin.css.msu.edu/
GLEAMS	Groundwater Loading Effects of Agricultural Management System	Southeast Watershed Research Laboratory South Atlantic Area, Tifton. USA	http://arsserv0.tamu.edu/ http://sacs.cpes.peachnet.edu/sewrl/
LEACHM	Leaching Estimation and Chemistry Model	School of Earth Sciences The Flinders University of South Australia Adelaide, Australia	http://www.es.flinders.edu.au/LeachnDownload/LAECHWEB.HTM
NC SOIL	Nitrogen and Carbon cycles in SOIL	Dept. of Soil, Water and Climate University of Minnesota, St. Paul, USA	http://soils.umn.edu/research/ncs-wap-ncsoil/

EPIC	Erosion-Productivity Impact Calculator	USDA ARS, Blackland Research Center, Temple, Texas, USA	http://www.brc.tamus.edu/epic/
ECOSYS	ECOSYS	Department of Renewable Resources University of Alberta, Canada	Robert Grant e-mail: sccc@ualtamts

Quindi per i modelli ritenuti migliori, dalle comparazioni precedentemente riportate, il passo successivo è stato quello di comprendere quale fosse l'ambito ottimale di applicazione di ciascun modello proposto. Questo si è effettuato mediante una ricerca bibliografica specifica per ciascun modello riportato in tabella 3. L'indagine bibliografica ha evidenziato che alcuni di questi modelli sono poco presenti in letteratura, sintomo del fatto che questi non sono (o solo limitatamente) stati sottoposti a controllo e validazione da altri ricercatori oltre ai propri sviluppatori. Questo è stato un ulteriore elemento che è stato preso in considerazione per l'individuazione del modello cui fare riferimento

Tutti questi modelli simulano componenti multiple e diverse di un agroecosistema. Alcuni concetti sono condivisi, altri sono specifici per ciascun modello e generalmente gli ambiti ottimali di applicazione sono differenziati e limitati.

Ad esempio GLEAMS è un modello che è stato sviluppato prevalentemente per valutare l'impatto di differenti pratiche di gestione agricola sulla potenziale lisciviazione di fitofarmaci e nutrienti dalla rizosfera. EPIC è un modello che è stato prevalentemente elaborato per la simulazione degli effetti dell'erosione sulla produttività delle colture. CENTURY è stato sviluppato per simulare gli effetti di lungo periodo sulle dinamiche del carbonio del suolo. Questo modello ha la capacità di simulare le dinamiche di diversi elementi nutritivi (C, N, P e S) ma in una dinamica di lungo periodo (periodo minimo 10 anni), non differenzia tra ammonio e nitrato ed altri importanti processi del ciclo dell'azoto (nitrificazione, denitrificazione, NH_3 volatilizzazione e idrolisi dell'urea) non sono simulati.

NLEAP è un modello che è stato sviluppato per quantificare la lisciviazione dei nitrati dei suoli agricoli, ed integrato con il GIS viene impiegato per valutare il fenomeno a livello di macro-aree (livello regionale). RZWQM è un modello di sistema completo che comprende le simulazioni dei processi dell'acqua del suolo, della temperatura del suolo, della crescita delle colture, del movimento dei fitofarmaci nel suolo e delle dinamiche del carbonio e dell'azoto. La caratteristica

principale del modello è la sua abilità a simulare gli effetti che differenti pratiche di gestione agricola possono avere sulla qualità delle acque e sulla produzione colturale. ECOSYS è un modello che si pone come obiettivo principale quello di elaborare uno strumento di aiuto alla pianificazione globale di ecosistemi terrestri naturali e non sottoposti a differenti pratiche di gestione in un'ottica di lungo periodo. L'obiettivo è fornire uno strumento per prevedere l'impatto del clima, dell'uso del territorio e della gestione del suolo sull'attività agricola primaria, sulla qualità del suolo e dell'atmosfera. DAISY e CANDY sono modelli che sono stati sviluppati prevalentemente per simulare le dinamiche dell'azoto in situazioni di breve periodo, per facilitare la valutazione degli effetti ambientali di differenti strategie di uso del territorio e di pianificazione della fertilizzazione delle colture.

Per la scelta del modello di riferimento un ulteriore importante elemento è stata la comparazione dei parametri ritenuti essenziali (input) per poter far funzionare il modello. Questo passaggio è forse quello più limitante stante le dotazioni tecnico-analitiche a disposizione del nostro Dipartimento. Si riportano, a titolo di esempio, nelle tabelle 3 e 4 i parametri minimi necessari per il suolo e l'agroclima richiesti di alcuni modelli precedentemente citati. Inoltre l'altro elemento che è stato utilizzato per individuare l'"agroecosystem model" di riferimento è la parametrizzazione di colture orticole. Infatti i modelli che sono stati citati precedentemente, e che hanno previsto tra i propri obiettivi anche quello di simulare la resa e la produzione delle colture, sono stati sviluppati, calibrati e validati per simulare le dinamiche del carbonio e dell'azoto o in agroecosistemi estensivi come i pascoli o i prati-pascolo, o per colture erbacee di pieno campo come il mais, il frumento, l'orzo, il riso, barbabietola. Pochi sono quelli che si sono interessati delle colture orticole, peraltro tipiche del nostro Paese. Questa limitata applicabilità è dovuta principalmente al fatto che questi modelli si sono sviluppati prevalentemente con l'obiettivo di essere un "management decisions tool" nei confronti del fenomeno della lisciviazione dei nutrienti dai campi coltivati per paesi e per climi dove le colture più rilevanti, sia per la superficie occupata che per l'impiego di inputs chimici, non erano certamente quelle orticole.

Infine l'ultimo elemento che è stato tenuto in considerazione per la scelta del modello è forse anche il più importante, e cioè la disponibilità in forma gratuita, del software del modello oltre che di tutta la documentazione tecnico-esplicativa per poterlo utilizzare efficacemente.

Il percorso illustrato nelle pagine precedenti ha portato ad analizzare e confrontare diversi modelli. Al termine di questo percorso il modello che è sembrato soddisfare meglio degli altri i requisiti richiesti è risultato essere il DAISY model (Hansen et al. 1990; Hansen 2002), sviluppato in

Danimarca da “The Royal Veterinary and Agricultural University, Department of Agricultural Sciences, Laboratory for Agrohydrology and Bioclimatology”

Tab. 3 Parametri minimi richiesti per il Suolo

Acronimo	Capacità di scambio cationico	Contenuto in argilla	Conducibilità idrica	Contenuto idrico iniziale	Contenuto in sostanza organica	Distribuzione dimensionale particelle	Densità apparente del suolo	Contenuto % di carbonio nel suolo	Descrizione del suolo	Strato impermeabile del suolo	Strati del suolo	Contenuto % di azoto del suolo	pH del suolo	Acqua del suolo	Conducibilità termica	Capacità di ritenzione idrica	Curva di ritenzione idrica	Punto di appassimento
AMINO	d	e			e	d		d	e	e	e	e	e			e		
CANDY			d		e		e	e	d	e	e	d				e		
CENTURY		e			e	d			d			e	e			e		
DAISY		d	d	d			e			e	e	e			d		d	
ECOSYS	d	e	d		e	e	e	e			e	e	d			e		
EPIC	d	e	d		e		e	e	d	e	e	e	d	d		e		e
GLEAMS																		
NC SOIL					e			e				e				d		
RZWQM			d	e		e	e		e		e	e	e					
SOILN					e	e									e	e	e	e
SUNDIAL		e							d	e		d				e		
VERBENE		e			e	e		e	e			e				e		

e = essenziale, d= desiderabile.

Tab 4 Parametri Agroclimatici minimi richiesti

Acronimo	Temperatura aria	Deposizione atmosferica N	Punto di rugiada	Evaporazione sup. suolo	Evaporazione sup. acqua	Evapotraspirazione sup. coltura	Evapotraspirazione sup. suolo	Irradiazione	Pioggia	Umidità relativa	Temperatura del suolo	Contenuto umidità orizzonte minerale	Contenuto umidità orizzonte organico	Contenuto umidità suolo	Velocità del vento	Pressione di vapore	Deficit di pressione di vapore
AMINO	e			d	c	d		e	e		d				d		
CANDY	e							e	e		d						
CENTURY	e					d			e								
DAISY	e					d		e	e								
ECOSYS	e		d					e	c	d					e	e	
EPIC	e		d					d	d	d					d		
GLEAMS	e		e					e	e						e		
NCISOIL											e						
RZWQM	e							e	e	e					e		
SOILN	e					e	e				e	e					
SUNDIAL	e					e			e								
VERBENE	e			e				e	e		d				e		

e = essenziale, d= desiderabile

1.5. Il modello Daisy

Daisy è un modello meccanicistico e deterministico del sistema suolo-pianta-atmosfera sviluppato per simulare la crescita delle colture, il bilancio del calore e dell'acqua, il bilancio della sostanza organica, le dinamiche dell'ammonio, del nitrato ed il movimento di fitofarmaci sulla base di informazioni agroclimatiche e delle differenti pratiche di gestione del suolo. Si definisce meccanicistico perché descrivere il sistema di relazioni causa/effetto dei meccanismi fisici, chimici

e biologici coinvolti. Deterministico perché fornisce delle risposte esatte (valori) a differenza di altri modelli che forniscono delle risposte in termini di probabilità.

Come ogni modello anche Daisy, quindi, può essere visto come una rappresentazione semplificata della realtà. La principale semplificazione che sta alla base di Daisy è che il sistema suolo-pianta-atmosfera è rappresentato da un “continuum” lungo una sola dimensione quella verticale compreso tra il bioclimate e la falda. Daisy può essere rappresentato come un insieme di processi integrati, è un modello che include al suo interno ulteriori modelli specializzati per ciascun processo, ciascuno dei quali, a sua volta, contiene altri modelli specializzati. Nella figura 3 è riportata la schematizzazione del modello di simulazione Daisy.

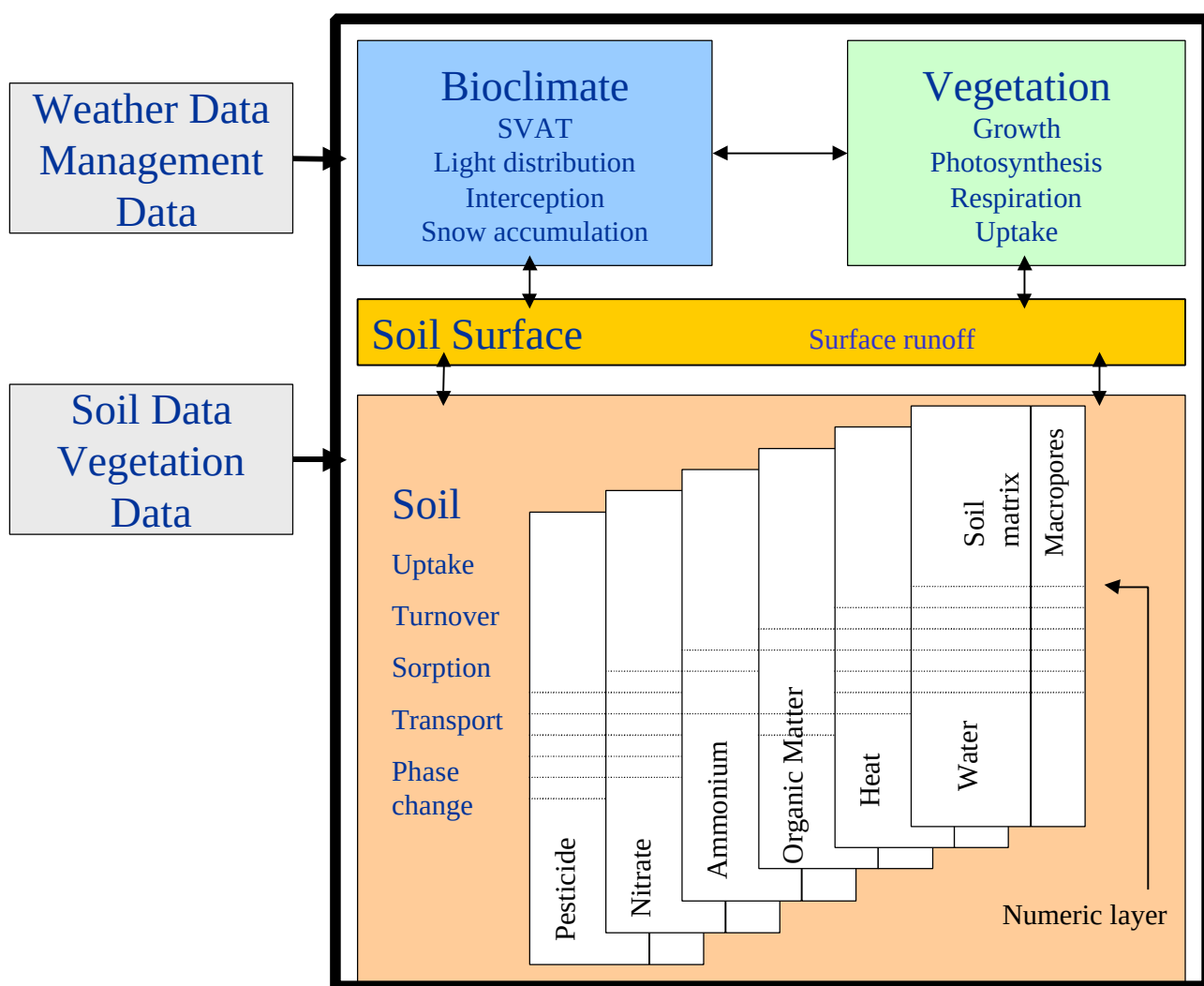


Fig. 3- Rappresentazione schematica del modello dell'agro-ecosistema Daisy. Rielaborato da Hansen 2002.

Il modello di simulazione (simulation engine) è raffigurato dal “box” nero in grande della figura 3 ed è immaginabile come una singola colonna posizionata verticalmente nel campo, che ha come limite superiore il clima e come limite inferiore l’acqua di falda. Questa colonna è costituita da una componente di superficie (modello della vegetazione e del bioclimate) e da una componente sotto-superficiale (modello del suolo). Tra queste due componenti si stabiliscono dei flussi e scambi di energia, acqua e di materia. Nella figura vengono evidenziate nei box esterni quelle che sono le variabili che guidano il processo di simulazione del modello (driving variables). Queste sono suddivise in due gruppi: le variabili atmosferiche e le pratiche gestionali.

I dati atmosferici minimi necessari per il funzionamento di Daisy sono la radiazione globale, la temperatura dell’aria e la precipitazione, anche se informazioni molto più dettagliate sono possibili, oltretutto consigliate. Le pratiche gestionali sono, nella forma più semplice, una lista di azioni tecniche che vengono realizzate in date definite. Tra queste si ricordano le lavorazioni del terreno, la semina/trapianto, la fertilizzazione, l’irrigazione, la difesa fitosanitaria e la raccolta delle colture. Principali processi simulati da Daisy sono quelli del ciclo dell’acqua, del carbonio e dell’azoto tipici del sistema agricolo.

Lo schema che Daisy adotta per simulare il ciclo del carbonio nel sistema suolo è riportato nella figura 4. I box rappresentano i punti di accumulo mentre le frecce indicano i flussi del carbonio. Gli input del sistema sono rappresentati dalla fotosintesi delle colture e dall’impiego di ammendanti e fertilizzanti organici. Le perdite sono rappresentate dalle rese colturali e dai processi dell’attività respiratoria delle piante e della microflora tellurica.

Modello del flusso del Carbonio

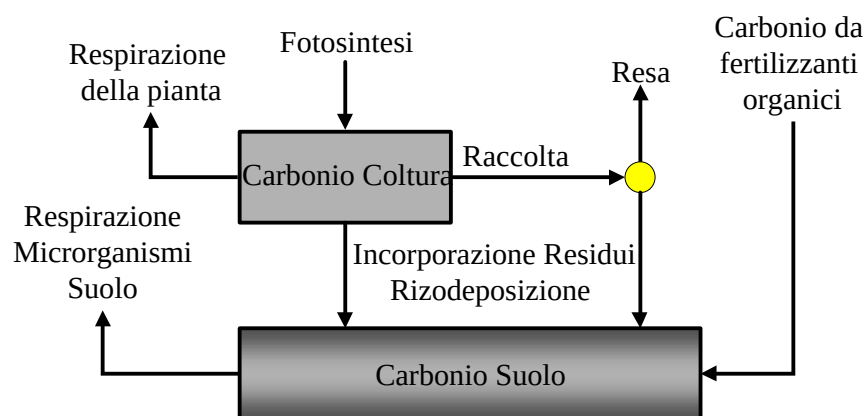


Fig. 4- Rappresentazione schematica delle dinamiche del carbonio nel modello Daisy.
Rielaborato da Abrahamsen e Hansen 2000.

La componente del ciclo del carbonio che si realizza nella coltura è simulata da un idoneo sub-modello colturale (*Crop Model*). La caratteristica più importante del modello colturale è la capacità di simulare la variazione nel tempo del LAI, della profondità e densità dell'apparato radicale, della produzione della sostanza secca e del suo contenuto in azoto. I prodotti dall'attività fotosintetica sono ripartiti tra i diversi comparti della pianta, parte aerea, parte ipogea ed organi di accumulo. Di ciascun comparto viene valutata la respirazione di crescita e di mantenimento nonché la produzione netta. La ripartizione degli assimilati è determinata dallo stadio di sviluppo della pianta rappresentato dallo sviluppo fenologico raggiunto dalla coltura. Il tasso di sviluppo della coltura è determinato in funzione della temperatura. Il LAI è determinato in funzione della sostanza secca accumulata nella parte aerea e dello stadio di sviluppo raggiunto. La penetrazione delle radici è funzione della pianta, della temperatura del suolo e da eventuali restrizioni a livello del suolo. La densità dell'apparato radicale è determinato in funzione della profondità raggiunta e dalla sostanza secca accumulata nell'apparato radicale. Durante la raccolta, il modello Daisy permette di suddividere la sostanza secca accumulata nella parte aerea della coltura tra la frazione economicamente più interessante (es. granaglie) e quella meno interessante (es. paglie) le quali possono essere trasferite al suolo come sostanza organica.

La componente del ciclo del carbonio che si realizza nella coltura è simulata da un idoneo sub-modello colturale (*Crop Model*). La caratteristica più importante del modello colturale è la capacità di simulare la variazione nel tempo del LAI, della profondità e densità dell'apparato radicale, della produzione della sostanza secca e del suo contenuto in azoto. I prodotti dall'attività fotosintetica sono ripartiti tra i diversi comparti della pianta, parte aerea, parte ipogea ed organi di accumulo. Di ciascun comparto viene valutata la respirazione di crescita e di mantenimento nonché la produzione netta. La ripartizione degli assimilati è determinata dallo stadio di sviluppo della pianta rappresentato dallo sviluppo fenologico raggiunto dalla coltura. Il tasso di sviluppo della coltura è determinato in funzione della temperatura. Il LAI è determinato in funzione della sostanza secca accumulata nella parte aerea e dello stadio di sviluppo raggiunto. La penetrazione delle radici è funzione della pianta, della temperatura del suolo e di restrizioni a livello del suolo. La densità dell'apparato radicale è determinato in funzione della profondità raggiunta e dalla sostanza secca accumulata nell'apparato radicale. Durante la raccolta, il modello Daisy permette di suddividere la sostanza secca accumulata nella parte aerea della coltura tra la frazione economicamente più

interessante (es. granaglie) e quella meno interessante (es. paglie) le quali possono essere trasferite al suolo come sostanza organica.

La componente del ciclo del carbonio che si svolge nel suolo è simulata da un idoneo sub-modello, il modello della sostanza organica del suolo (*Soil Organic Matter Model*) rappresentato schematicamente nella figura 5. Il modello Daisy suddivide la sostanza organica presente nel suolo in tre pool:

- la sostanza organica non-vivente del suolo (soil organic matter: SOM);
- la sostanza organica vivente del suolo (soil microbial biomass: SMB);
- la sostanza organica aggiunta di recente al suolo (added organic matter: AOM).

Questa suddivisione è vista come una utile approssimazione del reale continuum qualitativo che si trova in natura, per facilitare la descrizione di tutti i processi di turnover mediante cinetiche di primo-ordine ciascuna di queste componenti distinte è ulteriormente suddivisa in due sub-pool caratterizzati da una diversa velocità di turnover (Hansen et al.1990): sub-pool con una velocità più lenta (SOM1, SMB1 ed AOM1) e sub-pool con una velocità più veloce (SOM2, SMB2 ed AOM2).

Per le cinetiche di primo-ordine il tasso di decadimento è proporzionale alla dimensione del pool stesso considerato:

$$\frac{dC}{dt} = -kC$$

dove C è il contenuto in carbonio del sub-pool considerato (es. SOM1, SMB2 o AOM1) e k è il tasso di decomposizione che può essere modificato da opportuni fattori abiotici. Il tasso di decomposizione della SOM1 e SOM2 è considerato essere influenzato dalla temperatura, dal contenuto idrico e dal contenuto in argilla dello strato di suolo considerato. In suoli con un alto input di sostanza organica, SOM2 aumenterà più velocemente di SOM1, mentre in suoli con bassi input di sostanza organica SOM2 diminuirà più velocemente di SOM1. Il rapporto tra SOM1/SOM2 è considerato essere il parametro principale nel guidare i processi di mineralizzazione-immodilizzazione della sostanza organica del suolo. Come si vede nella figura la produzione di CO_2 è il risultato dei flussi del carbonio che si stabiliscono tra i pool della biomassa microbica. Il carbonio è perso dal sistema come CO_2 per l'attività respiratoria di crescita e di mantenimento della SMB. Il tasso di degradazione ed il tasso della respirazione di mantenimento sono modificati in relazione alla temperatura del suolo, al contenuto in argilla ed al contenuto idrico

del suolo espresso come potenziale di pressione. Il rapporto tra SMB1/SMB2, se non ulteriormente stabilito è fissato a 6 o 10.

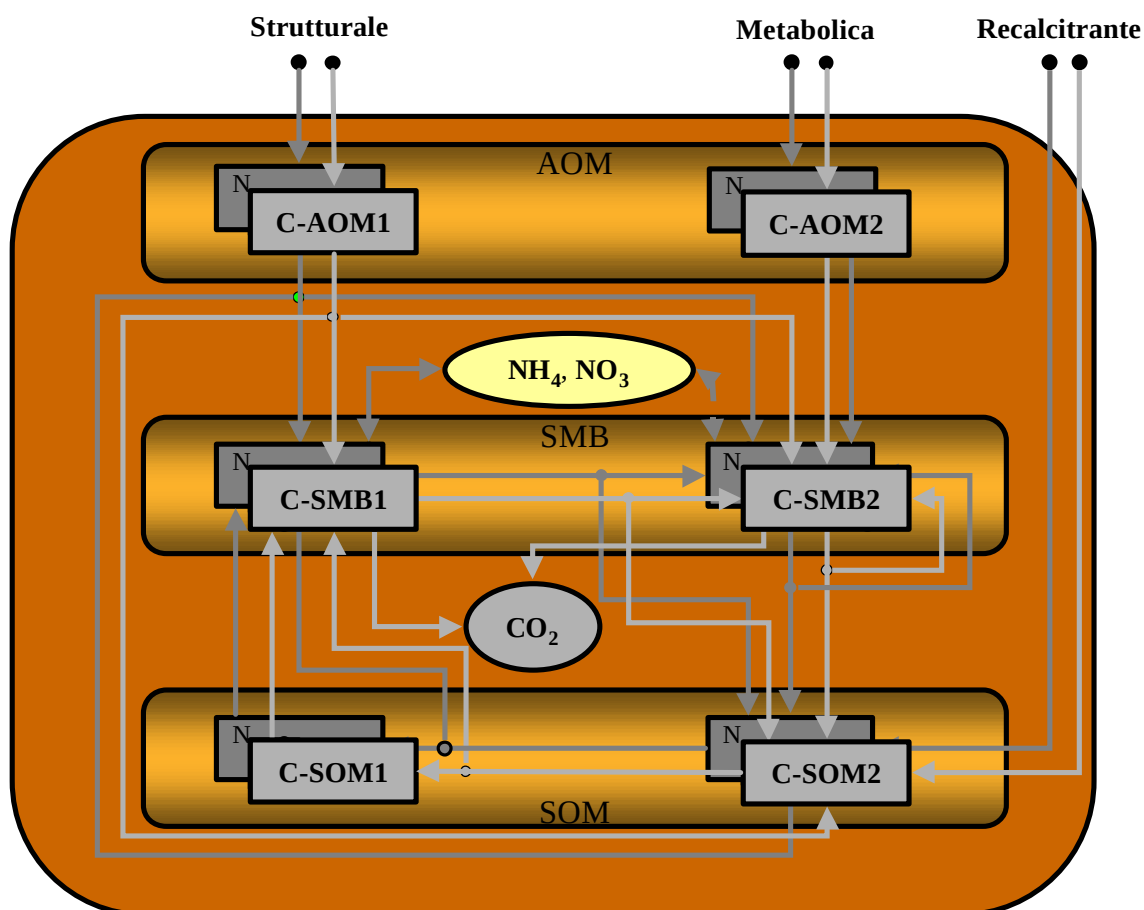


Fig. 5- Pool e sub-pool (1 e 2) del modello della sostanza organica nel suolo e relativa ripartizione del flusso del carbonio organico (e dell'azoto) tra i pool. SOM: soil organic matter, SMB: soil microbial biomass, AOM: added organic matter: Rielaborato da Hansen 2002.

La biomassa nuova che giunge nel suolo può provenire principalmente da: fertilizzanti organici, letame, sovesci, compost, residui lasciati sulla superficie del suolo durante la raccolta della coltura e dagli apparati radicali della stessa. Questa sostanza organica è suddivisa tra i due sub-pool AOM e per la sua decomposizione è influenzata solamente dalla temperatura del suolo e dal contenuto

idrico. Per alcuni ammendanti organici, come ad esempio il letame ed il compost, che hanno già subito un parziale processo di degradazione-stabilizzazione, parte della sostanza organica apportata al terreno è allocata direttamente al SOM2.

Generalmente più del 90% dell'azoto presente nel terreno nella zona esplorata dall'apparato radicale delle piante è legato alla sostanza organica. La maggior parte dell'azoto residuo si trova sotto forma di ammonio (NH_4^+) fissato nelle micelle colloidali dell'argilla, mentre l'ammonio ed il nitrato (NO_3^-) disponibile per l'assorbimento delle piante ed estraibile con KCl (1 M) raramente ha valori superiori a 1% dell'azoto totale presente nel terreno. Quindi la forma di azoto organica costituisce la componente più importante dell'azoto presente nel terreno. Come illustrato nella figura 6 il turnover dell'azoto organico nel suolo è strettamente legato al turnover del carbonio organico del suolo. Anche il contenuto dell'azoto organico del suolo è suddiviso in sub-pool ed è calcolato a partire dal contenuto in carbonio del pool di appartenenza usando un rapporto C/N fissato per ciascun pool. Quindi il bilancio dell'azoto è funzione del turnover del carbonio e del corrispondente rapporto C/N dei pool di sostanza organica considerati.

L'obiettivo del bilancio dell'azoto utilizzato dal modello Daisy (Fig. 6) è quello di seguire le dinamiche delle seguenti forme dell'azoto:

- ammonio;
- nitrato;
- azoto organico.

Gli scambi tra le differenti forme dell'azoto e le perdite di queste dal suolo può essere dovuto principalmente ai seguenti processi:

- immobilizzazione dell'azoto minerale dovuto all'azione dei microrganismi;
- mineralizzazione della sostanza organica e conseguente rilascio di ammonio;
- nitrificazione dell'ammonio e seguente formazione di nitrato;
- denitrificazione del nitrato;
- assorbimento dell'azoto minerale e conseguente fissazione dell'azoto nella biomassa colturale;
- lisciviazione dell'ammonio e del nitrato.

Nel modello Daisy le fonti dell'ammonio considerate (sources) sono le deposizioni atmosferiche (umide e secche), le fertilizzazioni e l'ammonificazione; i punti di accumulo (sinks) sono l'assorbimento delle piante, l'immobilizzazione, la nitrificazione e la lisciviazione. Per la forma

nitrica le fonti sono le deposizioni atmosferiche (umide e secche), le fertilizzazioni, la nitrificazione; i punti di accumulo sono l'assorbimento delle piante, l'immobilizzazione, la denitrificazione e la lisciviazione. I processi di nitrificazione e denitrificazione considerati sono determinati in funzione della temperatura, pH, della concentrazione dei substrati e del contenuto idrico del suolo.

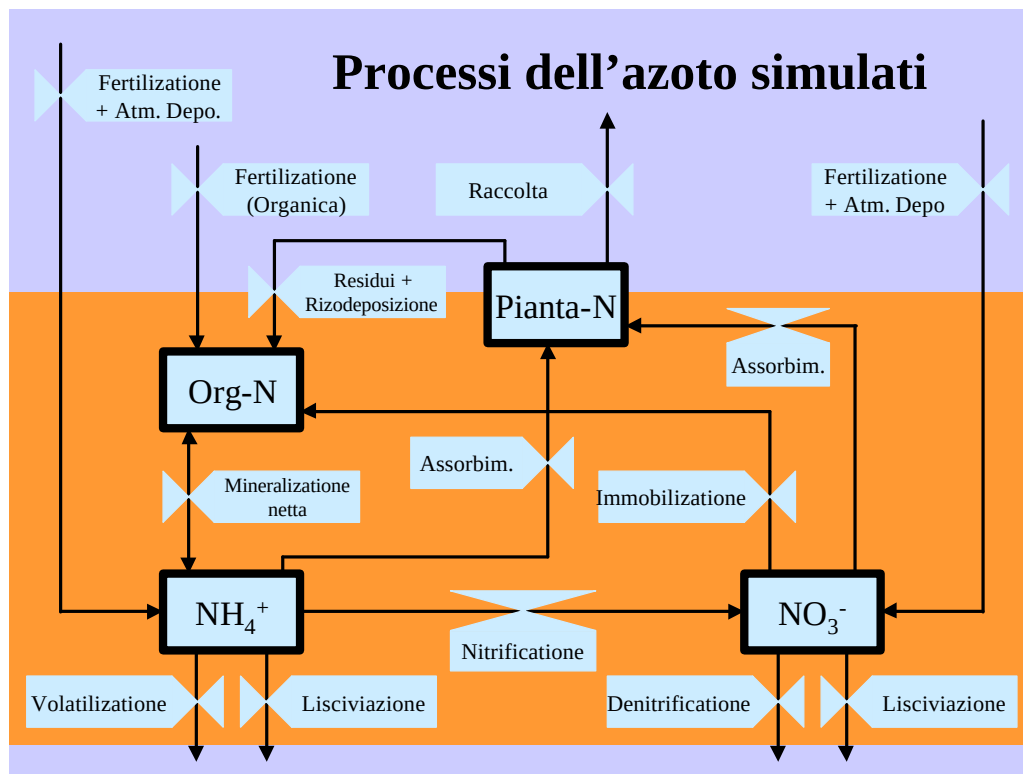


Fig. 6- Rappresentazione schematica del ciclo dell'azoto incluso nel modello Daisy Rielaborato da Abrahamsen 2000.

L'assorbimento dell'azoto minerale della pianta è determinato sia dalla richiesta di azoto della coltura, sia dalla disponibilità di questo nel suolo. Il primo è simulato a partire dal contenuto potenziale della coltura che è a sua volta funzione della sostanza secca accumulata dalla pianta, dello stadio vegetativo e dal contenuto dell'azoto nella pianta. La seconda è stimata in funzione del contenuto attuale di azoto minerale nel suolo e dal trasporto di questo dal suolo all'apparato radicale della pianta. Due sono i meccanismi coinvolti in questo trasporto: il flusso di massa e la diffusione.

La pianta può assorbire sia la forma ammoniacale che la forma nitrica. Nel modello l'assorbimento della forma ammoniacale ha la priorità su quella nitrica.

Questa sommaria descrizione del ciclo del C e dell'N simulati dal Daisy consente di individuare quali siano i dati e le informazioni minime utili da raccogliere durante la sperimentazione per poterle successivamente utilizzare nella validazione del modello. Nella tabella che segue si riportano i principali dati che il modello Daisy consente di ottenere mediante le sue simulazioni.

<i>Soil output</i>	<i>Plants output</i>
- C totale	- assorbimento dell'N operato dalla coltura
- N totale	- contenuto in C dei residui colturali
- NO_3^-	- contenuto in N dei residui colturali
- NH_4^+	- resa commerciale della coltura
- N minerale totale	- N rimosso dal terreno dalla coltura
- lisciviazione NO_3^-	- produzione totale di sostanza secca
- dinamica della temperatura del suolo	
- C della biomassa	
- N della biomassa	
- AOM che rimane nel suolo	
- CO_2	

2. Obiettivi della ricerca

La sperimentazione prevede come obiettivi quello di:

- 1) confrontare il comportamento vegeto-produttivo della patata (*Solanum tuberosum*) sottoposta a differenti modalità di fertilizzazione azotata (minerale di sintesi ed organica da compost) per un periodo di due anni. Il fine è quello di valorizzarne al massimo l'effetto fertilizzante, limitandone i potenziali effetti indesiderati, e di verificare quale contributo possa fornire alla elaborazione di idonee strategie di gestione agronomica nelle aree pedoclimatiche tipiche del nostro Paese.
- 2) di valutare il contenuto del C e dell'N nel sistema suolo-pianta-atmosfera e valutare quale contributo possa fornire nel possibile "sequestro" del carbonio al fine della mitigazione degli effetti dell'aumento di gas serra in atmosfera.;
- 3) acquisire un insieme di dati utili per essere impiegati come base per validare un modello simulazione del sistema suolo-pianta-atmosfera nell'agroecosistema dell'Italia Centrale.

3. Materiali e metodi

3.1. Localizzazione della prova sperimentale

La prova sperimentale è stata realizzata, negli anni 2005 e 2006, all'interno dell'azienda didattico-sperimentale dell'Università della Tuscia di Viterbo, in località Riello (lat. 42°25'12" N, long. 12°04'48" E, alt. 310 m). Il terreno dell'appezzamento utilizzato, di origine vulcanica e classificato come Ando Eutric Cambisol (WSRB), ha le seguenti caratteristiche medie (misurate nello strato 0-30 cm) tessitura argillosa (argilla 39,5%, limo 27,9% e sabbia 32,6% metodo USDA) sostanza organica 1,5%, azoto totale (Kjeldahl) 0,1% e pH 6,7.

La precipitazione media annua è di 730 mm, il mese meno piovoso è luglio con 29 mm il mese più piovoso è novembre con 93 mm. La temperatura media annua è di 13,2 °C, la temperatura media massima annua è di 18,7 °C, la temperatura media minima annua è di 7,6 °C. I mesi con la temperatura media massima più alta sono luglio ed agosto con 29 °C. I mesi con la temperatura media massima più bassa sono gennaio e dicembre con 10 °C. I mesi con la temperatura media minima più alta sono luglio ed agosto con 15 °C. . Il mese con la temperatura media minima più bassa è gennaio con 1 °C. (valori medi del trentennio 1961-1990, EuroMeteo, 2007)

3.2. Schema sperimentale e trattamenti

Sono state allestite parcelle sperimentali di superficie pari a 82 m² (11 m x 7,5 m) secondo uno schema a blocchi randomizzati con tre repliche. Le tesi poste a confronto hanno riguardato la fertilizzazione organica a base di compost sulla coltura della patata, mediante l'impiego di solo compost (tesi PC100), di solo concime minerale di sintesi (tesi PM100) e mediante l'integrazione del compost (50% della dose della tesi PC100) con concime minerale di sintesi (tesi PC50). Le dosi di concime distribuite sono state definite in maniera tale da soddisfare il presunto fabbisogno colturale di azoto della coltura. In aggiunta si è mantenuta una parcella testimone con assenza di fertilizzazione azotata (tesi P0). La tabella 5 riassume le quattro differenti tesi sperimentali poste a confronto:

Tab.5 Tesi poste a confronto			
Tesi	Codice	Fertilizzazione	Coltura
1	PC100	Compost 100%	Patata
2	PC50	Compost 50% + Minerale 50%	Patata
3	PM100	Minerale 100%	Patata
4	P0	Nessuna fertilizzazione	Patata

Nell'arco della durata dei due anni della sperimentazione è stato mantenuto invariato l'abbinamento tesi/parcella.

L'itinerario tecnico seguito per la coltura, descritto in dettaglio nei seguenti paragrafi, è stato sostanzialmente quello adottato nella zona ed è stato uniforme nelle differenti tesi poste a confronto con l'unica differenziazione per la fertilizzazione.

3.2. Itinerario tecnico della coltura

3.2.1. Specie e varietà utilizzata

La sperimentazione è stata effettuata su coltura di patata (*Solanum tuberosum* L.) var. Monalisa, varietà medio precoce a pasta gialla. Nei due anni della prova sperimentale la semina è stata effettuata manualmente, utilizzando micro tuberi-seme interi (calibro 25/28.) di origine olandese (ditta -NAK). Per le notizie circa la semina si rimanda al paragrafo sulle lavorazioni

3.2.2. Fertilizzazione

La dose di compost e di concime azotato da distribuire, è stata stabilita nei due anni mediante la redazione di un bilancio semplificato dell'elemento N, così come proposto dal Codice di Buona Pratica Agricola (MiPA 1999) la cui espressione generale è riassunta dalla seguente relazione:

$$\text{dose concimazione} = \text{fabbisogno della coltura} - (\text{apporti naturali}) + (\text{perdite naturali}) \quad (1)$$

In particolare un bilancio completo dell'azoto può essere schematizzato dalla seguente espressione (Grignani et al., 2003)

$$F_c = Y_b - B_{fx} - A_n - M_f - M_c - S_m + S_i - R_i + R_f + Z_v + Z_l + Z_r \quad (2)$$

dove:

F_c = fabbisogno colturale di azoto;

Y = produzione attesa;

b = quantità asportata dalla coltura;

B_{fx} = eventuale azotofissazione da parte delle leguminose;

A_n = apporti derivati tramite le deposizioni secche e umide;

M_f = disponibilità da precedenti fertilizzazioni organiche;

M_c = disponibilità dalla pronta mineralizzazione dei residui colturali;

S_m = mineralizzazione della sostanza organica;

S_i = immobilizzazione dovuta ai residui della coltura precedente;

R_i = quota di azoto in forma minerale prontamente disponibile all'inizio della coltura;

R_f = quota di N in forma minerale prontamente disponibile alla fine del periodo temporale considerato per la coltura.

Z_v = perdite di N dovute a volatilizzazione;

Z_l = perdite di N per lisciviazione;

Z_r = perdite di N per ruscellamento.

Nella redazione del bilancio, non avendo a disposizione tutti i dati specifici per la realtà pedoclimatica dove si è realizzata la prova, si è fatto riferimento ad una forma semplificata del bilancio, prendendo in considerazione solo le voci Y , b , A_n , M_f , M_c , S_m , S_i , R_i , Z_v , Z_l e Z_r della (2), e utilizzando dati ricavati dalla bibliografia ed in parte dalle precedenti sperimentazioni

effettuate nello stesso appezzamento. Nei seguenti paragrafi si riportano in dettaglio notizie sulle modalità di stima delle componenti del bilancio semplificato dell'azoto, utilizzato per definire le dosi di concime.

3.2.2.1. Asportazioni della coltura

Il termine Y_b della (2) è ricavato moltiplicando il valore delle asportazioni unitarie per il livello di resa che ci si aspetta di ottenere nelle specifiche condizioni pedoclimatiche. Dalle informazioni ricavabili dalla letteratura si hanno per la patata valori di asportazioni unitarie (b) di azoto medie pari a circa 4 kg N t^{-1} di biomassa fresca di tuberi (Benvenuti e Giovanardi 2001, Bonciarelli e Bonciarelli 2001, PRSR Lazio 2000-2006). Ovviamente tali valori sono influenzati dalla varietà e soprattutto della nutrizione azotata e dalla disponibilità idrica. Per quanto riguarda il termine Y , normalmente si ritiene che al fine dell'ottenimento di buone rese produttive il compost debba essere sempre applicato in combinazione con fertilizzanti minerali (Pinamonti 1997; Centemero 2002). Pertanto prevedendo nella sperimentazione una tesi con l'impiego del solo compost quale concime, con rese prevedibilmente minori rispetto alla concimazione minerale, si è ipotizzata prudenzialmente per il primo anno (2005) una resa di biomassa fresca in tuberi pari a 35 t ha^{-1} , con un fabbisogno quindi di 150 unità di N.

I risultati produttivi conseguiti dalla coltura nel primo anno hanno tuttavia evidenziato rese più elevate di quelle stimate nel primo anno. Quindi per il secondo anno (2006) si è ipotizzata una resa media di 50 (t ha^{-1}) di biomassa totale ed un fabbisogno 180 unità fertilizzanti di N.

3.2.2.2. Apporti naturali di N

Gli apporti naturali sono stati stimati dalla somma delle seguenti voci: R_i , azoto minerale presente nel terreno all'inizio del ciclo colturale; S_m , l'azoto mineralizzato dalla sostanza organica presente nel terreno; A_n , l'azoto derivante dalle deposizioni umide e secche.

R_i è stato considerato pari all'1% dell'azoto totale presente nel terreno nello strato interessato dalla coltura (AAVV 1999; MiPA 1999) (All.1-A). L'azoto mineralizzato dalla sostanza organica presente nel terreno S_m è stato stimato secondo Costantini (1995) (All.1-B).

Per quanto riguarda A_n , l'azoto derivante dalle deposizioni umide e secche, da contatti personali avuti con l'ufficio locale dell'ARPA Lazio nel 2005, si è potuto constatare che le deposizioni umide e secche degli ossidi di azoto non vengono rilevati per la zona della città di Viterbo. Pertanto si è

utilizzato il dato nazionale pari a $10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$ (AAVV 1999; MiPA 1999) corretto per l'idoneo coefficiente tempo "Ct" ($10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ anno}^{-1} \times 0,66 = 6,6 \text{ kg ha}^{-1}$) così come suggerito dalle indicazioni generali sull'applicazione dei disciplinari di produzione integrata della regione Emilia Romagna (2003).

E' da notare che per il primo anno della sperimentazione (2005) non si sono considerate le voci Mf, N da precedenti fertilizzazioni organiche, Mc ed Si, cioè l'azoto prontamente mineralizzato o immobilizzato dai residui della coltura precedente, in quanto la superficie di terreno scelta per l'allestimento della prova sperimentale era rimasta incolta nell'annata agraria precedente.

Nel secondo anno (2006) gli apporti naturali sono stati stimati come nel primo anno per quanto riguarda l'azoto derivante dalle deposizioni umide e secche. Mentre per l'azoto derivante dalla mineralizzazione dalla sostanza organica presente nel terreno si è fatto riferimento al contenuto medio di sostanza organica in tutte le parcelle per lo strato 0-30 cm misurato il 22/12/05 (All.1-C). L'azoto minerale disponibile nel terreno (l'1% dell'azoto totale All.1-) è stato aggiornato sulla base delle misure effettuate il 22/12 /2005. Inoltre si è aggiunta la stima del quantitativo Mf di azoto proveniente dal compost distribuito nell'anno precedente (effetto residuo) mediante la stesura del bilancio umico (All.1-E). Anche per il 2006 non si sono considerate le voci Mc e Si, N mineralizzato o immobilizzato dai residui della coltura precedente, in quanto i residui epigei della coltura di patata sono stati allontanati dal terreno durante le operazioni della raccolta finale 2005.

3.2.2.3. Perdite naturali di N

Più difficile è stata la stima della consistenza delle perdite naturali riconducibili ai fenomeni di lisciviazione, ruscellamento superficiale e denitrificazione/volatilizzazione dell'elemento. Dato che si ritiene che *"una loro omissione si può dimostrare più controproducente di una stima per quanto imprecisa"* (AAVV 1999), si sono individuati valori di riferimento all'interno degli intervalli definiti per ciascuno di questi fenomeni a livello nazionale (AAVV 1999), (lisciviazione (Zi) $0-100 \text{ kg ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$, ruscellamento (Zr) $0-50 \text{ kg ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$ e denitrificazione/volatilizzazione (Zv) $10-50 \text{ kg ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$). Considerando la tessitura, la giacitura del terreno utilizzato per la sperimentazione e la tecnica colturale, si è ritenuto appropriato ipotizzare che il 25% dell'azoto disponibile presente nel terreno non fosse effettivamente disponibile per la coltura a causa dall'insieme di questi fenomeni (circa $11,2 \text{ kg ha}^{-1}$).

3.2.2.4. Definizione della dose di compost da somministrare

Come già riportato, nella definizione delle dosi di compost da distribuire si è considerato prevalente l'effetto fitonutritivo rispetto a quello ammendante, pertanto si è considerato il compost alla stessa stregua di un concime organico a basso titolo di azoto. Quindi si è determinato il quantitativo da distribuire in campo facendo riferimento alle sue specifiche caratteristiche chimiche e più specificatamente all'umidità, al contenuto in azoto totale ed al tasso di azoto presumibilmente reso disponibile in relazione al processo di mineralizzazione annua. In merito al quantitativo di azoto che viene rilasciato durante i processi di degradazione del compost nel corso del primo anno di distribuzione, dalla bibliografia (Zorzi et al. 1992; Gerke et al. 1999; Centemero 2002; Amlinger et al. 2003), si ricavano dei valori compresi tra il 5% ed il 20% del contenuto totale di azoto presente nel compost. Prudenzialmente, considerando le condizioni pedoclimatiche in cui si è svolta la sperimentazione, si è ritenuto opportuno considerare che l'azoto prontamente disponibile per la coltura fosse pari ad un valore del 10% dell'azoto totale apportato al terreno con il compost. Seguendo questo schema si sono così stimate le seguenti dosi di compost da apportare nel primo anno di sperimentazione (2005): 64 t ha⁻¹ per la tesi PC100 e di 32 t ha⁻¹ per la tesi PC50 (All. 1-F).

Per il secondo anno di sperimentazione è stato seguito lo stesso approccio metodologico assumendo una quantità di azoto reso disponibile in relazione al processo di mineralizzazione pari al 10%. Seguendo questo schema si sono così stimate le seguenti dosi di compost da apportare nel 2006: 77 t ha⁻¹ per la tesi PC100 e di 38,5 t ha⁻¹ per la tesi PC50 (All.1-G).

3.2.3. Il compost utilizzato

Il compost utilizzato nella sperimentazione è quello proveniente dall'impianto per il trattamento e la trasformazione dei rifiuti organici di Maccarese (Roma) gestito dall'Azienda Municipale Ambiente di Roma (AMA), ed appartiene alla tipologia degli "ammendanti compostati misti" (Dls. 217 del 29/04/06, ex-legge 748/84 e D.M. 27 marzo 1998) e certificato come "compost di qualità" dal Consorzio Italiano Compostatori (CIC, 2007). Dato che le caratteristiche chimico-fisiche del compost variano in funzione del materiale utilizzato nel processo di compostaggio, non sempre costante nel tempo per l'impianto utilizzato, si sono analizzate nei due anni di prova le principali caratteristiche del compost utilizzato.

Le principali caratteristiche chimico-fisiche del compost utilizzato nel primo anno (2005) sono riportate nella tabella 6.

Tab. 6 Principali caratteristiche fisico-chimiche del compost (% del peso secco, se non diversamente specificato) utilizzato nell'anno 2005

Parametro	Valori misurati
Umidità totale	28,21
Azoto totale	2,5
Azoto organico % su N tot.	92
Azoto ammoniacale	< 0,1
Azoto nitrico	0,2
PH	7,58
Contenuto in plastica	0,29
Contenuto in vetro	0,26
Contenuto inerti resistenti a 650°C	8,59
Ceneri	30,8
Sostanze volatili	69,2
Carbonio organico	40,1
Acidi umici e fulvici (HA+FA)	15,2
Fosforo totale (P ₂ O ₅)	1,1
Potassio totale (K ₂ O)	1,9
Calcio totale (CaO)	7,6
Magnesio totale (MgO)	0,5
HR	37,9
Rapporto C/N	16
Cromo (mg kg ⁻¹)	19
Cromo VI (mg kg ⁻¹)	< 0,1
Mercurio (mg kg ⁻¹)	0,2
Nichel (mg kg ⁻¹)	16
Piombo (mg kg ⁻¹)	78
Rame totale (mg kg ⁻¹)	60
Zinco totale (mg kg ⁻¹)	128
C.E.S. (dS m ⁻¹)	3,32
Indice di germinazione (Ig) ^a	89,3

^a = dato fornito dal Dott. Nasetti F.

Le caratteristiche del compost utilizzato nel 2005 sono sostanzialmente in linea con le corrispondenti caratteristiche che si riscontrano per i compost originati da analoghe matrici di scarto (raccolta differenziata a monte di rifiuti organici) sottoposte al processo di compostaggio.

Il contenuto in carbonio organico testimonia una buona presenza di sostanza organica e quindi, potenzialmente, anche buone proprietà ammendanti. L'alto contenuto di azoto totale ed il rapporto C/N indicano che siamo in presenza di un compost con un buon equilibrio nutrizionale, quindi è

ragionevole pensare che non si realizzeranno fenomeni di competizione tra le colture e la popolazione microbica del terreno per l'elemento azoto. La stabilità biologica del compost può essere valutata mediante la determinazione delle sostanze umiche, questo valore si mantiene ben al di sopra del limite minimo di legge (valore >7) e ciò garantisce comunque una buona umificazione (tasso di umificazione 37,9 %). La fitotossicità non desta preoccupazioni dato che al saggio di fitotossicità del *Lepidium sativum* si è ottenuto dei valori ben al di sopra del 70%. La reattività di questo compost è leggermente al di sotto della media ed al di sotto del limite massimo previsto dalla normativa per questa tipologia di compost (pH 8,5). La salinità è in linea con quella di questa tipologia di compost. Per quanto riguarda il potassio si nota che il valore è sicuramente più elevato della media, mentre il valore del fosforo risulta essere leggermente al di sotto della media per la tipologia dei compost misti derivati dal trattamento di scarti alimentari, rispettivamente: 1,26 e 1,38 % sulla s.s. (Genevini et al 1998). Il valore del calcio è inferiore al valore medio di questo elemento presente nella tipologia dei compost misti derivati dal trattamento di scarti alimentari (10,36 % s.s.) e leggermente superiore al valore medio dei compost derivante dai soli scarti verdi (6,14%). Per il Magnesio questo compost presenta dei contenuti che sono al di sotto dei valori medi sia per la prima che per la seconda tipologia di compost (rispettivamente: 1,53 e 1,08 % sulla s.s.).

Per quanto riguarda le caratteristiche granulometriche (Tab. 7), si registra una frazione di particelle fini e molto fini (particelle con diametro < 1 mm) elevata. Infatti, tali frazioni insieme costituiscono circa il 57,7 % della composizione del compost. Ciò conferisce a questo compost una notevole "polverosità", da tenere in considerazione durante le fasi di distribuzione in campo.

Tab. 7 Analisi granulometrica e del contenuto in plastica del compost utilizzato nell'anno 2005

Granulometria: diametro (mm)	Percentuale sul peso secco (%)	Contenuto in plastica % sul peso secco della frazione granulometrica (%)
>10	0,0	0,00
10-5	2,7	3,13
5-3	16,0	0,93
3-2	6,2	0,60
2-1	17,4	0,12
1-0,5	13,8	-
<0,5	43,9	-

Le principali caratteristiche chimico-fisiche del compost utilizzato nel 2006 sono riportate nella tabella 8.

Tab. 8 Principali caratteristiche fisico-chimiche del compost (% del peso secco, se non diversamente specificato) utilizzato nell'anno 2006

Parametro	Valori misurati
Umidità totale	31,5
Azoto totale ^a	2,63
Azoto organico % su N tot.	82
Azoto ammoniacale	< 0,1
Azoto nitrico	< 0,1
pH	8,6
Contenuto in plastica	0,9
Contenuto in vetro	0,2
Contenuto inerti resistenti a 650°C	0,51
Ceneri	33,9
Sostanze volatili	65,2
Carbonio organico	39,2
Acidi umici e fulvici (HA+FA)	30,73
Fosforo totale (P ₂ O ₅)	1,54
Potassio totale (K ₂ O)	2,70
HR	84,9
Rapporto C/N	13,8
C.E.S. (dS m ⁻¹)	4,75
Indice di germinazione (Ig)	88,3
^a ottenuto mediante trattamento preliminare con agente riducente	

Anche per il 2006 le caratteristiche sono sostanzialmente in linea con le corrispondenti caratteristiche che si riscontrano per i compost originati da analoghe matrici di scarto sottoposte al processo di compostaggio .

Il contenuto in carbonio organico risulta essere un po' diminuito rispetto al 2005, mentre risulta più elevato il contenuto in azoto. Il rapporto C/N più basso rispetto al 2005 indica che siamo in presenza di un compost più stabile ed con un buon equilibrio nutrizionale, quindi è ragionevole pensare che non si realizzeranno fenomeni di competizione tra le colture e la popolazione microbica del suolo.

La stabilità biologica del compost può essere valutata mediante la determinazione delle sostanze umiche, questo valore risulta aumentato rispetto al 2005 e si mantiene ben al di sopra del limite minimo di legge (valore >7%). La reattività di questo compost si attesta al limite superiore previsto

dalla normativa per i compost di elevata qualità (pH compreso tra 6,0 e 8,5) ed al di sopra di quello misurato nel 2005. Anche per quanto riguarda la conducibilità elettrica specifica si registrano dei valori elevati, peraltro tipici di questa tipologia di compost (C.E.S. 3,73 dSm⁻¹, Genevini e Zaccheo 1998). Per quanto riguarda il potassio si nota che il valore è circa il doppio rispetto alla media, mentre il valore del fosforo risulta essere leggermente al di sopra della media per questa tipologia di compost misti derivati dal trattamento di scarti alimentari, rispettivamente: 1,3 ed 1,4 % sulla s.s. (Genevini e Zaccheo 1998). Concludendo le caratteristiche sopra menzionate evidenziano delle potenziali buone caratteristiche fitonutritive, nota dolente è l'alto valore della reattività e della conducibilità elettrica specifica con valori superiori a 2,8 dSm⁻¹, limite ritenuto problematico per molte specie vegetali (Centemero e Caimi 2001). Comunque per l'uso di pieno campo, dato l'evidente effetto diluizione, non si ritiene che questo compost possa determinare fenomeni negativi durante lo sviluppo della coltura di patata.

Si conferma una composizione granulometrica di particelle fini e molto fini (particelle con diametro < 1 mm) alta, anche se rispetto al 2005 si ha una leggera riduzione, infatti costituiscono circa il 55,8 % della composizione totale del compost (Tab. 9).

Tab. 9 Analisi granulometrica e del contenuto in plastica del compost prodotto presso lo stabilimento AMA di Maccarese anno 2006

Granulometria: diametro (mm)	Percentuale sul peso secco (%)	Contenuto in plastica % sul peso secco della frazione granulometrica (%)
>10	0	-
10-5	2,8	12,5
5-3	20,7	1,4
3-2	4,7	1,8
2-1	16,0	0,7
1-0,5	23,8	0,1
<0,5	32,0	-

3.2.3.3. La distribuzione del compost

La dose di compost individuata rispettivamente per la tesi PC100 e PC50 è stata depositata sulla relativa parcella in piccoli cumuli (circa 20-25 kg di compost t.q.) a mano mediante l'utilizzo di carriola (Fig. 7) a fine marzo per il 2005 (31/03/05) ed alla fine della prima decade di marzo nel 2006 (10/03/06). Successivamente il compost è stato uniformemente distribuito sulla superficie sempre manualmente mediante l'utilizzo di rastrello e pala, rispettivamente il 01/04/05 ed il

14/03/06 (Fig. 8). Questa modalità di distribuzione è stata ritenuta la più adatta a garantire una buona uniformità di distribuzione data la particolare “polverosità” di questo compost e la dimensione limitata delle parcelle sperimentali (Fig. 9). Successivamente il compost è stato interrato mediante erpicatura con erpice a dischi (per i dettagli si veda il paragrafo sulle lavorazioni).



Fig. 8- Panoramica delle parcelle della prova con la presenza dei cumuli di compost in data 31/03/05



Fig.. 9- Distribuzione del compost sulle parcelle sperimentali in data 14/03/06



Fig.10- Panoramica delle parcelle della prova con la presenza del compost distribuito sulla superficie prima dell'interramento 01/04/05

3.2.2.9- La concimazione minerale di sintesi

La concimazione minerale di sintesi è stata realizzata in maniera differenziata per l'azoto e per il fosforo e potassio. Frossard et al. (2002) riporta che il contenuto di fosforo inorganico presente nel compost e disponibile sia compreso tra il 2 ed il 16%. Altre ricerche sulla capacità del compost di soddisfare la richiesta nutritiva di fosforo delle colture forniscono dei dati molto discordanti e talvolta di difficile interpretazione (Sinaj et al., 2002). Per il potassio i lavori reperibili in letteratura sono limitati. Stewart et al., (2004) riporta da studi mediante lisimetri valori di recupero del potassio presente in un compost da scarti di fungaia inferiori al 3%. Data l'incertezza circa la reale disponibilità del fosforo e del potassio per la coltura nelle nostre condizioni sperimentali si è deciso concimare con concimi minerali di sintesi. Il criterio che è stato seguito per l'individuazione delle unità fertilizzanti da distribuire è stato quello della restituzione delle asportazioni colturali senza considerare gli apporti derivanti dal compost.

Quindi considerando la tipologia di terreno e la resa presumibile si è ritenuto sufficiente apportare al terreno 65 kg ha^{-1} di P_2O_5 ed 100 kg ha^{-1} di K_2O per il 2005 ed 80 kg ha^{-1} di P_2O_5 ed 120 kg ha^{-1} di K_2O per il 2006. E' stato utilizzato rispettivamente perfosfato triplo (46%) e solfato di potassio (50%), la distribuzione è avvenuta, mediante spandiconcime centrifugo, uniformemente su tutta la

superficie interessata alla sperimentazione alla fine della prima decade di marzo nel 2005 (10/03/05) ed a metà marzo nel 2006 (15/03/06) prima della lavorazione di affinamento del terreno. Nel 2005 la fertilizzazione azotata, ove prevista (tesi PM100 e PC50), è stata realizzata in copertura a mano ed a spaglio sull'intera superficie parcellare suddividendo il totale delle unità fertilizzanti da distribuire in due aliquote pari al 50% delle unità fertilizzanti totali. La prima aliquota è stata distribuita alla metà di aprile (7 gg dopo la semina dei tuberi-seme, 15/04/05) mediante l'impiego di 163 Kg N ha⁻¹ di urea (46%), mentre la seconda aliquota è stata distribuita verso le fine di maggio (47 gg dopo la semina dei tuberi-seme, 24/05/05) mediante l'impiego di 288,5 Kg N ha⁻¹ di nitrato ammonico (26%).

Nel 2006 la fertilizzazione azotata è stata effettuata con le stesse modalità seguite nel 2005 anche se si deve registrare un ritardo nella sua prima esecuzione. Infatti la prima aliquota è stata distribuita alla metà della terza decade di aprile (19 gg dopo la semina dei tuberi-seme, 22/04/06) mediante l'impiego di 195,7 Kg N ha⁻¹ di urea (46%), mentre la seconda aliquota è stata distribuita alla fine della seconda decade di maggio (45 gg dopo la semina dei tuberi-seme, 22/05/06) mediante l'impiego di 346,2 Kg N ha⁻¹ di nitrato ammonico (26%). Nelle parcelle della tesi PC50 le dosi erano la metà di quelle della tesi PM100.

3.2.3. Lavorazioni del terreno

Il terreno che ha ospitato la prova era rimasto incolto nell'annata agraria precedente, e sottoposto ad una aratura a fine settembre (22/09/04) alla profondità di 30 cm circa con il fine principale di controllare lo sviluppo delle infestanti. Nel 2005 in data 02/04/05 è stata effettuata una erpicatura con erpice a dischi alla profondità di 20 cm circa su tutta la superficie oggetto della prova per interrare ed amalgamare il compost ed i concimi minerali di sintesi (K e P) nella massa del terreno. Successivamente al fine di garantirne una migliore omogeneizzazione ed un migliore affinamento del terreno è stata realizzata in data 05/04/05 una erpicatura con erpice a denti rotanti verticale interessando uno spessore di 15-20 cm. L'assolcatura preparatoria alla semina è stata effettuata con assolcatore bivomere alla distanza di 75 cm ed con profondità di 10-15 cm circa (06/04/05). La semina (06-07/04/05) è stata effettuata a mano posizionando i tuberi-seme nei solchi ad una profondità di circa 13-15 cm e con una distanza di 30 cm lungo la fila. La copertura dei tuberi-seme della patata è avvenuta subito dopo la semina ed effettuata a mano mediante rastrello (06-07/04/05). La rincalzatura è stata realizzata sempre con lo stesso assolcatore impiegato per l'assolcatura in data 24/05/05. La raccolta finale totale dei tuberi è stata realizzata il 09-10/08/05 mediante l'impiego di

scavapatate portato. In data 02/09/05 l'intera superficie della prova è stata sottoposta a rippatura con ripper a cinque denti alla profondità di 50-55 cm. Infine in data 16/09/05 l'intera superficie è stata arata alla profondità di 30 cm.

Nel 2006 l'interramento del compost e dei concimi minerali di sintesi è stato effettuato il 15/03/06 mediante una erpicatura con erpice a dischi alla profondità di 18-20 cm circa su tutta la superficie oggetto della prova. Successivamente per affinare ulteriormente il terreno in data 29/03/06 è stata realizzata una erpicatura con tiller interessando uno spessore di 10 cm circa. L'assolcatura preparatoria alla semina dei tuberi-seme è stata realizzata con le stesse modalità seguite nel 2005 in data 31/03/06. La semina (03/04/06) è stata effettuata a mano posizionando i tuberi-seme nei solchi ad una profondità di circa 10-12 cm e con una distanza di 30 cm lungo la fila. La copertura dei tuberi-seme della patata è avvenuta subito dopo la semina ed effettuata sempre a mano mediante rastrello (03/04/06). La rincalzatura è stata realizzata sempre con lo stesso assolcatore impiegato per l'assolcatura in data 23/05/06. La raccolta finale totale dei tuberi è stata realizzata il 03/08/06 mediante l'impiego di scavapatate portato. In data 02/09/06 l'intera superficie della prova è stata sottoposta a rippatura con ripper alla profondità di 60 cm circa. Infine in data 18/08/06 la superficie della prova è stata sottoposta ad aratura alla profondità di 35 cm, interrotta causa pioggia e completata il 24/08/06.

3.2.4. Irrigazione

Nel 2005, in data 06/05/05 è stato montato un impianto di irrigazione a goccia fornito di contatore volumetrico e di ali gocciolanti (Driplite) con gocciolatori da 2 l h^{-1} ogni 0,3 m posizionate lungo le file della coltura. In data 13/05/05 è stata effettuata una verifica della uniformità di distribuzione dell'acqua mediante la misura della portata di erogazione di singoli gocciolatori posizionati in differenti punti del campo sperimentale (valore medio $1,8 \text{ l h}^{-1}$ e CV 0,014). Data la particolarità della tessitura del terreno che ospitava la prova (39,5% di argilla) si è ritenuto opportuno distribuire l'acqua alla coltura ad intervalli il più possibile regolari, cercando di mantenere il terreno sempre in condizioni di elevata umidità. Complessivamente durante l'intero ciclo colturale sono stati distribuiti $485,4 \text{ m}^3$ di acqua, per un totale di 22 interventi irrigui con turno medio di 3,1 gg e volume irriguo medio di $22,1 \text{ m}^3$.

La stessa modalità nella gestione della irrigazione è stata seguita anche per il 2006. L'impianto di irrigazione è stato allestito in data 18/05/06. Complessivamente durante l'intero ciclo colturale 2006

sono stati distribuiti 356,6 m³ di acqua, per un totale di 23 interventi irrigui con turno medio di 3 gg e volume irriguo medio di 15,5 m³.

3.2.5. Controllo delle infestanti e difesa fitosanitaria

Il controllo delle infestanti è avvenuto meccanicamente in pre-semina, e mediante l'impiego di diserbanti in post-semina. Più precisamente nel 2005 si è intervenuti in data 28/04/05 in pre-emergenza con metribuzin e aclonifen. Il 16/05/05 in post-emergenza mediante una sferbatura manuale. Il 23/06/05 in post-emergenza con rimsulfuron. Infine il 26/10/05, in essenza di coltura, con glifosate al fine di contenere lo sviluppo delle infestanti invernali. Nel 2006 si è intervenuti in data 12/04/06 in pre-emergenza con metazachlor e aclonifen. Il 20/04/06 in post-emergenza mediante una sferbatura manuale sono state eliminate le piante di patata nate dai frammenti dei tuberi dell'annata precedente e cresciute nelle interfila (rinascita). Infine il 22/06/06 in post-emergenza con metribuzin.

Il controllo delle crittogame e della dorifora è stato realizzato mediante la realizzazione di due interventi fitoiatrici sia nel 2005 che nel 2006 (rispettivamente 31/05/05, 06/07/05, 23/05/06 e 08/06/06) mediante l'impiego di imidacloprid, cimoxanil+rame (ossicloruro) e cimoxanil. Tutti gli interventi di difesa sono stati effettuati mediante l'impiego di trattore con botte a barra orizzontale, evitando di entrare in campo e muovendosi unicamente nei passetti lasciati tra i 3 blocchi.

3.3. Andamento meteorologico

Durante l'intera durata della sperimentazione è stato misurato l'andamento delle principali variabili agrometeorologiche (radiazione solare, temperatura e umidità dell'aria, velocità del vento, pioggia, evapotraspirazione di riferimento) mediante una stazione elettronica posta a circa 300 m dal campo sperimentale. Le notizie circa l'andamento meteorologico sono riportate nei risultati.

3.4. Rilievi effettuati

I rilievi effettuati nei due anni di sperimentazione di campo hanno interessato sia la coltura che il suolo.

3.4.1. Rilievi sulla coltura

Sulla coltura sono stati effettuati rilievi della biomassa prodotta dalle piante, del LAI, della copertura del suolo, della distribuzione dimensionale dei tuberi prodotti, dello sviluppo fenologico, dell'altezza delle piante e l'analisi del contenuto in azoto e carbonio degli organi della pianta.

3.4.1.1- Analisi dell'accrescimento e della produzione finale

Durante il ciclo vegetativo della coltura, sia nel primo che nel secondo anno, sono stati effettuati dei campionamenti della biomassa con l'obiettivo di analizzare l'accrescimento della coltura.

Durante il primo anno, il campionamento è stato effettuato in tre date: 19/05/05, 16/06/05 e 21/07/05. Durante il secondo anno il campionamento si è svolto in due date: 06/06/06 e 06/07/06

Ad ogni campionamento sono state raccolte quattro piante adiacenti per parcella, disposte su due file contigue, tagliando le piante al colletto ed escavando i tuberi, con lo scopo di determinarne la biomassa epigea, l'indice di area fogliare (LAI) e la biomassa dei tuberi. Durante il campionamento si è provveduto alla determinazione dell'altezza delle piante raccolte (vedi paragrafo relativo).

Il campionamento finale dei soli tuberi prodotti è stato effettuato il 03/08/05 per il primo anno ed il 27/07/06 il secondo anno. In questo caso si è utilizzato un quadrato con una superficie di riferimento pari a $0,62 \text{ m}^2$ ($0,62 \text{ m} \times 1,0 \text{ m}$) che è stata posizionato casualmente in due aree distinte della parcella, per una superficie complessiva raccolta di $1,23 \text{ m}^2$ per parcella. Nei due anni di sperimentazione, sia nei campionamenti intermedi che nel campionamento finale, non è stato effettuato alcun campionamento completo della biomassa delle radici.

Da questi campionamenti si è determinata la biomassa totale fresca prodotta dalle piante suddivisa tra i diversi organi: foglie, fusti e tuberi utilizzando una bilancia di precisione al centesimo di grammo. Inoltre sub-campioni delle singole componenti produttive delle piante sono state poste in stufa a 90°C fino a peso costante (72 ore) per la determinazione della biomassa secca prodotta. I dati sono stati convertiti in peso per unità di superficie utilizzando le informazioni sul reale sesto d'impianto (numero di piante per m^2) rilevato durante il campionamento.

Ulteriori sub-campioni dei diversi organi verdi fotosintetizzanti (foglie e fusti), dopo opportuna pesatura, sono stati utilizzati per la determinazione del LAI (Leaf Area Index) mediante l'impiego di un area meter (Area meter Li-3100, LI-COR Lincoln, Nebraska USA). I valori di superficie così ottenuti sono stati utilizzati per determinare il valore del campione totale raccolto mediante opportuna proporzione in base al peso fresco relativo delle singole frazioni raccolte sottoposte ad analisi, e convertiti in area per unità di superficie in base al numero di piante per m^2 .

Su tutti i tuberi raccolti, sia durante i campionamenti intermedi che in quello finale, sono state rilevate le tre dimensioni principali: lunghezza (Y), diametro maggiore (X) e del diametro minore (Z) mediante l'utilizzo di un calibro elettronico (accuratezza 1/100 mm Fig. 11)

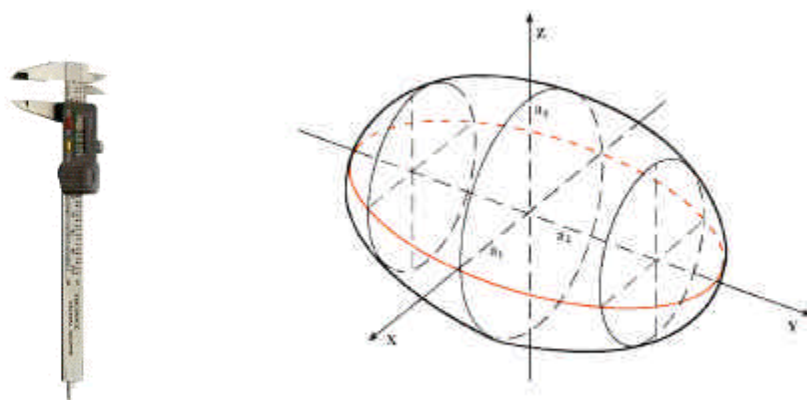


Fig. 11. A sx calibro elettronico mini, a dx ellissoide di riferimento

Dato che i tuberi prodotti presentavano una forma allungata, soprattutto quelli di maggiori dimensioni, si è deciso di suddividere l'intera produzione raccolta in classi dimensionali in base al volume stimato di ciascun tubero.

Questa modalità di suddivisione è apparsa essere appropriata per un'analisi della distribuzione dimensionale dei tuberi. Infatti si ritiene che l'acquisizione delle tre misure fondamentali: lunghezza (Y), diametro maggiore (X) e diametro inferiore (Z) diano una rappresentazione delle reali dimensioni dei tuberi più precisa della sola determinazione del diametro "equatoriale". Se ipotizziamo di prendere tre tuberi (Fig.12) di cui due, A e B aventi lo stesso diametro ma lunghezza differente, e C che presenta un diametro maggiore ma con lunghezza uguale ad A, si osserva che il raggruppamento in classi dimensionali in base al diametro vedrebbe inseriti nello stesso gruppo i tuberi A e B ed in un altro gruppo il tubero C. Questo avverrebbe anche se le dimensioni reali dei tuberi A e B sono sostanzialmente differenti, con il tubero A che risulta essere circa il 33% più piccolo del tubero B, ed il tubero B che risulta essere solo il 5% (ipotesi1) o il 17% (ipotesi 2) più grande del tubero C (Tab. 10). In sostanza stimando il volume dei tuberi equiparandoli ad un ellissoide si ottiene una suddivisione in classi dimensionali più corrispondente alla realtà, rispetto alla suddivisione in base al solo calibro.

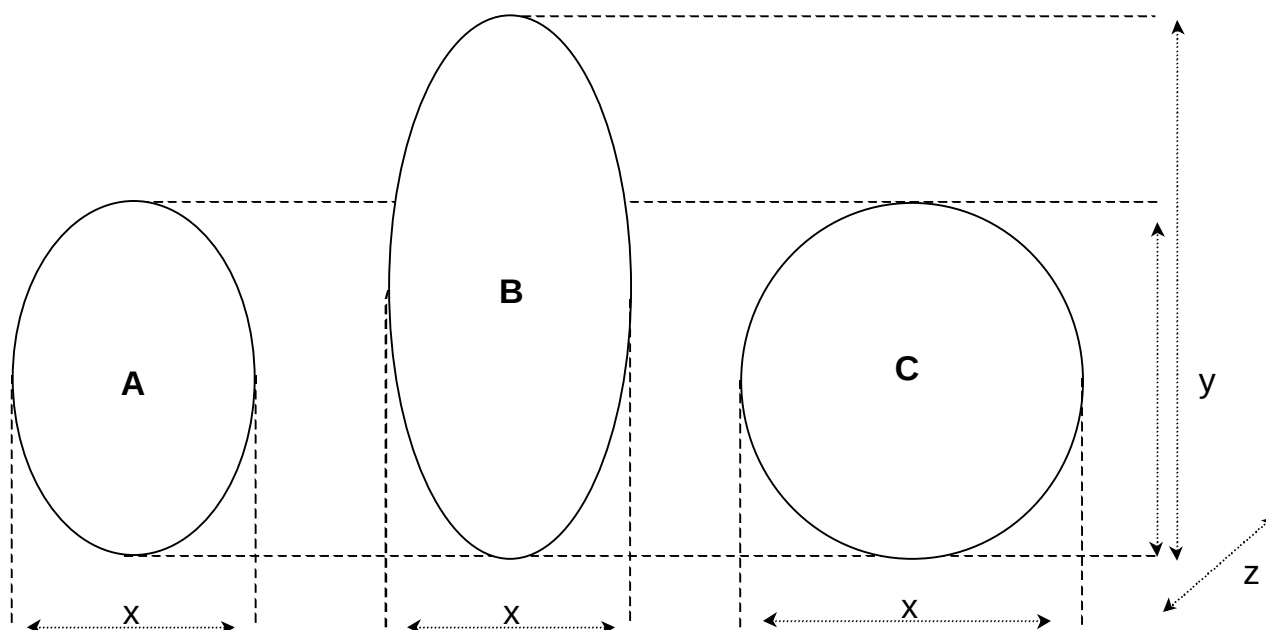


Fig.12- Schematizzazione delle caratteristiche dimensionali dei tuberi. X diametro maggiore, Y lunghezza e Z diametro inferiore

Tab. 10- Volume calcolato in funzione delle caratteristiche dimensionali

	Ipotesi 1			Ipotesi 2		
Tubero	A	B	C	A	B	C
Y (cm)	7,0	10,5	7,0	7,0	10,5	7,0
X (cm)	4,0	4,0	5,0	4,0	4,0	5,0
Z (cm)	3,5	3,5	4,0	3,5	3,5	3,5
Volume (cm ⁻³)	205,25	307,88	293,22	205,25	307,88	256,56

Ipotesi 1: tubero C con diametro Z più grande di quello di A e B

Ipotesi 2: tubero C con diametro Z uguale a quello di A e B

E' stata determinata la distribuzione delle frequenze delle differenti classi dimensionali mediante elaborazione di istogrammi per poter valutare i diversi gradi di asimmetria, positiva o negativa. In caso di asimmetria positiva la coda si estende verso i valori più alti, mentre si estende nella direzione di valori più bassi con asimmetria negativa. Nel confronto delle differenti classi dimensionali, un valore di asimmetria positivo indica una predominanza della presenza di tuberi di dimensione più grande, viceversa se siamo in presenza di una asimmetria negativa.

I dati raccolti sono stati sottoposti ad analisi statistica mediante analisi della varianza e, in caso di differenze significative, il confronto tra le medie è stato effettuato mediante il test post-hoc di Duncan.

3.4.1.6. Rilievi della radiazione fotosinteticamente attiva (PAR) e stima indiretta del LAI

Il 22/06/05 per il primo anno, e nelle date 21/06/06 e 18/07/06 per il secondo anno, sono state effettuate misure della radiazione fotosinteticamente attiva (PAR), cioè compresa tra i 400 e i 700 nm. Per tali misure è stato utilizzato un sensore lineare di quantum PAR, nel primo anno il SunScan canopy analysis system (SS1-UM-1.05 Delta-T, U.K.) mentre nel secondo anno l'AccuPAR (PAR-80 Decagon Devices, U.S.A.). Questi strumenti misurano l'intensità della radiazione PAR tramite dei fotodiodi posti lungo la sonda ad un intervallo di 1,5 cm e 1,0 cm rispettivamente per il SunScan e l'AccuPAR.

Per individuare i punti di campionamento, in ogni parcella e per ogni data di campionamento, è stato seguito uno schema a "W". In ogni punto di campionamento, sono state effettuate misure della radiazione PAR incidente sopra la vegetazione, nella componente totale e diffusa, e della PAR trasmessa sotto la coltura (media di 15 misure effettuate a livello del suolo). Per la misura della radiazione incidente diffusa si è provveduto ad ombreggiare il sensore dedicato con una sagoma di cartone seguendo le indicazioni fornite dal costruttore.

Dalla misura di PAR incidente si è calcolata la frazione di radiazione diretta fb (dal rapporto tra la differenza tra componente totale e diffusa e la PAR totale).

Le misure effettuate sono state utilizzate per stimare l'indice di area fogliare LAI (Leaf Area Index) utilizzando il modello di Norman e Jarvis (Norman e Jarvis, 1975)

$$LAI(m^2m^{-2}) = \frac{\left[\left(1 - \left(\frac{1}{2 \times K} \right) \right) \times fb - 1 \right] \times \ln(\tau)}{A \times (1 - 0,47 fb)}$$

dove

fb = frazione della radiazione PAR incidente diretta

t = frazione della radiazione PAR incidente trasmessa al di sotto della vegetazione

$$A = 0,283 + 0,785 * abso - 0,159 * abso^2$$

$abso$ = coefficiente di assorbimento della radiazione PAR da parte delle foglie (si è assunto un valore pari a 0,8)

K = coefficiente di estinzione della radiazione PAR (caratterizza l'inclinazione media del fogliame)

$$K = \frac{(x^2 + \tan^2)^{1/2}}{x + 1,744(x + 1,182)^{-0,733}}$$

dove x = indice di angolazione fogliare (si è assunto un valore pari ad 1 corrispondente ad una distribuzione sferica dell'angolazione) (Campbell, 1986).

I valori di LAI ottenuti sono stati sottoposti ad analisi statistica mediante analisi della varianza e, in caso di differenze significative, il confronto tra le medie è stato effettuato mediante il test post-hoc di Duncan.

3.4.1.7. Rilievi della copertura del suolo

La misura della copertura vegetale del suolo è stata determinata utilizzando una fotocamera digitale sensibile al vicino infrarosso.

Il principio su cui si basa questa metodica sfrutta la differenza nella risposta spettrale tra la vegetazione ed il suolo nei riguardi della radiazione solare incidente nelle bande del visibile (400-730 nm) e del vicino infrarosso (730-900).

Nei tessuti vegetali fotosinteticamente attivi, i pigmenti (clorofille e carotenoidi) causano un forte assorbimento soprattutto nelle bande del rosso (circa 650 nm) e del blu (circa 450 nm) conferendo così il caratteristico aspetto verde alle foglie. La radiazione NIR non viene invece utilizzata per la fotosintesi ed fortemente diffusa dalla struttura interna delle foglie, causando valori di riflessione molto alti.

Nel suolo invece il comportamento della radiazione NIR è differente: l'acqua che in esso si trova determina un forte assorbimento della radiazione incidente e poca energia viene quindi riflessa.

Pertanto sfruttando questo diverso comportamento nei confronti della radiazione è possibile quantificare la percentuale della superficie dell'immagine occupata da tessuti fotosinteticamente attivi (la coltura) e calcolare la percentuale di copertura del suolo.

La fotocamera digitale utilizzata (DY404AXL da 4 Mb) è una Dycam Agricultural Digital Camera (ADC, Dycam Inc., Chatsthereworth, CA, USA), che registra immagini, nello spettro di luce del rosso e del vicino infra-rosso, con una risoluzione di 496 x 365 pixels usando una lente di 8,5 mm f 4,5 (Fig. 13).



Fig. 13-. La macchina fotografica digitale Dycam ADC ed un esempio di immagine in falso colore acquisita patate (rosso = rosso, verde = vicino infrarosso).

Il valore della luminosità è determinato usando un charge-coupled device (CCD), che consiste in una serie di elementi fotosensibili che registrano la radiazione compresa tra 600 e 1050 nm con circa l'80% della risposta compresa tra 615 e 985 nm. Gli elementi adiacenti nel CCD rispondono in modo diverso alle lunghezze d'onda: nel rosso tra 650 e 750 nm, nell'NIR tra 750 e 1050 nm.

Un filtro rosso Wratten 29 viene usato per bloccare la radiazione al di sotto dei 600 nm.

Per la esecuzione dei rilievi la fotocamera, azionata a distanza tramite un cavo di collegamento, è stata montata all'estremità del "braccio corto" di un supporto telescopico a forma di "L" che veniva posizionato verticalmente sopra la coltura (a circa 2 m di altezza) in corrispondenza di ciascun punto di misura. Il CCD della camera ha un campo visivo di 31,5 x 24,25°. Pertanto, posizionando la fotocamera ad una distanza di circa 2 metri al di sopra della coltura, si ottiene un'immagine che copre un'area di circa 1 m². Complessivamente sono stati scelti per ogni parcella due punti dove effettuare i rilievi posizionati a circa 2,5 m dai vertici della parcella lungo una diagonale. Per ogni punto di misura sono state acquisite due immagini adiacenti, per un totale di quattro immagini a parcella. In ogni sequenza di acquisizione la prima immagine è stata ottenuta posizionando il piede del supporto lungo la fila di piante della coltura (obiettivo fotocamera nel centro delle interfila) e la seconda posizionando il piede del supporto nell'interfila delle piante (obiettivo fotocamera sulla fila).

I rilievi sono stati effettuati in cinque momenti del ciclo colturale nel primo anno e più precisamente il 10/06/05, 24/06/05, 12/07/05, 21/07/05 e 02/08/05, mentre sono stati sei nel secondo anno e più precisamente 12/05/06, 26/05/06, 07/06/06, 19/06/06, 29/06/06 e 19/07/06.

Le immagini acquisite e temporaneamente immagazzinate in forma compressa all'interno della camera digitale sono state successivamente scaricate su PC con un formato a 24 bit ed utilizzate come file grafici in formato bitmap.

Le immagini acquisite sono state utilizzate per calcolare la percentuale di copertura del suolo utilizzando il software Briv32 (Band Ratioing Image Viewer, usando la "soil segmentation utility supervised classification", calcolando la segmentazione in suolo e vegetazione dal rapporto tra i valori registrati nella banda del rosso e nel vicino infrarosso (Fig. 14).

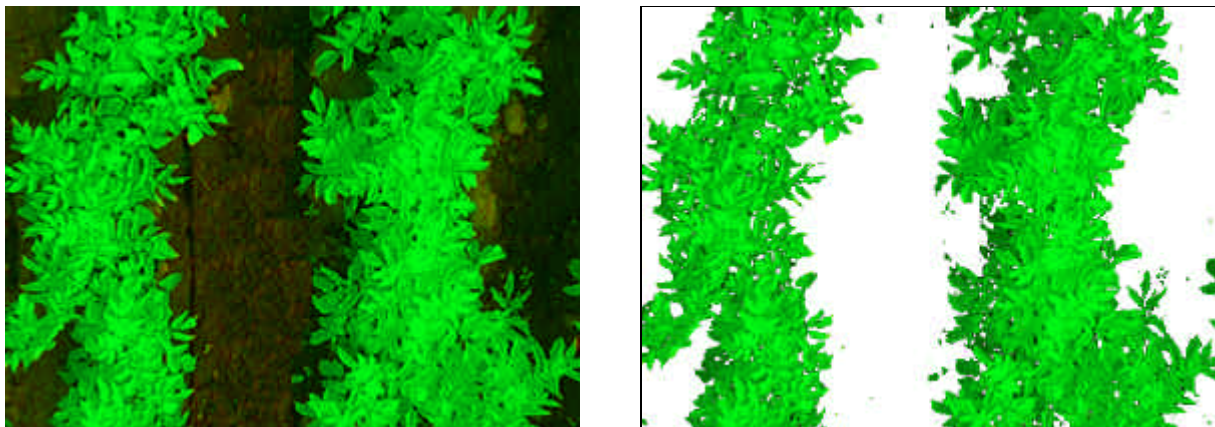


Fig. 14- Esempio della stessa immagine prima (Sx) e dopo (Dx) la segmentazione tra la copertura verde della coltura ed il suolo operata da Briv32.

Per ogni immagine si è calcolato il valore di copertura percentuale del suolo e quindi successivamente si è calcolato il valore medio parcellare.

I valori della copertura del suolo espressi come percentuale sono stati trasformati mediante la funzione arcoseno della radice quadrata del valore ed i risultati ottenuti sono stati sottoposti ad analisi statistica mediante analisi della varianza e, in caso di differenze significative, il confronto tra le medie è stato effettuato mediante il test post-hoc di Duncan.

3.4.1.8- La fenologia ed altezza delle piante

Durante il ciclo di sviluppo della coltura, sia nel primo che nel secondo anno, sono stati eseguiti dei rilievi sullo stadio fenologico raggiunto dalla coltura (monitoraggio delle singole fasi di sviluppo

delle piante in relazione alla successione temporale con la quale si presentano). Nel primo anno sono stati eseguiti 8 rilievi a partire dal 28/04/05 e fino al 23/06/05 (rispettivamente il 28/04/05, 02/05/05, 06/05/05, 09/05/05, 13/05/05, 20/05/05, 09/06/05, 23/06/05). Nel secondo anno sono stati eseguiti 6 rilievi a partire dal 22/04/06 e fino al 09/06/06 (rispettivamente il 22/04/06, 26/04/06, 05/05/06, 19/05/06, 29/05/06 e 09/06/06). Per effettuare i rilievi sempre sulle stesse piante è stata definita una unità di osservazione per parcella costituita da un totale di 40 piante posizionate lungo quattro transetti, identificati da un apposito nastro segnaletico, disposti perpendicolarmente alle file della coltura e posizionati nella parte centrale della parcella di appartenenza. Per identificare le fasi di sviluppo si è utilizzata la scala fenologica BBCH, con delle semplificazioni, che prevedeva la individuazione di 6 fasi fenologiche dettagliate come da tabella 11.

Tab. 11- Fasi fenologiche della patata (BBCH^a semplificato)

Simbolo	Fase	Descrizione
08	pre-emergenza	- periodo che intercorre tra la semina e l'emergenza della coltura
09	emergenza	- la giovane piantina originata dal tubero fuoriesce dal terreno
11-19	foglie n. 1-9 ed oltre	- le foglie composte del fusto principale che hanno il lembo completamente dispiegato
51	bottoni fiorali	- il primo corimbo di bottoni fiorali appare all'apice del fusto principale
65	fioritura	- si schiude almeno il 50% dei bottoni fiorali della prima infiorescenza sul fusto principale
70	sviluppo dei frutti	- essenza di fiori e comparsa dei frutti e raggiungimento progressivo della dimensione massima

^a Biologische Bundesanstalt, Bundessortenamt and Chemical industry (Compendium of Growth Stage Identification Keys for Mono- and Dicotyledonous Plants- extended BBCH scale; 2nd Edition, 1997)

Stabilita la fase fenologica di appartenenza è stata determinata la distribuzione di frequenza relativa, dal numero di piante che si trova nella fase fenologica individuata rispetto al totale delle piante monitorate.

I dati rilevati sullo sviluppo fenologico delle piante sono stati utilizzati per la determinazione delle differenti classi fenologiche per ogni singola tesi sperimentale. Successivamente è stata valutata la distribuzione delle frequenze delle classi fenologiche mediante elaborazione di istogrammi per poter valutare i diversi gradi di asimmetria, positiva o negativa. Questa riguarda la distribuzione intorno alla media ed è positiva se la coda si estende verso i valori più alti, il contrario se si estende nella direzione di valori più bassi. Nel confronto delle differenti classi fenologiche sviluppate da

una tesi un valore di asimmetria positivo indica una predominanza della presenza di piante allo stadio fenologico più avanzato, viceversa se siamo in presenza di una asimmetria negativa.

I valori della crescita in altezza delle piante sono stati utilizzati per l'individuazione di un valore medio per tesi. I risultati ottenuti sono stati sottoposti ad analisi statistica mediante analisi della varianza e, in caso di differenze significative, il confronto tra le medie è stato effettuato mediante il test post-hoc di Duncan

3.4.1.5- Contenuto di azoto degli organi della pianta

Campioni rappresentativi di biomassa secca di tutti gli organi per ciascuna data di campionamento sono stati sottoposti a rilievi analitici per la determinazione del contenuto in azoto totale ed in carbonio totale.

La metodica seguita per la determinazione del contenuto in azoto totale è stata la medesima seguita per la determinazione dell'azoto totale nel suolo, pertanto si rimanda al relativo capitolo delle metodiche di analisi del suolo.

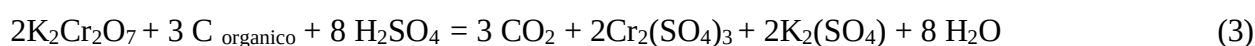
3.4.1.5.1- Contenuto di carbonio degli organi della pianta

In generale il carbonio si presenta in due forme: quella inorganica (IC) e quella organica (OC). I tessuti vegetali sono costituiti pressoché totalmente da OC. Diverse sono le metodiche per la determinazione del contenuto totale di carbonio organico (TOC) ma tutte prevedono una ossidazione del OC mediante l'utilizzo di agenti fisici (combustione) o mediante agenti chimici (Nelson e Sommers 1982; Bisutti et al. 2004). Nel metodo per combustione l'IC deve essere rimosso prima dell'analisi e l'idea di base è quella di convertire il OC in CO₂ e di misurare il quantitativo emesso. Nel metodo per ossidazione chimica non c'è bisogno di rimuovere il IC e la misura del OC viene effettuata direttamente. Il maggiore problema delle metodiche di analisi del TOC è quella di ottenere una adeguata separazione tra IC ed OC. La rimozione del IC viene normalmente eseguita mediante o un trattamento con acido (principalmente HCl, H₂SO₄ o H₃PO₄) o mediante calore (incenerimento).

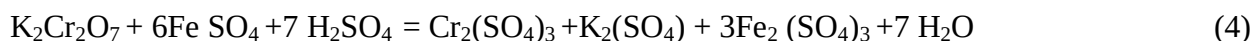
Il metodo che prevede l'ossidazione a secco (*dry combustion method*) è considerato il metodo più accurato e viene usualmente utilizzato come riferimento per la calibrazione delle altre metodologie (Bisutti et al. 2004) Il principale limite risiede nella necessità di disporre di apparecchiature complesse e costose.

Più convenienti e quindi più comuni in Italia, risultano essere i metodi di ossidazione chimica ad umido. Questi metodi si basano sull'assunto che il OC si trovi principalmente allo stato di ossidazione zero (0) e che reagisca, ossidandosi, con la sostanza ossidante cedendo quattro elettroni per atomo di carbonio.

Questi metodi permettono la determinazione del OC direttamente, senza la necessità di eliminare il IC e quindi vengono preferiti nelle analisi dei suoli e nei sedimenti dove sono presenti quantità significative di carbonati. Infatti, i carbonati non interferiscono con la determinazione in quanto il carbonio in essi contenuto è già presente nel suo stato di massima ossidazione (+4) (Sequi e De Nobili 2000). Questa metodica prevede che il OC venga ossidato ad anidride carbonica con soluzione di potassio bicromato ($K_2Cr_2O_7$) in presenza di acido solforico (H_2SO_4), in condizioni standardizzate secondo la seguente reazione (3) (Rowell, 1994):



La quantità di potassio bicromato che non si è ridotta a cromico (Cr^{3+}) viene determinata per titolazione con soluzione di ferro (II) solfato ($FeSO_4$). In questa reazione il ferro ferroso (Fe^{2+}) è ossidato a ferrico (Fe^{3+}) dal cromato ($Cr_2O_7^{2-}$) che si riduce a cromico (Cr^{3+}) (4). Il punto finale della titolazione viene accertato con l'aggiunta di un opportuno indicatore di ossidoriduzione (sodio 4-difenilamminosolfonato, $C_{12}H_{10}NaNO_3S$). La differenza tra il quantitativo iniziale di bicromato utilizzato e quello determinato nella ossidazione con ferro (II) solfato determina il contenuto di OC del campione analizzato.



Il principale limite di questa metodologia è che solo una frazione del OC viene ossidata in relazione alla natura della sostanza organica di partenza. Pertanto si sono studiate delle opportune modifiche che permettessero di avere un recupero vicino al 100%.

I metodi che impiegano questa ossidazione ad umido e che trovano larga diffusione presso i laboratori agronomici italiani sono sostanzialmente tre: Lotti e Galoppini (1980), Walkley-Black e Spinger-Klee (Sequi e De Nobili 2000).

Solo nell'ultimo metodo la reazione tra carbonio organico e bicromato è resa quantitativa grazie al riscaldamento della miscela a 160°C, garantendo così una maggiore attendibilità e precisione (Bisutti et al. 2004). Nei metodi Lotti e Galoppini e Walkley-Black, la temperatura a cui avviene la reazione è ben al di sotto di 160°C, con valori prossimi ai 100°C per il primo e con valori generati dalla brusca diluizione dell'acido nel secondo. Questo determina una variabile ed incompleta ossidazione del OC. Pertanto per l'utilizzo di questi metodi sarebbe necessario effettuare una calibrazione in funzione dello specifico terreno o substrato organico da analizzare, oppure, come più comunemente fatto, utilizzare un fattore correttivo medio sacrificandone così l'accuratezza (Nelson e Sommers 1982).

Metodo	Temperatura (C°)	Tempo (min)	Giudizio
Springer – Klee	160	10	Ottimo
Lotti – Galoppini	≅ 100	90	Buono
Walkley – Black	Diluizione acido	30	Necessita correzione

Tra le tecniche per la determinazione del contenuto della sostanza organica del suolo e nei sedimenti, oltre a quelle precedentemente ricordate, bisogna ricordare la tecnica LOI (Loss-On-Ignition). Questa tecnica si basa sul principio che, ad una data temperatura medio-alta, tutta la sostanza organica viene convertita a CO₂ e la perdita di peso risulta essere proporzionale al contenuto di materia organica presente nel campione, mentre i carbonati rimangono inalterati (Bisutti et al. 2004). Questa tecnica utilizzata da decenni da paleontologi, geologi, geografi, limnologi (Konen et al 2002; Heiri et al 2001) ha suscitato un rinnovato interesse anche in abito pedologico per la sua relativa facilità di esecuzione e per la sua relativa economicità. Infatti si tratta semplicemente di determinare il peso di un campione prima e dopo un trattamento di incenerimento. La strumentazione è costituita da una bilancia di alta precisione, da una muffola, da una stufa di laboratorio e da idonei crogioli.

Il LOI in realtà fornisce la misura del contenuto in sostanza organica del campione, quindi per ottenere il contenuto di OC è necessario individuare un fattore di conversione. Inoltre, come riportato da Nelson e Sommers (1982), la relazione che lega il contenuto di OC al contenuto in sostanza organica varia in relazione alla diversa tipologia di sostanza organica da analizzare. Pertanto non è possibile individuare un fattore di conversione unico, ma è necessario svilupparne uno specifico (Bisutti et al. 2004).

L'utilizzo di alte temperature determina dei limiti di applicabilità del metodo LOI nell'analisi del OC dei suoli, infatti si possono avere perdite di acqua ed altri costituenti inorganici dalla struttura delle argille, da sali idratati e decomposizione dei carbonati con perdita di IC. Proprio quest'ultimo fenomeno viene appositamente sfruttato per la determinazione del contenuto dei carbonati presenti nei sedimenti (Heiri et al 2001).

Quando il contenuto di carbonati è assente o trascurabile come nella lettiera forestale (David 1988) in alcuni terreni (Konen et al. 2002) o matrici organiche (Iranzo et al. 2004; Thuriès et al. 2001) allora il TOC si presume essere uguale al OC. In queste condizioni il LOI può essere validamente utilizzato per fornire una stima del contenuto di OC.

3.4.1.5.2- Metodo loss on ignition (LOI)

La stima del contenuto di carbonio organico presente nella biomassa vegetale è stata effettuata mediante la metodica LOI riportata da Konen et al. (2002), con l'unica variante della temperatura di combustione che è stata aumentata a 550°C seguendo le indicazioni riportate da Heiri et al. (2001). Prima del suo utilizzo è stata effettuata una opportuna verifica della sua accuratezza.

Sessanta campioni vegetali raccolti e differenziati per i differenti organi della pianta (24 foglie, 24 fusti/rami e 12 tuberi), rappresentativi delle diverse repliche e tesi sperimentali poste a confronto, sono stati sottoposti a stima del contenuto di OC mediante LOI e a misura del contenuto di OC mediante ossidazione con bicromato con metodica Spinger-Klee (Sequi e De Nobili 2000). I risultati così ottenuti sono stati elaborati mediante analisi della varianza ed il confronto tra le medie è stato effettuato mediante il test di Duncan.

Il fattore di conversione (K_r) tra il carbonio organico ed il contenuto totale di sostanza organica è stato determinato per ciascun organo della pianta e per ciascuna data di campionamento mediante il rapporto medio tra il contenuto di carbonio organico determinato mediante ossidazione con bicromato (OC_{ox}) ed il LOI, su un numero minimo di sei campioni elementari secondo la seguente equazione:

$$K_r = \frac{OC_{ox} (gkg^{-1})}{LOI (gkg^{-1})}$$

I campioni di biomassa secca conservati in contenitori ermetici sono stati triturati e fatti passare completamente attraverso un setaccio con dimensione delle maglie di 1 mm. Una stessa aliquota di campione secco pari a circa 2,5 g è stato posto dentro un crogiolo di ceramica opportunamente

tarato e posto ad essiccare dentro una stufa alla temperatura di 105°C per un periodo minimo di 2-3 ore fino a peso costante. Dopo raffreddamento in essiccatore il campione veniva pesato (PNS₁₀₅). La biomassa veniva successivamente messa dentro la muffola e lasciata bruciare fino a ceneri e CO₂ a 550 °C per un periodo di 4 ore. Tolto dalla muffola il campione veniva posto nuovamente dentro una stufa alla temperatura di 105°C per un periodo minimo di 2 ore. Dopo raffreddamento in essiccatore il campione veniva nuovamente pesato (PNS₅₅₀). Il LOI veniva calcolato mediante la seguente equazione:

$$LOI(gkg^{-1}) = \left(\frac{PNS_{105} - PNS_{550}}{PNS_{105}} \right) \times 1000$$

Uno standard di sostanza organica di laboratorio (saccarosio puro al 99,9%) è stato trattato come i campioni di biomassa e utilizzato per verificare l'efficienza della combustione. Per le pesate del LOI si è utilizzata una bilancia di precisione con sensibilità di 1/10.000 g.

Per la stima del OC presente nella biomassa il valore del LOI è stato moltiplicato per il valore del fattore di conversione Kr secondo la seguente equazione:

$$OC_{stim} (gkg^{-1}) = LOI \times Kr$$

I valori del LOI e del OC_{stim} ottenuti sono stati elaborati mediante analisi della varianza ed il confronto tra le medie è stato effettuato mediante il test di Duncan .

3.4.1.5.3- Metodo per ossidazione con bicromato (Springer-Klee)

Questa metodica prevede di ossidare OC a CO₂ con soluzione di potassio bicromato in presenza di acido solforico concentrato, in condizioni di temperatura e tempo standardizzate. La quantità di potassio bicromato consumata è tanto maggiore quanto maggiore è il quantitativo di OC presente nel materiale in esame. La quantità di potassio bicromato che non ha reagito viene determinata per titolazione con una soluzione di ferro (II) solfato. Il contenuto di OC si determina per differenza procedendo alla titolazione di un bianco non digerito contenente i soli reattivi (B1). Per controllare ed eliminare il possibile errore dovuto alla decomposizione del bicromato durante il riscaldamento

della miscela ossidante si effettua una prova in bianco a caldo nelle stesse condizioni sperimentali della soluzione del campione (B2). In queste condizioni sperimentali la differenza tra B2 e B1 deve essere sempre $\leq 0,4$ ml.

I campioni di biomassa secca conservati in contenitori ermetici sono triturati e fatti passare completamente attraverso un setaccio con dimensione delle maglie di 1 mm. Una stessa aliquota di campione secco pari a circa 80 mg viene posta dentro un matraccio da 100 ml. Parallelamente si pesa un'aliquota di circa 2 g di biomassa per determinare il contenuto di umidità residua necessaria per correggere il dato analitico e poterlo così riferire alla sostanza secca.

Si aggiungono al matraccio 10 ml di bicromato di potassio ($K_2Cr_2O_7$ 0,3334 M). Successivamente si introducono lentamente 13 ml di acido solforico concentrato (H_2SO_4 96%). Al matraccio contenente la miscela si aggiunge un idoneo termometro ed dopo agitazione, viene inserito dentro un bagno a sabbia preventivamente riscaldato alla massima potenza. Da quando il campione inizia a bollire vivacemente, e si è raggiunta la temperatura di $160^\circ C$, si fa partire il cronometro. Data la non sufficiente omogeneità di temperatura del bagno a sabbia i campioni sono sottoposti ad agitazione e fatti ruotare di posizione all'interno del bagno a sabbia ogni 200 secondi circa. Trascorsi 10 minuti i matracci vengono tolti dal bagno a sabbia raffreddati ed addizionati con cautela di H_2O fino al volume di circa 90 ml. Dopo nuovo raffreddamento con acqua corrente i matracci vengono portati al volume finale di 100 ml.

La titolazione manuale viene effettuata con solfato ferroso eptaidrato ($FeSO_4 \cdot 7H_2O$ 0,2M) su un'aliquota di 25 ml di miscela di campione digerito. Ai 25 ml della miscela vengono aggiunti 100 ml di H_2O e, in successione, 4 ml di H_3PO_4 (85%) e 0,5 ml di sodio 4-difenilamminosolfonato (indicatore ox-red).

Contemporaneamente si effettuano le due prove in bianco.

B1: la prova in bianco eseguita in doppio ha lo scopo di determinare l'esatto titolo della soluzione di $FeSO_4$. In un matraccio da 100 ml si aggiungono 10 ml esatti di bicromato di potassio ($K_2Cr_2O_7$ 0,3334 M) e si addizionano lentamente 13 ml di acido solforico concentrato (H_2SO_4 96%). Dopo raffreddamento con acqua corrente i matracci vengono portati al volume finale di 100 ml e titolati come i campioni.

B2: la prova in bianco eseguita in doppio ha lo scopo di determinare e correggere l'errore dovuto alla eventuale decomposizione del potassio bicromato durante il riscaldamento. In un matraccio da 100 ml si aggiungono 10 ml esatti di bicromato di potassio ($K_2Cr_2O_7$ 0,3334 M) e si addizionano lentamente 13 ml di acido solforico concentrato (H_2SO_4 96%). I matracci vengono trattati come i campioni: riscaldamento per 10 minuti a $160^\circ C$. Dopo raffreddamento con acqua corrente i matracci sono portati al volume finale di 100 ml e titolati come i campioni.

Il calcolo del titolo effettivo della soluzione di ferro solfato viene eseguita tenuto conto che:

$$MFe_{II} \times VFe_{II} = MCr_2O_7^{2-} \times 6 \times VCr_2O_7^{2-}$$

si ha

$$MFe_{II} = 5,001/VFe_{(II)}$$

dove

$MFe_{(II)}$ = molarità effettiva della soluzione di ferro (II) solfato;

$VFe_{(II)}$ = volume della soluzione ferro (II) solfato impiegato per la titolazione di $VCr_2O_7^{2-}$ espresso in ml;

$VCr_2O_7^{2-}$ = volume della soluzione di potassio bicromato utilizzato per la titolazione di espresso in ml (2,5 ml);

$MCr_2O_7^{2-}$ = molarità della soluzione di potassio bicromato (0,3334 M).

Il contenuto di carbonio organico è determinato secondo la seguente equazione:

$$C_{ox} (gkg^{-1}) = 3/2 \times \frac{(B1 - A)}{1000} \times \frac{MFe_{(II)}}{6} \times \frac{100}{25} \times 12 \times \frac{1000}{P}$$

dove

OC_{ox} = contenuto di carbonio organico;

3/2 = rapporto molare della reazione di ossidoriduzione;

B1 = ml necessari per la titolazione della prova in bianco;

A = ml necessari per la titolazione del campione;

100/25 = rapporto volumetrico;

$MFe_{(II)}$ = molarità effettiva della soluzione di ferro (II) solfato;

12 = peso atomico del carbonio ($g\ mole^{-1}$);

P = peso secco del campione analizzato.

I valori del OC_{ox} ottenuti sono stati elaborati mediante analisi della varianza ed il confronto tra le medie è stato effettuato mediante il test di Duncan.

3.5- Rilievi sul suolo

Durante i due anni di sperimentazione sono stati effettuati i rilievi di alcuni parametri fisici e chimici del suolo. In particolare sono stati rilevati: tessitura, densità apparente, contenuto idrico, temperatura, carbonio organico, azoto nelle sue forme organica ed inorganica.

3.5.1- Campionamento e conservazione campioni

Durante la sperimentazione sono stati effettuati sei campionamenti di terreno, quattro nel 2005 e due nel 2006 (13/04/05, 23/05/05, 28/06/05, 22/12/05, 3/04/06 e 02/08/06) con la finalità di misurare il contenuto di C e di N.

Per la sua realizzazione si è seguito uno schema sistematico. Ciascuna parcella costituiva una unità di campionamento ed al suo interno sono stati individuati casualmente quattro punti dove sono stati effettuati i prelievi. Il prelievo è stato effettuato mediante l'impiego di idonee trivelle in relazione al contenuto idrico del terreno. Due sono stati gli strati interessati al campionamento: 0-15 cm ed 15-30 cm. I campioni elementari così ottenuti sono stati riuniti in un sacchetto di plastica a costituire un campione globale che costituiva anche il campione finale (Lulli 2000).

Dato che si desiderava il più possibile avvicinarsi alle condizioni “di campo” si è deciso di effettuare le analisi su campioni di suolo fresco riducendo il più possibile le manipolazioni dello stesso e standardizzando la fase di disidratazione (Allievi et al. 2002). Pertanto i sacchetti contenenti i campioni di terreno sono stati trasferiti dentro una cella frigo a +4 °C al buio e dopo apertura sono stati sottoposti ad una blanda disidratazione fino a che le condizioni di umidità residua avessero permesso una prima setacciatura mediante un vaglio con maglie a 5 mm. Dopo un ulteriore periodo di disidratazione, nelle medesime condizioni precedentemente definite, il campione veniva sottoposto a setacciatura con un vaglio maglie a 2 mm e conservato in contenitori plastici sigillati in cella frigo a +4°C al buio fino al momento dell'analisi.

3.5.2- Tessitura

I campioni di terreno prelevati il 13/04/05 secondo le modalità riportate del capitolo relativo al campionamento sono stati utilizzati per la determinazione della granulometria.

Il metodo che è stato seguito è quello della “pipetta” come riportato da Patruno et al. (1998).

Il quantitativo di campione di terreno setacciato a 2 mm utilizzato per l'analisi era di circa 10 g (t.q.), i pre-trattamenti effettuati sono stati solo quelli chimico-fisici (esametafosfato di sodio) e fisici (scuotimento). La separazione delle particelle con diametro inferiore a 0,05 mm (limo ed argilla) è avvenuta seguendo la classificazione USDA mediante il metodo per levigazione in ambiente termostato a 20°C. Le particelle con diametro superiore a 0,05 (sabbie) è stato determinato per differenza dal campione iniziale. Lo strumento utilizzato per la sedimentazione è il levigatore di Andreasen da 1000 cm³.

3.5.3- Densità apparente

La massa volumica apparente, o densità apparente, è definita come il rapporto tra la massa del suolo secco per unità di volume (Busoni 1998):

$$\rho_a (kgm^{-3}) = \frac{m_s}{V_t}$$

dove

m_s = è la massa della frazione solida del campione;

V_t = è il volume totale del campione di suolo.

Per la misura della densità apparente si è utilizzato il metodo della escavazione o del “cono a sabbia” (SISS, 1985).

In tale metodica la densità apparente viene determinata scavando una piccola buca ed asportandone completamente il terreno contenuto, facendolo essiccare a 105°C e quindi pesandolo (P_t). Il volume del terreno scavato è determinato indirettamente riempiendo la buca di escavazione con della sabbia preventivamente tarata in laboratorio per la sua densità di accatastamento (D_s). Il suo valore si è determinato dalla seguente relazione:

$$\rho_a = \frac{P_t \times D_s}{P_s}$$

dove

P_t = è il peso del terreno secco in stufa a 105°C (kg);

D_s = è la densità di accatastamento della sabbia (kg m^{-3});

P_s = è il peso secco della sabbia che a riempito la buca (kg).

Per ogni data di campionamento e per ogni parcella sperimentale la densità apparente è stata determinata lungo una fila centrale della coltura (se presente) in un punto sufficientemente distante dai bordi, in una area preservata da ogni eventuale disturbo (cure colturali, campionamenti del suolo, rilievi sulla coltura etc.) mediante idonei segnali seguendo le modalità riportate da SISS (1985).

Per ogni punto di campionamento è stata determinata la densità apparente dello strato 0-15 cm e 15-30 cm. Complessivamente durante i due anni di sperimentazione sono state effettuate tre determinazioni e precisamente il 07/06/05, 24/10/05 ed il 09/05/06 .

3.5.4- Contenuto idrico

L'itinerario tecnico della patata, rispetto ad altre colture, prevede un maggior disturbo del suolo dovuto alla necessità di assoltare il terreno per la semina e di rincalzare le piante dopo l'emergenza delle stesse. Queste operazioni limitano l'impiego di sistemi di monitoraggio dell'umidità di tipo permanente posizionati prima dell'impianto della coltura. Date queste premesse il contenuto idrico del terreno è stato monitorato durante la sperimentazione mediante due tecniche differenti: il metodo termo-gravimetrico e la riflettometria nel dominio del tempo (Time Domain Reflectometry).

3.5.4.1- Il metodo termo-gravimetrico

Tre/quattro campioni elementari di terreno sono stati prelevati mediante idonee trivelle da ciascuna parcella, lungo una diagonale, e sono stati riuniti insieme per formare un unico campione globale per parcella, interessando separatamente uno strato di terreno di 0-15 cm e 15-30 cm. I campioni così prelevati sono stati posti subito in contenitori ermetici opportunamente tarati e portati presso il laboratorio. Dopo pesatura, sono stati messi in stufa alla temperatura di 105 °C facendoli essiccare per circa tre giorni, fino a quando non si riscontravano più variazioni significative di peso. Una

volta estratti dalla stufa i campioni sono stati messi a raffreddare in un essiccatore in presenza di gel di silice. Determinato il peso secco del campione il contenuto d'acqua è stato calcolato e riferito al peso secco dello stesso. Complessivamente con questa metodica sono stati effettuati 17 rilievi: il 12/04/05, 21/04/05, 02/05/05, 13/05/05, 25/05/05, 07/06/05, 17/06/05, 28/06/05, 07/07/05, 15/07/05, 24/10/05, 22/12/05, 17/02/06, 13/04/06, 09/05/06, 13/06/06 ed il 10/10/06.

3.5.4.2- Il metodo della riflettometria nel dominio del tempo (TDR)

La riflettometria nel dominio del tempo è una tecnica non distruttiva che permette di misurare il contenuto idrico volumetrico del terreno attraverso la determinazione della sua costante dielettrica (Scott et al. 2002). Il principio sul quale si basa è che le proprietà dielettriche di una sostanza in presenza di un campo elettromagnetico dipendono dalla polarizzazione delle sue molecole e sono descritte dalla costante dielettrica relativa, sempre maggiore dell'unità. Poiché il suolo è un sistema polifase complesso costituito da aria, acqua e sostanze organiche e minerali le sue proprietà dielettriche dipenderanno da quelle dei suoi costituenti e dalle relative proporzioni di questi. Il valore della costante dielettrica relativa dei vari componenti del suolo è sostanzialmente differente: aria = 1, componenti minerali $\approx$ 3-5 ed acqua $\approx$ 81 a 20°C. Questa notevole disparità di valori fa sì che il metodo sia relativamente “insensibile” alla composizione delle frazioni minerali del terreno. Infatti il valore risultante della costante dielettrica del terreno è da attribuirsi in modo preponderante al suo contenuto d'acqua e varia approssimativamente da valori di 2-3 per un suolo completamente secco a valori di circa 30 in condizioni di saturazione (Amato et al. 1993).

Il sistema di misura TDR che è stato utilizzato era il classico sistema costituito da una apparecchiatura elettronica (testa-cavo) che genera ed invia un segnale (impulso) attraverso un cavo di collegamento alle linee di trasmissione infisse nel terreno (sonde) e da un PC portatile con la funzione di ricevere, registrare e visualizzare il segnale riflesso.

In sintesi le misure sono state effettuate inserendo nel suolo sonde (guida d'onda) attraverso le quali passa un impulso elettromagnetico generato dal testa-cavo. Questo impulso, che si propaga con una velocità che è funzione delle proprietà dielettriche del mezzo in cui è inserita la sonda, giunto al termine della sonda viene totalmente o in parte riflesso e ritorna verso l'apparecchiatura che provvede alla sua registrazione. La velocità di propagazione del segnale lungo la guida d'onda permette di ricavare la costante dielettrica del terreno che, a sua volta, consente di risalire al contenuto di umidità.

La costante dielettrica del terreno che circonda la sonda (ϵ) è funzione della velocità ($v=2L/t$) di propagazione secondo la seguente relazione:

$$\epsilon = \left(\frac{ct}{2L} \right)^2 \quad (5)$$

dove c è la velocità dell'onda elettromagnetica nel vuoto ($3 \times 10^8 \text{ m}^{-\text{s}}$) e t è il tempo di transito dell'impulso attraverso la sonda infissa nel suolo (andata e ritorno: $2L$).

Il volume di terreno affettivamente coinvolto nella misura del contenuto d'acqua è sostanzialmente costituito da un "cilindro" pari alla lunghezza delle sonde, con l'asse posizionato lungo il conduttore mediano e con un diametro di circa 1,4 volte la distanza tra i conduttori (Topp e Davis 1985).

Le sonde utilizzate sono del tipo non bilanciate e sono state costruite, tenendo conto della particolarità del terreno che le avrebbe ospitate, dal gruppo di ricerca di fisica applicata del Prof. De Santis (Dipartimento di Scienze Ambientali dell'Università degli Studi della Tuscia) che ha provveduto ad effettuare le idonee verifiche e calibrazioni in laboratorio prima del loro utilizzo.

Le sonde erano costituite da tre conduttori complanari (Fig. 16) della lunghezza di 15 cm del diametro di 0,4 cm ciascuno posti ad una distanza di 1,6 cm lungo un supporto di alluminio a sezione rettangolare con le seguenti dimensioni 8,0 x 1,5 x 1,0 cm ($l \times h \times p$). Prima dell'inserimento nel terreno detto supporto è stato opportunamente isolato mediante ricopertura con resina epossidica. Il conduttore centrale della sonda era collegato direttamente a quello del cavo coassiale (tipo Aircom Plus) della lunghezza di 2 metri tramite specifico innesto BNC.

Complessivamente sono state costruite tredici sonde. Di queste, dodici sono state installate permanentemente (nei periodi in cui non erano effettuate lavorazioni del terreno). Le sonde sono state posizionate verticalmente, una per parcella nella stessa posizione (terza fila interna) alla profondità di 15 cm, interessando, per le misure del contenuto idrico, lo strato di terreno compreso tra i 15 ed i 30 cm di profondità.

La rimanente sonda è stata utilizzata per la misura del contenuto idrico dello strato più superficiale compreso tra gli 0 ed i 15 cm di profondità. Tale sonda, in occasione della misura, veniva infissa verticalmente nel suolo in diversi punti all'interno di ciascuna parcella per ottenere un valore medio.



Fig. 16. A Sx particolare della sonda TDR, a Dx la sonda posizionata in campo lungo la terza fila interna alla parcella

Per garantire un perfetto isolamento dal terreno ed una maggiore protezione, i cavi coassiali delle sonde installate permanentemente sono stati racchiusi all'interno di un tubo corrugato (in giallo nella Fig. 16) della lunghezza di 2 m opportunamente chiuso alle estremità mediante l'impiego di un nastro isolante autoamalgamente in PE. Tali cavi venivano collegati ad un testa-cavo solo in occasione delle misure.

Il testa-cavo utilizzato è stato nel primo anno il Tektronix 1502C metallic TDR cable tester, nel secondo anno il Tektronix 1502B cable tester.

L'acquisizione e l'analisi delle letture è avvenuta mediante l'impiego del software specifico Wattdr 3.11 (TDR waveform acquisition and analysis for Tektronix 1502B/C, Waterloo Centre of Groundwater Research, 1996). L'interpretazione delle tracce è stata effettuata mediante l'impiego del "metodo delle tangenti" (Santini, 1997)

Generalmente per mettere in relazione il contenuto d'acqua nel suolo con la costante dielettrica misurata con il sistema TDR si fa ricorso ad una relazione empirica ottenuta da esperimenti condotti in laboratorio su terreni dotati di caratteristiche fisiche e chimiche differenti (Topp et al 1980). Questa relazione "universale" è costituita da un polinomio di terzo ordine che esprime la dipendenza del contenuto d'acqua del suolo in volume (θ) dal corrispondente valore della costante dielettrica (ϵ):

$$\theta = -5,3 \times 10^{-2} + 2,92 \times 10^{-2} \times \varepsilon - 5,5 \times 10^{-4} \varepsilon^2 + 4,3 \times 10^{-6} \varepsilon^3 \quad (6)$$

L'utilizzo di questa relazione nel caso di terreni non argillosi e con modesti valori di sostanza organica fornisce nel complesso dei valori considerati accettabili con errori assoluti di θ inferiori a 0,015 (Santini 1997).

Recenti sperimentazioni hanno dimostrato che questa relazione "universale" non permette di ottenere una misura attendibile del reale contenuto d'acqua in terreni che presentano un alto contenuto di argilla e di sostanza organica (Herkelrath et al. 1991; Jones et al. 2002).

Data la particolarità della presente sperimentazione che prevede l'impiego di notevoli quantità di compost nella fertilizzazione della coltura, nonché la tessitura del terreno che dimostrava un alto contenuto di argilla ($\approx 39,5\%$) si è ritenuto opportuno eseguire una specifica calibrazione per il terreno oggetto della prova sperimentale al fine di ottenere dei valori assoluti d'acqua e precisioni più accurate.

3.5.4.2.1- Calibrazione di laboratorio

La calibrazione è stata effettuata per il terreno prelevato dalle parcelle P0, PC50 e PC100, utilizzando il sistema illustrato in Fig. 17 e seguendo sostanzialmente la metodica indicata da Herkelrath et al. (1991).

In data 17/02/06 sono stati raccolti due campioni di terreno indisturbati per ogni tesi sperimentale (più precisamente nella parcella 1PC50, 3PC50, 1PC100, 2PC100, 3P0 e 2P0) interessando lo strato 0-20 cm, mediante inserimento nel terreno di un cilindro in PVC della lunghezza di 25 cm e del diametro di 10 cm con bordo affilato. Successivamente si è provveduto a scavare manualmente mediante zappa la zona adiacente al cilindro. Poi mediante pala si è prelevata una zolla di terra comprensiva della parte basale del cilindro, che dopo opportuna pulitura è stata inserita in un apposito imbuto/riduttore riempito alla base di materiale plastico poroso con la funzione di sorreggere la colonna di suolo sovrastante permettendo nel contempo il passaggio dell'acqua. Questi cilindri con all'interno le colonne di terreno sono stati collocati in un idoneo supporto rigido

che ne mantenesse la posizione verticale e ne impedisse il movimento. Quindi sono stati inseriti all'interno di un contenitore riempito con acqua fino a raggiungere i 4/5 della loro lunghezza, e

lasciati imbibire dal basso, per un periodo di circa due settimane, fino alla comparsa dell'acqua sulla superficie del terreno.

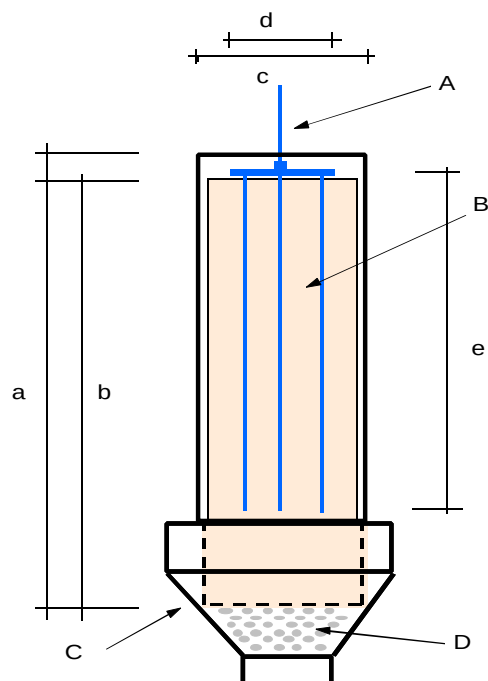


Fig. 17- Disegno dello schema della strumentazione utilizzata per la calibrazione del TDR. A, sonda TDR; B, colonna di terreno; C, imbuto riduttore; D, materiale plastico drenante; a, altezza cilindro; b, altezza effettiva della colonna di terreno; c, diametro cilindro; d, larghezza sonda; e, lunghezza sonda

Successivamente nelle colonne di terreno così condizionate sono state inserite verticalmente le sonde TDR, una per ciascuna, rispettando l'abbinamento tesi/sonda avendo cura di disturbare il meno possibile il terreno. I cilindri, quindi, sono stati tolti dall'acqua e posti a drenare verticalmente per circa 120 minuti. Trascorso il tempo indicato sono iniziate le misurazioni.

Il valore della costante dielettrica è stato determinato mediante l'uso di ambedue i testa-cavo (Tektronix 1502B e 1502C) uno di seguito all'altro, previo collegamento alla sonda, mentre la massa della colonna di terreno è stata determinata mediante l'impiego di una bilancia di precisione (1/10 g). Le registrazioni delle letture è avvenuta mediante l'impiego del software Wattdr 3.11 (TDR waveform acquisition and analysis for Tektronix 1502B/C, Waterloo Centre of Groundwater Research, 1996). L'interpretazione delle tracce è stata effettuata mediante l'impiego del "metodo della derivata prima". Questa metodica, anche se più laboriosa, è stata scelta perché più accurata nella individuazione dei punti di entrata e di uscita del segnale dalla sonda (Mattei et al 2006).

Durante le prime fasi, di maggiore imbibizione del terreno, l'acqua è stata progressivamente allontanata dai cilindri mediante l'applicazione di una suzione dal basso con un'idonea pompa a vuoto, successivamente mediante una blanda essiccazione dalla superficie superiore ed inferiore delle colonne di terreno mettendo i campioni in stufa a 35°C per un periodo variabile in relazione al contenuto idrico da raggiungere. I campioni sono stati così sottoposti complessivamente 12 cicli di essiccazione-misurazione fino a che il contenuto idrico nel terreno ha raggiunto valori inferiori all'1% (sul peso della colonna). terminate le misurazioni il volume residuo della parte superiore del cilindro non occupato dal terreno è stato determinato indirettamente mediante l'applicazione della tecnica del "cono a sabbia" impiegata normalmente per la determinazione della densità apparente del terreno (Busoni 1997). Il valore del volume così individuato è stato utilizzato, insieme alle dimensioni dei singoli cilindri in PVC per la determinazione, mediante differenza, del reale volume occupato dal terreno nei cilindri. Il peso secco del terreno contenuto nei cilindri è stato determinato ponendo tutto il contenuto dei cilindri ad essiccare in stufa a 105°C per tre giorni fino a valore costante. Il valore del contenuto d'acqua (espresso in peso) presente nella colonna di terreno, corrispondente a ciascun valore della costante dielettrica misurata, è stato calcolato dalla differenza tra il peso della massa della colonna di terreno umido ed il peso della massa della colonna di terreno secco. Il valore volumetrico del contenuto d'acqua è stato determinato dal rapporto tra il peso della massa d'acqua presente ed il volume effettivo occupato dal terreno.

Per ogni campione di terreno il valore della costante dielettrica ϵ calcolato mediante la (5), è stato correlato al corrispettivo valore del contenuto volumetrico d'acqua misurato (θ). Per mettere in relazione il contenuto d'acqua nel suolo con il valore della costante dielettrica, l'insieme delle correlazioni è stato utilizzato per l'individuazione della relazione matematica che meglio si adattasse ai dati misurati. Le curve di calibrazione così individuate per i differenti campioni di terreno sono state confrontate mediante il test-F del software GraphPad (Motulsky 1999).

Utilizzando il TDR per i rilievi di campo in realtà noi misuriamo la costante dielettrica e vogliamo da questa ricavare il contenuto volumetrico di acqua del suolo. Pertanto le curve di calibrazione individuate sono state trasformate utilizzando gli stessi dati assumendo come variabile indipendente la ϵ come variabile dipendente θ (6).

3.5.4.2.2- Rilievi di campo

Per ogni data di campionamento sono state acquisite per ogni parcella, quattro letture per lo strato 0-15 cm e tre letture per lo strato 15-30 cm, cioè complessivamente sette letture per un totale di ottantaquattro letture per ogni data di campionamento.

Le sonde permanenti (15-30 cm) sono state installate in data 30/05/05 il primo anno ed in data 16/06/06 il secondo anno e rimosse rispettivamente il 02/08/05 ed il 01/08/06. Con questa metodica sono state effettuati durante il ciclo della coltura complessivamente sei rilievi il primo anno (08/06/05, 17/06/05, 28/06/05, 07/07/05, 15/07/05 e 01/08/05) e sei nel secondo anno (19/06/06, 26/06/06, 04/07/06, 11/07/06, 20/07/06 e 31/07/06).

3.5.5- La temperatura del suolo

La temperatura del terreno influenza in maniera diretta o indiretta tutti i processi di natura fisica, chimica e biologica che vi trovano luogo. In particolare ha effetti sulla attività degli apparati radicali delle piante, sulla germinazione dei semi, sulla dinamica della sostanza organica (mineralizzazione ed umificazione) e sullo sviluppo della microflora e microfauna del suolo (Zerbi e Ceccon, 1997).

I sensori adatti alla misura della temperatura del suolo sono i geotermografi a dilatazione ed i sensori elettronici. In questi sensori ultimi viene generalmente sfruttata la proprietà dei materiali conduttori (termoresistenze) o semiconduttori (termistori) per cui la resistenza elettrica cambia con il variare della temperatura. Tra i sensori più diffusi si ricordano le termoresistenze al platino (es. Pt100) ed i termistori.

Se consideriamo la disomogeneità del sistema suolo in condizioni di pieno campo e la limitata dimensione delle sonde che ospitano questa tipologia di sensori si evince la necessità di impiegare un elevato numero di sonde per avere una sufficiente rappresentatività del reale valore della temperatura del suolo. Se a questo aggiungiamo il costo delle sonde e del cavo necessario al loro dislocamento in campo ecco che risulta spesso estremamente oneroso monitorare in maniera adeguata l'andamento della temperatura nelle condizioni di pieno campo. Questa evidenza ci ha spinto a costruire in maniera autonoma il numero necessario e sufficiente di sonde per la nostra sperimentazione.

Le sonde sono state costruite impiegando dei sensori di temperatura a circuito integrato tripolare LM35 serie DZ e CZ (precision centigrade temperature sensors) prodotti dalla National Semiconductor Corporation (USA). La serie DZ presenta una sensibilità compresa nel campo delle temperature da 0°C a 100°C, mentre la serie CZ tra -55°C e 110°C.

Questi sensori sono di ridotte dimensioni e presentano una uscita lineare di tensione di 10 mV per °C, una accuratezza di $\pm 0,5^{\circ}\text{C}$ (25°C) ed una tensione di esercizio necessaria per il funzionamento compresa tra i 4 ed i 20 volt (per ulteriori notizie circa le caratteristiche tecniche vedere: www.national.com). Quest'ultima caratteristica risulta essere molto importante perché permette di impiegare questi sensori in campo alimentandoli con una batteria da 12 volt.

Questi sensori sono stati collegati mediante saldatura a stagno ad un cavo multiconduttore schermato (FH27 AF 500v) della lunghezza di 2 m ed inseriti all'interno di un cilindro in acciaio inox (316 ditta: Macreadys) della lunghezza di 8 cm, diametro di 0,8 cm, e spessore della parete di 0,06 cm, posizionando il sensore in prossimità alla estremità opposta a quella di entrata del cavo. Per garantire l'isolamento elettrico le saldature sono state ricoperte da alcuni strati di nastro isolante autoamalgamante (PE 9X0,5 mm ditta: Trafalgar Rubber) ed il volume rimanente del cilindro è stato riempito con una resina epossidica incapsulante per circuiti elettrici (Rs components). Per garantire un completo contatto tra il sensore ed il restante corpo esterno della sonda nonché per aumentarne la superficie di contatto, la porzione terminale del cilindro è stata riempita con una resina ad alta capacità termoconduttrice (ditta Electrolube). Infine per eliminare possibili fenomeni di infiltrazione di acqua nella sonda si è provveduto ad ricoprire le estremità con alcuni strati di nastro autoamalgamante per la parte apicale, mentre la porzione basale è stata ricoperta con due strati di guaina termorestringente D 12,7 in poliolefina irradiata (ditta: Sumitube) (Fig. 18).

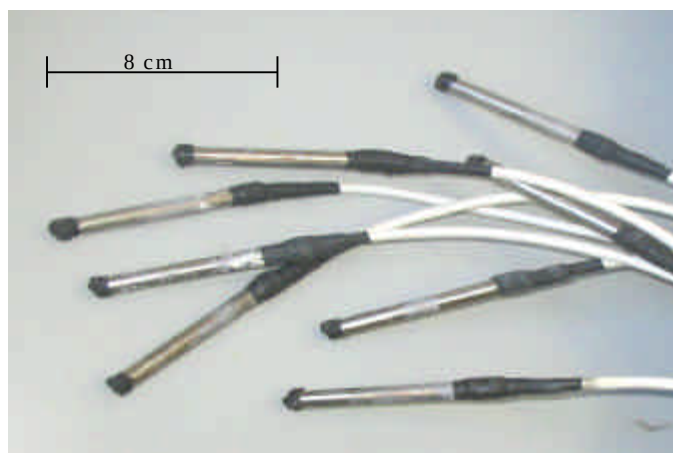


Fig.18- Particolare della porzione terminale della sonda di temperatura. Si nota il corpo in acciaio inox ed la copertura isolante alle estremità mediante nastro autoamalgamante ed mediante guaina termo restringente. Si notano sul corpo delle sonde i residui della resina bianca termoconduttrice utilizzata per il riempimento delle sonde

I sensori della serie LM35DZ funzionano con una sola alimentazione positiva, mentre quelle della serie LM35CZ necessitano di una alimentazione sia positiva che negativa. Questo ha determinato la necessità di costruire un piccolo circuito elettrico alimentato da due batterie da 12 volt ricaricabili (7,2 Ah) che fornisse una tensione in uscita di +5 e -5 volt. Il circuito serviva ad alimentare tutte le sonde della temperatura (+ 5 volt per LM35DZ; +5 e -5 per LM35CZ) ed un datalogger (+ 12 volt). Completava il sistema di acquisizione un multiplexer (AM416 relay multiplexer, Campbell Scientific, GB) ed un datalogger (CR10WP, Campbell Scientific, GB) oltre che la morsetteria necessaria (Fig. 19).

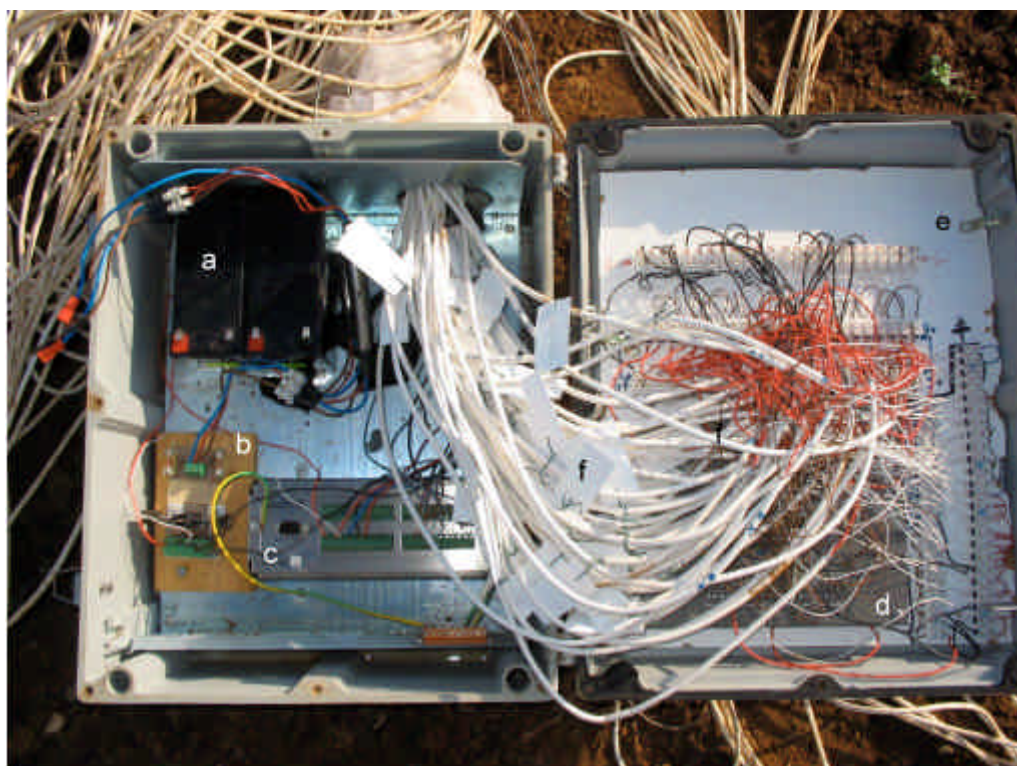


Fig. 19-. Sistema di acquisizione della temperatura utilizzato in pieno campo. a, batterie da 12 v; b, circuito elettrico; c, CR10WP; d, multiplexer; e, morsetteria per attacco delle sonde; f terminali delle sonde.

3.5.5.1- La calibrazione delle sonde

In genere la moderata accuratezza necessaria nelle misure di temperatura del terreno non richiede calibrazioni di altissima precisione, pertanto a tale scopo sono state utilizzate due termocoppie tipo T (chromel-constantan) specifiche per la misura della temperatura del suolo (mod. TCAV-L Campbell Scientific, GB).

Le sonde del tipo LM35 sono state calibrate con le termocoppie selezionando 5-6 temperature di riferimento.

Tutte le sonde sono state poste, insieme alle termocoppie, all'interno di una cella climatica per un periodo minimo di tre ore per ciascuna temperatura selezionata: 5, 10, 20, 30 e 40°C acquisendo un valore medio ogni 30 minuti frutto della media delle misurazioni registrate ogni 5 minuti. La temperatura di 0°C è stata ottenuta allestendo dentro un recipiente coibentato un bagno di ghiaccio fondente nel quale sono state immerse tutte le sonde. Anche per questo valore di temperatura è stato acquisito, per ogni sonda, un valore medio ogni 30 minuti frutto della media delle misurazioni registrate ogni 5 minuti. Infine nella calibrazione delle sole sonde LM35CZ, è stata utilizzata anche la temperatura di -20°C, inserendo le sonde all'interno di un frigo-congelatore per un periodo di tre ore acquisendo un valore medio ogni 30 minuti (media delle misurazioni registrate ogni 5 minuti). Ciascuna sonda è stata confrontata con il valore medio registrato dalle due termocoppie per ciascuna temperatura di riferimento, individuando la relativa funzione di regressione che è stata utilizzata per correggere i dati reali acquisiti dalle sonde LM35 in campo.

3.5.5.2- Le misure di campo

A causa di ritardi nella costruzione delle sonde e nell'allestimento del sistema di acquisizione il monitoraggio della temperatura del suolo per le differenti tesi poste a confronto è stato effettuato solamente nell'anno 2006.

La misura della temperatura è stata effettuata a tre diverse profondità: 5, 15 e 30 cm al di sotto della superficie del terreno per tutte le parcelle di due blocchi posizionando due set di sensori per ogni parcella inseriti lungo le file centrali (la 3° e la 7°) internamente a più di due metri dalla testata della parcella stessa. I sensori più superficiali erano della tipologia LM35CZ, mentre i restanti erano della serie LM35DZ. In totale sono stati posizionati 48 sensori per l'intero campo sperimentale. Per l'installazione si è provveduto a scavare una buca della profondità di 30-35 cm, lunga un 30-40 cm lungo la fila ad una distanza di circa 10 cm dalle piante. Le sonde sono state posizionate alla

profondità stabilita inserendole nella parete della buca rivolta verso le piante e parallelamente alla superficie del terreno, cercando di disturbare il meno possibile la struttura del terreno. Così operando ciascun set di sonde veniva a trovarsi con il sensore posizionato praticamente sotto la fila delle piante. I cavi di collegamento alla centrale di acquisizione (multiplexer-CR10) sono stati interrati lungo le interfila ad una profondità di circa 5-6 cm.

Il programma del datalogger prevedeva l'acquisizione di un valore medio ogni 20 minuti frutto della media delle misurazioni registrate dai sensori ogni 5 minuti. La registrazione dei valori di temperatura del suolo sono iniziati nel mese di aprile (22/04/06) e terminati il 18/10/06, con un intervallo dovuto alle operazioni di raccolta dei tuberi ed aratura del terreno tra il 3/08/06 ed il 15/09/06.

Il confronto statistico tra le temperature misurate in campo presenta una certa difficoltà legata al fatto che alla variazione ciclica giornaliera della temperatura si sovrappone una variazione stagionale. Pertanto si è adottata una metodologia che prevedeva di suddividere l'intero periodo della misurazione in campo in quattro sub-periodi aventi pressappoco la stessa durata: dal 24/04/06 al 22/05/06, dal 23/05/06 al 30/06/06, dal 01/07/06 al 03/08/06 ed dal 15/09/06 al 28/10/06. Per ciascun periodo le temperature misurate alla stessa profondità su tesi differenti sono state confrontate due a due mediante la elaborazione di un grafico a dispersione confrontando il comportamento della coppia di valori rispetto alla bisecante del primo quadrante. Se i valori si posizionavano sulla bisecante le due temperature non erano dissimili (All.2-A), viceversa se i valori tendevano a posizionarsi alla destra della bisecante la temperatura riportata sull'asse delle ascisse era considerata più alta di quella riportata sull'asse delle ordinate (All.2-B). Il giudizio si invertiva se i valori tendevano a spostarsi a sinistra della bisecante.

3.5.6- Analisi del carbonio totale del suolo

La determinazione del contenuto di carbonio organico costituisce una delle analisi di laboratorio di maggiore interesse dal punto di vista agronomico.

Normalmente il contenuto di carbonio organico viene determinato dall'analisi di un campione di terreno setacciato a 2 mm. Pertanto vengono esclusi tutti quei residui di piante ed animali indecomposti di dimensioni maggiori, che costituiscono una parte della frazione organica del terreno.

L'analisi della distribuzione dimensionale delle frazioni organiche che costituiscono il compost utilizzato per la sperimentazione, ha evidenziato che questo era per circa il 97% (in peso) costituito

da frazioni di dimensioni < 5 mm di diametro, mentre il 72-75% risulta essere la frazione con diametro < 2 mm. Da questi dati si evidenzia come una sostanziale frazione di compost (circa il 25-22%) distribuito in campo risultava essere costituito da frazioni organiche di dimensioni superiori al 2 mm ed inferiori a 5 mm. Seguendo le normali metodiche di analisi del OC del suolo queste frazioni più grossolane, che rappresentano circa un quarto del carbonio apportato al terreno, risulterebbero escluse dalla determinazione. Per evitare di sottostimare il reale contenuto di OC del terreno i cambiamenti di questa frazione di sostanza organica macroscopica (FOM) sono stati valutati mediante separazione dal terreno in base alla dimensione delle frazioni stesse. La metodica che è stata seguita per la separazione delle FOM è quella riportata da Magid et al. (1997), con qualche semplificazione.

3.5.6.1- Separazione della frazione organica macroscopica (FOM)

Un quantitativo di terreno, preventivamente setacciato a 5 mm, pari a circa 150 g (t.q.) è stato posto all'interno di un bicchiere di vetro al quale sono stati aggiunti 100 mL di NaCl al 5%. Il campione è stato sottoposto ad agitazione con una bacchetta di vetro per 5 minuti circa e lasciato sedimentare per non meno di 30 minuti. Successivamente l'intero contenuto del bicchiere è stato rovesciato sopra un setaccio con maglie di 2 mm. Tutto il materiale con diametro < 2 mm è stato scartato, mentre il materiale rimanente è stato sottoposto ad una serie di agitazioni e decantazioni in acqua per disperdere le particelle più fini e separare la FOM dalla componente scheletro del terreno. La separazione è stata completata mediante l'impiego di pinzette metalliche. La FOM è stata trasferita in crogiolo di porcellana, preventivamente tarato, e posto in stufa preriscaldata alla temperatura di 105°C per almeno 24 h. Dopo raffreddamento in essiccatore in presenza di silica-gel il contenuto è stato pesato su bilancia con precisione di 1/1000 g.

Per la determinazione del OC si è seguito la metodica LOI così come riportata nel capitolo dell'analisi della biomassa vegetale prodotta dalla coltura a cui si rimanda per maggiori dettagli.

3.5.6.2- Analisi del carbonio organico del suolo

La determinazione del carbonio organico del suolo effettuata durante la sperimentazione ha seguito la metodica Springer-Klee che prevede di ossidare il OC ad CO_2 con soluzione di potassio bicromato

in presenza di acido solforico concentrato, in condizioni di temperatura e tempo standardizzate (Sequi e De Nobili 2000).

Si è pesato circa un grammo di terreno setacciato a 2 mm e lo si posto dentro un matraccio da 100 ml. Parallelamente si pesa una aliquota di circa 3-4 g di terreno per determinare il contenuto di umidità residua necessaria per correggere il dato analitico e poterlo così riferire alla sostanza secca. La procedura analitica seguita è la stessa seguita per la determinazione del OC della biomassa vegetale a cui si rimanda per maggiori dettagli.

3.5.7- Determinazione dell'azoto del terreno: Premessa

L'azoto è presente nel suolo in varie forme. Le forme prontamente assimilabili dalla piante sono quella nitrica che, generalmente, si trova libera nella fase liquida, e quella ammoniacale che si trova in parte nella soluzione circolante ed in parte adsorbita sul complesso di scambio. Le riserve azotate sono invece costituite dall'azoto organico (nelle sue differenti forme) e dall'azoto ammoniacale fissato negli spazi interstrato dei fillosilicati.

La determinazione dell'azoto totale del terreno presenta diverse difficoltà, sostanzialmente perché non siamo perfettamente a conoscenza delle differenti forme in cui si trova l'azoto ed dal basso contenuto in cui queste si trovano nel materiale sottoposto ad analisi. I metodi che comunemente vengono utilizzati per la determinazione dell'azoto nel terreno sono il metodo Kjeldhal (1883) che si basa su un procedimento di ossidazione per via umida ed il metodo Dumas (1831), che invece prevede un'ossidazione per via secca (combustione). Ambedue i metodi permettono di determinare l'azoto totale, comprendente tutte le forme azotate sia organiche che inorganiche del terreno. Resta ancora irrisolto il problema della determinazione del contenuto del solo azoto organico. Ad oggi non si dispone di una metodologia affidabile e pertanto le quantità di azoto organico presenti nel terreno vengono calcolate per differenza tra il contenuto dell'azoto totale e quello dell'azoto minerale (Benedetti et al 2000).

Il metodo Kjeldhal prevede che l'azoto organico (Org-N) presente nel campione di terreno sottoposto ad analisi sia convertito ad azoto ammoniacale ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) mediante digestione con acido solforico concentrato (H_2SO_4), successivamente questo $\text{NH}_4^+\text{-N}$ viene determinato dal quantitativo di ammoniaca (NH_3) che viene liberata tramite una distillazione in presenza di alcali (NaOH). Al

fine di garantire una maggiore completezza della conversione e per aumentarne la velocità vengono aggiunti all'acido solforico rispettivamente dei catalizzatori (Se, Hg o Cu) che promuovono l'ossidazione della sostanza organica e dei sali (K_2SO_4 o Na_2SO_4) che aumentano la temperatura della digestione (Bremner e Mulvaney, 1982).

Riassumendo la procedura Kjeldahl per la determinazione dell'azoto totale prevede due fasi:

1. la digestione del campione per convertire Org-N in NH_4^+ -N;
2. la determinazione mediante distillazione e successiva titolazione dell' NH_4^+ -N ottenuto dalla digestione.

Questa procedura a due fasi si è dimostrata essere soddisfacente per l'analisi della maggior parte dei campioni contenenti azoto.

Comunque questo metodo non consente una determinazione quantitativa e ripetibile dell'azoto quando questo si trova in molecole eterocicliche, in composti che contengono legami N-N e N-O e, per una parte, quando si trova fissato dai fillosilicati (Bremner e Mulvaney 1982; Benedetti et al., 2000). Pertanto la definizione di "azoto totale" non risulta essere sostanzialmente corretta.

I terreni di solito contengono quantitativi significativi di azoto inorganico sotto forma di nitrati (NO_3^-) e/o nitriti (NO_2^-). Questa procedura Kjeldhal non consente un recupero quantitativo di tutto l'azoto presente in queste due forme, ma solo di una parte. La frazione recuperata è estremamente variabile e sembra dipendere dal contenuto d'acqua e di sostanza organica presente nel campione (Bremner e Mulvaney, 1982). Pertanto non risulta corretto calcolare il contenuto dell'azoto totale di un terreno mediante la somma dell'azoto ottenuto con questa metodica Kjeldhal con quello delle forme N-O ($NO_3^- + NO_2^-$) ottenute mediante differenti procedure di analisi.

I nitrati ed i nitriti possono essere quantitativamente analizzati con la procedura Kjeldhal se a questa viene apportata una modifica introducendo, prima della fase digestiva, dei pre-trattamenti che permettano di ridurre le forme ossidate dell'azoto (NO_3^- , NO_2^-) alle forme ridotte (NH_4^+ , NH_3). Delle modificazioni che più comunemente sono accettate (metodo dell'acido salicilico, del permanganato-ferro ridotto e della riduzione alcalina) quella che qui è stata seguita è quella che prevede l'utilizzo della lega di Devarda come agente riducente.

3.5.7.1- Analisi azoto totale

La procedura seguita per la determinazione dell'azoto totale, è sostanzialmente quella suggerita da Liao (1981) che prevede che il campione sia sottoposto a due pre-trattamenti prima della fase

digestiva. Il primo pre-trattamento è a base di permanganato di potassio (KMnO_4) in ambiente acido con il fine di ossidare il NO_2^- -N a NO_3^- -N. Il secondo con lega di Devarda per ridurre NO_3^- -N ad NH_3 -N che liberato viene raccolto in acido solforico come NH_4^+ -N ($2\text{NH}_3 + \text{H}_2\text{SO}_4 \rightarrow (\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$).

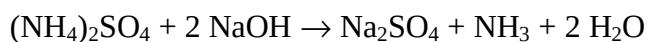
Questa procedura è stata scelta perché presenta due sostanziali vantaggi rispetto alla tecnica Kjeldhal a due fasi:

- è più accurata perché garantisce la misura delle forme ossidate di azoto (NO_2^- -N e NO_3^- -N);
- è semplice e più rapida, necessitando di tempi di digestione e distillazione più brevi.

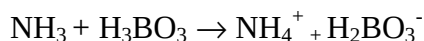
L'accuratezza di questa metodica è stata preventivamente valutata mediante la realizzazione di un confronto con la metodica classica che viene utilizzata comunemente per la determinazione dell'azoto totale Kjeldhal presso il Laboratorio del DIPROV dell'Università della Tuscia (S.I.S.S. 1985).

Uno stesso campione di terreno è stato sottoposto all'analisi del contenuto totale di azoto mediante le due procedure. Data l'incertezza della presenza di un adeguato contenuto di forme inorganiche di N si è provveduto ad aggiungere ai campioni un quantitativo noto di NO_3^- -N (standard interno). Pertanto si sono analizzati i campioni di terreno tal quali e dopo aggiunta di 250 μg di azoto nitrico sotto forma di KNO_3 . I risultati ottenuti, valori medi di quattro repliche, sono stati confrontati mediante t test dopo verifica della omogeneità della varianza mediante test F.

La procedura seguita per l'analisi dell'azoto totale con pretrattamento (N-Tot) è stata la seguente: un quantitativo di terreno setacciato a 2 mm del peso (t. q.) di circa 1 g è stato posto in un tubo del digestore da 100 mL. Sono stati aggiunti 2 mL di KMnO_4 al 2,5% ed agitati per circa 5 minuti. Successivamente sono stati aggiunti circa 0,2 g di lega di Devarda seguiti immediatamente da 6 mL di H_2SO_4 6N. I tubi sono stati posti nel manto riscaldante del digestore e sottoposti a blando riscaldamento per circa 10 minuti. Successivamente i tubi, tolti dal digestore (Digester system 40 1016 Digester, Tecator) sono stati lasciati raffreddare per circa 10-15 minuti. Ai campioni di terreno sono stati aggiunti circa 1,25 g di catalizzatore ($\text{K}_2\text{SO}_4:\text{CuSO}_4\cdot\text{H}_2\text{O}:\text{Se} = 100:10:1$), 7 mL di H_2SO_4 al 96% e reinseriti nuovamente nel digestore e lasciati bollire per circa 120 minuti fino a che il residuo solido non appariva bianco-grigiastro ed il liquido limpido. A tal punto la mineralizzazione del campione poteva considerarsi terminata. Dopo raffreddamento i tubi contenenti i campioni sono stati collegati all'apparato Kjeldhal (Kjeltec™ 2100, Foss) per la distillazione in corrente di vapore. I campioni quindi sono stati alcalinizzati mediante l'aggiunta di 50 mL di NaOH al 40% e distillati per 3 minuti raccogliendo il distillato che fuoriusciva dalla cannula di raccolta in 10 mL di soluzione di H_3BO_3 al 1% addizionato di 3 gocce di indicatore (0,1 g di rosso metile e 0,2 g di verde bromocresolo in 100 mL di alcool etilico al 95%). L'ammoniaca liberata dalla distillazione secondo la seguente reazione:



veniva raccolta come ammonio borato secondo la seguente reazione:



e titolata mediante l'uso di H_2SO_4 0,005N. Il cambio di colore nel punto finale di viraggio era dal verde al rosa pallido. La metodica qui seguita differiva da quella proposta da Liao (1981), oltre che nella strumentazione utilizzata per la digestione e la distillazione, per la concentrazione della soluzione dell'acido borico che qui è stata diminuita per ottimizzare l'individuazione dell'esatto punto di viraggio secondo le indicazioni riportate da Bremner e Mulvaney (1982).

Per verificare ed eventualmente compensare il possibile contributo dei reagenti impiegati nell'analisi del contenuto di N, venivano preparati, digeriti, distillati e titolati due bianchi, costituiti dalla stessa miscela di reazione priva dei campioni di terreno.

Contemporaneamente al procedimento di estrazione, veniva determinato il contenuto di umidità residua del campione sottoposto ad analisi. Si pesavano circa 15 g di terreno in crogiolo di porcellana, preventivamente tarato, e si poneva in stufa preriscaldata alla temperatura di 105°C per almeno 24 h. Dopo raffreddamento in essiccatore in presenza di silica-gel si pesava il crogiolo su bilancia con precisione di 1/1000 g.

Il calcolo del contenuto in azoto è stato effettuato secondo la seguente equazione:

$$N(\text{gkg}^{-1}) = \frac{(A - B) \times N \times 14}{P}$$

dove

A= ml di H_2SO_4 utilizzati per la titolazione del campione;

B= ml di H_2SO_4 utilizzati per la titolazione del bianco;

N= normalità dell' H_2SO_4 utilizzati per la titolazione (0,005 N);

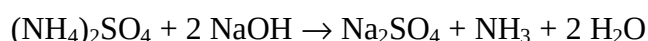
14= peso equivalente dell'azoto;

P= peso secco del campione analizzato (g)

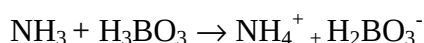
I valori di N-tot ottenuti sono stati elaborati mediante analisi della varianza ed il confronto tra le medie è stato effettuato mediante il test di Duncan .

La procedura seguita per l'analisi classica del contenuto di azoto totale (NTK) era la seguente: un quantitativo di terreno setacciato a 2 mm del peso (t. q.) di circa 1 g è stato posto in un tubo del digestore da 100 mL. Sono stati aggiunti 10 mL di H₂SO₄ (96%) e 5 g di catalizzatore (3,5 g K₂SO₄, 0,4g CuSO₄× 5H₂O) ed inseriti nel digestore (Digester system 40 1016 Digester, Tecator) e lasciati bollire per circa 420 minuti fino a che il residuo solido non appariva bianco-grigiastro ed il liquido limpido. A tal punto la mineralizzazione del campione poteva considerarsi terminata. Dopo raffreddamento i tubi contenenti i campioni sono stati collegati all'apparato Kieldhal (Kjeltec™ 2100, Foss) per la distillazione in corrente di vapore.

I campioni quindi sono stati alcalinizzati mediante l'aggiunta di 50 mL di NaOH al 40% ed distillati per 5 minuti raccogliendo il distillato che fuoriusciva dalla cannula di raccolta in 10 mL di soluzione di H₃BO₃ al 1% addizionato di 3 gocce di indicatore (0,1 g di rosso metile e 0,2 g di verde bromocresolo in 100 mL di alcool etilico al 95%). L'ammoniaca liberata dalla distillazione secondo reazione:



veniva raccolta come ammonio borato secondo la seguente reazione:



e titolata mediante l'uso di H₂SO₄ 0,0357 N. Il cambio di colore nel punto finale di viraggio era dal verde al rosa pallido.

Per verificare ed eventualmente compensare il possibile contributo dei reagenti impiegati nell'analisi del contenuto di N, venivano preparati, digeriti, distillati e titolati due bianchi, costituiti dalla stessa miscela di reazione priva dei campioni di terreno.

Contemporaneamente al procedimento di estrazione, veniva determinato il contenuto residuo di umidità del campione sottoposto ad analisi. Si pesavano circa 15 g di terreno in crogiolo di porcellana, preventivamente tarato, e si ponevano in stufa preriscaldata alla temperatura di 105°C per almeno 24 h. Dopo raffreddamento in essiccatore in presenza di silica-gel si pesava il crogiolo su bilancia con precisione di 1/1000 g.

Il calcolo del contenuto in azoto è stato effettuato secondo la seguente equazione:

$$N(\text{gkg}^{-1}) = \frac{(A - B) \times N \times 14}{P}$$

dove

A= ml di H_2SO_4 utilizzati per la titolazione del campione;

B= ml di H_2SO_4 utilizzati per la titolazione del bianco;

N= normalità dell' H_2SO_4 utilizzati per la titolazione (0,0357 N);

14= peso equivalente dell'azoto;

P= peso secco del campione analizzato (g)

3.5.7.2- Analisi dell'azoto minerale: Premessa

Le diverse forme di azoto minerale presenti nel suolo vengono estratte a 20 °C con soluzione di KCl (1 M). In queste condizioni, il potassio rimuove lo ione ammonio legato al complesso di scambio del suolo, mentre la frazione azotata comprendente nitrati e nitriti viene portata in soluzione. Lo ione ammonio viene determinato per distillazione diretta, mentre le forme nitrica e nitrosa vengono ridotte con l'impiego di lega di Devarda e l'ammoniaca formata viene determinata per distillazione (Benedetti et al., 2000). Per il presente lavoro è stato necessario un sostanziale lavoro di ottimizzazione dato che la metodica riportata da Benedetti et al. (2000), risultava essere poco applicabile, sia per la strumentazione utilizzata che per i tempi di analisi richiesti, ad indagini di campo che prevedevano l'analisi di un elevato numero di campioni.

Pertanto si è cercato di ridurre i tempi di digestione e di distillazione riportati dalla metodica di analisi delle forme inorganiche dell'azoto adottata per i compost (DIVAPRA et al., 1998) ottimizzandola per l'analisi di campioni di terreno.

3.5.7.2.1- Estrazione dell'azoto minerale

Per l'estrazione delle forme inorganiche dell'azoto si è sostanzialmente seguita la procedura riportata da Benedetti et al. (2000).

Si sono trasferiti 10 g di terreno setacciato a 2 mm in una bottiglia di plastica da 500 ml e vi si sono aggiunti 100 ml di una soluzione di KCl (1M). I campioni sono stati posti in agitazione su agitatore ruotante per 1 h alla temperatura di 20°C. Successivamente i campioni sono stati centrifugati per 10 minuti a 3000 giri. Il surnatante recuperato è stato conservato a -20°C fino al momento dell'analisi. La fase di scongelamento è avvenuta in cella fredda (4°C) nelle 24 h precedenti l'analisi.

Contemporaneamente al procedimento di estrazione, è stato determinato il contenuto residuo di umidità del campione sottoposto ad analisi. Si sono pesati circa 15 g di terreno in crogiolo di porcellana, preventivamente tarato, e si è posto in stufa preriscaldata alla temperatura di 105°C per almeno 24 h. Dopo raffreddamento in essiccatore in presenza di silica-gel si è pesato il crogiolo su bilancia con precisione di 1/1000 g.

3.5.7.2.2- Analisi dell'azoto ammoniacale

Il procedimento si basa sulla distillazione del campione trattato con una base debole.

In un tubo da distillazione da 100 ml si sono inseriti 30 ml di estratto. Si è aggiunto 1 g di ossido di magnesio (MgO) ed dopo l'aggiunta di 10 ml di acqua si è proceduto ad una distillazione in corrente di vapore dell'azoto ammoniacale presente nell'estratto per un periodo di 2 minuti raccogliendo il distillato in 10 ml di H₃BO₃ al 1% addizionato di 2 gocce di indicatore (0,1 g di rosso metile e 0,2 g di verde bromocresolo in 100 mL di alcool etilico al 95%). La titolazione dell'ammoniaca fissata all'acido borico è stata eseguita con l'uso di H₂SO₄ 0,005N. Il cambio di colore nel punto finale di viraggio era dal verde al rosa pallido.

Il calcolo del contenuto in azoto è stato effettuato secondo la seguente equazione:

$$NH_4^+ - N(mgkg^{-1}) = \frac{(A - B) \times N \times 1000 \times 14 \times D}{P}$$

dove

A= ml di H₂SO₄ utilizzati per la titolazione del campione;

B= ml di H₂SO₄ utilizzati per la titolazione del bianco;

N= normalità dell'H₂SO₄ utilizzati per la titolazione (0,005 N);

14= peso equivalente dell'azoto;

D= fattore diluizione (100/30);

P= peso secco del campione analizzato (g)

I valori di N ottenuti sono stati elaborati mediante analisi della varianza ed il confronto tra le medie è stato effettuato mediante il test di Duncan.

3.5.7.2.3- Analisi dell'azoto nitrico

La determinazione dell'azoto nitrico è stata eseguita sullo stesso campione precedentemente sottoposto all'analisi dello ione ammonio.

Si è preparata una seconda aliquota di 10 ml di H_3BO_3 al 1% e in essa è stata immersa la cannula di raccolta del distillato dell'apparato Kjeltex™ 2100. Si è distaccato leggermente e con cautela il tubo dove è stata effettuata la distillazione dell'azoto ammoniacale e si sono introdotti rapidamente 0,5 g di lega di Devarda. Si è applicato immediatamente il tubo all'apparecchio di distillazione e si è lasciato digerire senza riscaldare per 3 minuti. Successivamente si è proceduto con la distillazione dopo aver basificato mediante l'aggiunta di 30 ml di NaOH (40%).

La titolazione dell'ammoniaca fissata all'acido borico è stata eseguita con l'uso di H_2SO_4 0,005N. Il cambio di colore nel punto finale di viraggio era dal verde al rosa pallido.

Il calcolo del contenuto in azoto è stato effettuato secondo la seguente equazione:

$$\text{NO}_3^- - N(\text{mgkg}^{-1}) = \frac{(A - B) \times N \times 1000 \times 14 \times D}{P}$$

dove

A= ml di H_2SO_4 utilizzati per la titolazione del campione;

B= ml di H_2SO_4 utilizzati per la titolazione del bianco;

N= normalità dell' H_2SO_4 utilizzati per la titolazione (0,005 N);

14= peso equivalente dell'azoto;

D= fattore diluizione (100/30);

P= peso secco del campione analizzato (g)

I valori di N ottenuti sono stati elaborati mediante analisi della varianza ed il confronto tra le medie è stato effettuato mediante il test di Duncan .

Per verificare ed eventualmente correggere il possibile contributo dei reagenti impiegati nell'analisi del contenuto di N inorganico, venivano preparati, distillati e titolati tre bianchi, costituiti dalla stessa miscela di reazione (priva degli estratti di terreno) seguendo la stessa procedura dei campioni. Contemporaneamente all'analisi degli estratti, al fine di controllare il recupero delle forme azotate da parte del sistema di analisi, sono stati analizzati anche degli standard di azoto inorganico a concentrazione nota delle due forme ammoniacale ed nitrica, rispettivamente con KNO_3 ed NH_4Cl .

3.5.8- Determinazione della respirazione del suolo

La respirazione del suolo, definita come l'assorbimento di O_2 e/o il rilascio di CO_2 , è dovuta ad organismi viventi e metabolizzanti presenti nel suolo. Può essere misurata sia in pieno campo, dove è soggetta alle variazioni delle condizioni pedoclimatiche, che in laboratorio dove le condizioni possono essere completamente controllate. Le misure effettuate in campo possono fornire indicazioni sulle attività metaboliche della biomassa microbica presente nel suolo e dell'effetto combinato su tali attività del clima, delle proprietà fisiche e chimiche del suolo e delle pratiche agronomiche. Nelle normali condizioni di campo, con terreno non saturo, la respirazione è prevalentemente di tipo aerobico e dovuta agli scambi di O_2 e CO_2 della microflora, microfauna, macrofauna e delle radici delle piante.

Le misure in laboratorio vengono generalmente adottate per studiare l'effetto sull'attività microbica di solo uno o due fattori condizionanti.

Per la determinazione della respirazione del suolo in pieno campo sono disponibili differenti metodiche che permettono di misurare i flussi di O_2 , di CO_2 , o di entrambi questi gas (Anderson 1982). Quella qui adottata prevedeva la misura della sola CO_2 .

Esistono diverse metodologie per misurare la CO_2 emessa dalla superficie del suolo (Anderson 1982). Una delle metodiche più semplici ed economiche anche se più laboriosa, è quella che prevede l'utilizzo di una camera statica chiusa e di un sistema di assorbimento passivo della CO_2 mediante una trappola ad alcali, utilizzato generalmente per una durata di 24 ore (Anderson 1982).

Questo metodo è stato ampiamente utilizzato nel passato (Hutchinson e Rochette 2003) ed ha suscitato un nuovo interesse con lo svilupparsi degli studi sui cambiamenti climatici (Duiker and Lal, 2000; Ginting et al. 2003). Il principio su cui si basa è il seguente: una trappola contenente un certo quantitativo di soda ($NaOH$) è posta sopra il suolo in un contenitore (camera) isolato dal contatto con la CO_2 atmosferica. La soda assorbe la CO_2 emessa dal suolo. Il quantitativo di CO_2 intrappolata viene determinato in laboratorio mediante titolazione.

Un altro metodo che ha raggiunto una enorme diffusione, grazie alla minor laboriosità rispetto al metodo precedente, è basato sull'utilizzo, in camere da collocare sul terreno, di sistemi di analisi della concentrazione di CO_2 (Pumpanen et al., 2004). Tali analizzatori, spettrofotometrici operanti nell'infrarosso hanno il vantaggio di effettuare una misura istantanea della CO_2 ed inoltre non secondario di registrare ed immagazzinare i dati in formato elettronico.

L'accuratezza del metodo della trappola ad alcali è stata oggetto di critiche, specialmente se confrontata con il più recente metodo dinamico dove le emissioni del suolo vengono misurate in

una camera chiusa mediante l'utilizzo di analizzatori all'infrarosso. Pertanto si sono intrapresi appositi studi che hanno posto a confronto l'accuratezza delle differenti camere impiegate per la misura del flusso superficiale della CO₂ (Pumpanen et al 2004; Hutchinson e Rochette 2003). I risultati di questi studi hanno confermato la validità del sistema delle camere chiuse ad alcali (non-steady-state-non-through-flow chambers) evidenziando comunque la tendenza di questa tecnica a sottostimare i flussi della CO₂ tra il 4 ed il 14% (Pumpanen et al 2004).

Le camere utilizzate nella presente sperimentazione sono state appositamente costruite basandosi, per le caratteristiche dimensionali, sulle indicazioni riportate da Hutchinson e Rochette (2003) e Jensen et al (1996). Nella realizzazione sono stati utilizzati componenti in polipropilene (PP) usati in ambito idraulico (manicotto innesto, tappo chiusura innesto e tubo innesto Ø110).

Ciascuna camera è stata costruita utilizzando un cilindro in PP (altezza utile 15,5 cm, diametro 11 cm, superficie 95,0 cm² e volume 1472,3 cm³) con parete di cm 0,5 cm, provvisto alle estremità di due guarnizioni di tenuta in una miscela a base di acrilo-nitrile-butadiene e con all'estremità superiore un tappo a tenuta dello stesso materiale. L'intera struttura (cilindro + tappo) è stata dipinta con vernice bianca per aumentarne l'albedo e diminuire il riscaldamento della camera in condizioni d'illuminazione in pieno campo (Fig. 20).



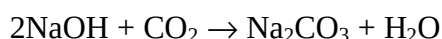
Fig. 20. Elementi costituenti le camere utilizzate per la misura del flusso di CO₂ dal suolo. In alto a sinistra: tappo di chiusura; in alto a destra: il cilindro con guarnizioni e rete di sospensione per la trappola; in basso a destra: membrana impermeabile alla CO₂; in basso a sinistra: collare infisso nel terreno per l'innesto della camera.

All'interno del cilindro ad un'altezza di circa 8,0 cm dalla base è stata inserita una rete metallica rivestita di materiale plastico con maglie di circa 1,0 cm che costituiva il supporto per tenere

sospesa a 2 cm circa dalla superficie del suolo la trappola ad alcali. La trappola contenente la soluzione di alcali è stata realizzata usando un vaso cilindrico bianco in polietilene ad alta densità provvisto di tappo di chiusura ermetica, con altezza di 6,0 cm, diametro interno di 5,0 cm e spessore della parete di 0,45 cm. Completava la struttura un collare in PP del diametro di 11,0 cm e di 6 cm di altezza che veniva inserito nel terreno per una profondità di 5,0 cm circa e qui lasciato stabilmente .

Il metodo statico di misura del flusso di CO₂ per assorbimento con alcali prevede che all'interno della camera, posizionate sul collare, sia inserita una trappola aperta (S) riempita con 25 ml di una soluzione 1 N di NaOH. Una volta chiusa ermeticamente con il relativo tappo, la camera veniva lasciata in campo per un periodo di 24 ore al fine di misurare il valore giornaliero del flusso di CO₂ emesso dal suolo. Alla fine del periodo prestabilito le trappole erano prelevate ed immediatamente chiuse e trasportate in laboratorio per l'analisi della quantità di CO₂ fissata nella soluzione.

La CO₂ viene assorbita secondo la seguente reazione:



E possibile quindi determinare indirettamente la CO₂ mediante titolazione di 10 ml della soluzione con HCl 0,25 M, in presenza di tre gocce di fenoftaleina come indicatore, dell'eccesso di NaOH che non ha reagito con la CO₂ dopo precipitazione dei carbonati come BaCO₃ ottenuta mediante l'impiego di 8,5 ml di una soluzione di BaCl₂ 3N.

Il quantitativo di CO₂ emessa dal suolo è stato corretto tenendo conto del valore della concentrazione di CO₂ ambientale. Ciò è stato effettuato mediante l'utilizzo per ciascun punto di campionamento di un'altra camera con le stesse caratteristiche costruttive, posizionata nelle immediate vicinanze della precedente (Fig. 14). In questa camera di riferimento la trappola con alcali era però isolata dal suolo (A) mediante l'interposizione di una film plastico ad elevato effetto barriera nei confronti della CO₂ . Questo film del tipo AERtop della coopbox Italia: 5 cm³ m⁻² × 24h × atm a 23 °C, 0% UR) è generalmente utilizzato nel confezionamento dei cibi in atmosfera controllata, ed ha un effetto barriera nei confronti della CO₂ di 5 cm³ m⁻² × 24h × atm a 23 °C, 0% UR .

Il calcolo del flusso di CO₂ emesso dal suolo è stato effettuato secondo quanto riportato da Anderson (1982):

$$CO_2(mgCO_2m^{-2}h^{-1}) = (A - S) \times N \times E \times D \times \frac{1}{m}$$

dove

A = volume di HCl utilizzato per titolare la soda nella trappola di riferimento per tener conto della CO₂ ambiente (isolata dal suolo) (ml);

S = volume di HCl utilizzato per titolare la soda nella trappola in comunicazione col suolo (ml);

N = normalità del HCl (0,25 N);

E = peso equivalente della CO₂ pari a 22 ;

D = rapporto di diluizione (33,5/10);

m = superficie della camera in m² (0,0095).

Il sistema camere + trappole è stato sottoposto a una valutazione della impermeabilità e tenuta alla CO₂ in laboratorio. Tre vaschette di plastica sono state riempite ciascuna con 1,3 kg di terreno setacciato a 2 mm al quale erano stati aggiunti precedentemente 100 g di compost tal quale conservato a 4°C. Al terreno è stata aggiunta acqua fino a raggiungere il 60% della capacità di campo, tale contenuto idrico è stato mantenuto costante durante l'intera prova mediante l'effettuazione di aggiunte giornalieri di acqua previa pesatura su bilancia di precisione. Le vaschette sono state inserite all'interno di una cella climatica mantenuta alla temperatura costante di 27°C. Nella cella era stato posizionato un beaker da 500 ml pieno d'acqua per mantenere sufficientemente costante il livello di umidità dell'aria. Passate 5 ore circa dalla preparazione delle vaschette, tempo necessario affinché la massa microbica riprendesse la propria attività sono stati infissi nel terreno di ciascuna vaschetta due collari e vi sono state innestate sopra le due camere, una con il film impermeabile alla CO₂ e l'altra senza.

Successivamente sono state inserite le trappole che una volta chiuse le camere con i rispettivi tappi sono state lasciate nella cella per un periodo di 24-48 h. Al termine delle 24-48 h le trappole sono state recuperate ed il contenuto è stato sottoposto a titolazione con HCl (1N) come precedentemente riportato per determinarne il contenuto di CO₂ assorbita. Per verificare la effettiva impermeabilità del sistema anche un equivalente volume di 10 ml di soluzione madre di NaOH (1N) (conservato dentro matraccio di vetro chiuso ermeticamente) veniva titolato con le stesse modalità seguite per i campioni delle trappole.

Durante la durata della prova (10 giorni) sono stati effettuati quattro rilievi della CO₂ assorbita lasciando le trappole sul terreno per intervalli di 24 o 72 h.

In occasione dei rilievi in campo le camere sono state posizionate a coppie lungo le file tra le piante sugli appositi collari precedentemente infissi nel terreno e rimosse dopo un periodo di 24 ore (Fig.

21). Complessivamente sono stati effettuati 10 rilievi nel 2005 ed 12 nel 2006; il 12/04/05, 21/04/05, 12/05/05, 25/05/05, 09/06/05, 28/06/05, 14/07/05, 26/07/05, 01/08/05, 10/11/05 ed il 28/02/06, 17/03/06, 31/03/06, 19/04/06, 12/05/06, 26/05/06, 10/06/06, 20/06/06, 29/06/06, 17/07/06, 19/07/06 ed il 09/10/06 rispettivamente .

Per garantire una maggiore rappresentatività della effettiva respirazione del suolo della parcella, la coppia di camere è stata collocata a turno su tre collari infissi nel terreno in diverse posizioni della parcella seguendo una regolare rotazione.



Fig. 21- Sinistra: particolare di camera con trappola ad alcali posizionata in campo lungo la fila (14/06/05). Destra: particolare delle due camere posizionate su terreno lavorato, con membrana impermeabile alla CO₂ (primo piano) e senza membrana (18/03/06).

Risultati

4.1- Andamento meteorologico

Da un'analisi dell'andamento termo-pluviometrico nel 2005 (Fig.22) risulta che la temperatura, sia minima che massima si è attestata su valori sostanzialmente più bassi, rispetto al periodo di riferimento precedente (1974-1998), fino alla seconda decade di marzo con punte di $-2,1^{\circ}\text{C}$ nelle prima decade di febbraio e la prima decade di maggio. Nel periodo che va dalla fine di marzo all'inizio di agosto la temperatura massima e minima sono sostanzialmente più alte rispetto alla

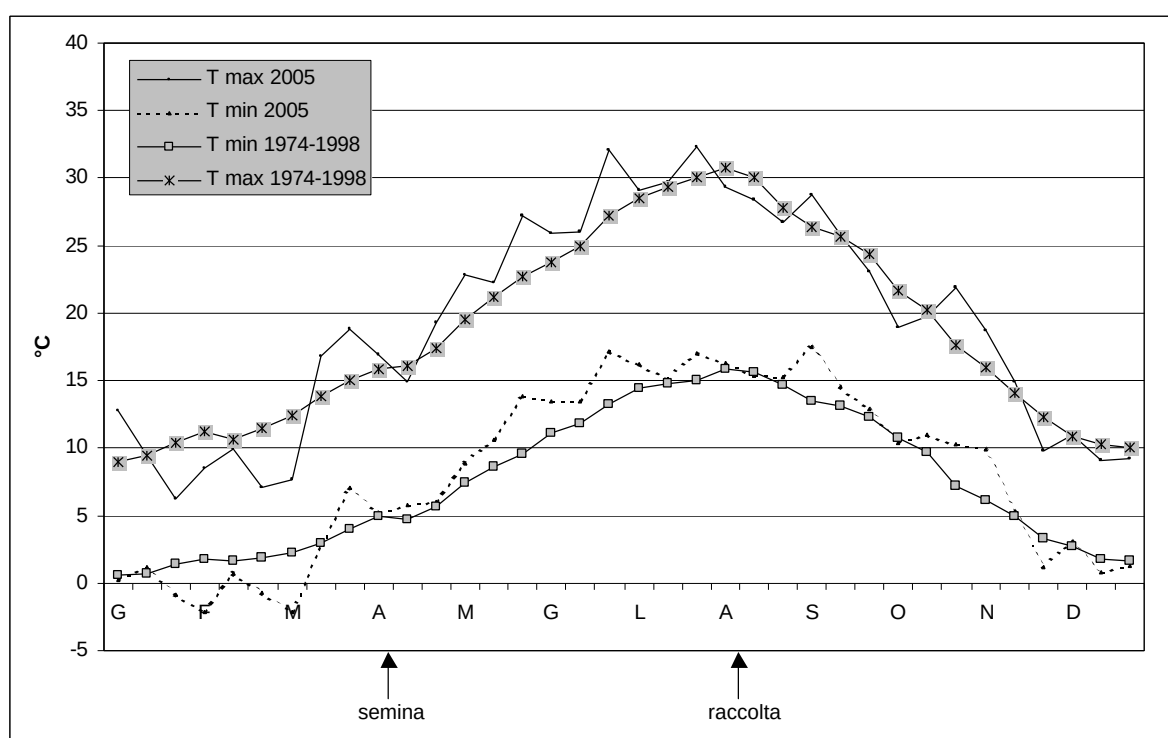


Fig.22- Andamento medio decadico delle temperature massime e minime a Viterbo (staz. 275) nel periodo 1974-1998 e nell'anno 2005

media del periodo precedente. Il mese di agosto ha valori di massima inferiori e sostanzialmente uguali di minima. Nel periodo che va da fine agosto ad metà novembre si evidenzia una alternanza di valori inferiori e superiori con un intervallo di circa 20-30 giorni per la temperatura massima tra la media del 2005 e quella media del periodo precedente. La temperatura minima del 2005 evidenzia sempre dei valori più alta di quella del periodo precedente. Dalla fine di novembre alla fine dell'anno sia la massima che la minima del 2005 sono inferiori alle rispettive temperature del periodo precedente. Pertanto durante il ciclo della coltura si registrano delle temperature minime e massime più alte rispetto all'andamento medio registrato nel precedente periodo.

Per quanto riguarda la piovosità del 2005 (1120 mm) si registra un evidente aumento pari al 51% circa di pioggia caduta durante l'anno rispetto alla media del periodo precedente (742 mm, Fig.23). Analizzando la distribuzione nell'arco dell'anno si notano sostanzialmente tre zone principali. La prima che va dall'inizio dell'anno alla seconda di aprile dove si registra un aumento di piovosità nel 2005. La seconda che arriva fino alla prima decade di luglio dove si ha una riduzione di piovosità nel 2005. La terza ed ultima, molto evidente, che arriva fino alla prima decade di dicembre dove la piovosità del 2005 è sostanzialmente più elevata rispetto a quella del periodo precedente (+59%). Durante il ciclo colturale la piovosità del 2005 (162 mm) si riduce di circa il 25% rispetto a quella del periodo precedente (203 mm) con una sostanziale concentrazione all'inizio del ciclo colturale.

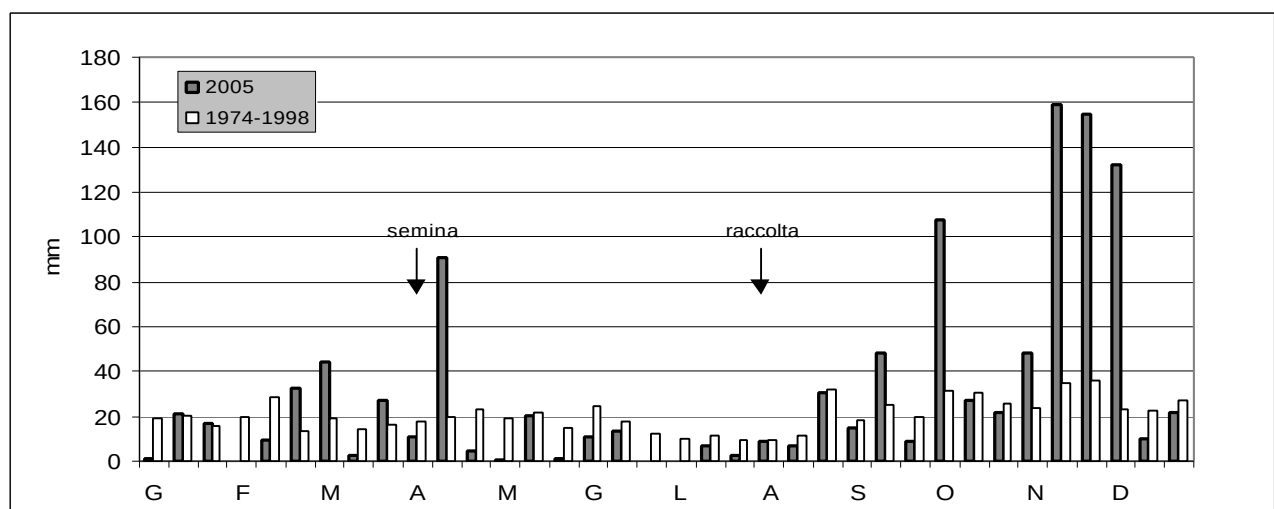


Fig.23- Andamento medio decadico delle precipitazioni a Viterbo (staz. 275) nel periodo 1974-1998 e nell'anno 2005.

Nel 2006 l'andamento della temperatura massima (Fig. 24) evidenzia valori leggermente inferiori fino alla seconda decade di maggio rispetto alla temperatura media massima del periodo precedente. Successivamente si evidenzia un aumento nel 2006 fino alla fine di maggio seguito da una decade di brusco abbassamento. Dalla seconda decade di giugno registrano valori più alti fino all'inizio di agosto. Per la temperatura minima, eccettuato il primo periodo fino alla seconda di maggio dove non si evidenziano delle sostanziali differenze, si ha lo stesso andamento della temperatura massima fino ai primi di agosto. Successivamente ad agosto si evidenzia una temperatura massima inferiore rispetto a quella registrata nel periodo precedente con la tendenza ad aumentare alla fine del mese. La temperatura minima manifesta pressappoco lo stesso andamento di registrata nel periodo precedente. Da settembre fino alla fine dell'anno si hanno valori generalmente superiori rispetto al periodo precedente di riferimento sia per la temperatura media massima che per la temperatura

media minima. Pertanto se si esclude il brusco abbassamento registratosi nella prima decade di giugno, sia la temperatura massima che minima durante il ciclo colturale è stata superiore alla rispettiva temperatura del periodo di riferimento.

Per quanto riguarda la piovosità (Fig.25) bisogna registrare una leggera diminuzione nel 2006 (706 mm) rispetto alla media del quinquennio precedente del 5% circa (742 mm) con una distribuzione nell'arco dell'anno differente. Si registra una maggiore piovosità nell'anno 2006 nel periodo che va da febbraio a marzo ed una riduzione al termine dell'anno nel periodo ottobre-dicembre. Con dei brevi periodi di intensa precipitazione, prima decade di agosto ed seconda di settembre. Durante i mesi che interessano il ciclo della coltura, si registra una riduzione complessiva di mm di acqua nel 2006 (112 mm) pari a 45% rispetto al quinquennio 2001-2005 (203 mm) con una distribuzione che vede una piovosità prevalente nel mese di aprile.

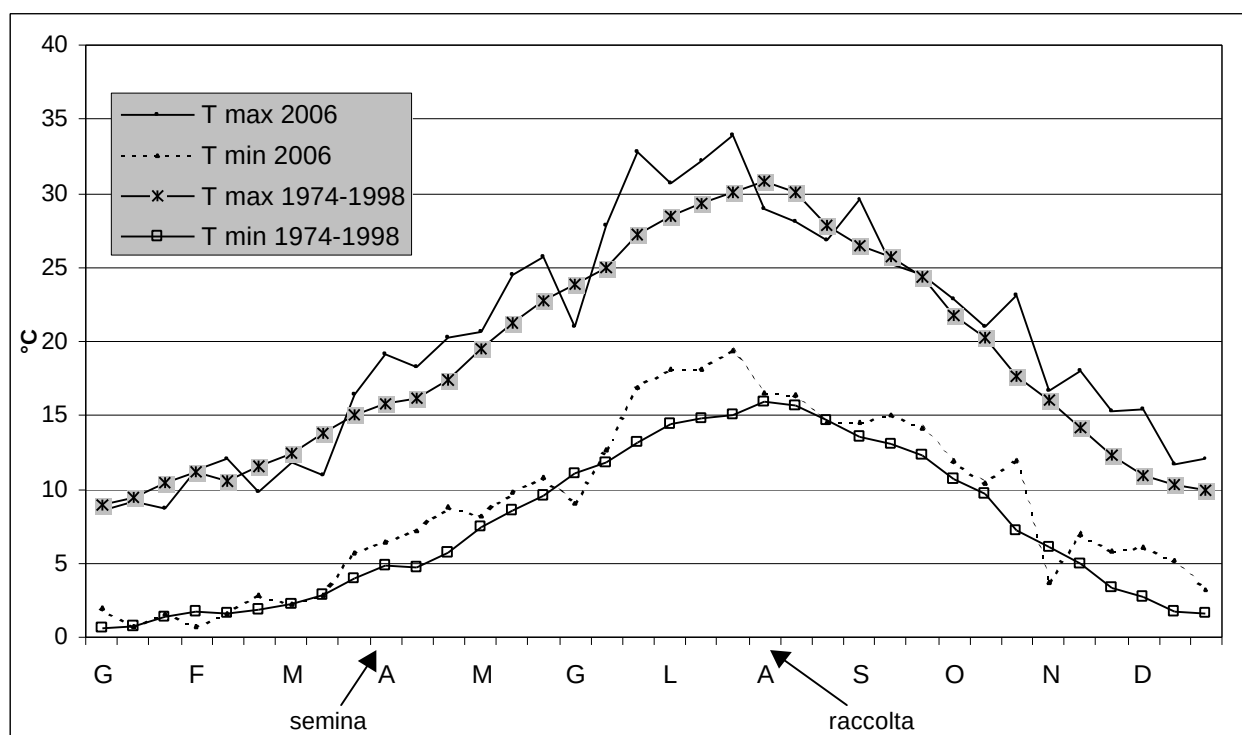


Fig.24- Andamento medio decadico delle temperature massime e minime a Viterbo (staz. 275) nel periodo 1974-1998 e nel 2006

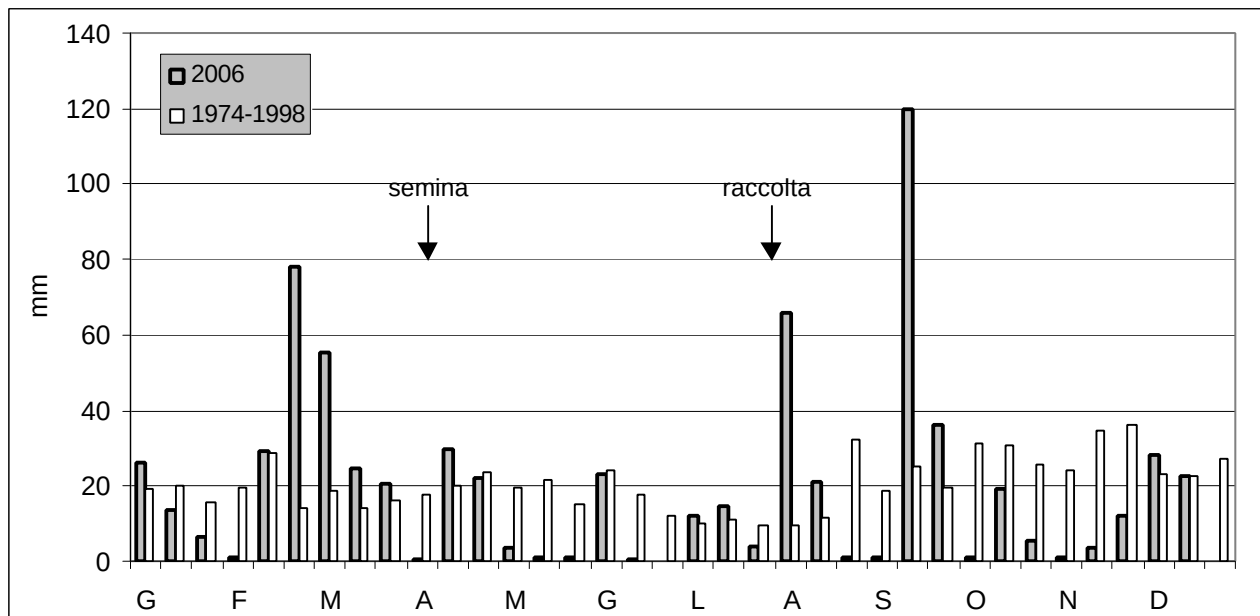


Fig.25- Andamento medio decadico delle precipitazioni a Viterbo (staz. 275) nel periodo 1974-1998 e nell'anno 2006.

4.3- Biomassa prodotta dalla coltura. Anno 2005

La biomassa epigea prodotta dalle piante durante il ciclo di sviluppo della coltura nel 2005 è riportata nelle figure 26, 27 e 28.

La produzione di biomassa epigea misurata a 10 giorni dall'emergenza, espressa come sostanza secca prodotta (Fig. 26), non evidenziava differenze statisticamente significative per le piante delle tre tesi di fertilizzazione, sia che si consideri l'intera pianta sia che si consideri la biomassa prodotta dai singoli organi: foglie e fusti. Il valore di biomassa prodotta dalle foglie si aggirava su un valore intorno a $0,16 \text{ t ha}^{-1}$, quello dei fusti intorno ad un valore di $0,03 \text{ t ha}^{-1}$ per un valore complessivo per l'intera pianta di circa $0,19 \text{ t ha}^{-1}$. Da notare una maggiore disomogeneità nell'accrescimento delle foglie nelle parcelle della tesi PC50 con un coefficiente di variazione (CV) di 0,21 rispetto allo 0,05 ed 0,11 rispettivamente per le piante della tesi PC100 e PM100. I valori di biomassa prodotti dalle piante della tesi non fertilizzata erano mediamente inferiori, rispetto alle tesi fertilizzate, di un 56% e 63% rispettivamente per la biomassa prodotta dalle foglie ($0,07$) e dai fusti ($0,01$).

Dopo 37 giorni dall'emergenza completa (16/05/05, Fig. 27) le tesi fertilizzate manifestavano delle differenze di comportamento produttivo. Se le piante delle tesi PC50 ed PM100 non mostravano sostanziali differenze con valori di 1,95 e 1,81 t ha⁻¹ di biomassa totale prodotta, la tesi PC100 evidenziava una produzione del 23 % circa inferiore alla media delle due altre tesi fertilizzate. La riduzione maggiore si registra a carico delle foglie (1,5 t ha⁻¹) con un 26% di riduzione rispetto a quella dei fusti – 12% (0,44 t ha⁻¹). La tesi P0 conferma la minore produzione di biomassa con un valore del 54% circa di riduzione di biomassa totale prodotta rispetto alla media delle due tesi più produttive. In questo caso la riduzione è sostanzialmente uguale sia per le foglie (-58%) che per i fusti (-53%).

A 72 giorni dopo l'emergenza non si rilevano più differenze statisticamente significative di biomassa epigea prodotta dalle piante delle differenti tesi (Fig. 28). Anche se si rileva una minore produzione di biomassa della tesi P0 questa non risultava essere statisticamente significativa. La tesi PM100 evidenziava una disformità tra le parcelle nella produzione di biomassa particolarmente più accentuata per le foglie, con un coefficiente di variazione (CV) di 0,21.

Durante il campionamento a 10 giorni dall'emergenza non sono stati effettuati i rilievi della biomassa ipogea prodotta. Per biomassa ipogea prodotta è da intendersi la sola biomassa dei tuberi, in quanto le altre parti dell'apparato radicale non sono state campionate.

Dopo 37 giorni dall'emergenza il campionamento della biomassa secca dei tuberi prodotta dalle piante delle tesi PC50 e PM100 (Fig. 29) non evidenziava nessuna differenza statisticamente significativa (2,99 e 2,71 t ha⁻¹ rispettivamente), mentre la biomassa prodotta dalle piante della tesi PC100 evidenziava una riduzione significativa di produzione (1,86 t ha⁻¹) del 35 % circa rispetto al valore medio delle due tesi più produttive (2,85 t ha⁻¹). La tesi P0 confermava anche per i tuberi una riduzione del 56% circa (1,27 t ha⁻¹) rispetto alla media delle due tesi PC50 e PM100. Se analizziamo la produzione fresca, la situazione rimane la stessa con l'unica variante che i livelli medi produttivi sono ovviamente più elevati: 8,17, 12,54, 19,59 e 17,23 t ha⁻¹ rispettivamente per P0, PC100, PC50 ed PM100 (Fig. 30).

A 72 giorni dall'emergenza la produzione di biomassa secca dei tuberi non evidenziava differenze statisticamente significative tra le tesi PC100, PC50 e PM100 (8,85, 9,75, 10,17 t ha⁻¹ rispettivamente) mentre la tesi P0 (5,26 t ha⁻¹) mostrava una riduzione rispetto alla media delle altre tesi (9,59 t ha⁻¹) del 45 %. Si evidenziava una maggiore disformità tra le misure delle parcelle della tesi PM100 con un CV di 0,17. La biomassa fresca dei tuberi manifestava lo stesso comportamento registrato per la biomassa secca dei tuberi con rese medie di 27,40, 43,98, 49,04 e 48,97 t ha⁻¹ rispettivamente per P0, PC100, PC50 e PM100.

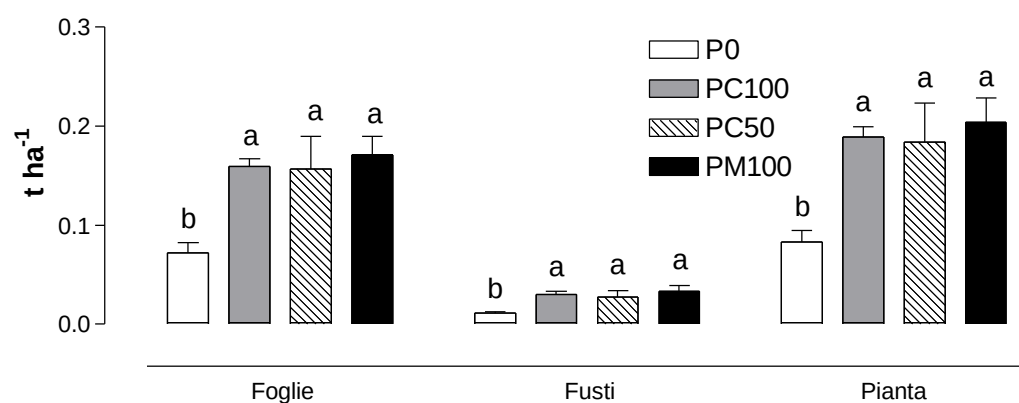


Fig. 26- Biomassa secca prodotta al 19/05/05, 10 giorni dalla emergenza (t ha⁻¹ di ss, media ± err.st.)

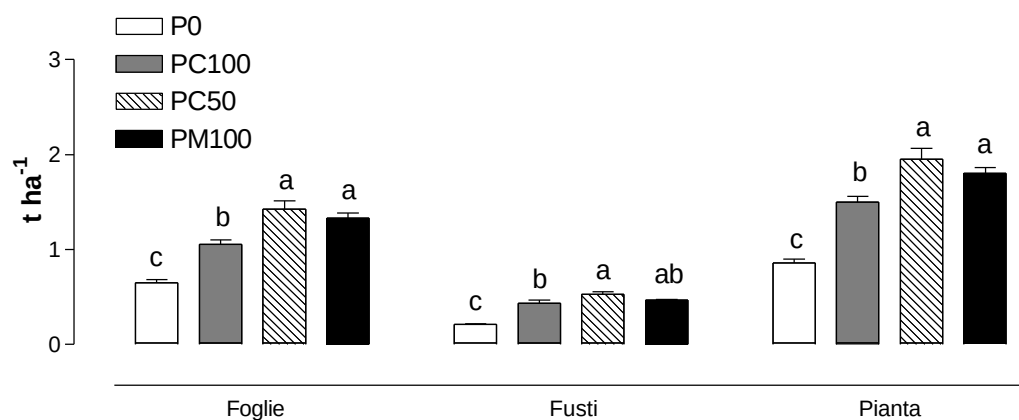


Fig. 27- Biomassa secca prodotta al 16/06/05, 37 giorni dalla emergenza (t ha⁻¹ di ss, media ± err.st.)

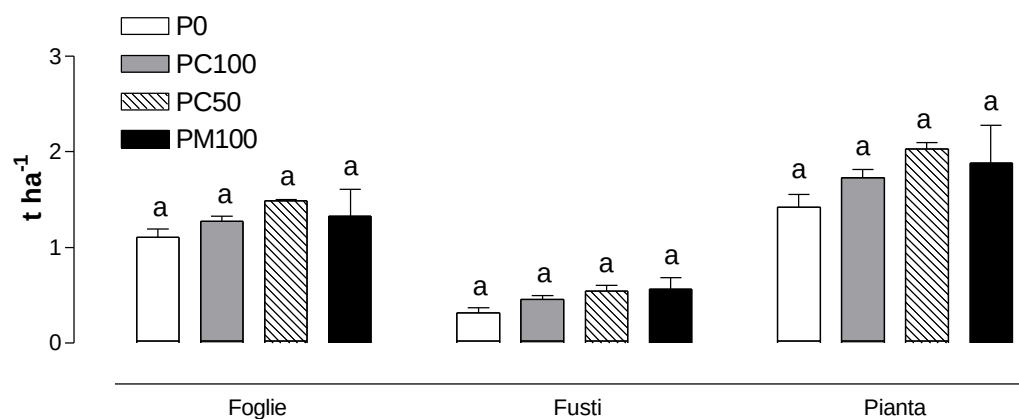


Fig. 28- Biomassa secca prodotta al 21/07/05, 72 giorni dalla emergenza (t ha⁻¹ di ss, media ± err.st.)

Il campionamento avvenuto al termine del ciclo colturale a 84 giorni dall'emergenza ha interessato solo i tuberi prodotti dato che i residui della biomassa epigea erano, disseccati ed in fase di decomposizione. La biomassa secca dei tuberi (Fig. 29) per le tesi PC100 e PC50 non manifestava differenze significative (8,35 e 9,40 t ha⁻¹ rispettivamente), mentre era mediamente inferiore del 20% circa rispetto alla tesi PM100 (11,09 t ha⁻¹). La tesi P0 produceva una biomassa di 7,39 t ha⁻¹ mediamente inferiore del 17 % e 33% rispetto alla media delle tesi PC100 e PC50 e alla tesi PM100. Considerando la produzione di tuberi in sostanza fresca (Fig. 30), si ha 36,40 t ha⁻¹ per P0, 41,98 t ha⁻¹ per PC100, 46,60 t ha⁻¹ per PC50 e 53,20 t ha⁻¹ per PM100 con un comportamento identico alla situazione rilevata per la produzione di sostanza secca.

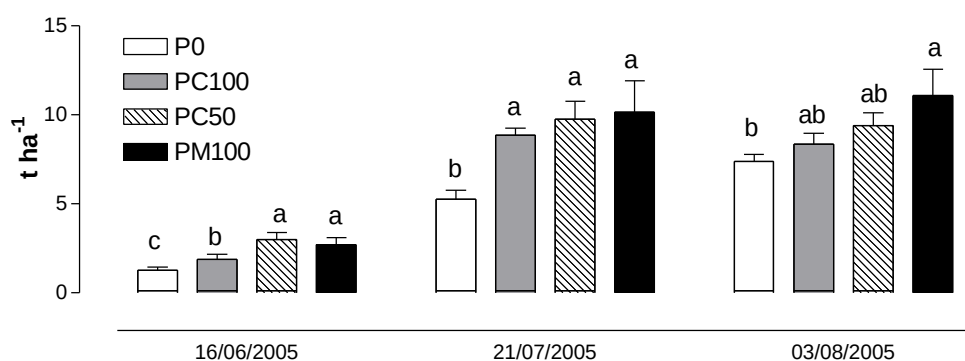


Fig.29- Biomassa secca tuberi prodotta (t ha⁻¹ di ss, media ± err.st.)

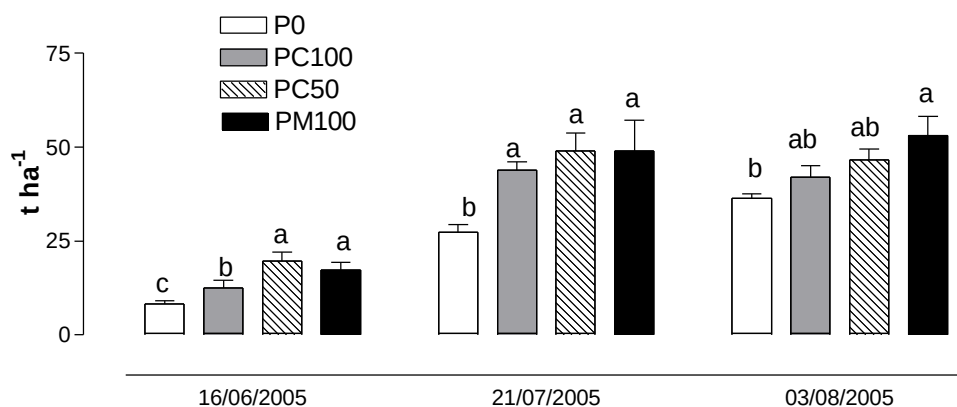


Fig.30- Biomassa fresca tuberi prodotta (t ha⁻¹, media ± err.st)

L'analisi della distribuzione dimensionale dei tuberi raccolti a 37 giorni dall'emergenza (Fig.31) evidenziava come nella tesi P0 siano presenti tuberi di piccola dimensione con una leggera prevalenza di tuberi appartenenti alle classi dimensionali inferiori, con asimmetria negativa pari a -0,32. Nelle altre tesi si evidenziava una maggiore dispersione dei tuberi in più classi dimensionali con una tipica distribuzione a "campana". Nella tesi PC100 il 52% dei tuberi aveva un volume compreso tra 150 e 300 cm³ con una tendenza ad una maggior presenza di tuberi di dimensioni maggiori, testimoniata da una asimmetria positiva pari a 1,22. Nella tesi PC50 la classe più frequente (38% del totale) risultava essere quella con tuberi di 150-300 cm³. Avevano maggior frequenza tuberi di dimensioni inferiori, con una asimmetria negativa di -0,36. I tuberi prodotti nella tesi PM100 appartengono per un 43% alla classe 150-300 con un'elevata frequenza di tuberi di classi dimensionali maggiori, con asimmetria positiva pari a 1,46.

A 72 giorni dalla emergenza si rilevavano nove classi dimensionali (Fig. 32).

Nella tesi P0 la maggior frequenza si riscontrava nella classe 300-450 con il 24% del totale dei tuberi, seguita dalla classe 450-600 con 20,8%. Prevalgono i tuberi di dimensioni elevate (asimmetria: 0,54). Nella tesi PC100 la classe che presentava il maggior peso relativo è quella 750-900 (21,9%), seguita dalla classe 900-1500 (18,6) e dalla classe 450-600 (18,2%). In questo caso prevalgono i tuberi di dimensioni ridotte (asimmetria: -0,18). Si evidenziava anche una discreta variabilità del peso dei tuberi all'interno delle classi 750-900 e 900-1500 con un CV di 0,18 e 0,39 rispettivamente. Nella tesi PC50 la classe che mostrava il maggior peso relativo è la classe 600-750 (16,9%) seguita dalla classe di tuberi con volume superiore a 1200 cm³ (16,8%). Complessivamente avevano una maggiore frequenza tuberi di classi dimensionali inferiori (asimmetria: -0,33). Anche in questo caso si evidenziava una notevole variabilità del peso dei tuberi all'interno delle classi di maggior frequenza, la 600-750 e la >1200, con un CV di 0,24 e 0,42 rispettivamente. Nella tesi PM100 la classe che aveva maggior frequenza è quella 600-750 (25,1%) seguita dalla classe 1050-1200 (16,7%) e dalla classe 450-600 (16,1%). Nel complesso mostravano una maggiore frequenza tuberi di dimensioni elevate (asim: 0,90). Anche in questo caso si evidenzia una notevole variabilità nelle dimensioni dei tuberi all'interno della classe 450-600 con un CV di 0,31 e di quelle di maggiori dimensioni 750-900, 900-1050 e 1050-1200 con un CV di 0,63, 0,45 e 0,31 rispettivamente.

A 84 giorni dalla emergenza si rilevano nove classi dimensionali per P0, PC100 e PC50 ed 10 classi per PM100. (Fig. 33).

Nella tesi P0 la classe che aveva il maggior peso relativo è la classe 450-600 con il 23,5% del totale dei tuberi, seguita dalla classe 300-450 con 21,6%. Presentavano frequenza elevata i tuberi di classi dimensionali maggiori (asimmetria: 0,53). Anche qui si evidenziava una notevole variabilità del volume dei tuberi all'interno della classe 450-600 con un CV di 0,21, nella 600-750 con un CV di 0,51 e nella 750-900 con un CV di 0,39. Nella tesi PC100 la classe che aveva il maggior peso relativo è la classe 600-750 (17,0%), seguita dalla classe 300-450 (16,4%) e dalla classe 450-600 (16,0%). Complessivamente mostravano maggior frequenza tuberi di piccole dimensioni (asimmetria: -0,26). Si riscontrava una discreta variabilità all'interno di molte classi dimensionali. Più precisamente nelle classi 150-300, 450-600, 600-750, 750-900 e 1200-1350 si aveva un CV di 0,30, 0,40, 0,27, 0,50 e 0,58 rispettivamente. Nella tesi PC50 aveva maggior frequenza la classe 450-600 (20,6%) seguita dalla classe 600-750 (17,4%). Si apprezzava una distribuzione quasi simmetrica con una leggera tendenza ad una maggior frequenza di tuberi con dimensioni elevate (asimmetria: 0,16). Vi era una notevole variabilità all'interno delle classi di maggior frequenza, la 1050-1200 e la 1200-1350 con un CV di 0,98 e 0,29 rispettivamente. Nella tesi PM100 prevalevano i tuberi della classe 600-750 (16,7%) e della classe 900-1050 (16,6%). La distribuzione di frequenza risultava abbastanza simmetrica (asimmetria negativa -0,1). Si riscontrava una certa variabilità del volume dei tuberi all'interno delle classi 450-600, 1050-1200 e >1350 con un CV di 0,27, 0,61 e 0,99 rispettivamente.

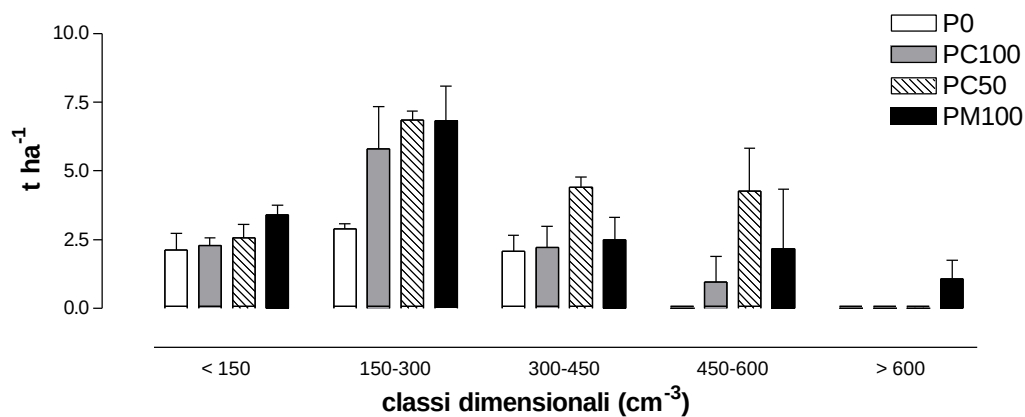


Fig. 31- Distribuzione dimensionale dei tuberi alla raccolta del 16/06/05, 37 giorni dalla emergenza (valore medio $\pm$ err.st.)

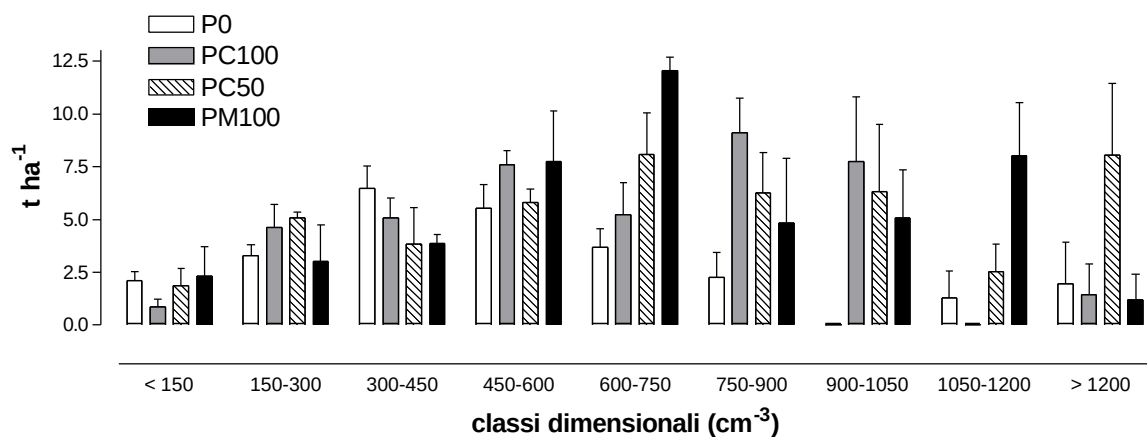


Fig. 32- Distribuzione dimensionale dei tuberi alla raccolta del 21/07/05, a 72 giorni dalla emergenza (valore medio $\pm$ err.st.)

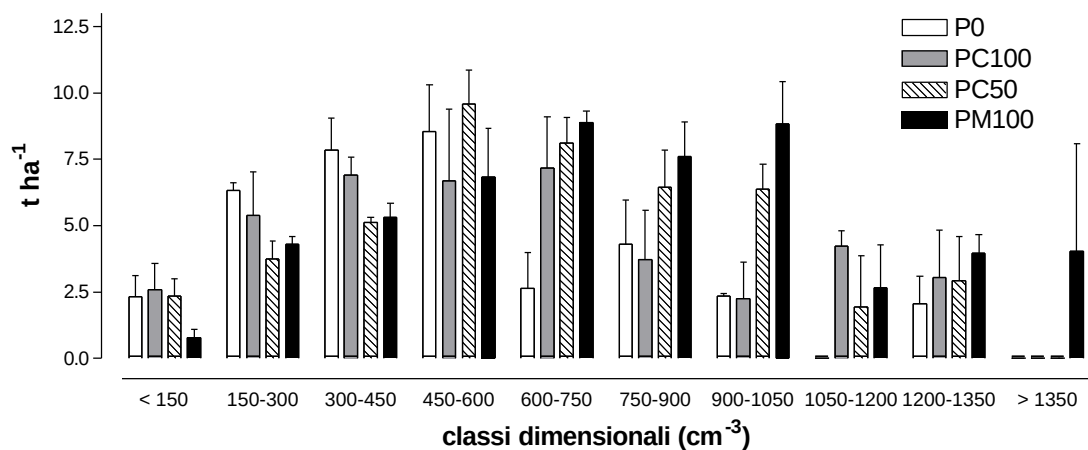


Fig. 33- Distribuzione dimensionale dei tuberi alla raccolta del 03/08/05, 84 giorni dalla emergenza (valore medio $\pm$ err.st.)

4.4- Biomassa prodotta dalla coltura. Anno 2006

La biomassa epigea prodotta dalle piante durante il ciclo di sviluppo della coltura nel 2006 è riportata nelle figure 34 e 35.

La produzione di biomassa di foglie misurata a 36 giorni dalla completa emergenza, espressa come sostanza secca (Fig.36), non evidenziava differenze statisticamente significative per le piante delle tesi PC50 ed PM100 (0,72 e 0,66 t ha⁻¹ rispettivamente), mentre la tesi PC100 mostrava un incremento di biomassa prodotta rispetto alla media delle tesi precedenti (0,69 t ha⁻¹) del 62% circa (1,12 t ha⁻¹). La tesi P0 evidenziava una biomassa di foglie prodotta di 0,55 t ha⁻¹, inferiore del 24% circa rispetto alla tesi PC50, del 51% rispetto alla tesi PC100 e uguale alla tesi PM100.

La produzione della biomassa dei fusti misurata a 36 giorni dall'emergenza completa, espressa come sostanza secca prodotta, confermava quanto evidenziato per la biomassa delle foglie. Non si avevano differenze statisticamente significative per le piante delle tesi PC50 ed PM100 (0,18 e 0,14 t ha⁻¹ rispettivamente), mentre la tesi PC100 mostrava un incremento di biomassa prodotta rispetto alla media delle tesi precedenti (0,16 t ha⁻¹) del 130% circa (0,37 t ha⁻¹). La tesi P0 evidenziava una biomassa di 0,12 t ha⁻¹ inferiore del 38% circa rispetto alla tesi PC50, del 68% rispetto alla tesi PC100 e sostanzialmente uguale alla tesi PM100.

Se consideriamo la biomassa prodotta dell'intera pianta la tesi PC100 risultava essere la più produttiva con un incremento del 75% circa rispetto alla media delle tesi PC50 e PM100, e del 122% rispetto alla tesi P0. Non si registrava nessuna differenza tra P0 ed PM100, mentre si evidenziava un incremento del 26% della biomassa prodotta della tesi PC50 rispetto alla tesi P0.

La produzione di biomassa epigea misurata a 66 giorni dall'emergenza completa espressa come sostanza secca prodotta (Fig. 35) non evidenziava differenze statisticamente significative per le piante delle tre tesi fertilizzate, sia che si consideri l'intera pianta sia che si consideri la biomassa prodotta dai singoli organi: foglie e fusti. Il valore di biomassa prodotta dalle foglie si aggirava su un valore medio intorno a 1,22 t ha⁻¹, quello dei fusti intorno ad un valore medio di 0,35 t ha⁻¹ per un valore complessivo per la biomassa epigea totale di circa 1,57 t ha⁻¹. Da notare una maggiore disformità nell'accrescimento delle foglie nelle parcelle della tesi PC100 con un CV di 0,16 rispetto allo 0,06 ed 0,11 rispettivamente per le piante della tesi PC50 e PM100. I valori di biomassa prodotti dalle piante della tesi non fertilizzata (P0) erano inferiori, rispetto alla media delle tesi fertilizzate, di un 39% e 55% rispettivamente per la biomassa prodotta dalle foglie (0,74 t ha⁻¹) e dai fusti (0,16 t ha⁻¹).

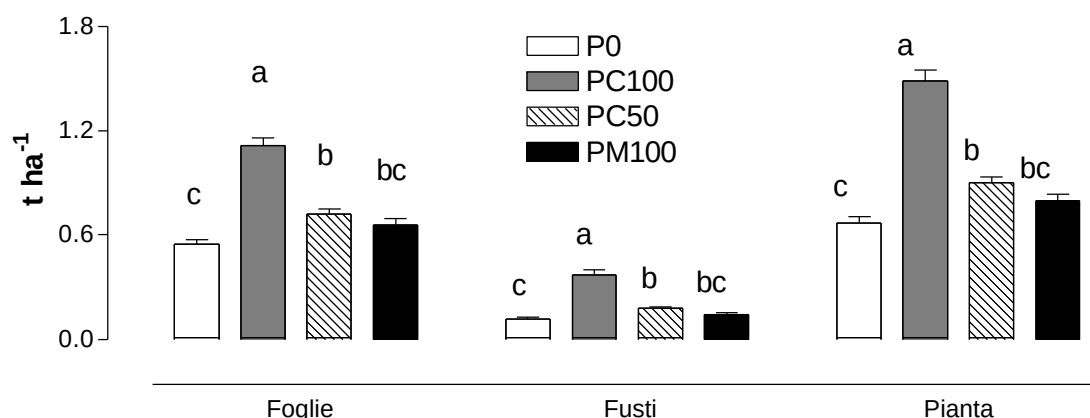


Fig. 34- Biomassa secca prodotta al 06/06/06, 36 giorni dalla emergenza (t ha⁻¹ di ss, media +/- err.st.)

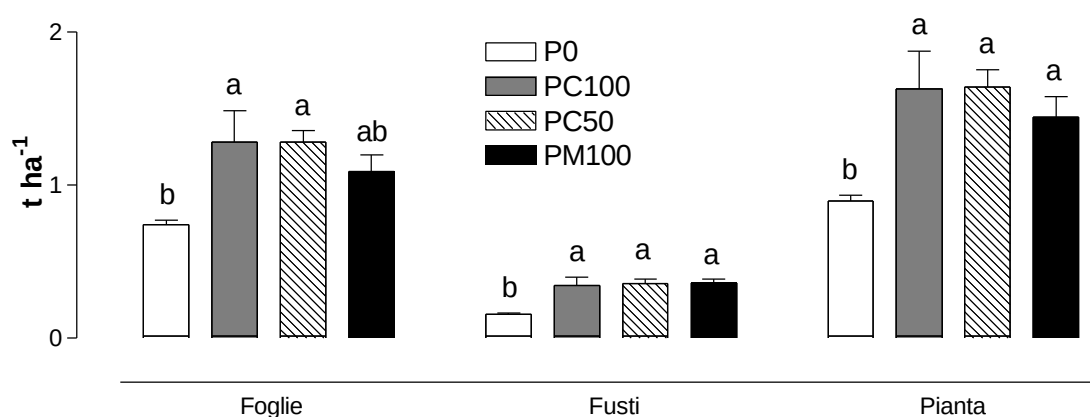


Fig. 35- Biomassa secca prodotta al 06/07/06, a 66 giorni dalla emergenza (t ha⁻¹ di ss, media +/- err.st.)

Dopo 36 giorni dall'emergenza il campionamento della biomassa secca dei tuberi prodotta dalle piante delle tesi P0 e PM100 (Fig. 36) non evidenziava nessuna differenza statisticamente significativa (0,91 e 0,95 t ha⁻¹ rispettivamente), mentre la biomassa prodotta dalle piante della tesi PC100 registrava un valori maggiori (1,87 t ha⁻¹) del 101 % circa rispetto alla media delle due tesi meno produttive (0,93 t ha⁻¹). La tesi PC50 si poneva in una situazione intermedia, non essendo statisticamente differente rispetto ai due gruppi evidenziati in precedenza con una produzione di 1,25 t ha⁻¹ di sostanza secca. Se si valuta la biomassa fresca raccolta (Fig. 37) si confermavano gli stessi comportamenti osservati per la biomassa secca, ma con produzioni di 5,41, 11,44, 8,29 e 6,23 t ha⁻¹, rispettivamente per P0, PC100, PC50 e PM100.

A 66 giorni dall'emergenza la produzione di tuberi espressa come sostanza secca, non evidenziava differenze significative per le tesi fertilizzate con valori di 8,10, 7,50 e 6,75 t ha⁻¹ rispettivamente per PC100, PC50 e PM100 (Fig. 36). La tesi P0 con le sue 4,69 t ha⁻¹ produceva circa il 37% in meno rispetto alla media delle tre tesi fertilizzate (7,45 t ha⁻¹). Da notarsi anche qui una maggiore disformità di produzione tra le parcelle della tesi PC100 con un CV di 0,11. Se si osserva la produzione fresca di tuberi (Fig. 37) si osserva una sostanziale equivalenza delle produzioni di PC100 e di PM100 con 33,30 e 28,61 t ha⁻¹. I tuberi prodotti dalla tesi PC50 (38,48 t ha⁻¹) risultavano circa il 24% più alti rispetto al valore medio della produzione delle altre due tesi fertilizzate (30,96 t ha⁻¹). La tesi P0 evidenziava una produzione di tuberi freschi (19,32 t ha⁻¹) più bassa rispetto sia alla tesi PC50 che alla media delle tesi PC100 e PM100, rispettivamente del 58 e 38 %.

La produzione dei tuberi raccolta alla fine del ciclo (86 giorni dall'emergenza) espressa come peso secco (Fig. 36), evidenziava l'assenza di differenze tra le tre tesi fertilizzate con una produzione rispettivamente di 10,10, 11,35 e 10,35 t ha⁻¹ per PC100, PC50 e PM100. La tesi P0 evidenziava una riduzione di biomassa di tuberi prodotta (5,88 t ha⁻¹) di circa l'80% rispetto alla media delle tesi fertilizzate (10,6 t ha⁻¹), con una maggiore disformità tra le parcelle (CV 0,16). Se si osserva la produzione di tuberi fresca (Fig.37) si confermano gli stessi comportamenti produttivi relativi ma con valori assoluti di 32,96, 59,79, 62,36 e 58,92 rispettivamente per P0, PC100, PC50 e PM100.

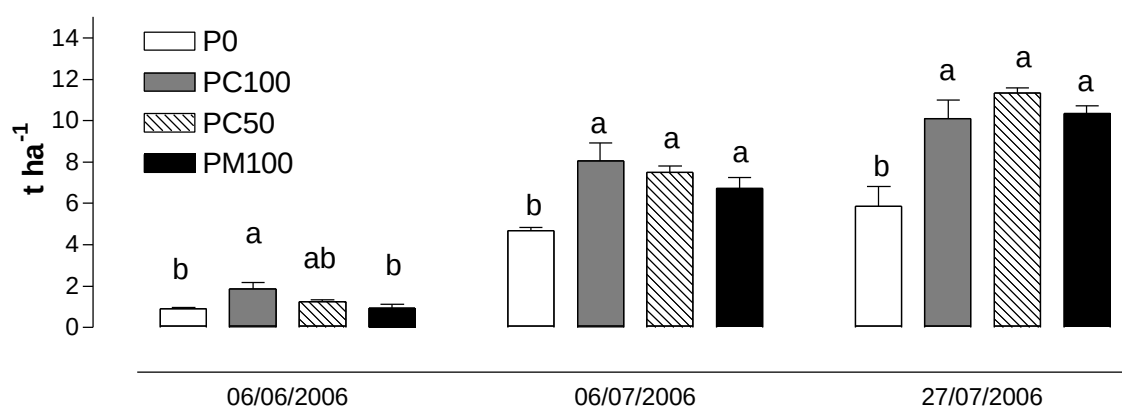


Fig.36- Biomassa secca tuberi prodotta (t ha⁻¹ di ss, media +/- err.st.)

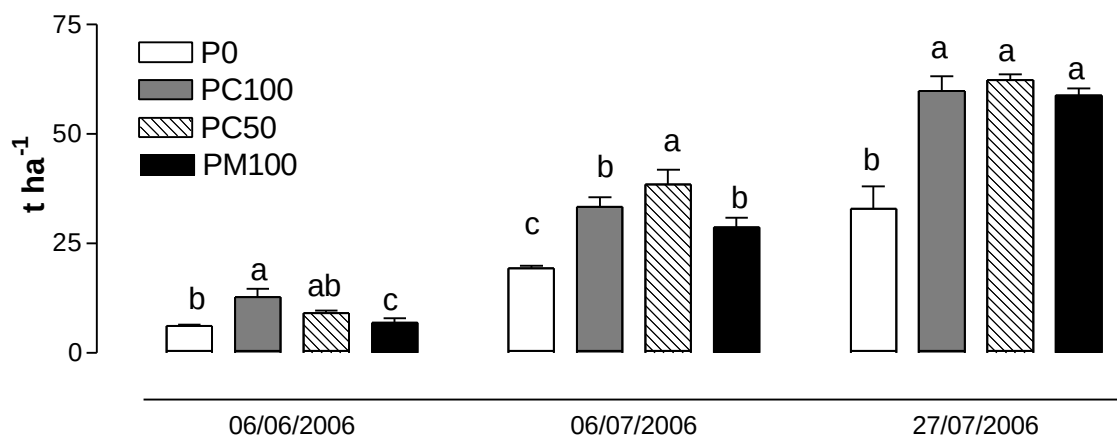


Fig.37- Biomassa fresca tuberi prodotta ($t\ ha^{-1}$ di ss, media $\pm$ err.st.)

L'analisi della distribuzione dimensionale dei tuberi raccolti a 36 giorni dall'emergenza (Fig. 38) evidenziava come nella tesi P0 fossero presenti tuberi di due classi (< 150 e $150-300\ cm^3$), con una prevalenza nella classe inferiore (76% del totale). Anche nelle tesi PC50 ed PM100 si evidenziava una suddivisione in due classi, ma con un maggior equilibrio nella ripartizione dei tuberi (57-56% e 43-44% rispettivamente). Nella tesi PC100 oltre alle due classi precedenti (39% e 48%) se ne presentava anche una terza, con tuberi di maggiori dimensioni, $300-450\ cm^3$, comprendente il 12% dei tuberi. Si manifesta anche una maggiore disformità tra i tuberi della classe intermedia tra le parcelle della tesi PC100 (CV 0,28).

A 66 giorni dall'emergenza si rilevavano cinque classi dimensionali per la tesi P0 e sei per le tesi PC100, PC50 e PM100 (Fig. 66).

Nella tesi P0 il 32% dei tuberi apparteneva alla classe dimensionale comprendente tuberi di $300-450\ cm^3$ con una leggera tendenza ad una maggior frequenza dei tuberi appartenenti alle classi dimensionali inferiori, testimoniata da una asimmetria negativa di -0,05. Nella tesi PC100 la classe dimensionale percentualmente più alta risulta essere quella con tuberi di $450-600\ cm^3$ con il 36% del totale. In questo caso assumono un peso più rilevante le classi con tuberi di dimensioni maggiori con una asimmetria positiva di 1,31. I tuberi prodotti nella tesi PC50 appartenevano per un 36% alla classe con tuberi di dimensioni più elevate ($>750\ cm^3$) con una frequenza rilevante di tuberi di classi dimensionali maggiori, ed asimmetria positiva di 0,63. Infine la tesi PM100 manifestava una

prevalenza di tuberi nella classe $> 750 \text{ cm}^3$ (40%) ed una netta rilevanza dei tuberi appartenenti alle classi dimensionali maggiori, con asimmetria pari a 1,95. Da notarsi una maggiore disformità per i tuberi delle classi 450-600 e $>750 \text{ cm}^3$ nelle tesi PC50 e PM100 con un CV di 0,49, 0,51, 0,22 e 0,37 rispettivamente.

Alla raccolta finale (86 giorni dall'emergenza) si rilevano sette classi dimensionali per la tesi P0 e nove per le tesi PC100, PC50 e PM100 (Fig. 40).

Nella tesi P0 il 23% dei tuberi prodotti era compreso tra 450 e 600 cm^3 con una leggera tendenza ad una maggior frequenza dei tuberi di classi dimensionali inferiori, testimoniata da una asimmetria negativa di -0,03. Nella tesi PC100 si rilevava una maggiore uniformità di distribuzione dei tuberi. La classe dimensionale percentualmente più alta risulta era la $300-450 \text{ cm}^3$ con il 16% circa del totale. Assumono un peso più rilevante le classi dimensionali inferiori con una asimmetria negativa di -1,33. I tuberi prodotti dalla tesi PC50 appartenevano per un 18,8% alla classe $600-750 \text{ cm}^3$, con una frequenza rilevante di tuberi di classi dimensionali inferiori, evidenziato da una asimmetria negativa di -0,26. Infine la tesi PM100 manifestava una prevalenza di tuberi nella classe 450-600 cm^3 (21%) ed una maggiore presenza di tuberi di dimensioni maggiori, con asimmetria positiva di 0,80. Anche qui si rileva nelle classi medio grandi, 900-1050 e $>1200 \text{ cm}^3$ una maggiore disformità dei tuberi prodotti nelle differenti parcelle fertilizzate. Infatti si ha un CV dello 0,30 per PC50 nella classe $600-750 \text{ cm}^3$, un 0,63 ed 0,50 rispettivamente per PC50 e PM100 nella classe 900-1050 cm^3 ed un 0,79 per PC100 nella classe $>1200 \text{ cm}^3$.

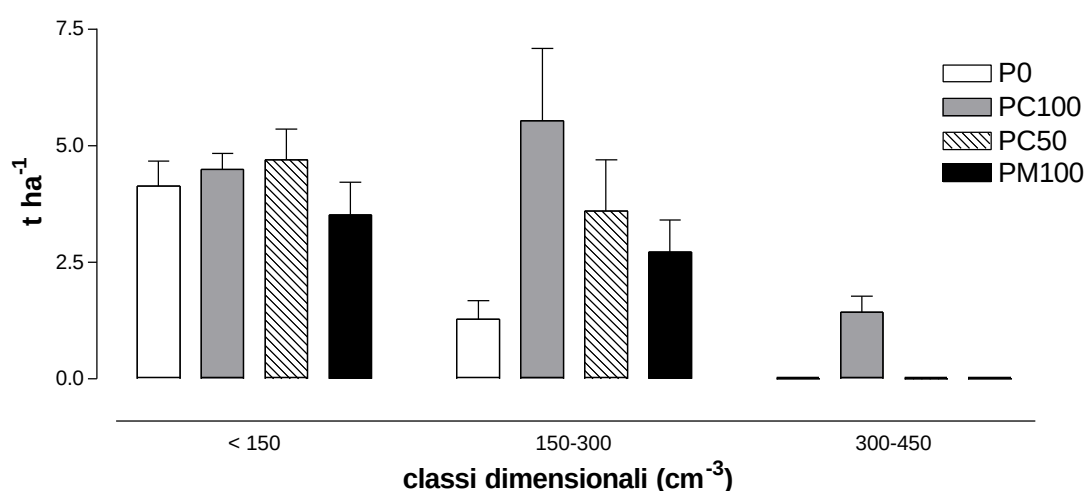


Fig.38- Distribuzione dimensionale dei tuberi alla raccolta del 06/06/06, 36 giorni dalla emergenza (valore medio $\pm$ err.st.)

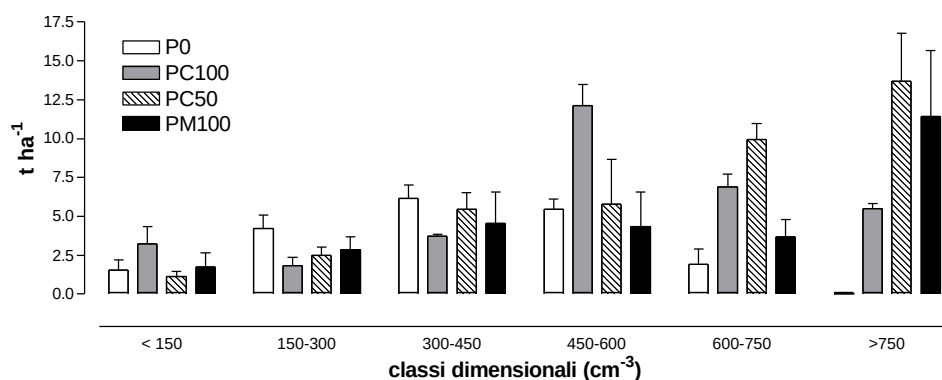


Fig. 39- Distribuzione dimensionale dei tuberi alla raccolta del 06/07/06, a 66 giorni dalla emergenza (valore medio $\pm$ err.st.)

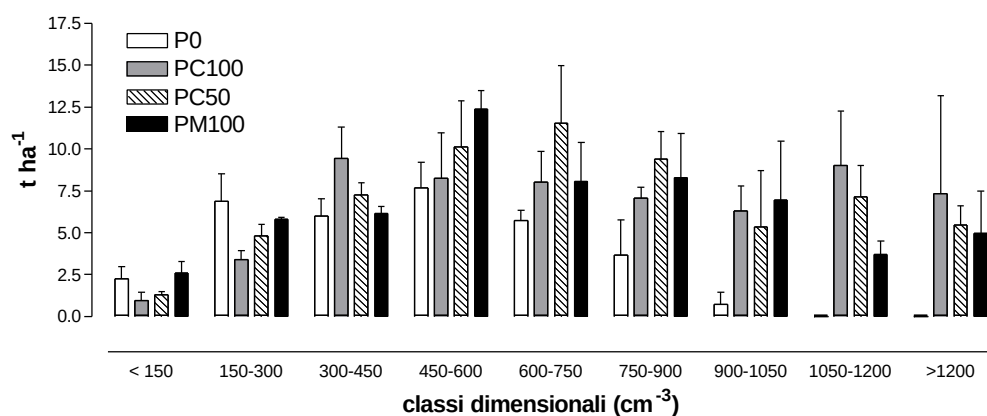


Fig.40- Distribuzione dimensionale dei tuberi alla raccolta del 03/08/05, a 86 giorni dalla emergenza (valore medio $\pm$ err. st.)

4.5- Fenologia 2005

I rilievi sullo sviluppo fenologico della coltura nel primo anno non evidenziavano nel complesso delle differenze significative se si escludono i primi rilievi effettuati a 25 e 29 giorni dalla semina, dove si nota un'emergenza leggermente anticipata nelle tesi PC100 e PC50. Infatti la percentuale di emergenza supera il 50% dopo 30, 31 e 32 giorni dalla semina, rispettivamente per PC100, PC50 e P0-PM100. La fioritura veniva raggiunta a 37 giorni dall'emergenza per tutte le tesi poste a confronto. I risultati dei rilievi sullo stadio fenologico raggiunto dalla coltura, riportati come frequenza di appartenenza alle classi fenologiche BBCH (BBCH, 1997) sono riportati nella figura 41. Nei grafici sono evidenziate con lettere le differenze statisticamente significative per il test di Duncan ($P < 0,05$).

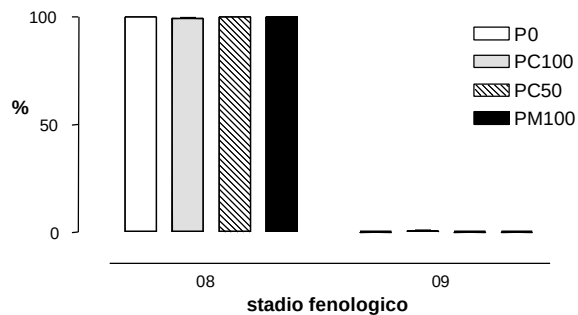
Si nota oltre che una disformità di sviluppo tra le piante delle varie parcelle presente sostanzialmente in tutte le tesi poste a confronto anche la contemporanea presenza di differenti fasi fenologiche all'interno della stessa tesi.

4.6- Fenologia 2006

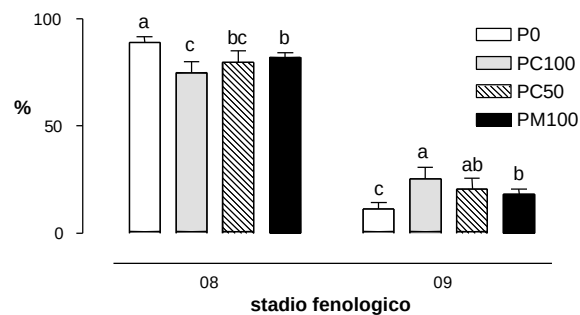
I rilievi sullo sviluppo fenologico della coltura nel secondo anno di sperimentazione mostravano differenze significative nello sviluppo delle piante solo nei primi stadi di crescita. I risultati dei rilievi sono visibili nella figura 42.

La percentuale di emergenza superava il 50% delle piante presenti 28 e 29 giorni dalla semina rispettivamente per P0, PM100 e PC100, PC50. La fase della fioritura veniva raggiunta in periodi differenti nelle differenti tesi: dopo 27 giorni dall'emergenza per PC50, dopo 32 giorni per PC100, dopo 33 giorni per P0 e dopo 35 giorni per PM100. Si conferma la presenza di una disformità di sviluppo tra le piante delle varie parcelle ed anche la contemporanea presenza di differenti fasi fenologiche all'interno della stessa tesi.

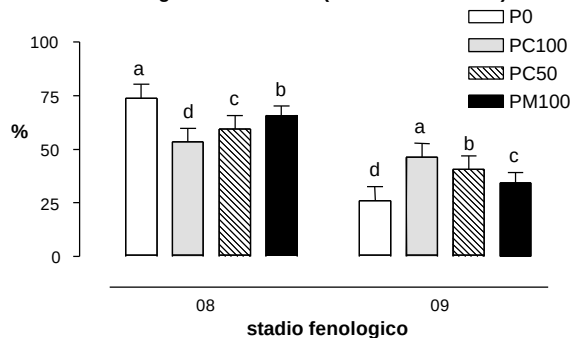
Classi di frequenza degli stadi fenologici a 24/04/05, 21 giorni dalla semina (valore medio $\pm$ sem)



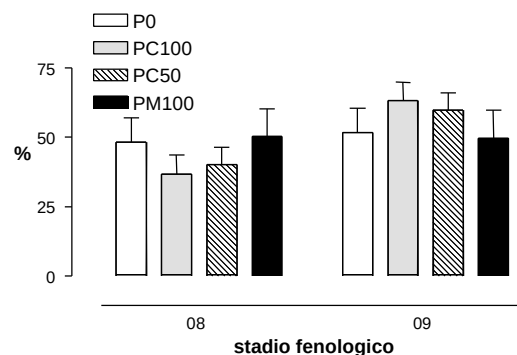
Classi di frequenza degli stadi fenologici a 24/04/05, 21 giorni dalla semina (valore medio $\pm$ sem)



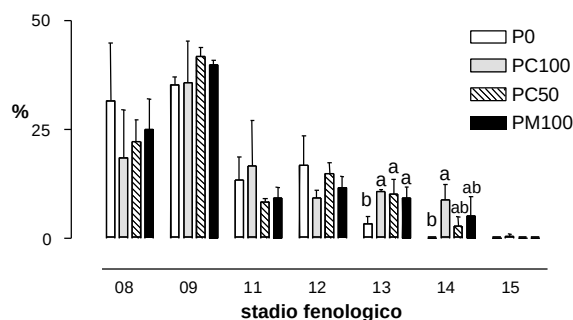
Classi di frequenza degli stadi fenologici a 06/05/05, 29 giorni dalla semina (valore medio $\pm$ sem)



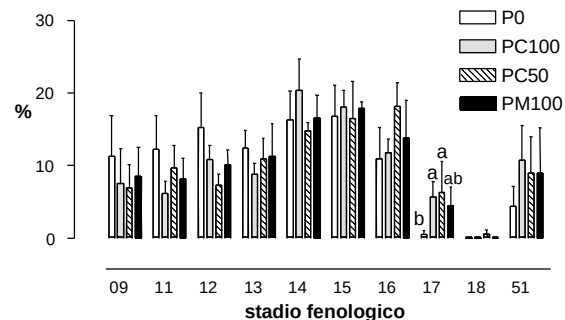
Classi di frequenza degli stadi fenologici al 09/05/05, 32 giorni dalla semina (valore medio $\pm$ sem)



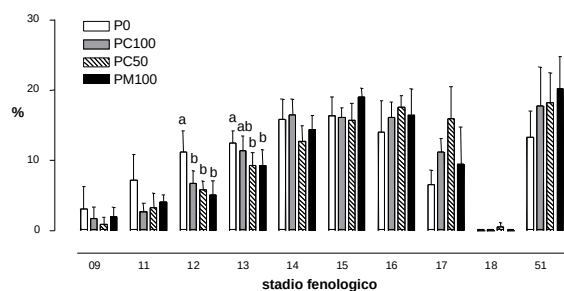
Classi di frequenza degli stadi fenologici al 11/05/05, 2 giorni dalla emergenza (valore medio $\pm$ sem)



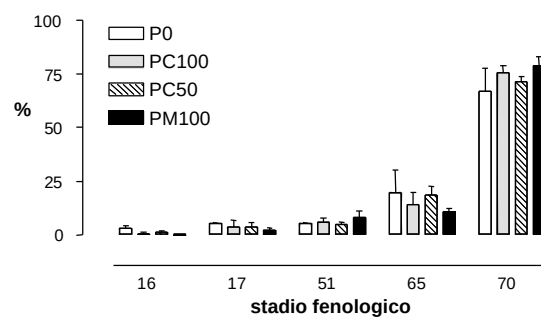
Classi di frequenza degli stadi fenologici a 20/05/05, 11 giorni dalla emergenza (valore medio $\pm$ sem)



Classi di frequenza degli stadi fenologici al 09/06/05, 30 giorni dalla emergenza (valore medio $\pm$ sem)



Classi di frequenza degli stadi fenologici a 23/06/05, 44 giorni dalla emergenza (valore medio $\pm$ sem)



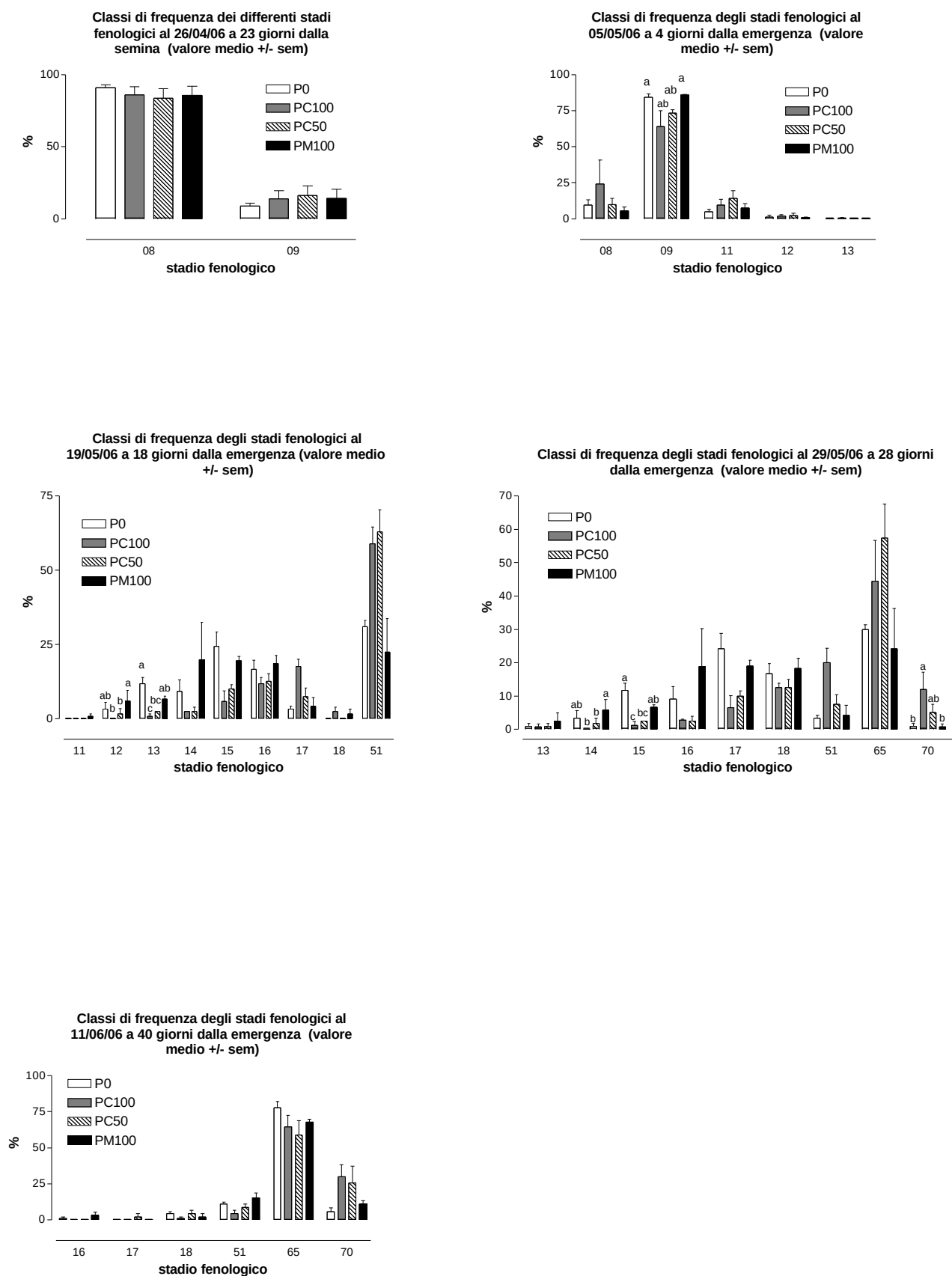


Fig.42 Distribuzione delle classi di frequenza della patata nell'anno 2006. Valore medio $\pm$ errore standard della media, i valori contraddistinti da lettere differenti differiscono significativamente per $P = 0,05$ (test di Duncan).

4.7- Altezza piante 2005

I rilievi effettuati nel primo anno di sperimentazione sono visibili nella figura 43. Si evidenziavano delle differenze statisticamente significative tra le tesi poste a confronto durante le prime fasi e le ultime fasi dell'accrescimento. Infatti a 9 giorni dall'emergenza le piante della tesi PC100 e PC50 avevano raggiunto un valore medio di 16,2 cm mentre le piante della tesi PM100 un valore di 14,7 (-9%). Le piante della tesi P0 mostravano una riduzione del 26% (12,0 cm) rispetto alle media delle tesi PC100 e PC50. Nel periodo che va da 32 giorni a 46 giorni dalla emergenza si osservava come le piante della tesi P0 manifestassero sostanzialmente un minore accrescimento (- 14%) rispetto alle tesi fertilizzate, se si esclude il picco di crescita raggiunto a 38 giorni. Le tesi fertilizzate registravano una crescita sostanzialmente uguale con un valore medio di circa 45,2 ed 53,8 cm, rispettivamente per i rilievi effettuati a 32 e 46 giorni dalla emergenza. A 64 giorni dalla emergenza la tesi PC100 registrava valori uguali alla tesi P0, con un valore medio di 49,8 cm, il 9% in meno rispetto alla media delle tesi Pc50 e PM100 (54,5 cm). A 73 giorni dalla emergenza l'unica differenza che si registrava era la minore altezza delle piante della tesi P0 (-16%) rispetto a quella della tesi PM100 (34,6 cm). Le piante fertilizzate mediante l'impiego del compost mostravano un comportamento intermedio rispetto alle tesi P0 e PM100, con un valore medio di 32,5 cm.

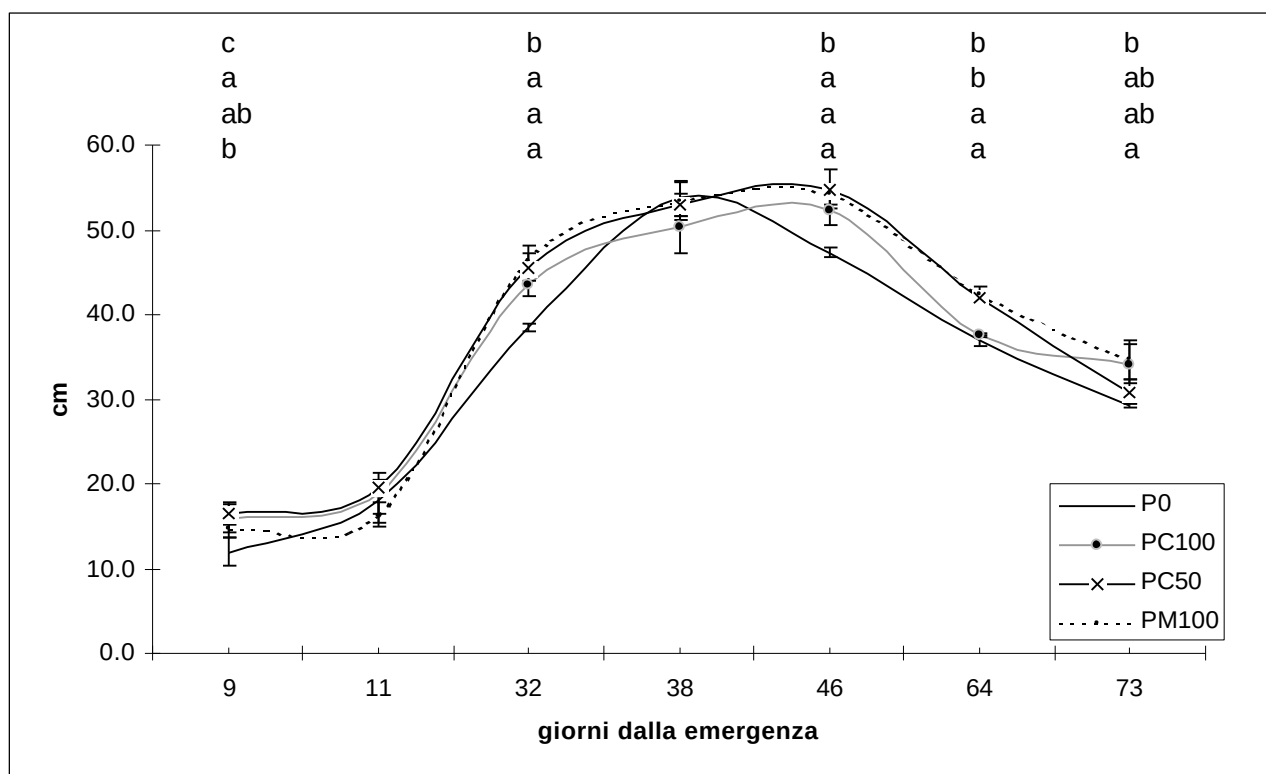


Fig. 43-Altezza delle piante di patata durante il primo anno di sperimentazione. Valore medio $\pm$ errore standard della media, i valori contraddistinti da lettere differenti differiscono significativamente per $P = 0,05$ (test di Duncan). Le notazioni di significatività seguono l'ordine riportato nella legenda della stessa figura

4.8- Altezza piante 2006

I rilievi effettuati nel secondo anno di sperimentazione sono visibili nella figura 44.

Nel secondo anno le differenze statisticamente significative interessavano il periodo centrale dello sviluppo della coltura. Si evidenziava un andamento relativo alle tesi PC100 e PC50 con valori generalmente più alti ed un andamento per le tesi P0 e PM100 con valori più bassi. A 17 giorni dall'emergenza l'altezza nelle tesi P0 e PM100 (18,5 cm) era circa 21% minore rispetto alle tesi PC100 e PC50 (23,4 cm). A 34 giorni la tesi PC100 presentava i valori più alti con 52,3 cm seguita dalla tesi PC50 con 48,9 cm. Le piante della tesi PM100 erano il 27% più basse (41,5 cm) rispetto alla tesi PC100. A 37 e ad 41 giorni dalla emergenza la media delle tesi P0 e PM100 (43,1 e 45,5 cm rispettivamente), significativamente non differenti, erano circa il 16 ed il 12% più basse della media delle tesi PC100 e PC50 (51,3 e 51,6 cm rispettivamente). A 56 giorni dalla emergenza le piante della tesi PC100 continuavano ad essere le più alte con un valore medio di 51,7 cm. Invece le piante della tesi P0 manifestavano il valore più basso con 41,6 cm di altezza. Le piante delle tesi PC50 e PM100 si ponevano in un intervallo intermedio tra i valori precedenti, con 47,3 e 46 cm rispettivamente. A partire dal 56° giorno dall'emergenza le differenze tra l'altezza delle piante delle differenti tesi tendono ad annullarsi progressivamente.

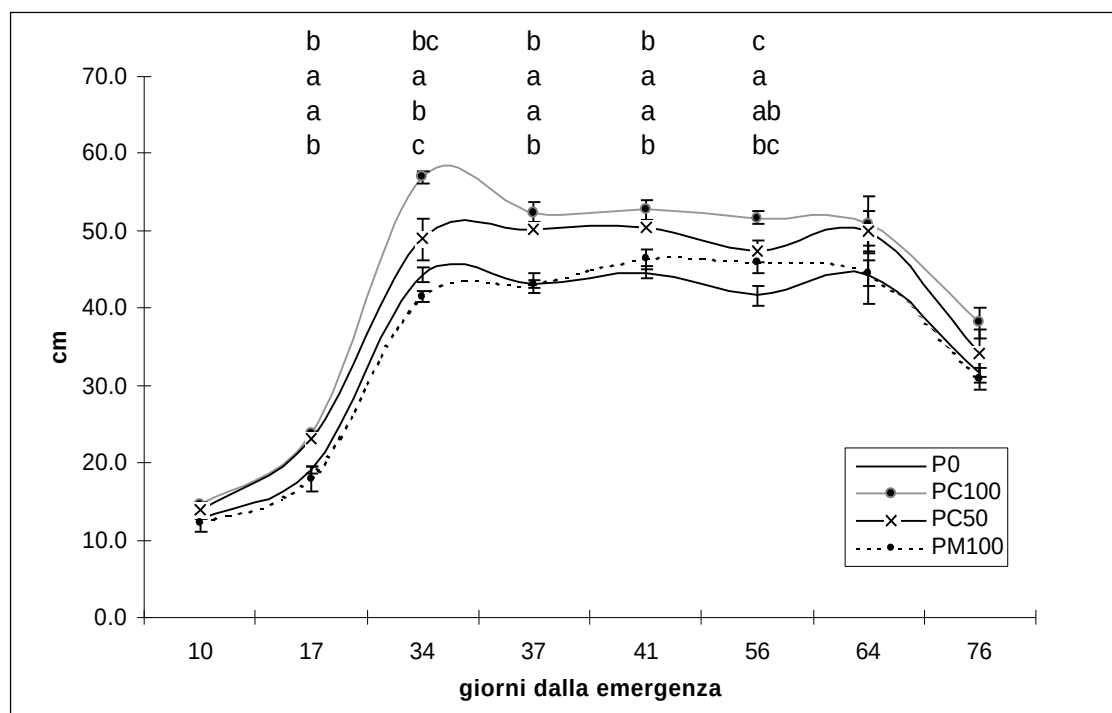


Fig.44- Altezza delle piante di patata durante il secondo anno di sperimentazione. Valore medio $\pm$ errore standard della media, i valori contraddistinti da lettere differenti differiscono significativamente per $P < 0,05$ (test Duncan).

4.9- La copertura del suolo, anno 2005

I valori della copertura vegetale del suolo determinata utilizzando la fotocamera digitale (ADC, Dycam) per il ciclo colturale del 2005 sono visibili nella figura 45.

La copertura del suolo raggiunta dalle piante a 32 giorni dalla emergenza non presentava delle differenze significative tra le tesi fertilizzate (PC100, PC50 e PM100) con un valore medio del 60,5 %. Le tesi non fertilizzata (P0) invece evidenziava una copertura del suolo inferiore del 32% rispetto alla media delle tesi fertilizzate con un valore del 41,2% di copertura . A 46 giorni dall'emergenza si registrava una differenza tra la tesi PC100 e PM100, ed un comportamento intermedio per la tesi PC50. Infatti per la tesi PM100 si osservava un valore della copertura raggiunta dalla coltura del 81,4% mentre la tesi PC100 mostrava un valore inferiore del 14% (70,1%). La tesi PC50 raggiungeva un valore del 78,9%. Per la tesi P0 si registrava un valore del 53,1% inferiore del 34% circa rispetto alla media delle tesi più produttive. A 64 giorni dall'emergenza non si registravano più delle differenze tra le tesi fertilizzate con un valore medio di 73,6%, ma solo un valore inferiore del 32% per la tesi P0 (50,1%). Nei giorni che seguono le differenze tra tutte le tesi si assottigliano progressivamente fino al termine del ciclo, infatti a 73 ed 84 giorni dalla emergenza non si riscontrano più differenze tra le tesi poste a confronto.

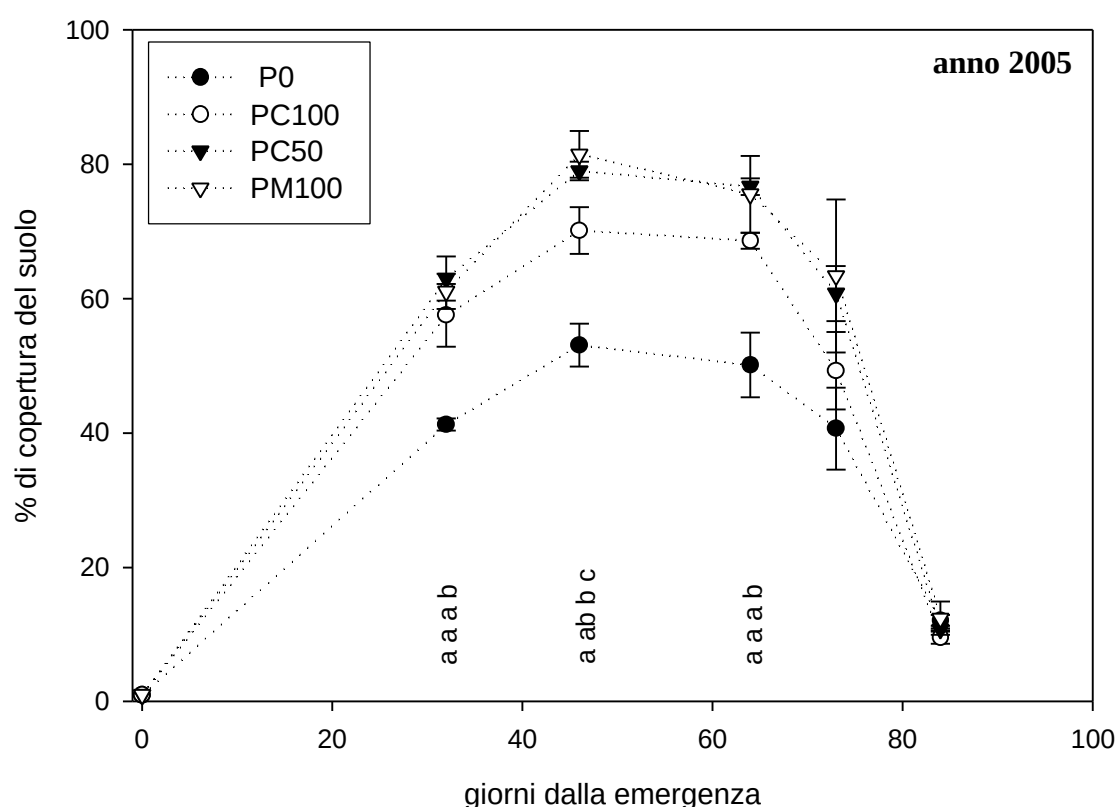
4.10- La copertura del suolo, anno 2006

I valori della copertura vegetale del suolo per il ciclo colturale del 2006 sono visibili nella figura 45.

A 10 giorni dall'emergenza le piante delle tesi PC100 e PC50 manifestano una crescita superiore rispetto alla tesi PM100 come dimostra un livello di copertura medio (12%) superiore del 72% rispetto a quello registrato per la tesi PM100 (6,9%). La tesi P0 si poneva in una situazione intermedia con un valore dell'8,6%. A 24 giorni la tesi PC100 mostrava i valori più alti di copertura con un valore del 41,7%. La tesi PC50 presentava valori inferiori del 17% rispetto alla tesi PC100, con un valore del 34,8%. Seguivano le tesi PM100 e P0 con un valore del 22,0 e 19,6% rispettivamente inferiori 47% e del 53% rispetto alla tesi PC100.

A 35 giorni dalla emergenza la differenza tra la tesi PC100 e PC50 si riduceva. Infatti le piante della tesi PC100 coprivano il suolo per il 60,9% mentre le piante della tesi PC50 per il 55,4%. Si registrava anche una riduzione della differenza di copertura tra la tesi PM100 e PC100. Infatti le piante della tesi PM100 mostravano una copertura inferiore del 20% rispetto a quelle della tesi PC100 con un valore del 49,0%. La tesi P0 continuava a registrare valori inferiori (33,9%) rispetto a tutte le tesi fertilizzate, con un valore inferiore del 44% rispetto alla tesi con maggiore copertura. A

partire dal 35 giorno le differenze di copertura del suolo delle tesi fertilizzate si riducevano progressivamente fino alla fase finale del ciclo colturale. Infatti a 47 ed a 57 giorni dall'emergenza non era possibile apprezzare nessuna differenza di copertura statisticamente significativa, con un valore medio del 64,1 e del 73,3 rispettivamente. Viceversa si confermava la minore crescita delle piante della tesi P0 con un valore inferiore del 40-42% circa rispetto alla media della copertura delle tesi fertilizzate. Nei seguenti giorni il valore della copertura si riduce progressivamente in maniera più accentuata per le piante delle tesi PC100 e PC50. Infatti a 77 giorni dalla emergenza la tesi con una maggiore percentuale di copertura era la PM100 con un valore del 43,0%. La tesi PC100 non registrava differenze significative rispetto alla tesi P0 con un valore medio del 23,7%, il 47 % inferiore rispetto alla tesi PM100. Il valore della tesi PC50 pari ad un 30,5 si poneva in una situazione intermedia rispetto alle due tesi estreme.



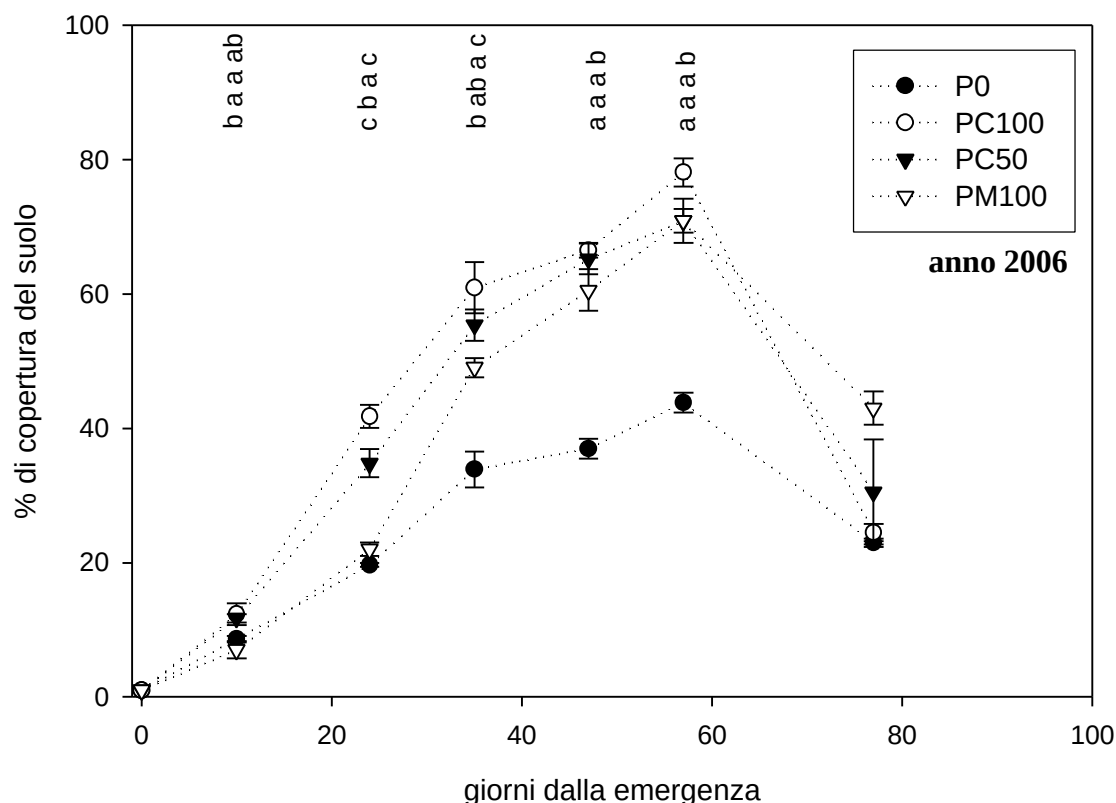


Fig.45- Copertura delle piante di patata durante il ciclo vegetativo. Anni 2005 e 2006. Valore medio $\pm$ errore standard della media, i valori contraddistinti da lettere differenti differiscono significativamente per $P < 0,05$ (test Duncan).

4.11- Calibrazione del metodo di stima del LAI

Per la determinazione del LAI sono state seguite due metodiche. La prima prevedeva la misura diretta della superficie fogliare sviluppata dalla coltura mediante area meter Licor Li-3100, la seconda una misura indiretta mediante la rilevazione della radiazione fotosinteticamente attiva (PAR).

Dato che la stima indiretta presenta un maggior grado di imprecisione si è provveduto a correggere il valore del LAI stimato mediante una opportuna calibrazione. Questo è stato effettuato mediante l'individuazione di una equazione di regressione tra i valori del LAI stimato ed i valori del LAI misurato utilizzando i risultati ottenuti in misure effettuate con le due metodiche per tutte le tesi in due periodi differenti del ciclo colturale, cioè il 06/06/06 e 06/07/06 per la misura diretta ed il 08/06/06 e 04/07/06 per la stima. La retta di regressione, forzata a passare per l'origine ha rivelato una sufficiente corrispondenza tra valori di LAI misurati e stimati.

Pertanto, per i restanti rilievi indiretti di LAI, i valori stimati sono stati corretti utilizzando un coefficiente pari a 0,8782 così come individuato dalla equazione di regressione figura 46.

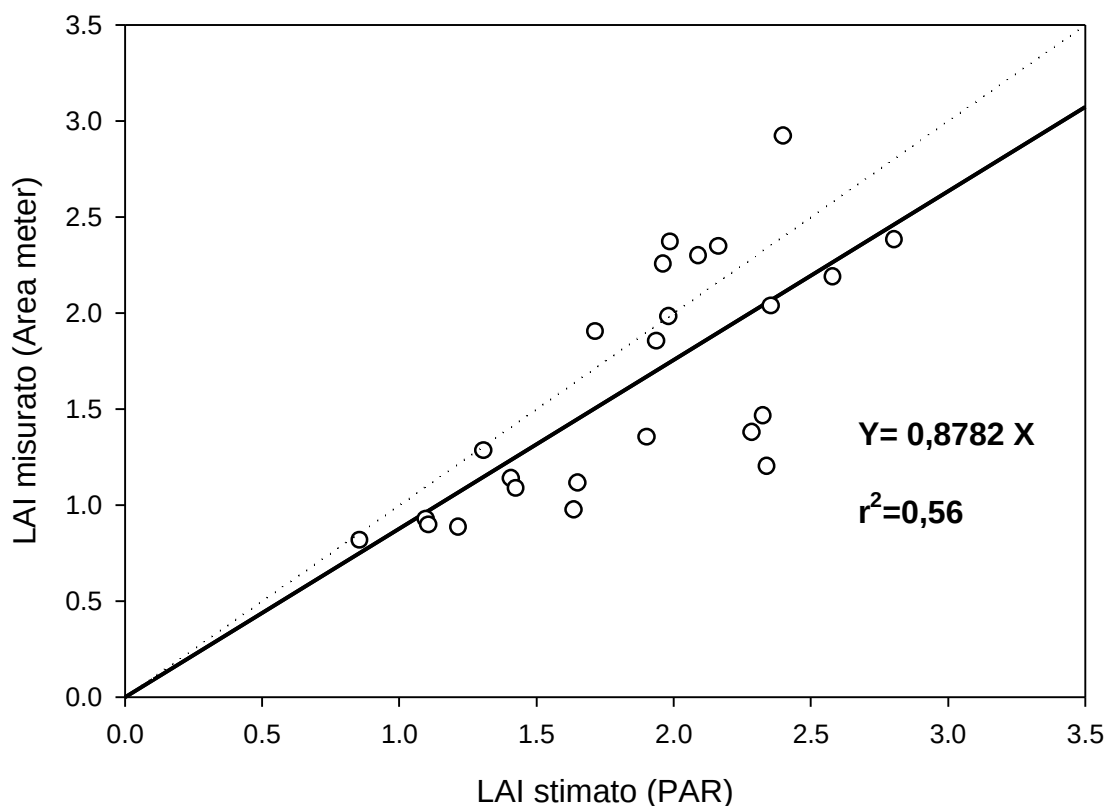


Fig. 46- Correlazione tra il LAI ottenuto mediante le misure della PAR e le misure del LAI ottenute mediante Area meter. La linea tratteggiata corrisponde alla bisecante del primo quadrante, coincidenza perfetta delle misure, coeff. angolare 1,0

4.1.1- LAI anno 2005

I risultati della misura del LAI durante il primo ciclo colturale sono visibili nella figura 47. A 11 giorni dall'emergenza non si evidenziavano differenze tra le tesi fertilizzate con un valore di medio di 0,31, mentre la tesi non fertilizzata aveva LAI pari a 0,15, cioè un valore inferiore del 52% rispetto agli altri trattamenti. A 38 giorni si rilevava un valore di 2,93 per la tesi PC50 ed un valore inferiore del 31,4% per la tesi PC100 con un valore del 2,01. La tesi PM100 presentava un valore non significativamente differente dal valore della tesi PC50 pari a 2,54. Il valore della tesi P0 (1,09) era inferiore a il valore di tutte le tesi fertilizzate. A 44 giorni dalla emergenza il valore del LAI si riduceva per tutte le tesi fertilizzate mentre rimaneva invariato per la tesi P0. La differenza tra il valore della tesi PC50 e PC100 si annullava risultando non significativa, con valori del 2,06 e 1,79 rispettivamente. Il LAI più alto si registrava per la tesi PM100 con un valore di 2,18. Nei

giorni seguenti il valore del LAI si riduceva progressivamente per tutte le tesi fino ad arrivare a 73 giorni dall'emergenza, quando le differenze tra le tesi si annullavano completamente. A 73 giorni i valori del LAI per la tesi P0 (0,75) e PM100 (1,26) mostravano una maggiore disomogeneità tra le ripetizioni, con un valore del CV di 0,33 e 0,19 rispettivamente.

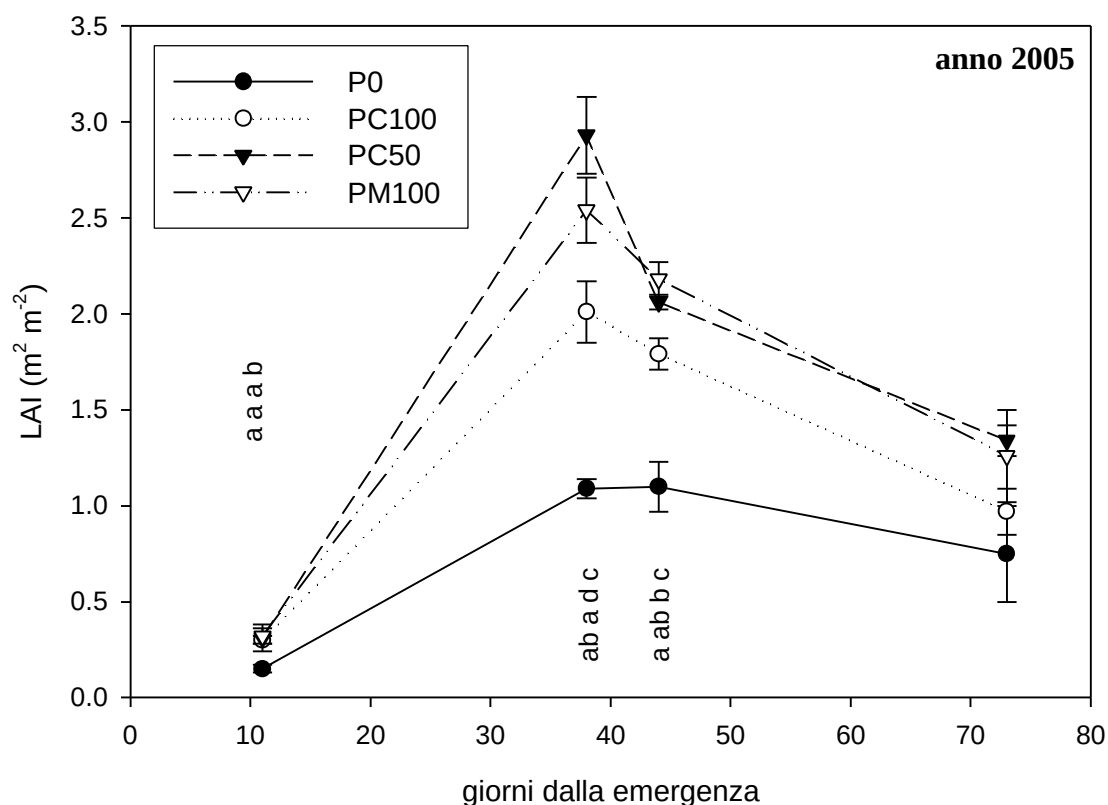


Fig. 47- Andamento del LAI durante il primo ciclo colturale, anno 2005. Valore medio $\pm$ errore standard della media, i valori contraddistinti da lettere differenti differiscono significativamente per $P < 0,05$ (test Duncan).

4.11.2- LAI anno 2006

I risultati della misura del LAI durante il secondo ciclo colturale sono visibili nella figura 48.

A 34 giorni dall'emergenza le piante della tesi PC100 mostravano il valore più alto (2,20) e il valore della tesi PC50 era inferiore del 40,5% (1,31), mentre le tesi PM100 e P0, non significativamente differenti tra di loro (valore medio 0,98), avevano un valore inferiore del 55,7%. A 49 giorni dalla emergenza la differenza tra le tesi fertilizzate con compost e quella concimata con solo concime minerale di sintesi si riduceva ad un 18,2%. Si registra un valore di 2,59, 2,32 e 2,12 rispettivamente per PC100, PC50 e PM 100. La tesi P0 continuava ad mostrare un valore di circa il 50% inferiore alla tesi più alta. A 64 giorni non si registravano più differenze tra le tesi fertilizzate con un valore medio di LAI pari a 2,16. La tesi P0. La tesi P0 continuava ad mostrare un valore di

circa il 49,4% inferiore al valore medio delle tesi fertilizzate. Da notarsi una maggiore variabilità all'interno della tesi PC100 con un CV di 0,19. Nei giorni seguenti si evidenziava una progressiva riduzione del LAI, più marcata nelle tesi PC100 e PC50. A 76 giorni dalla emergenza LAI non è significativamente differente per le tesi PC100, PC50 e P0 con un valore medio di 0,39 circa l'86% inferiore al valore della tesi PM100 pari a 0,73.

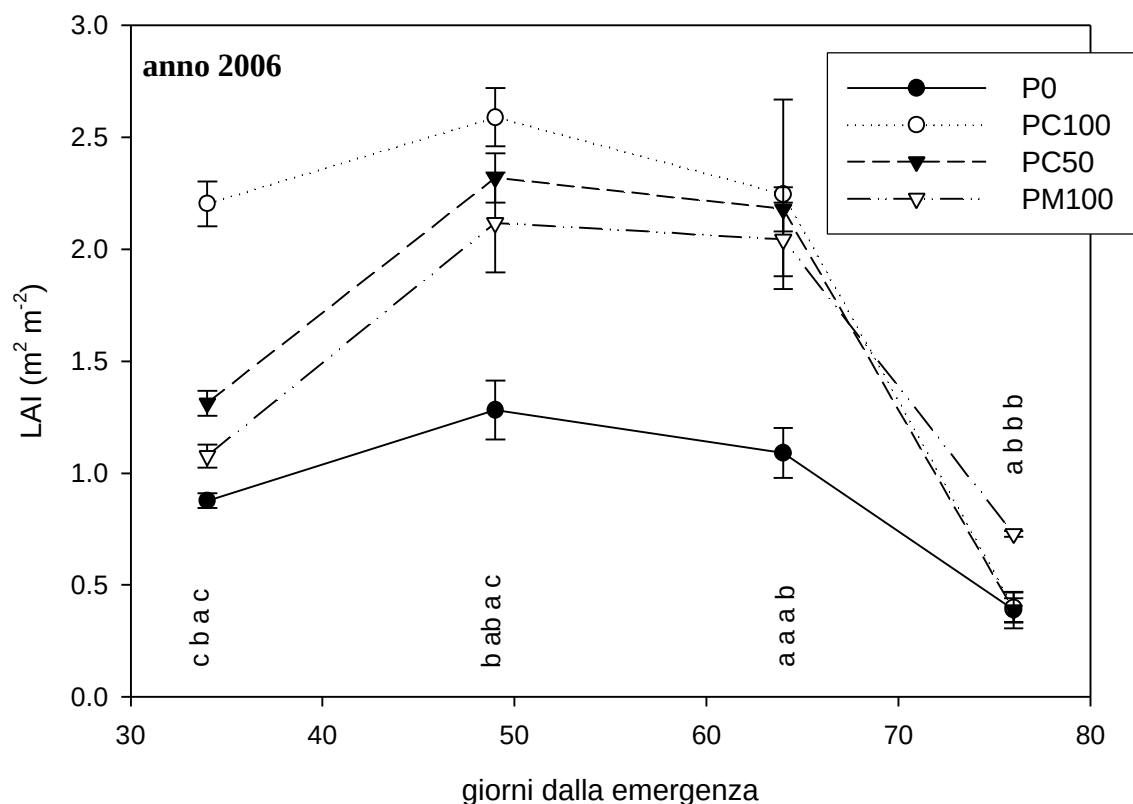


Fig. 48- Andamento del LAI durante il secondo ciclo colturale, anno 2006. Valore medio $\pm$ errore standard della media, i valori contraddistinti da lettere differenti differiscono significativamente per $P < 0,05$ (test Duncan).

4.12- Risultati analisi del carbonio

Come riportato nei Materiali e Metodi la stima del contenuto di carbonio organico presente nella biomassa vegetale è stata effettuata mediante la metodica “loss on ignition” (LOI). Il valore del carbonio organico è stato ottenuto mediante l'utilizzo di un fattore di conversione (Kr) determinato per ciascun organo della pianta e per ciascuna data di campionamento. Il valore di Kr derivava dal rapporto medio tra il contenuto di carbonio organico determinato mediante ossidazione con bicromato (OC_{ox}) ed il LOI per un numero minimo di sei campioni di biomassa scelti nella tesi P0 e PM100/PC100. Nella tabella 12 si riportano i risultati dell'applicazione del metodo LOI per la stima del contenuto di carbonio organico della biomassa vegetale raccolta nel primo anno di sperimentazione, mentre nella tabella 13 quelli ottenuti nel secondo anno di sperimentazione.

Tab.12- Contenuto di carbonio organico (metodo LOI) della biomassa vegetale della coltura raccolta nel 2005. Media di 3 repliche $\pm$ errore standard della media (g kg⁻¹ di sostanza secca). Valori contraddistinti da lettere uguali non differiscono per $P < 0,05$ (test Duncan)

gg ^a	Organo	P0	PC100	PC50	PM100
10	foglie	810,8 $\pm$ 4,9 a	805,2 $\pm$ 6,7 a	800,0 $\pm$ 4,5 a	798,6 $\pm$ 0,5 a
	fusti	731,3 $\pm$ 4,5 a	738,2 $\pm$ 6,1 a	727,9 $\pm$ 7,6 a	753,3 $\pm$ 8,7 a
37	foglie	757,7 $\pm$ 48,2 a	789,5 $\pm$ 3,5 a	780,1 $\pm$ 10,2 a	795,5 $\pm$ 6,8 a
	fusti	815,6 $\pm$ 2,4 a	796,4 $\pm$ 2,7 a	797,1 $\pm$ 5,5 a	808,2 $\pm$ 2,4 a
	tuberi	940,1 $\pm$ 1,0 a	934,8 $\pm$ 2,6 a	939,2 $\pm$ 2,3 a	940,3 $\pm$ 2,2 a
72	foglie	823,1 $\pm$ 26,7 a	785,8 $\pm$ 4,6 a	787,6 $\pm$ 8,9 a	788,9 $\pm$ 9,2 a
	fusti	799,2 $\pm$ 6,4 a	781,3 $\pm$ 12,7 a	787,4 $\pm$ 3,6 a	790,8 $\pm$ 9,9 a
	tuberi	936,4 $\pm$ 5,0 a	942,1 $\pm$ 0,3 a	944,4 $\pm$ 1,6 a	946,7 $\pm$ 2,4 a
84	tuberi	935,6 $\pm$ 2,4 b	936,6 $\pm$ 2,2 b	946,2 $\pm$ 2,1 a	944,8 $\pm$ 1,8 a

^a = giorni dall'emergenza

Tab.13- Valori del contenuto di carbonio organico (metodo LOI) della biomassa vegetale della coltura raccolta nel 2006. Media di 3 repliche $\pm$ errore standard della media (g kg^{-1} s.s.). Valori contraddistinti da lettere uguali non differiscono per $P = 0,05$ (test Duncan)

gg ^a	Organo	P0	PC100	PC50	PM100
36	foglie	809,4 $\pm$ 8,0 a	788,9 $\pm$ 5,0 a	793,9 $\pm$ 5,1 a	797,0 $\pm$ 1,5 a
	fusti	782,7 $\pm$ 6,6 a	770,3 $\pm$ 1,7 a	769,9 $\pm$ 1,6 a	780,1 $\pm$ 5,0 a
	tuberi	932,1 $\pm$ 0,6 a	927,6 $\pm$ 1,7 a	932,0 $\pm$ 2,7 a	929,4 $\pm$ 2,2 a
66	foglie	766,7 $\pm$ 2,5 a	753,1 $\pm$ 12,0 a	757,7 $\pm$ 10,5 a	761,1 $\pm$ 3,2 a
	fusti	792,5 $\pm$ 12,4 a	775,2 $\pm$ 12,9 a	777,6 $\pm$ 2,5 a	798,7 $\pm$ 2,9 a
	tuberi	933,3 $\pm$ 4,0 a	942,5 $\pm$ 3,2 a	944,1 $\pm$ 1,9 a	946,9 $\pm$ 2,7 a
86	tuberi	941,1 $\pm$ 1,8 a	941,4 $\pm$ 1,4 a	945,7 $\pm$ 0,5 a	945,8 $\pm$ 1,4 a

^a = giorni dalla emergenza

Analizzando i risultati del contenuto in C organico della biomassa della coltura ottenuti con il metodo LOI, sia nel primo che nel secondo anno non si evidenziano differenze significative per nessuna data di campionamento e per nessun organo della pianta tra le tesi poste a confronto. Unica eccezione la biomassa dei tuberi del primo anno a 84 giorni dalla emergenza, dove si aveva una riduzione, peraltro di lieve entità (1%), di biomassa nelle tesi P0 e PC100 rispetto alla media delle tesi PC50 e PM100. Se si effettua la media del C organico per tutte le tesi per ciascun organo e per ciascuna data di campionamento, si può notare, per ambedue gli anni, come il contenuto di C organico delle foglie tendesse leggermente a ridursi con il procedere del ciclo colturale, mentre per i fusti e per i tuberi l'andamento era opposto.

Il contenuto di carbonio organico determinato mediante il metodo per ossidazione con bicromato (OC_{ox}) ed il valore del fattore di conversione specifico sono visibili nella tabella 14 per la biomassa prodotta nel 2005 e nella tabella 15 per quella prodotta nel 2006.

Tab.14- Contenuto di carbonio organico (metodo OC_{ox}) della biomassa vegetale della coltura nel 2005 e del relativo coefficiente Kr di conversione per il metodo LOI. Media di 3 repliche $\pm$ errore standard della media (g kg⁻¹ s.s.). Valori contraddistinti da lettere uguali non differiscono per P = 0,05 (test Duncan)

gg ^a	Organo	P0	PM100	Kr ^b
10	foglie	362,1 $\pm$ 2,2 a	337,6 $\pm$ 2,5 a	0,435
	fusti	293,7 $\pm$ 0,1 a	290,5 $\pm$ 8,7 a	0,394
37	foglie	380,0 $\pm$ 15,1 a	388,4 $\pm$ 0,5 a	0,496
	fusti	360,9 $\pm$ 2,4 a	344,3 $\pm$ 3,0 a	0,435
	tuberi	408,6 $\pm$ 1,9 a	404,8 $\pm$ 0,9 a	0,433
72	foglie	438,7 $\pm$ 4,4 a	444,0 $\pm$ 24,3 a	0,548
	fusti	370,7 $\pm$ 7,7 a	345,5 $\pm$ 19,4 a	0,450
	tuberi	410,8 $\pm$ 1,5 a	398,7 $\pm$ 4,8 a	0,430
84	tuberi	376,7 $\pm$ 1,3 a	384,3 $\pm$ 5,6 a	0,405

^a = giorni dalla emergenza; ^b Kr = coefficiente di conversione = OC_{ox} / LOI.

Tab.15- Contenuto di carbonio organico (metodo OC_{ox}) della biomassa vegetale della coltura raccolta nel 2006 e del relativo coefficiente Kr di conversione per il metodo LOI. Media di 3 repliche $\pm$ errore standard della media (g kg⁻¹ s.s.). Valori contraddistinti da lettere uguali non differiscono per P = 0,05 (test Duncan)

gg ^a	Organo	P0	PM100	Kr ^b
36	foglie	398,7 $\pm$ 11,0 a	398,9 $\pm$ 4,4 a	0,497
	fusti	338,8 $\pm$ 0,5 a	339,0 $\pm$ 1,9 a	0,434
	tuberi	431,1 $\pm$ 1,3 a	425,2 $\pm$ 2,5 a	0,460
66	foglie	397,7 $\pm$ 1,9 a	400,9 $\pm$ 5,2 a	0,522
	fusti	336,7 $\pm$ 12,8 a	319,2 $\pm$ 28,5 a	0,412
	tuberi	416,3 $\pm$ 2,9 a	432,4 $\pm$ 5,3 a	0,452
86	tuberi	394,9 $\pm$ 0,6 a	391,4 $\pm$ 6,8 a	0,417

^a = giorni dalla emergenza; ^b = coefficiente di conversione Kr = OC_{ox} / LOI.

Analizzando i risultati del contenuto di carbonio organico (metodo OC_{ox}) nella biomassa della coltura, sia nel primo che nel secondo anno non si evidenziano differenze significative tra le tesi poste a confronto, per nessuna data di campionamento e per nessun organo della pianta. Se si effettua la media del contenuto di carbonio organico (OC) per tutte le tesi per ciascun organo e per ciascuna data di campionamento si osserva un comportamento sostanzialmente opposto rispetto a quanto osservato con il metodo LOI. Infatti con il procedere del ciclo colturale il contenuto di OC sia nel primo che nel secondo anno tende ad aumentare nelle foglie, mentre nei tuberi tende a ridursi. Nei fusti il comportamento è differente nei due anni di sperimentazione, nel primo tende ad aumentare, mentre nel secondo tende a ridursi.

L'assenza di differenze statisticamente significative per i valori di OC_{ox} misurati sulla biomassa delle piante delle tesi analizzate ha permesso di utilizzare lo stesso fattore di conversione per la stima del OC mediante il metodo LOI per i diversi trattamenti, specifico per ciascuna data di campionamento e per ciascun organo della pianta.

I risultati della stima del OC sono riportati nella tabella 16 ed 17 rispettivamente per il 2005 ed il 2006.

Tab.16- Contenuto di carbonio organico (stimato dal metodo LOI) nella biomassa della coltura nel 2005. Media $\pm$ errore standard della media (g kg⁻¹ s.s.). Valori contraddistinti da lettere uguali non differiscono per $P < 0,05$ (test Duncan)

gg ^a	Organo	P0	PC100	PC50	PM100
10	foglie	352,4 $\pm$ 2,1 a	350,0 $\pm$ 2,9 a	347,7 $\pm$ 1,9 a	347,1 $\pm$ 0,2 a
	fusti	287,9 $\pm$ 1,8 a	290,6 $\pm$ 2,4 a	286,5 $\pm$ 3,0 a	296,5 $\pm$ 3,4 a
37	foglie	375,9 $\pm$ 23,9 a	391,5 $\pm$ 1,7 a	386,8 $\pm$ 5,1 a	394,4 $\pm$ 3,4 a
	fusti	353,5 $\pm$ 1,0 a	346,5 $\pm$ 1,2 a	346,8 $\pm$ 2,4 a	351,6 $\pm$ 1,0 a
	tuberi	406,6 $\pm$ 0,4 a	404,4 $\pm$ 1,1 a	406,3 $\pm$ 1,0 a	406,7 $\pm$ 1,0 a
72	foglie	451,3 $\pm$ 14,6 a	430,8 $\pm$ 2,5 a	431,8 $\pm$ 4,9 a	432,5 $\pm$ 5,0 a
	fusti	359,8 $\pm$ 2,9 a	351,8 $\pm$ 5,7 a	354,5 $\pm$ 1,6 a	356,0 $\pm$ 4,5 a
	tuberi	402,6 $\pm$ 2,2 a	405,0 $\pm$ 0,1 a	406,0 $\pm$ 0,7 a	407,0 $\pm$ 1,0 a
72	tuberi	378,6 $\pm$ 1,0 b	380,2 $\pm$ 0,9 ab	382,9 $\pm$ 0,8 a	382,3 $\pm$ 0,7 a

^a = giorni dalla emergenza

Nel primo anno di sperimentazione non si registrano differenze significative tra le tesi poste a confronto per nessun organo e per nessuna data di campionamento. L'unica differenza si registra per i tuberi raccolti a 84 giorni dalla emergenza, dove quelli delle tesi PC50 e PM100 evidenziavano un contenuto di OC superiore del 1,1% circa rispetto alla tesi P0. La tesi PC100, invece, mostrava un contenuto di OC intermedio rispetto alle altre tesi

Tab.17- Contenuto di carbonio organico (stimato dal metodo LOI) nella biomassa della coltura nel 2006. Media $\pm$ errore standard della media (g kg^{-1} s.s.). Valori contraddistinti da lettere uguali non differiscono per $P = 0,05$ (test Duncan)

gg ^a	Organo	P0	PC100	PC50	PM100
36	foglie	401,9 $\pm$ 4,0 a	391,7 $\pm$ 2,5 a	394,2 $\pm$ 2,6 a	395,7 $\pm$ 0,8 a
	fusti	339,5 $\pm$ 2,9 a	334,1 $\pm$ 0,7 a	334,0 $\pm$ 0,7 a	338,4 $\pm$ 2,2 a
	tuberi	429,2 $\pm$ 0,3 a	427,1 $\pm$ 0,8 a	429,1 $\pm$ 1,3 a	427,9 $\pm$ 1,0 a
66	foglie	400,5 $\pm$ 1,3 a	393,4 $\pm$ 6,3 a	395,8 $\pm$ 5,5 a	397,6 $\pm$ 1,7 a
	fusti	326,7 $\pm$ 5,1 a	319,6 $\pm$ 5,3 a	320,6 $\pm$ 1,0 a	329,3 $\pm$ 1,2 a
	tuberi	422,2 $\pm$ 0,9 a	426,4 $\pm$ 1,5 a	427,1 $\pm$ 0,9 a	428,4 $\pm$ 1,2 a
86	tuberi	392,2 $\pm$ 0,7 b	392,3 $\pm$ 0,6 ab	394,1 $\pm$ 0,2 a	394,1 $\pm$ 0,6 a

^a = giorni dalla emergenza

Dato che l'utilizzo di un unico valore del fattore di conversione Kr per tutte le tesi, per ciascun organo e per ciascuna data di campionamento determina una minore accuratezza nella stima, si è deciso di confrontare i valori misurati del carbonio organico ottenuti con l'ossidazione con bicromato secondo Springer-Klee ($\text{OC}_{\text{misurato}}$) con i valori del carbonio organico stimati mediante LOI ($\text{OC}_{\text{stimato}}$). Per far questo si è individuata l'equazione della retta di regressione tra le due serie di valori e si è confrontata con l'equazione ideale della perfetta identità tra le due serie (la bisecante del primo quadrante). Come visibile nella figura c'è una buona correlazione tra le due metodiche e l'errore che si commette con la metodica LOI risulta dell'ordine del 2,5%.

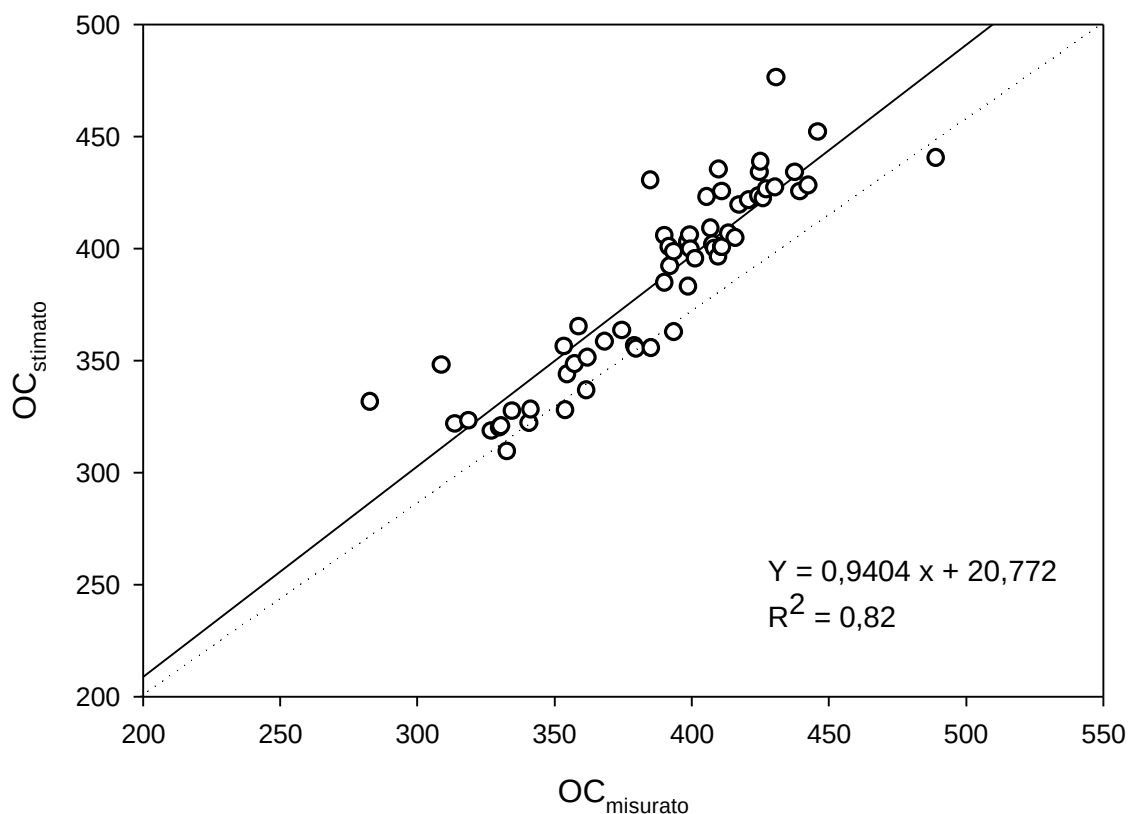


Fig. 49- Valori del carbinio stimati tramite LOI confrontati con i valori misurati tramite ossidazione con bicromato La linea tratteggiata corrisponde alla bisecante del primo quadrante, coincidenza perfetta delle misure, coeff. angolare 1,0

4.13- Risultati analisi dell'azoto

4.13.1- Anno 2005

I risultati dell'analisi del contenuto di azoto totale (N) presente nella biomassa dei differenti organi della pianta ottenuti nel primo anno di sperimentazione sono riportati nelle seguenti figure (50), rispettivamente per foglie, fusti e tuberi.

A 10 giorni dall'emergenza non si osservano differenze significative nel contenuto di N nelle foglie tra le tesi poste a confronto con un valore medio di 49,3 g kg⁻¹ di peso secco. A 37 giorni si cominciano ad evidenziare delle differenze tra le tesi. La tesi PM100 risultava avere un contenuto più alto rispetto alle altre tesi con un valore di 37,7 g kg⁻¹, seguita dalla tesi PC50 con un valore

inferiore del 2,8% ($36,7 \text{ g kg}^{-1}$). La tesi PC100 aveva un valore inferiore alla tesi più alta del 7,2% ($35,0 \text{ g kg}^{-1}$), mentre la tesi P0 presentava il valore più basso (-13,9%) con il $32,5 \text{ g kg}^{-1}$. A 72 giorni dalla emergenza il rapporto relativo tra le tesi non cambiava di molto. La tesi con il più alto contenuto continuava ad essere la PM100 con un valore di $25,8 \text{ g kg}^{-1}$, seguita dalla tesi PC100 con un valore inferiore del 8,4% ($23,6 \text{ g kg}^{-1}$). La tesi PC50 registrava un valore inferiore rispetto alla tesi PM100 del 12,5% ($22,6 \text{ g kg}^{-1}$), mentre la tesi con il minor contenuto di N continuava ad essere la P0 con il $23,0 \text{ g kg}^{-1}$ (-10,8% rispetto alla tesi più alta).

Se si osserva l'andamento del contenuto di N nelle foglie durante il ciclo colturale si evidenzia come questo si riducesse progressivamente in tutte le tesi poste a confronto anche se con entità leggermente differente. La tesi P0 evidenziava una riduzione del 32,2% passando da 10 a 37 giorni e del 29,2% passando da 37 a 72 giorni. Viceversa nelle tesi fertilizzate la prima riduzione era più contenuta pari ad un valore medio del 26,6%, mentre la seconda risultava più ampia pari ad un valore medio del 34,2%.

Il contenuto di N misurato nei fusti a 10 giorni dalla semina risultava essere più alto nella tesi PM100 con un valore di $43,5 \text{ g kg}^{-1}$ seguito dalla tesi PC50 con un valore inferiore del 12,2% ($38,2 \text{ g kg}^{-1}$). La tesi P0 aveva un valore inferiore alla tesi più alta del 19,3% ($35,1 \text{ g kg}^{-1}$), mentre la tesi PC100 presentava il valore più basso (-24,6%) con il $32,8 \text{ g kg}^{-1}$.

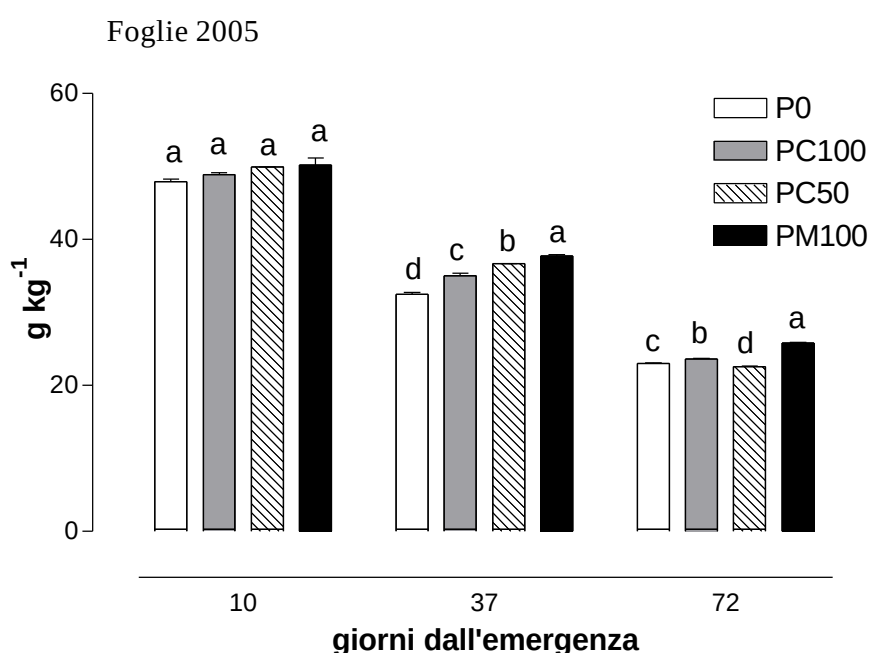
A 37 giorni la tesi con il più alto contenuto continuava ad essere la PM100 con un valore di $17,6 \text{ g kg}^{-1}$, seguita dalla tesi PC100 con un valore inferiore del 24,6% ($13,3 \text{ g kg}^{-1}$). La tesi PC50 registrava un valore inferiore rispetto alla tesi PM100 del 30,4% ($12,3 \text{ g kg}^{-1}$), mentre la tesi P0 presentava in una posizione intermedia rispetto alle tesi PC500 e PC100 con un contenuto di N di $12,5 \text{ g kg}^{-1}$ (-29,3%). A 72 giorni dalla emergenza la tesi con il più alto contenuto di N nei tessuti dei fusti era la P0 con un valore di $14,1 \text{ g kg}^{-1}$ seguita dalla tesi PM100 con un valore inferiore del 18,5% ($11,9 \text{ g kg}^{-1}$). Le due tesi fertilizzate con il compost non evidenziavano delle differenze significative tra di loro con valori di 9,3 e $9,2 \text{ g kg}^{-1}$ rispettivamente per PC100 e PC50, il 34,5% inferiore rispetto al contenuto della tesi P0.

Come osservato per l'andamento del contenuto di N nelle foglie anche per il contenuto di N nei fusti delle tesi fertilizzate si nota come questo si riducesse progressivamente durante il ciclo colturale, con un valore medio del 62,3% passando da 10 a 37 giorni e del 29,7% passando da 37 a 72 giorni. Viceversa nella tesi non fertilizzata si osserva una prima consistente riduzione pari a un valore del 64,4%, mentre passando da 37 a 72 giorni si registrava un aumento del contenuto di N pari ad un 13,2%.

Il contenuto di N misurato nei tuberi a 37 giorni dall'emergenza risultava essere più alto nella tesi PM100 con un valore di 11,0 g kg⁻¹ seguito dalla tesi PC100 con un valore inferiore del 14,0% (9,5 g kg⁻¹). La tesi PC50 aveva un valore inferiore alla tesi più alta del 21,0% (8,7 g kg⁻¹), mentre la tesi P0 presentava il valore più basso (-23,4%) con il 8,4 g kg⁻¹.

A 72 giorni dall'emergenza la tesi con il più alto contenuto di N era la PM100 con un valore di 11,0 g kg⁻¹ seguita dalla tesi PC50 con un valore inferiore del 10,5% (9,8 g kg⁻¹). Le tesi P0 e PC100 non evidenziavano delle differenze significative tra di loro con valori rispettivamente di 8,8 e 8,9 g kg⁻¹ inferiori rispetto al contenuto della tesi PM100 di un valore medio del 19%. A 84 giorni dalla emergenza l'unica differenza statisticamente significativa si registrava per le tesi PC100 e PM100 mentre le tesi P0 e PC50, non significativamente differenti tra di loro, avevano un comportamento intermedio tra le due tesi PC100 e PM100. La tesi PM100 presentava un contenuto di N pari a 12,4 g kg⁻¹, mentre la tesi PC100 g kg⁻¹ di 10,4 inferiore di un 16,5% . Il valore medio delle tesi P0 e PC50 era di 11,2 g kg⁻¹ (-9,4% rispetto alla tesi PM100).

Osservando l'andamento del contenuto di N nei tuberi durante il ciclo colturale si nota un sostanziale aumento del contenuto di N nei tuberi, anche se di diversa entità. Più precisamente, passando da 37 a 72 giorni dalla emergenza si evidenziava un aumento del contenuto di N del 13,2%, 4,6% e 0,2% rispettivamente per PC50, P0 e PM100. Passando da 72 a 84 giorni si ha un incremento rispettivamente di 14,4%, 27,2% e 12,9%. Viceversa per PC100 si registra una riduzione del 5,8% passando da 37 a 72 giorni dalla emergenza ed un aumento del 16,2% passando da 72 a 84 giorni.



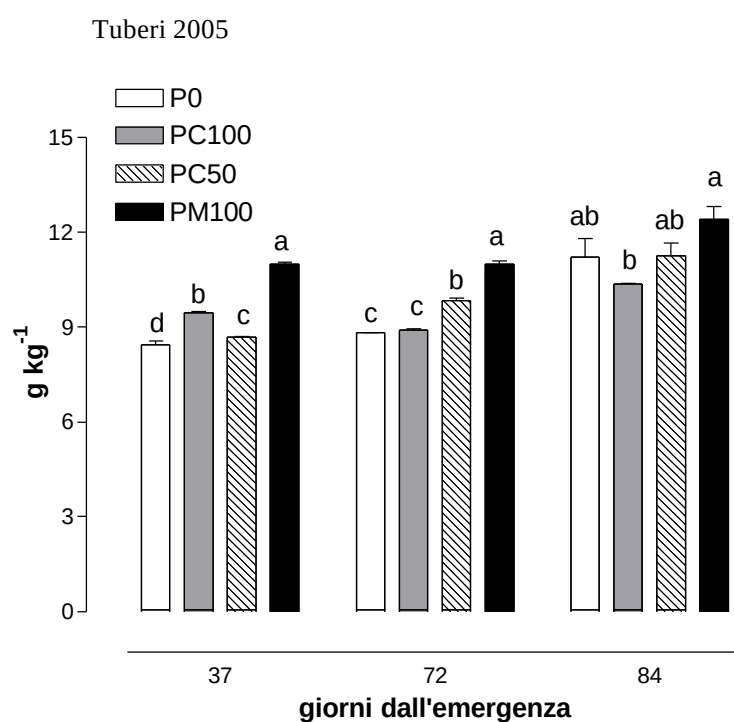
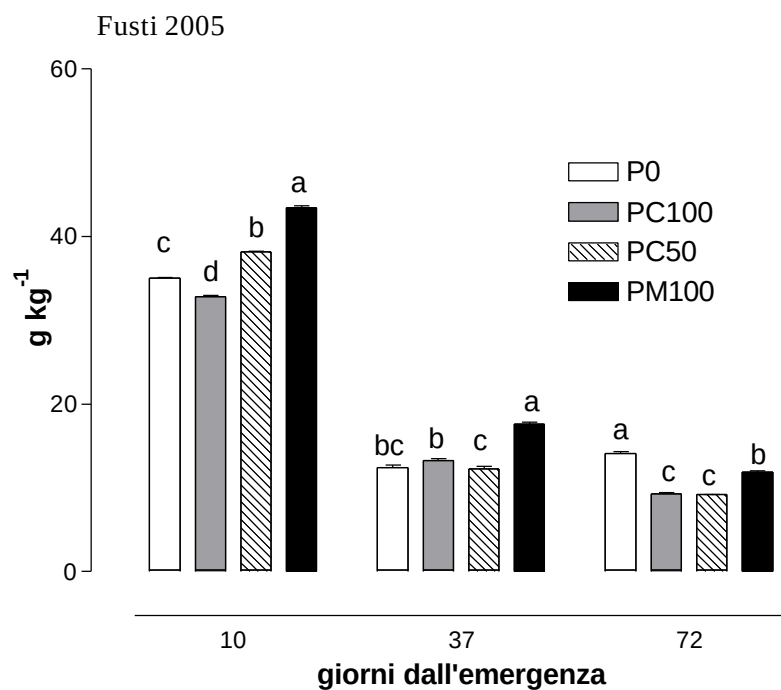


Fig 50- Contenuto di azoto totale della biomassa vegetale della coltura raccolta nel 2005, foglie, fusti e tuberi . Media di 3 repliche $\pm$ errore standard della media (g kg^{-1} di sostanza secca). Valori contraddistinti da lettere uguali non differiscono per $P < 0,05$ (test di Duncan)

4.13.2- Anno 2006

I risultati dell'analisi del contenuto di azoto totale presente nella biomassa dei differenti organi della pianta ottenuti nel secondo anno di sperimentazione sono riportati nelle seguenti figure 51 rispettivamente per foglie, fusti e tuberi.

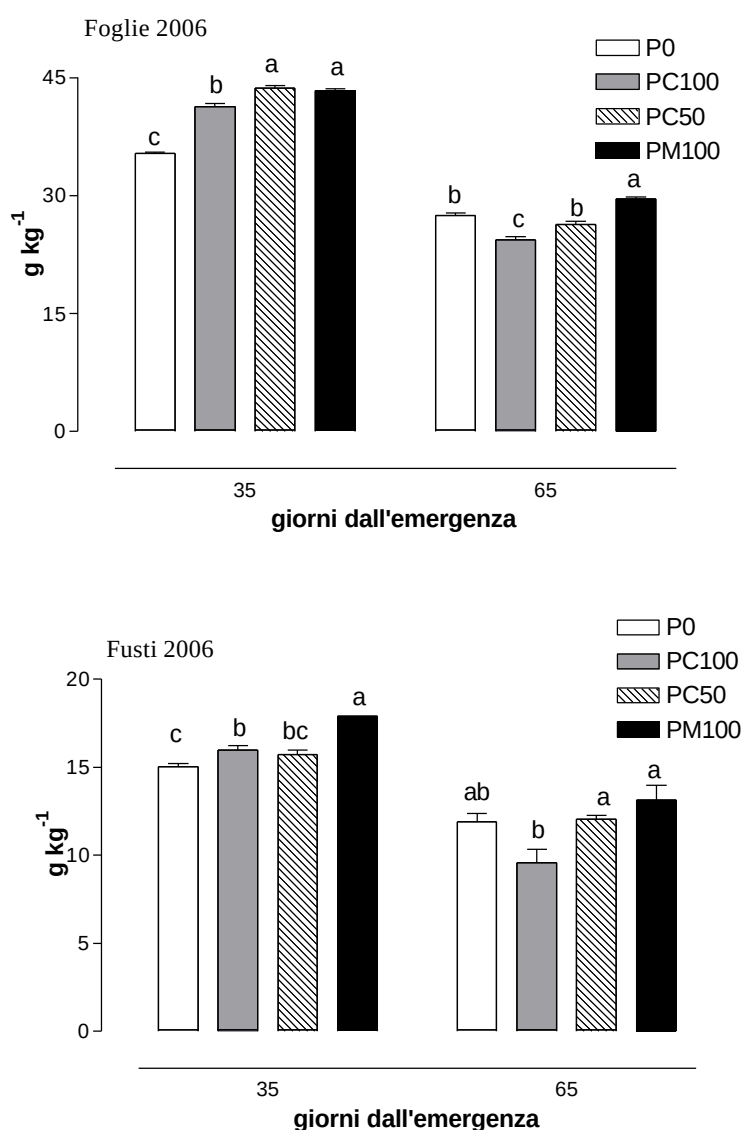
A 36 giorni dall'emergenza non si evidenziavano differenze significative nel contenuto di N delle foglie tra le tesi PC50 e PM100, con un contenuto medio di N di $43,5 \text{ g kg}^{-1}$. La tesi PC100 aveva un valore ($41,3 \text{ g kg}^{-1}$) inferiore del 5,1% alla media delle tesi precedenti, mentre la tesi P0 presentava il valore più basso (-18,7%) pari a $35,4 \text{ g kg}^{-1}$. A 66 giorni dall'emergenza, la tesi con il più alto contenuto di N continuava ad essere la PM100 con un valore di $29,6 \text{ g kg}^{-1}$, seguita dalla tesi P0 con un valore inferiore del 7,0% ($27,5 \text{ g kg}^{-1}$). La tesi PC50 registrava un valore inferiore rispetto alla tesi PM100 del 10,9% ($26,4 \text{ g kg}^{-1}$), mentre la tesi con il minor contenuto di N era la PC100 con il $24,4 \text{ g kg}^{-1}$ (-17,6% rispetto alle tesi più alta).

Per quanto riguarda il contenuto di N nei fusti, a 36 giorni dalla emergenza la tesi con il più alto valore era la PM100 con $20,1 \text{ g kg}^{-1}$ seguita dalle tesi PC50 e PC100 con un valore medio inferiore del 21,2% ($15,9 \text{ g kg}^{-1}$). La tesi P0 evidenziava il valore più basso con $15,0 \text{ g kg}^{-1}$ (-25,3%). A 66 giorni dall'emergenza non si aveva differenza significativa tra le tesi PC500 e PM100 con un valore medio di $12,6 \text{ g kg}^{-1}$, mentre la tesi con il valore inferiore era la PC100 con un contenuto di N pari a $9,6 \text{ g kg}^{-1}$, il 24,1% inferiore alla media delle tesi PC50 e PM100. Il valore della tesi P0, intermedio tra quello della tesi PC100 e delle tesi PC50 e PM100, era di $11,9 \text{ g kg}^{-1}$.

Il contenuto di N misurato nei tuberi a 36 giorni dalla emergenza risultava essere più alto nella tesi PM100 con un valore di $12,9 \text{ g kg}^{-1}$ seguito dalla tesi PC50 con un valore inferiore del 10,4% ($11,5 \text{ g kg}^{-1}$). Le tesi PC100 e P0 avevano un valore non differente tra di loro con un valore medio di $9,8 \text{ g kg}^{-1}$ inferiore alla tesi più alta del 23,4%. A 66 giorni dalla emergenza la tesi con il più alto contenuto di N era sempre la PM100 con un valore di $10,8 \text{ g kg}^{-1}$ seguita dalla tesi PC100 con un valore inferiore del 12,6% ($9,4 \text{ g kg}^{-1}$). La tesi PC50 aveva un valore di $8,2 \text{ g kg}^{-1}$ inferiore rispetto al contenuto della tesi PM100 del 24,2%. Infine la tesi P0 con il valore più basso con solo $6,8 \text{ g kg}^{-1}$, il 36,7% inferiore rispetto alla tesi PM100. A 86 giorni dalla emergenza l'unica differenza statisticamente significativa si registrava tra le tesi PM100 e PC100-P0, mentre la tesi PC50 risultava avere un comportamento intermedio tra le precedenti. La tesi PM100 aveva un contenuto di N di $12,1 \text{ g kg}^{-1}$, mentre le tesi PC100 e P0 avevano un contenuto medio di $9,8 \text{ g kg}^{-1}$ pari ad un valore inferiore del 19,2%. Il valore della tesi PC50 era di $10,6 \text{ g kg}^{-1}$.

Osservando l'andamento del contenuto di N nei tuberi durante il ciclo colturale si nota un andamento che interessa tutte le tesi e differente da quello registrato nel primo anno di

sperimentazione. Passando da 36 a 66 giorni dalla emergenza si evidenziava una riduzione del contenuto di N seguita, per il successivo periodo 66-86 giorni, da un aumento del contenuto di N. Più precisamente nel primo periodo la riduzione era di maggiore entità per i tuberi delle tesi P0 e PC50 con un valore rispettivamente del 29,6%, e del 28,9%, mentre risultava inferiore per i tuberi della tesi PC100 con un 5,5%. Per la tesi PM100 si veva un comportamento intermedio con una riduzione del 16,0%. Passando da 66 a 86 giorni si osservava un incremento maggiore per i tuberi della tesi P0 con un valore del 47,5%, seguito dai tuberi della tesi PC50 con il 29,7%. I tuberi della tesi PM100 presentavano il 12,2% di incremento ed infine, con il valore più basso di incremento, i tuberi della tesi PC100 con un valore dello 0,9%.



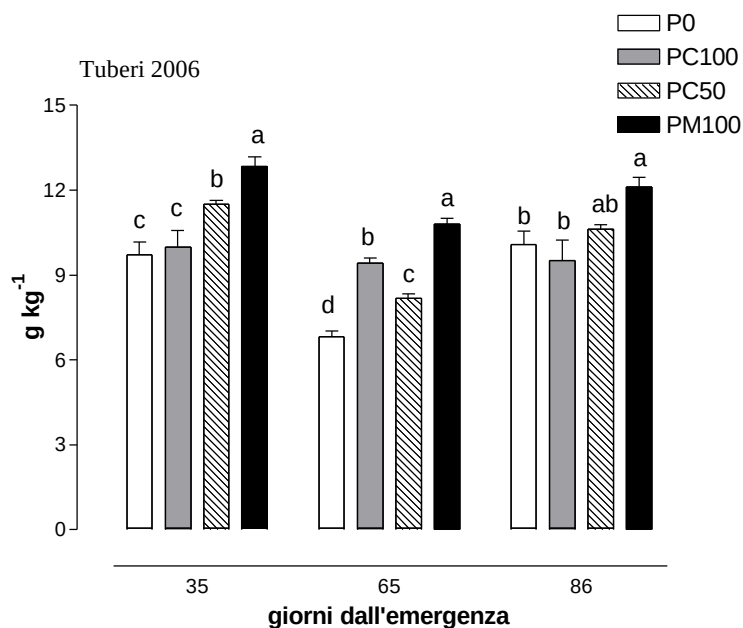


Fig 51- Contenuto di azoto totale della biomassa vegetale della coltura raccolta nel 2006, foglie, fusti e tuberi . Media di 3 repliche $\pm$ errore standard della media (g kg^{-1} di sostanza secca). Valori contraddistinti da lettere uguali non differiscono per $P < 0,05$ (test di Duncan)

4.13.3- Indici di efficienza dell'uso dell'N

I valori degli indici di efficienza della fertilizzazione calcolati per i due anni di sperimentazione sono riportati nella tabella 18.

Osservando i risultati si osservava come l'N assorbito dalle piante (NRt) della tesi PM100 era il più alto sia nel primo anno che nel secondo anno. La tesi P0 aveva un valore inferiore del 37% e 50% rispettivamente per il primo e secondo anno rispetto alla tesi PM100. La tesi P100 aveva un contenuto inferiore rispettivamente del 33 e 19% rispetto alla tesi PM100. Mentre la tesi PC50 non era significativamente differente dalla tesi PM100.

Il contenuto di N assorbito dai tuberi (NRTtub) non era significativamente differente tra le tesi nel primo anno, mentre nel secondo anno l'unica differenza si aveva tra la tesi P0 e tutte le altre tesi (non significativamente differenti tra di loro) con una riduzione media del 15%. Se si osserva l'efficienza dell'uso dell'azoto fornito con i fertilizzanti (UNef) si evidenzia un valore più basso

nel primo anno nelle tesi PC100 e PC50 rispetto alla tesi PM100. Mentre la situazione si inverte nel secondo anno di sperimentazione.

Tab.18- Azoto asportato dalla coltura ed indici di efficienza dell'uso dell'azoto per i due anni di sperimentazione. Media di 3 repliche ed errore standard della media (err.st.).

Anno		2005				2006			
		P0	PC100	PC50	PM100	P0	PC100	PC50	PM100
NRt	(kg ha ⁻¹)	113,3	120,9	145,0	179,6	80,7	132,1	158,6	162,3
	err. st.	11,0	5,0	10,8	24,4	6,8	10,0	1,3	6,5
NRtub	(kg ha ⁻¹)	83,3	86,5	106,4	138,7	58,4	97,4	120,5	125,2
	err. st.	8,6	6,3	11,5	21,8	6,4	15,3	2,5	2,8
Nf ^a	(kg ha ⁻¹)	0	116,5	133,2	150,0	0	136,5	158,3	180,0
	err. st.	-	-	-	-	-	-	-	-
UNf	(kg ha ⁻¹)	-	7,5	31,8	66,4	-	51,4	77,8	81,6
	err. st.	-	11,3	12,0	13,4	-	5,0	8,1	9,7
NHI	(%)	73,5	71,4	73,0	76,8	72,1	72,8	76,0	77,3
	err. st.	0,5	2,3	2,7	4,9	1,9	6,6	1,4	1,6
NRE	(%)	-	6,5	23,8	44,2	-	37,7	49,2	45,3
	err. st.	-	11,4	9,0	8,9	-	3,7	5,1	5,4
Sur	(kg ha ⁻¹)	-113,3	-4,3	-11,8	-29,6	-80,7	4,4	-0,3	17,7
	err. st.	11,0	5,0	10,8	24,4	6,8	10,0	1,3	6,5
NUef	(kgSS kgN ⁻¹)	-	10,82	19,69	27,27	-	36,2	39,2	27,6
	err. st.	-	7,4	5,3	7,4	-	3,3	7,6	7,4

^a = per il compost ipotizzando una disponibilità pari al 10%

Infatti per le tesi fertilizzate con il compost si osserva un incremento dell'indice NUef tra i due anni, mentre per la tesi PM100 il valore rimane sostanzialmente invariato.

L'uso apparente dell'N fornito con il fertilizzante (UNf) è superiore per le tesi concimate con il fertilizzante chimico ed inferiore per la tesi concimata con il solo compost. Si nota un incremento del UNf nei due anni di sperimentazione in tutte le tesi poste a confronto. Il recupero apparente dell'azoto (NRE), inferiore per la tesi PC100 nel primo anno, mostra un notevole incremento nel

secondo anno, mentre il NRE per la tesi PM100 rimane sostanzialmente invariato nei due anni di sperimentazione.

4.14- Tessitura del suolo

I risultati dell'analisi granulometrica (Tab.19) hanno evidenziato la presenza di un terreno sostanzialmente omogeneo di tessitura argillosa, con un maggior contenuto in argille nello strato 0-15 cm.

Tab. 19- Valori del contenuto in sabbia, limo ed argilla dello strato 0-15 e 15-30 cm secondo la classificazione USDA, valore medio $\pm$ err.st. (g kg^{-1}). Valori contraddistinti da lettere uguali non differiscono per $P = 0,05$ (test Duncan)

	mm	P0	PC100	PC50	PM100
Strato 0-15 cm					
Sabbia	2-0,05	296,3 $\pm$ 16,4 a	331,5 $\pm$ 11,4 a	318,0 $\pm$ 15,1 a	359,1 $\pm$ 53,9 a
Limo	0,05-0,02	289,8 $\pm$ 4,3 a	246,7 $\pm$ 7,1 a	266,8 $\pm$ 4,4 a	227,6 $\pm$ 61,5 a
argilla	<0,002	413,9 $\pm$ 13,8 a	421,8 $\pm$ 4,6 a	415,2 $\pm$ 17,9 a	413,3 $\pm$ 7,7 a
Strato 15-30 cm					
Sabbia	2-0,05	295,0 $\pm$ 16,7 a	331,1 $\pm$ 11,7 a	317,8 $\pm$ 15,2 a	358,7 $\pm$ 54,0 a
Limo	0,05-0,02	361,3 $\pm$ 19,2 a	287,3 $\pm$ 20,6 a	291,7 $\pm$ 16,8 a	259,8 $\pm$ 77,9 a
argilla	<0,002	342,6 $\pm$ 3,0 a	381,6 $\pm$ 9,8 a	390,5 $\pm$ 2,6 a	381,5 $\pm$ 24,1 a

4.15- Densità apparente

I risultati dell'analisi della densità apparente del suolo sono visibili nelle tabella 20 sia per il 2005 che per il 2006. Come si vede dai risultati riportati non si rilevavano differenze statisticamente significative tra nessuna delle tesi poste a confronto nei due anni di sperimentazione. Si registrano dei valori, specialmente per lo strato 0-15 cm, piuttosto bassi nel primo anno, a causa dell'influenza delle lavorazioni del terreno effettuate durante il ciclo colturale. Infatti la prima misura della densità apparente effettuata in primavera è stata effettuata 13 giorni dopo la rincalzatura delle piante, mentre nel secondo anno 14 giorni prima. La misura della densità apparente effettuata nel periodo

autunnale del primo anno è stata effettuata a 38 giorni dalla lavorazione principale del terreno mediante aratura ed ha interessato solo lo strato 0-20 cm di profondità.

Tab.20- Valori della densità apparente misurati nello strato 0-15 e 15-30 cm , valore medio $\pm$ err.st. (kg m^{-3}). Valori contraddistinti da lettere uguali non differiscono per $P = 0,05$ (test Duncan)

Data	P0				PC100				PC50				PM100			
Strato 0-15 cm																
7/06/05	592	±	16	a	589	±	38	a	820	±	93	a	629	±	16	a
* 24/10/05	755	±	35	a	733	±	53	a	759	±	30	a	697	±	21	a
9/05/06	914	±	73	a	794	±	81	a	908	±	39	a	853	±	71	a
Strato 15-30 cm																
7/06/05	1076	±	85	a	948	±	23	a	961	±	19	a	1064	±	32	a
9/05/06	1177	±	87	a	1158	±	2	a	1072	±	26	a	1184	±	31	a

* valori strato 0-20 cm

4.16- Analisi del contenuto idrico del suolo - Calibrazione

Il contenuto idrico del terreno è stato monitorato durante la sperimentazione mediante l'integrazione di due tecniche di rilevazione differenti: la termo-gravimetrica e la riflettometria nel dominio del tempo (Time Domain Reflectometry).

I risultati della calibrazione effettuata per il terreno oggetto della prova sperimentale sono riportate nelle seguenti figure 21, 22, e 23. Si riportano, a titolo di esempio, le curve polinomiali di terzo grado ottenute dalla relazione osservata tra la costante dielettrica (ϵ) ed il corrispettivo valore del contenuto volumetrico d'acqua (θ) mediante Tektronix 1502B per le tesi P0, PC50 e PC100.

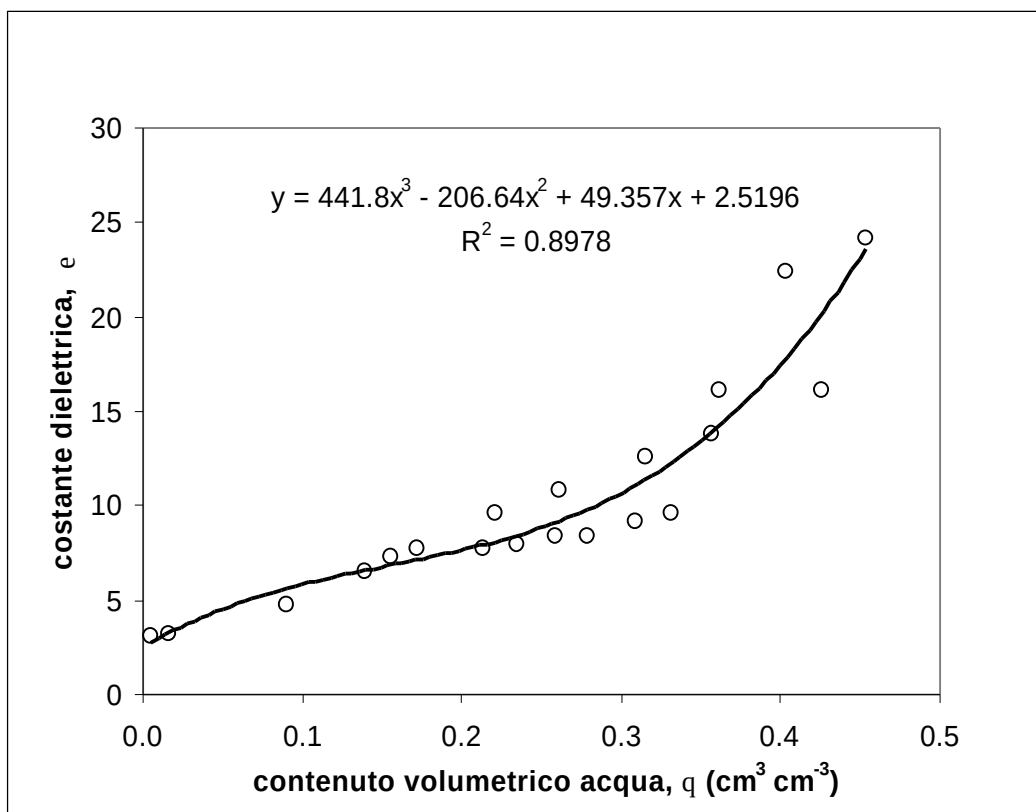


Fig.21- Relazione tra la costante dielettrica e il contenuto volumetrico del terreno P0 ottenuta dal Tektronic 1502B

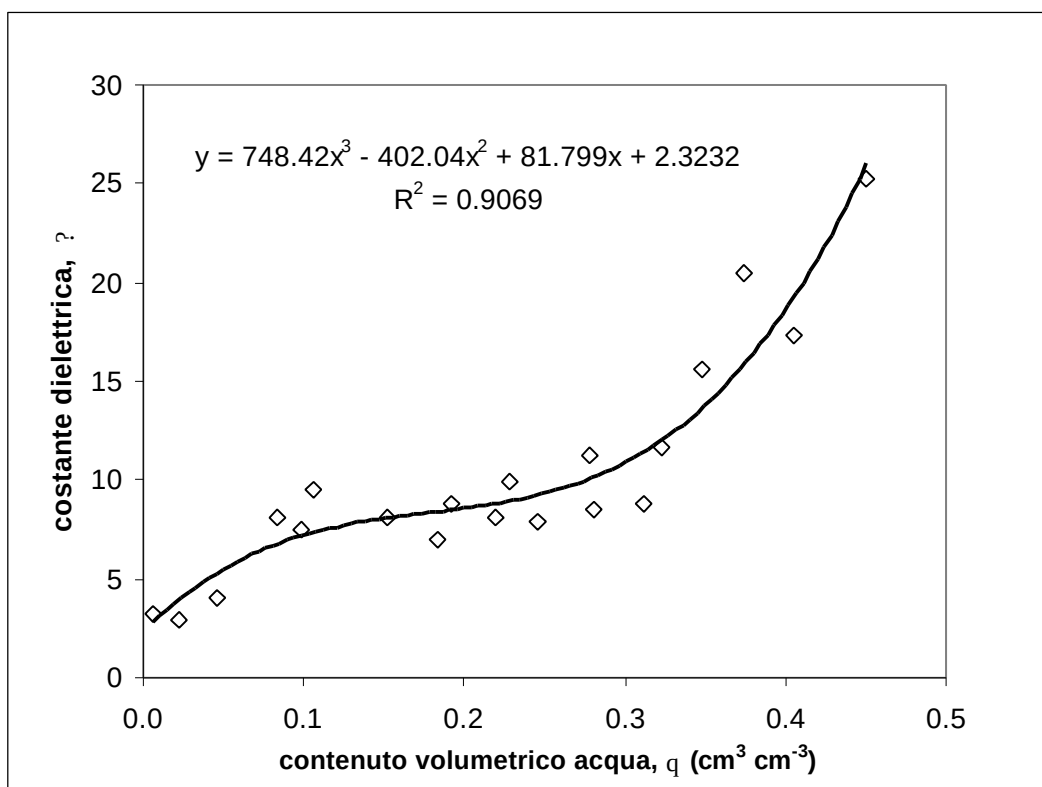


Fig.22- Relazione tra la costante dielettrica e il contenuto volumetrico del terreno PC50 ottenuta dal Tektronic 1502B

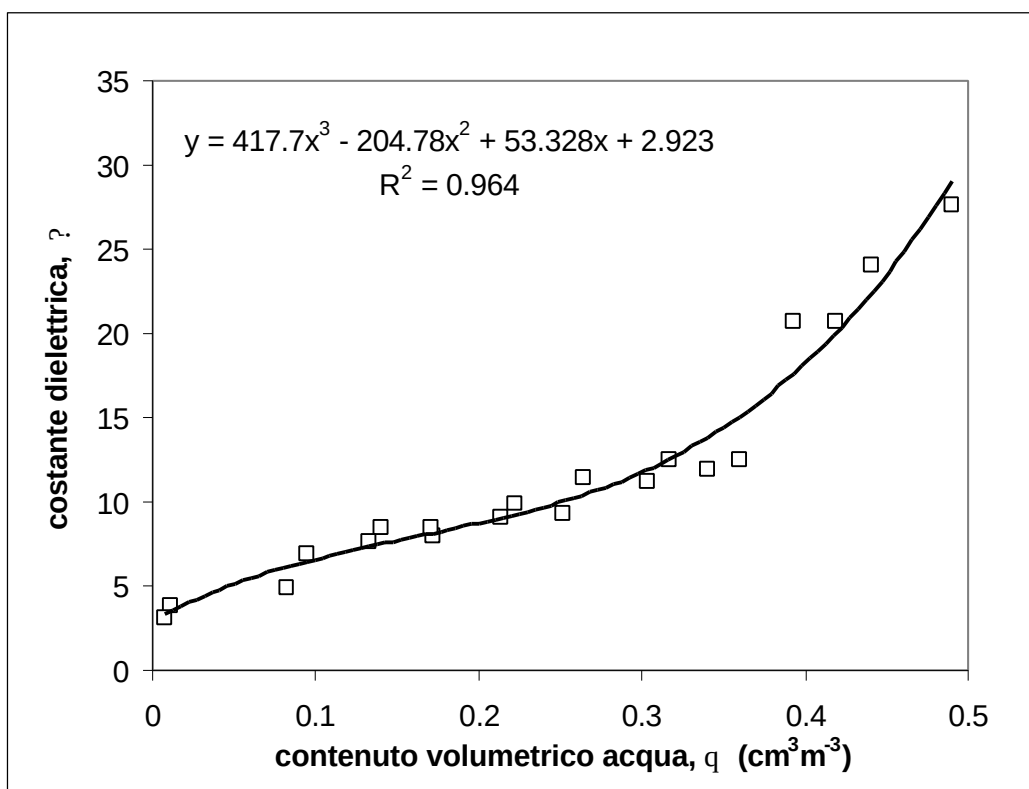


Fig.23- Relazione tra la costante dielettrica e il contenuto volumetrico del terreno PC100 ottenuta dal Tektronic 1502B

Nella seguente tabella 21 si riportano tutte le equazioni con i relativi coefficienti di correlazione ottenuti dalla calibrazione di tutti i terreni analizzati con i due testa-cavo differenti.

Le curve di calibrazione così individuate per i differenti campioni di terreno sono state confrontate tra di loro mediante il test-F (software GraphPad, Motulsky 1999) per verificare la possibilità di utilizzare un'unica equazione da applicare per tutti i terreni. I risultati del test-F hanno evidenziato come le curve medie di calibrazione ottenute dai due Tektronic erano statisticamente differenti tra di loro, e quindi non era possibile individuare una sola equazione media da usarsi per i due anni di sperimentazione per tutte le tesi (Tab. 22).

Inoltre confrontando le curve ottenute per i differenti terreni con lo stesso Tektronic si è evidenziato che queste erano significativamente differenti tra di loro se ottenute dal Tektronic 1502C (Tab. 23), mentre non erano significativamente differenti tra di loro se ottenute dal Tektronic 1502B (Tab 24).

Tabella 21.- Equazioni e relativi coefficienti di correlazione r^2 delle relazioni tra l'umidità volumetrica (θ) e la costante dielettrica (ϵ) ottenute dalla calibrazione di sistemi TDR con terreni provenienti dalle diverse tesi di fertilizzazione

Tesi terreno	Testa-cavo Tektronic	Equazione	r^2
P0	1502B	$\epsilon = 441,8 \theta^3 - 206,64 \theta^2 + 49,357 \theta + 2,520$	0,898
PC50	1502B	$\epsilon = 748,42 \theta^3 - 402,04 \theta^2 + 81,799 \theta + 2,323$	0,907
PC100	1502B	$\epsilon = 417,70 \theta^3 - 204,78 \theta^2 + 53,328 \theta + 2,923$	0,964
P0	1502C	$\epsilon = -3,881 \theta^3 + 3,5376 \theta^2 + 26,671 \theta + 2,640$	0,895
PC50	1502C	$\epsilon = 74,716 \theta^3 - 57,8 \theta^2 + 35,274 \theta + 3,215$	0,957
PC100	1502C	$\epsilon = 229,41 \theta^3 - 164,6 \theta^2 + 61,094 \theta + 2,109$	0,955
Tutti	1502B	$\epsilon = 505,76 \theta^3 - 253,45 \theta^2 + 58,367 \theta + 2,759$	0,920
Tutti	1502C	$\epsilon = 193,09\theta^3 - 140,88 \theta^2 + 53,708 \theta + 2,276$	0,873

Per mettere in relazione il contenuto d'acqua nel suolo con la costante dielettrica misurata nel primo anno di sperimentazione sono state utilizzate per ciascun terreno le relative equazioni ottenute dalla calibrazione dallo stesso terreno. Dato che tra i terreni utilizzati per la calibrazione non era presente quello della tesi PM100 per quest'ultimo si è utilizzata la equazione della situazione ritenuta essere la più vicina in termini di contenuto di sostanza organica ossia quella del terreno P0. Nel secondo anno di sperimentazione si è utilizzata per tutti i terreni (PM100 compreso) un'equazione media derivante da tutti i terreni analizzati P0, PC100 e PC50.

Tabella 22.- Confronto tra la curva polinomiale media ottenuta dal testa-cavo Tektronic 1502B rispetto a quella ottenuta mediante Tektronic 1502C

	SS	DF	SS _{separate}	DF _{separate}	SS _{combined}	DF _{combined}
1502B	165,7	56	859,7	128	1187	132
1502C	694	72				
F	12,183					
P	2,01359E-08					

Tabella 23.- Confronto tra le curve polinomiali dei diversi terreni ottenute dal Tektronic 1502B

	SS	DF	SS _{separate}	DF _{separate}	SS _{combined}	DF _{combined}
PC100	30,32	16	147,94	48	165,7	56
PC50	55,46	16				
P0	62,16	16				
F	0,720					
P	0,672619413					

Tabella 24.- Confronto tra le curve polinomiali dei diversi terreni ottenute dal Tektronic 1502C

	SS	DF	SS _{separate}	DF _{separate}	SS _{combined}	DF _{combined}
PC100	100,7	22	212,96	64	694	72
PC50	53,2	21				
P0	59,06	21				
F	18,071					
P	8,66938E-14					

Durante i rilievi di pieno campo con il TDR, nella pratica, si misura la costante dielettrica e si vuole ricavare il contenuto volumetrico di acqua del suolo. Pertanto le curve di calibrazione scelte sono state trasformate utilizzando gli stessi dati assumendo come variabile indipendente ϵ e come variabile dipendente θ . Nella figura 24 si riporta a titolo di esempio la curva media derivante da tutti i terreni analizzati utilizzata nel secondo anno, mentre le equazioni polinomiali utilizzate nel primo sono riportate nella successiva tabella 25

Tabella 25.- Equazioni e relativi coefficienti delle relazioni tra ϵ e θ utilizzate nel primo anno di sperimentazione

Tesi	Tektronic	Equazione	R ²
P0	1502C	$\theta = 0,0001 \epsilon^3 - 0,0044 \epsilon^2 + 0,082 \epsilon - 0,2071$	0,912
PC50	1502C	$\theta = -1E-05 \epsilon^3 + 3E-05 \epsilon^2 + 0,0383 \epsilon - 0,1070$	0,925
PC100	1502C	$\theta = 5E-06 \epsilon^3 - 0,0008 \epsilon^2 + 0,0454 \epsilon - 0,1398$	0,959
PM100	1502C	$\theta = 0,0001 \epsilon^3 - 0,0044 \epsilon^2 + 0,082 \epsilon - 0,2071$	0,912

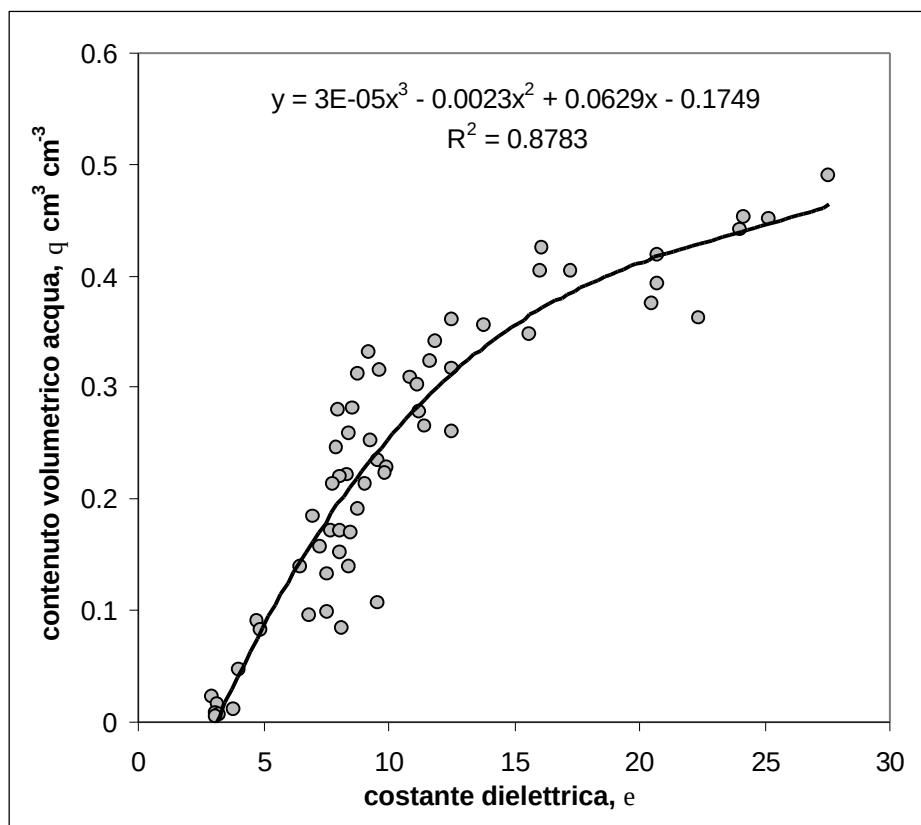


Fig. 24- Relazione tra ϵ e il contenuto volumetrico del terreno e la costante dielettrica ottenuta dal Tektronic 1502B, valore medio delle tre tesi

4.16.1- Risultati dei rilievi di umidità del suolo. Anno 2005

I risultati dei due metodi di misura del contenuto idrico del suolo integrati insieme per il primo anno di sperimentazione sono visibili nella figura 25 per lo strato 0-15 cm e nella figura 26 per lo strato 15-30 cm. La freccia presente nella figura indica la fine della somministrazione dell'acqua alla coltura mediante irrigazione.

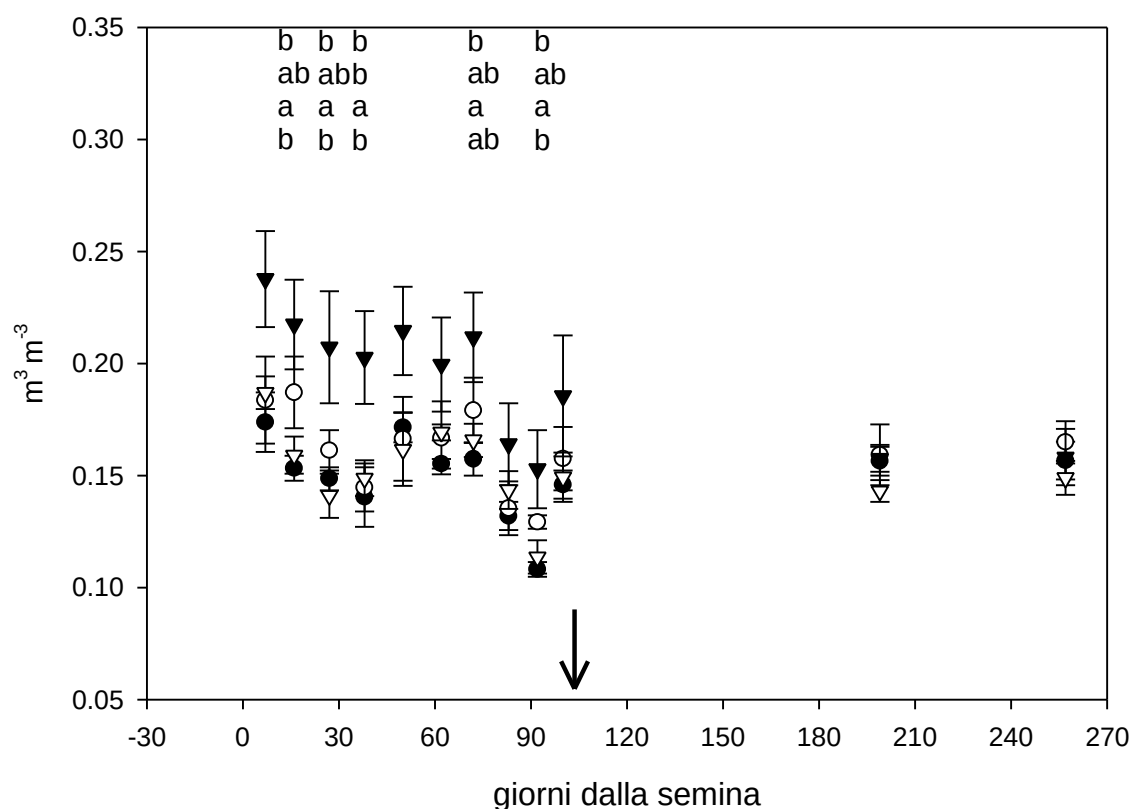


Fig.24- Contenuto d'acqua nello strato di terreno 0-15 cm in $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$, anno 2005 (valore medio $\pm$ err.st.). Valori contraddistinti dalla stessa lettera non sono statisticamente differenti per $P < 0,05$ (test Duncan).

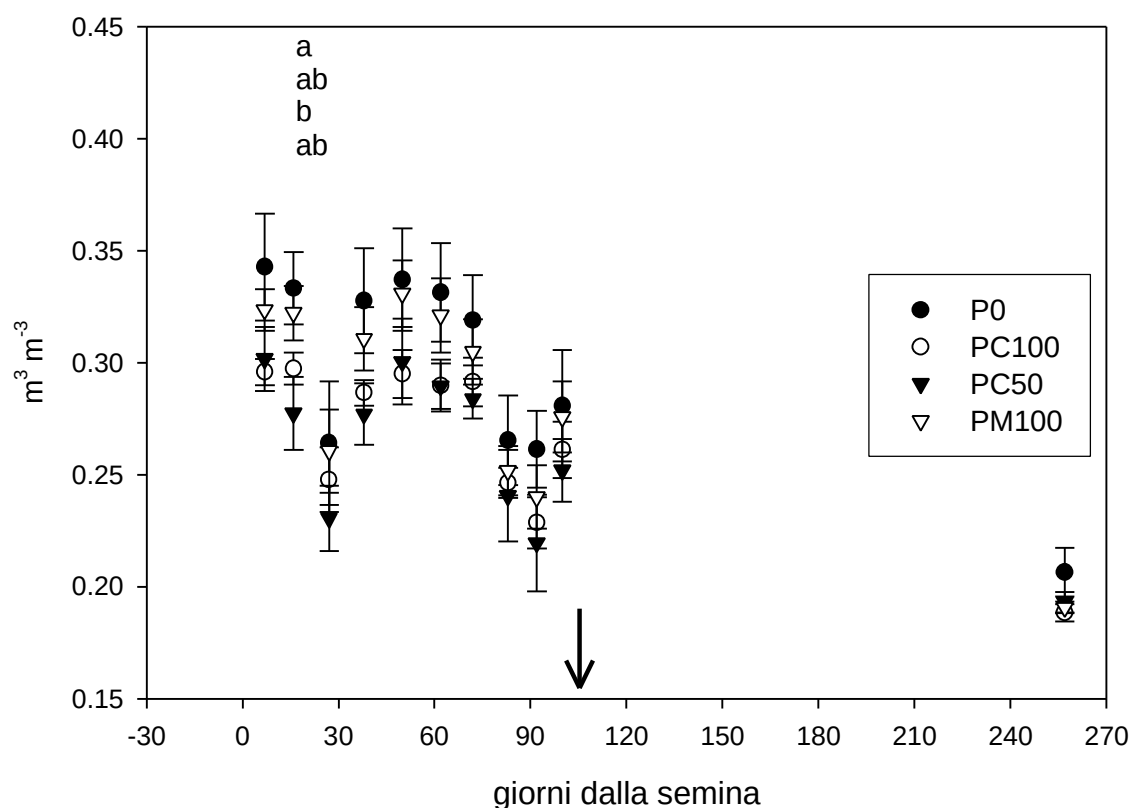


Fig.26- Contenuto d'acqua nello strato di terreno 15-30 cm in $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$, anno 2005 (valore medio $\pm$ err. st.). Valori contraddistinti dalla stessa lettera non sono statisticamente differenti per $P < 0,05$ (test di Duncan)

Durante il ciclo di sviluppo della coltura si registrava una sostanziale omogeneità di contenuto idrico nello strato 0-15 cm per le piante delle tesi P0, PC100 e PM100, mentre si evidenziava un contenuto superiore per la tesi PC50. Più precisamente nella parte del ciclo colturale fino al giorno 38 dopo la semina il contenuto d'acqua per la tesi P0, PC100 e PM100 ($0,15 \text{ m}^3 \text{m}^{-3}$) era in media inferiore di un 26-30% rispetto alla tesi PC50 ($0,21 \text{ m}^3 \text{m}^{-3}$). Dal giorno 39 fino al giorno 72 il contenuto d'acqua non era significativamente differente tra le tesi a confronto (valore medio $0,19 \text{ m}^3 \text{m}^{-3}$). Nella parte terminale del ciclo si evidenziava a 72 giorni dalla semina un minor contenuto di acqua pari al 25,7% per la tesi P0 ($0,15 \text{ m}^3 \text{m}^{-3}$) rispetto alla tesi PC50 ($0,21 \text{ m}^3 \text{m}^{-3}$). Le tesi PC100 e PM100 non presentavano contenuti differenti tra di loro ed intermedi tra le due tesi estreme ($0,18 \text{ m}^3 \text{m}^{-3}$). A 92 giorni dalla semina le tesi P0 e PM100 ($0,11 \text{ m}^3 \text{m}^{-3}$) avevano un contenuto di acqua inferiore alla tesi PC50 ($0,15 \text{ m}^3 \text{m}^{-3}$) del 27% circa, mentre la tesi PC100 aveva un contenuto intermedio ($0,13 \text{ m}^3 \text{m}^{-3}$). Da notarsi anche una maggiore variabilità tra le misure dell'umidità tra le differenti ripetizioni nella tesi PC50 con un CV medio di 0,10 rispetto ad una media delle altre tesi del 0,058. Nel periodo autunno-invernale non si registravano differenze

statisticamente significative nel contenuto di acqua presente nel terreno, con un valore medio di $0,15 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ in ottobre e di $0,16 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ a dicembre 2005.

Durante il ciclo di sviluppo della coltura si registrava una sostanziale omogeneità di contenuto idrico nello strato 15-30 cm (Fig. 26). Se si esclude il rilievo fatto a 16 giorni dalla semina dove si rilevava il contenuto d'acqua più alto nella tesi P0 ($0,33 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$) ed un contenuto inferiore per la tesi PC50 del 16,7% ($0,28 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$), non si avevano differenze statisticamente significative tra le differenti tesi poste a confronto. Durante i primi 80 giorni del ciclo, se non si considera i valori registrati a 16 giorni dalla semina ($0,25 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$), si è registrato un contenuto medio di acqua di circa $0,31 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$. Dal giorno 83 fino alla fine del ciclo colturale, il contenuto di acqua misurato è stato di inferiore di un 18% ($0,25 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$) a quello del periodo precedente. Nello strato più profondo la variabilità delle misure tra le ripetizioni della stessa tesi PC50 è di circa il 0,06 mentre per le altre tesi si attesta su un valore medio di CV di 0,055. Nel periodo invernale non si registravano differenze statisticamente significative nel contenuto di acqua presente nel terreno, con un valore medio di $0,19 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ a dicembre 2005.

4.16.2- Risultati dei rilievi di umidità del suolo. Anno 2006

Durante il ciclo di sviluppo della coltura nel secondo anno di sperimentazione si registrava una maggiore uniformità del contenuto idrico nello strato 0-15 cm rispetto a quello registrato nel primo anno (Fig. 27). Infatti non si avevano differenze statisticamente significative tra le differenti tesi poste a confronto. Durante i primi 83 giorni del ciclo si registrava un contenuto medio di acqua di circa $0,24 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$. Dal 84° giorno evidenziava una progressiva riduzione del contenuto di acqua fino ad arrivare ad un valore medio di $0,15 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ (107 giorni dalla semina). Successivamente in dipendenza dell'interruzione della irrigazione (freccia sul grafico) si registrava un valore medio a 118 giorni di $0,15 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$. Da notarsi anche la maggiore variabilità rispetto al 2005 tra le misure dell'umidità tra le differenti ripetizioni della stessa tesi presente in tutte le tesi, con un CV medio di 0,12. Nel periodo autunnale non si registravano differenze statisticamente significative nel contenuto di acqua presente nel terreno, con un valore medio di $0,14 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ a ottobre 2005.

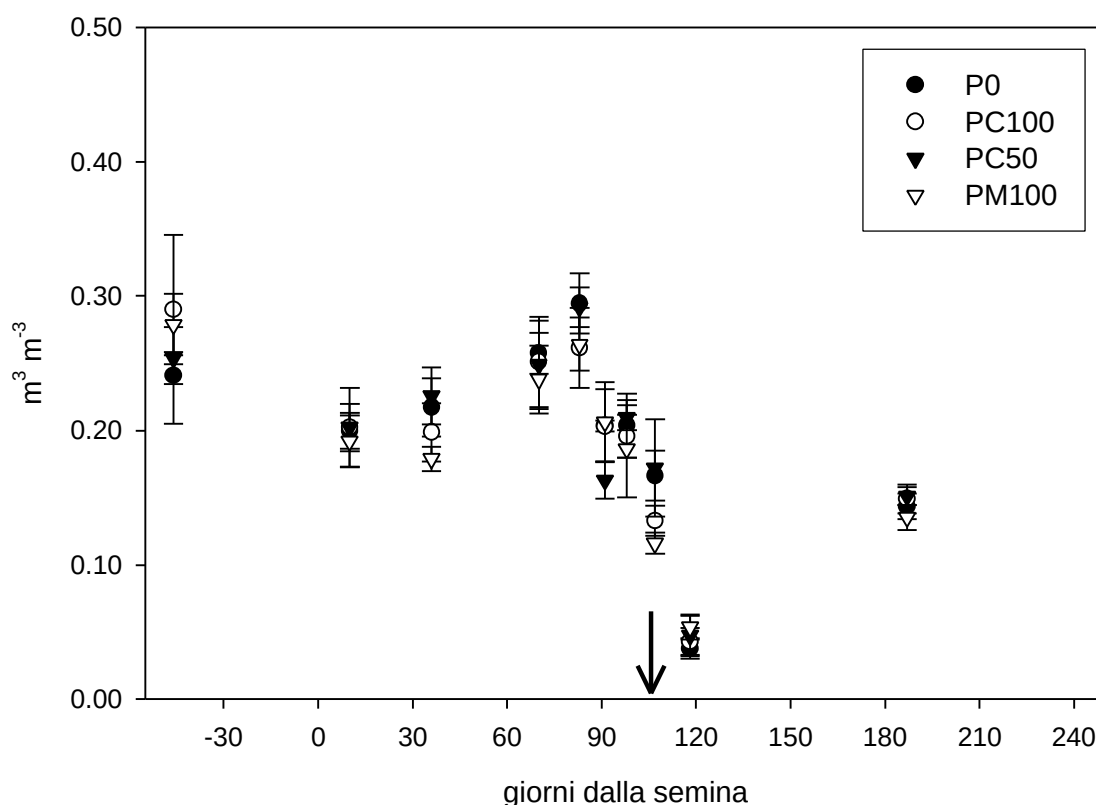


Fig. 27- Contenuto d'acqua nello strato di terreno 0-15 cm in $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$, anno 2006 (valore medio $\pm$ sem). Valori contraddistinti dalla stessa lettera non sono statisticamente differenti per $P < 0,05$ (test di Duncan)

Durante il ciclo di sviluppo della coltura si confermava una sostanziale uniformità del contenuto idrico nello strato 15-30 cm (Fig. 28). Se si escludono i rilievi effettuati a 76 e 83 giorni dalla semina, dove si rilevava il contenuto d'acqua più alto in tutte le tesi (valore medio $0,45$ e $0,41 \text{ m}^3 \text{m}^{-3}$ rispettivamente) frutto di un errore di regolazione dell'impianto d'irrigazione con una somministrazione di un volume d'adacquamento eccessivo, non si avevano differenze statisticamente significative tra le differenti tesi poste a confronto per gran parte del ciclo colturale. Il valore medio misurato era di $0,30 \text{ m}^3 \text{m}^{-3}$. Con l'interruzione dell'irrigazione si cominciavano a registrare delle differenze tra le tesi. A 107 giorni il contenuto di acqua delle tesi P0 e PC50 non mostrava delle differenze con un valore medio di $0,38 \text{ m}^3 \text{m}^{-3}$ il 10,9% più alto rispetto alla media delle tesi PC100 e PM100 con un valore di $0,34 \text{ m}^3 \text{m}^{-3}$. A 118 giorni il terreno della tesi PC100 aveva un contenuto in acqua più basso del 28% rispetto alla media delle altre tre tesi ($0,33 \text{ m}^3 \text{m}^{-3}$). Nel periodo invernale si registravano differenze statisticamente significative nel contenuto di acqua presente nel terreno, con un valore più alto per la tesi PC100 pari a $0,27 \text{ m}^3 \text{m}^{-3}$ ed un valore

inferiore del 13% circa per le tesi PC50 e P0 (valore medio $0,23 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$). Nello strato più profondo la variabilità delle misure tra le ripetizioni è più contenuta rispetto a quello registrato per lo strato più superficiale con un CV medio di 0,062.

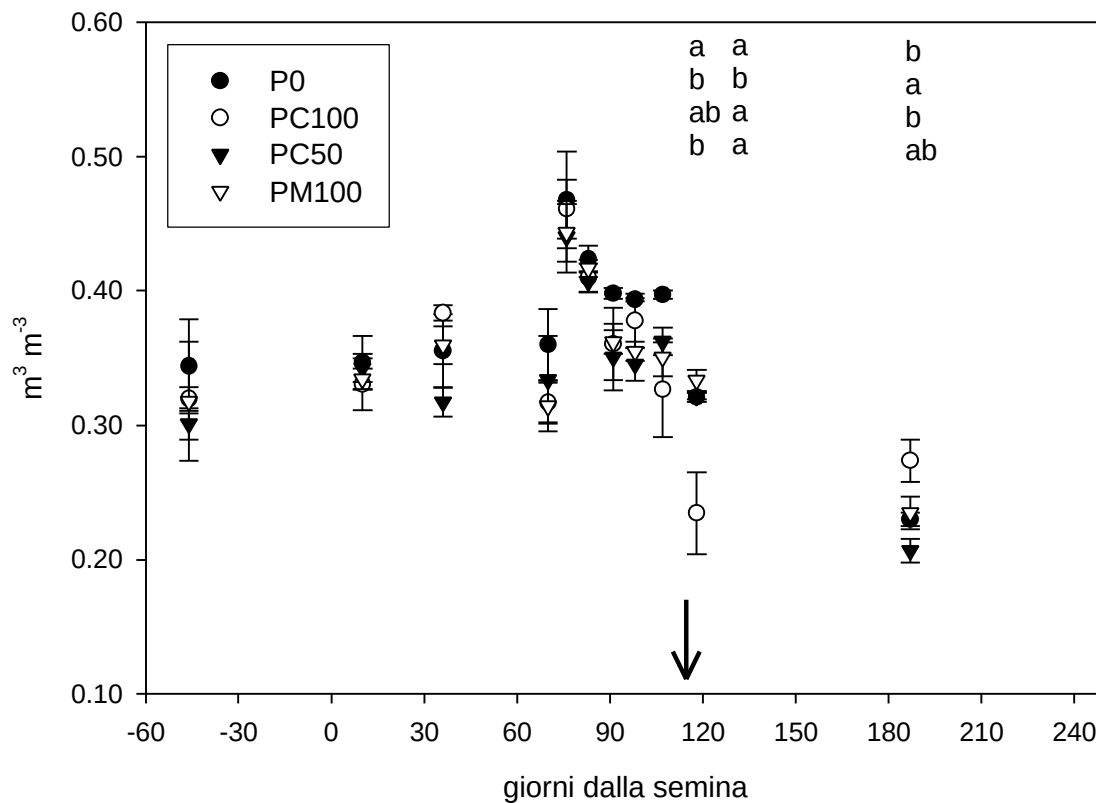


Fig.28- Contenuto d'acqua nello strato di terreno 15-30 cm in $\text{m}^3 \text{ m}^{-3}$, anno 2006 (valore medio $\pm$ sem). Valori contraddistinti dalla stessa lettera non sono statisticamente differenti per $P > 0,05$ (test di Duncan)

4.17- Temperatura del suolo - Calibrazione

Come riportato nei Materiali e Metodi le sonde per la misura della temperatura sono state costruite in maniera autonoma presso il nostro Dipartimento. Pertanto per ciascuna sonda è stata effettuata una calibrazione usando come riferimento due termocoppie cromel-costantana specifiche per la misura della temperatura del suolo. I valori misurati per ciascuna temperatura di riferimento sono stati utilizzati per individuare la relativa retta di taratura specifica per che è stata utilizzata per correggere i dati acquisiti dalle sonde in campo.

Nella seguente figura 29 si riporta, a titolo di esempio una tipica curva di regressione ottenuta per una sonda allestita con un sensore LM35 serie CZ. Nella successiva figura 30 si riporta una tipica curva di regressione ottenuta per una sonda con un sensore LM35 serie DZ. Come si può vedere dalle rette di regressione e dai valori dei relativi coefficienti di correlazione le sonde hanno una risposta estremamente lineare ed un'elevata accuratezza.

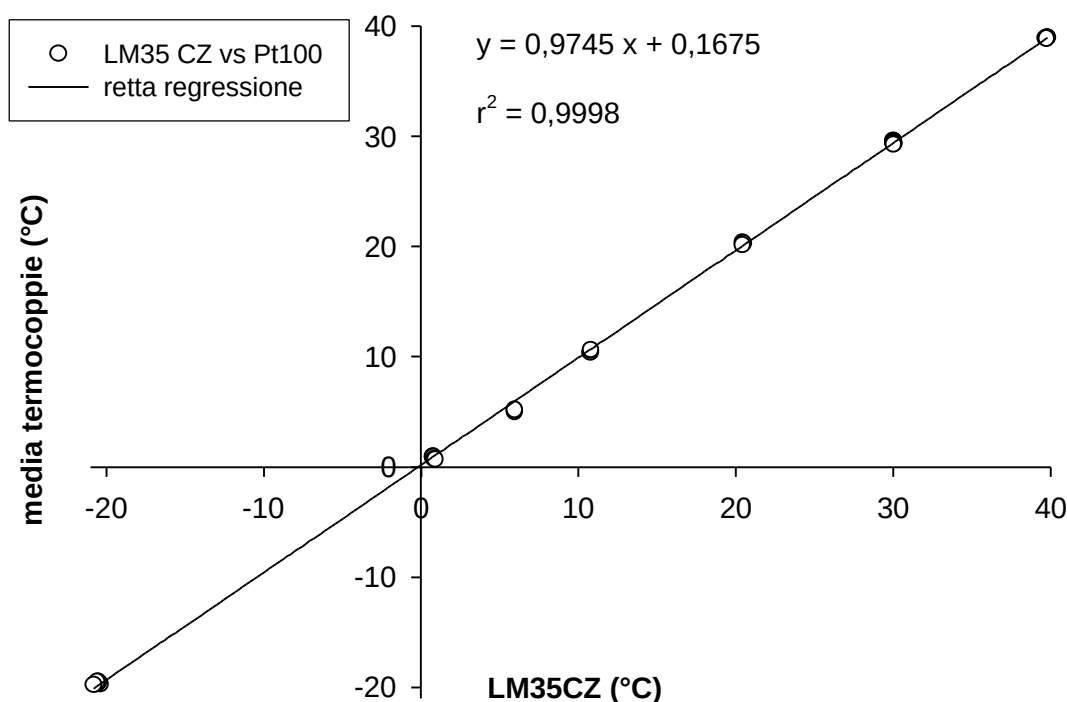


Fig.30- Relazione tra la temperatura registrata dalla sonda con sensore LM35 serie CZ e la temperatura media registrata dalle due termocoppie Campbell TCAV-L. Ogni punto è il valore medio ottenuto ogni 30 minuti frutto della media delle misure registrate ogni 5 minuti.

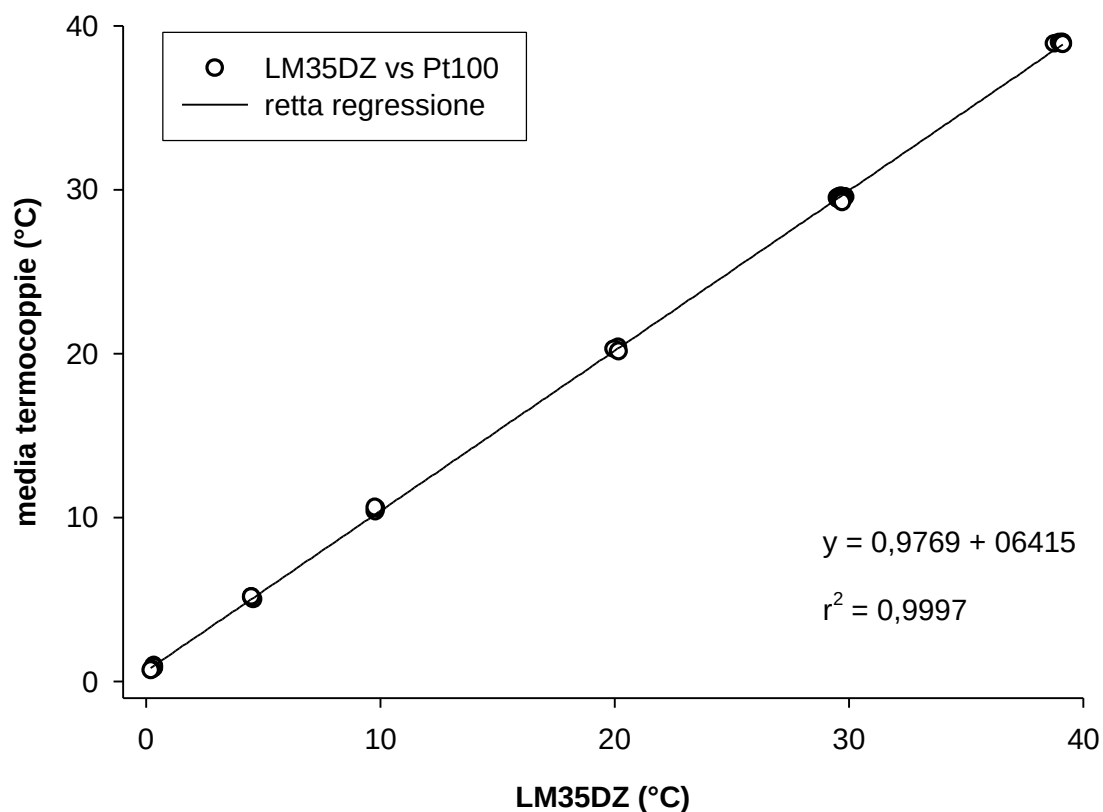


Fig.31- Relazione tra la temperatura registrata dalla sonda con sensore LM35 serie DZ e la temperatura media registrata dalle termocoppie Campbell TCAV-L. Ogni punto è il valore medio ottenuto ogni 30 minuti frutto della media delle misure registrate ogni 5 minuti.

Nella tabella della pagina seguente (26) si riporta la equazione di regressione ed il relativo coefficiente di correlazione per tutte le sonde utilizzate in campo durante la sperimentazione.

Tabella 26.- Equazioni di calibrazione e relativo coefficiente di correlazione delle sonde LM35 serie DZ e CZ vs termocoppie TCAV-L

n.	Serie	Equazione	r ²	n.	Serie	Equazione	r ²
1	DZ	$y = 0,9921x - 0,6461$	0,9993	31	CZ	$y = 0,9994x - 0,3511$	0,9996
2	DZ	$y = 0,9807x - 0,4677$	0,9990	32	CZ	$y = 1,0223x - 0,8253$	0,9985
3	DZ	$y = 0,9884x - 0,2391$	0,9995	33	CZ	$y = 1,0093x - 0,6206$	0,9995
4	DZ	$y = 0,9831x - 0,2082$	0,9995	34	CZ	$y = 1,0066x - 0,6446$	0,9994
5	DZ	$y = 1,0264x + 0,0802$	0,9996	35	CZ	$y = 1,0239x - 1,1179$	0,9987
6	DZ	$y = 0,9625x + 0,4811$	0,9985	36	CZ	$y = 1,0189x - 0,1972$	0,9992
7	DZ	$y = 0,9709x + 0,4506$	0,9992	37	CZ	$y = 1,0157x - 0,5779$	0,9991
8	DZ	$y = 0,9689x - 0,3766$	0,9986	38	CZ	$y = 1,0123x - 0,7591$	0,9993
9	DZ	$y = 0,9814x + 0,6595$	0,9998	39	CZ	$y = 1,0081x - 0,8703$	0,9994
10	DZ	$y = 0,9898x + 0,6693$	0,9991	40	CZ	$y = 0,9745x + 0,1675$	0,9998
11	DZ	$y = 0,9662x - 0,4442$	0,9989	41	CZ	$y = 1,0091x - 0,7824$	0,9994
12	DZ	$y = 0,9728x - 0,5442$	0,9994	42	CZ	$y = 0,9925x - 0,6046$	0,9998
13	DZ	$y = 0,9874x - 0,3260$	0,9997	43	CZ	$y = 1,0088x - 1,2796$	0,9994
14	DZ	$y = 0,9769x + 0,6415$	0,9998	44	CZ	$y = 1,0003x - 0,6638$	0,9996
15	DZ	$y = 0,9664x - 0,3461$	0,9996	45	CZ	$y = 0,9918x + 0,2126$	0,9998
16	DZ	$y = 0,9922x - 0,6462$	0,9995	46	CZ	$y = 0,9993x - 0,6808$	0,9998
17	DZ	$y = 0,9853x - 0,636$	0,9995	47	CZ	$y = 1,009x - 0,9837$	0,9994
18	DZ	$y = 1,0207x - 0,7644$	0,9993	48	CZ	$y = 1,0053x - 0,5869$	0,9995
19	DZ	$y = 0,966x - 0,1637$	0,9992				
20	DZ	$y = 0,9898x - 0,0868$	0,9994				
21	DZ	$y = 0,9715x - 0,2826$	0,9989				
22	DZ	$y = 0,9693x + 0,0082$	0,9993				
23	DZ	$y = 1,0179x + 0,8794$	0,9993				
24	DZ	$y = 0,9741x - 0,4966$	0,9995				
25	DZ	$y = 0,9677x - 0,0065$	0,9992				
26	DZ	$y = 0,9615x - 0,3253$	0,9990				
27	DZ	$y = 0,9921x - 0,6461$	0,9993				
28	DZ	$y = 0,9824x + 0,1469$	0,9995				
29	DZ	$y = 0,9931x - 0,6441$	0,9991				
30	DZ	$y = 0,9725x - 0,2674$	0,9992				

4.17.1- Risultati delle misurazione di temperatura del suolo.

I risultati della misurazione della temperatura a tre profondità 5, 15, e 30 cm nei terreni delle tesi sono visibili rispettivamente nella figure 32, 33 e 34. I due periodi di interruzione dei dati corrispondono rispettivamente, il primo alle operazioni di riscalzatura della patata ed il secondo alla raccolta ed alla successiva aratura. L'andamento della temperatura durante i mesi presentava la tipica oscillazione ed era ben visibile l'attenuazione termica in relazione alla profondità. il confronto delle temperature registrate a due a due ha evidenziato che le temperature della tesi PM100 erano sempre inferiori a quelle di tutte le altre tesi sia che si consideri la temperatura massima sia che si consideri la temperatura minima. Più precisamente nei confronti delle temperature delle tesi P0 le temperature della tesi PM100 erano sempre inferiori per tutte le profondità ad eccezione del periodo settembre ottobre dove le temperature di PM100 erano sempre più alte a tutte le profondità. Nei confronti di PC100 erano sempre inferiori in qualsiasi momento dell'anno ed a qualsiasi profondità. Nei confronti di PC50 la temperatura registrata era molto simile in aprile-maggio e poi sempre inferiore. La temperatura del suolo della tesi P0 era sempre inferiore a quella della tesi PC50 da aprile a giugno, mentre in estate aveva dei valori molto simili a quelli della tesi PC50. Nei confronti della tesi PC100 si osservava che alla profondità di 5 cm la temperatura era sempre più alta nella tesi PC100. A 15 cm di profondità la temperatura era sempre più alta nella tesi P0. A 30 cm nel periodo di aprile – giugno non si evidenziavano differenze, mentre in luglio-ottobre la temperatura era più alta nella tesi PC100.

Un po' più complesso era il rapporto tra la tesi PC100 e la PC50. A 30 cm di profondità non si registravano delle differenze sostanziali per il periodo luglio-novembre. Poche differenze si registravano anche per i primi 5 cm di profondità nel periodo estivo ed autunnale. Nel periodo primaverile – estivo la situazione era un po' altalenante sia per il punto di misura posto a 5 cm che per quello posto a 15 cm. Alla profondità di 30 cm prevaleva sempre la temperatura registrata nella tesi PC100

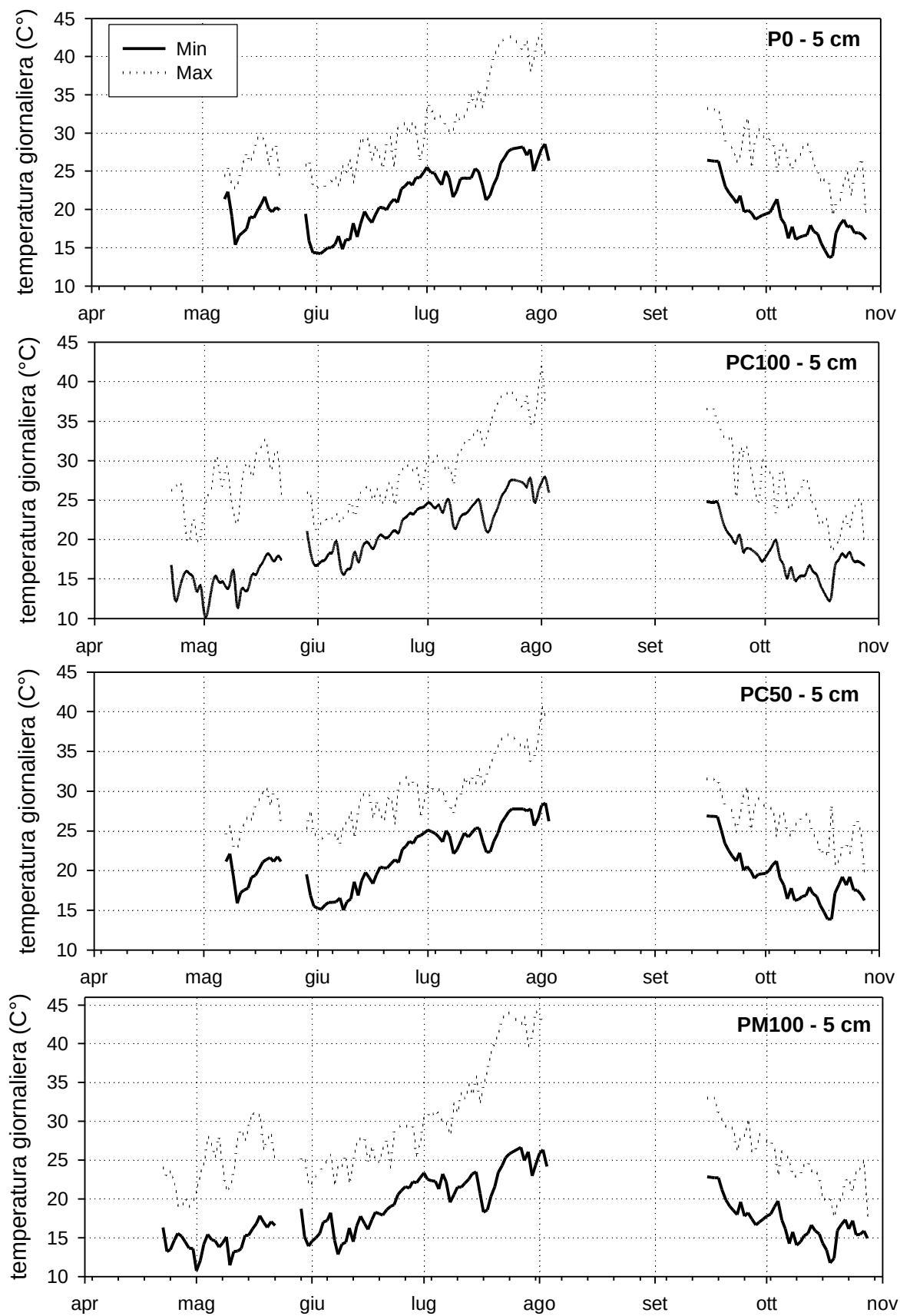


Fig. 32- Andamento della temperatura giornaliera media massima e minima del suolo alla profondità di 5 cm, valore medio di 4 sonde

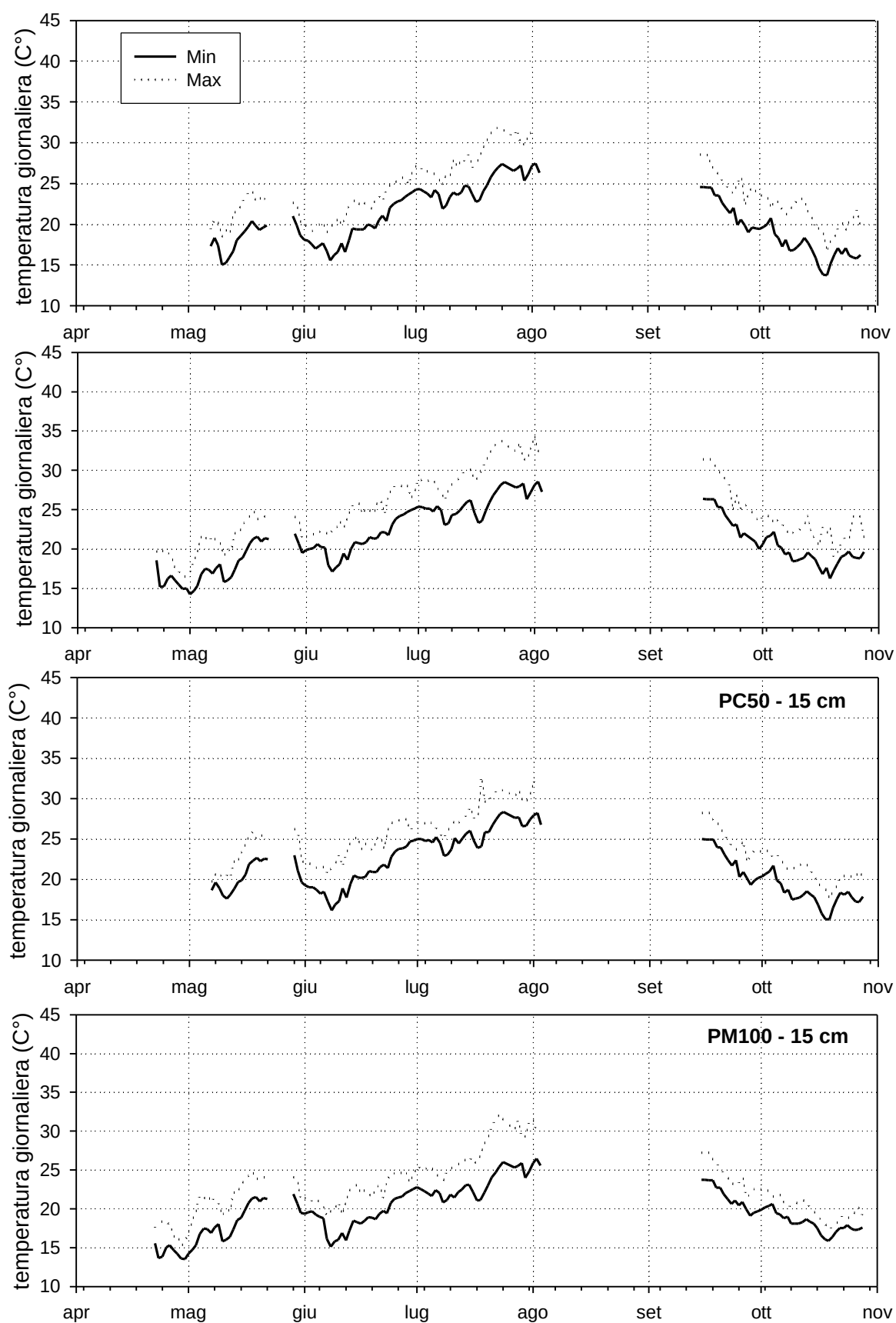


Fig. 33- Andamento della temperatura giornaliera media massima e minima del suolo alla profondità di 15 cm, valore medio di 4 sonde

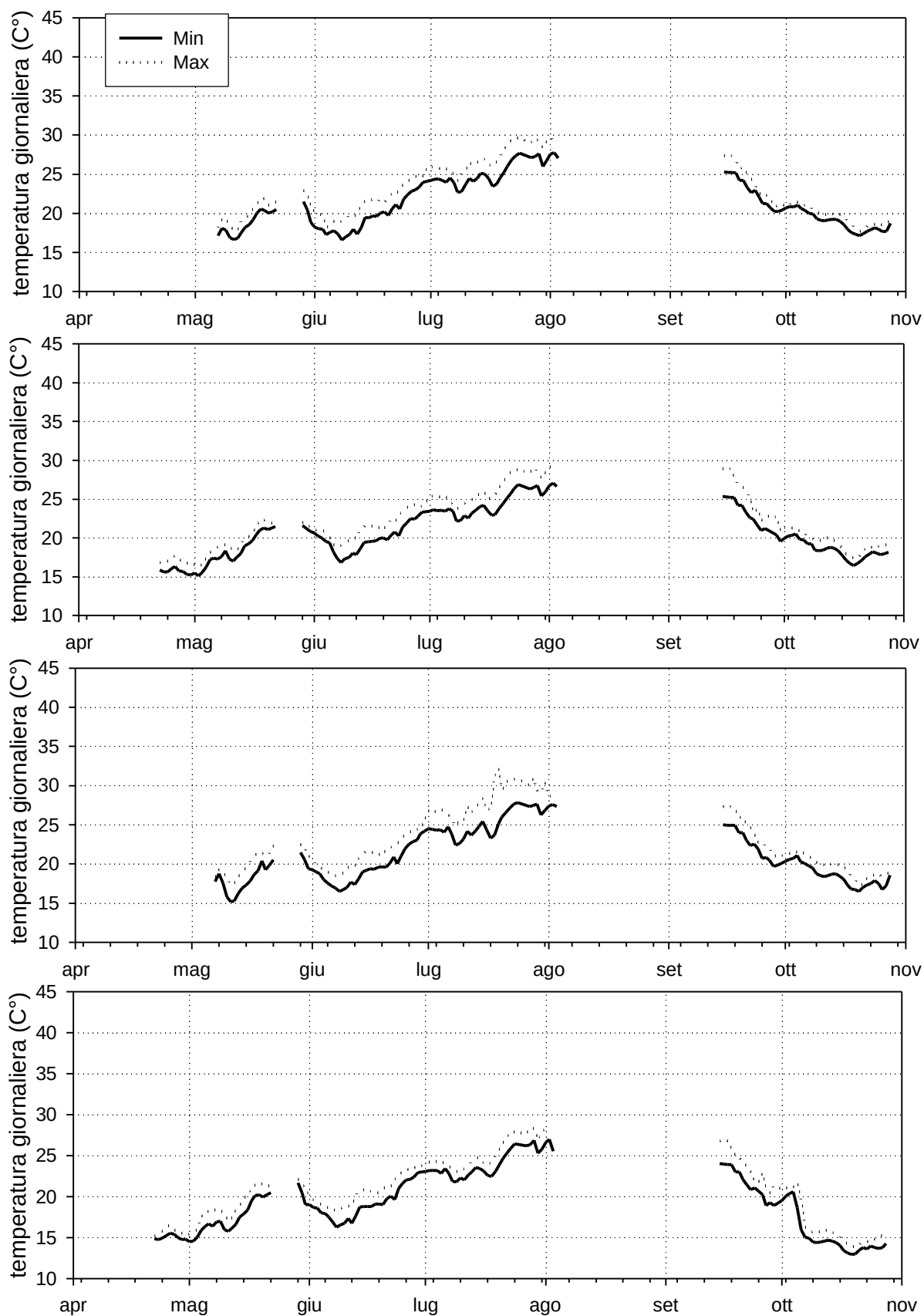


Fig. 34- Andamento della temperatura giornaliera media massima e minima del suolo alla profondità di 30 cm, valore medio di 4 sonde

4.18- La respirazione del suolo- prova impermeabilità camere

Il sistema camere/trappole è stato testato in laboratorio al fine di verificarne il corretto funzionamento. Il fattore rilevante da valutare era rappresentato da una sostanziale impermeabilità alla CO₂ esterna per periodi di funzionamento di 24-48 h.

Nella figura 35 si riportano i risultati della prova di funzionamento effettuata in laboratorio.

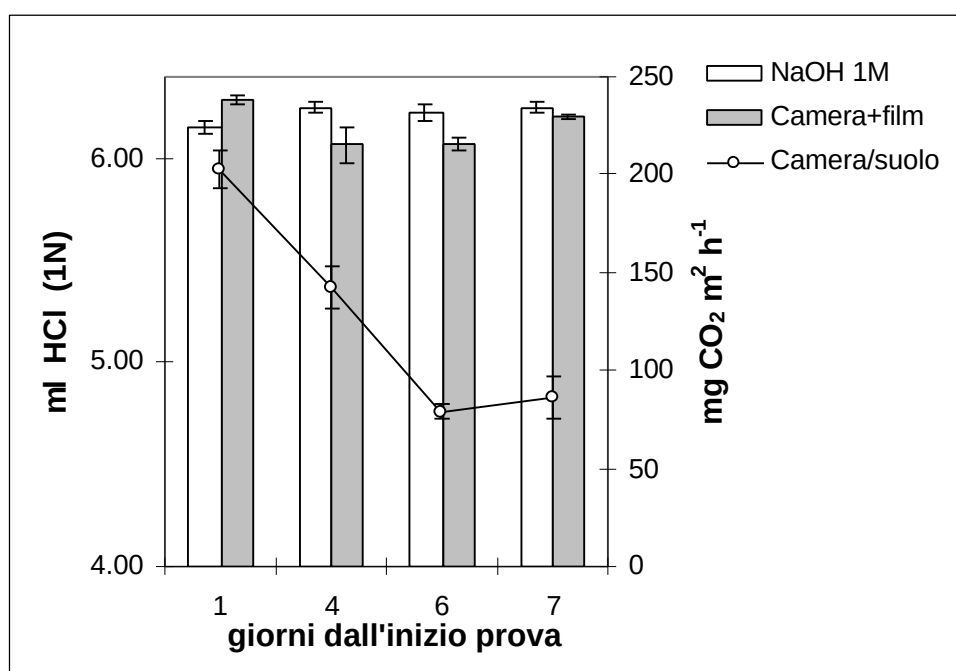


Fig. 35- Volume di HCl (1N) utilizzato per la titolazione dell'NaOH (1N) contenuta nella camera isolata dal suolo (Camera+film) e dentro un contenitore ermetico (NaOH 1M) e flusso della CO₂ emessa dal suolo dalla camera in comunicazione con il suolo durante la prova. Valori medio di tre repliche $\pm$ sem per ogni giorno di analisi.

Il confronto tra i volumi di HCl utilizzati per titolare la NaOH conservata in contenitori di vetro a chiusura ermetica e quelli usati per titolare la NaOH rimasta dentro le camere isolate dal suolo dal film-barriera per 24-48 h non ha mostrato differenze significative all'analisi della varianza.

Viceversa la camera che ospitava la trappola ad alcali in comunicazione con il suolo aveva assorbito un quantitativo significativo di CO₂. Questi risultati hanno evidenziato che il sistema camera/trappola da noi costruito forniva sufficienti garanzie di impermeabilità alla CO₂ atmosferica esterna.

4.18.1- Flusso CO₂ dal suolo, anno 2005

Il flusso di CO₂ dal suolo, riportato come grammi di C emesso nell'arco delle 24h da una superficie di 1 m² (Fig. 36), evidenziava un andamento crescente nel tempo per tutte le tesi poste a confronto fino a quando l'irrigazione non veniva sospesa (19/07/05 indicata nella figura dalla freccia). Da questo momento in poi le emissioni di CO₂ dal suolo cominciavano a ridursi progressivamente. Se non si considerano i rilievi estremi, si evidenziava come nelle tesi fertilizzate con il compost il flusso fosse quasi sempre superiore a quello delle altre tesi e si identificano due periodi durante i quali si manifestano alcune differenze di comportamento. Dall'inizio dei rilievi fino alla fine di maggio, le due tesi con compost non sono significativamente differenti tra loro. Dai primi di giugno fino alla fine dei rilievi la tesi con la massima dose di compost (PC100) era sempre superiore alla tesi PC50.

Più precisamente il 12/05/05, ad 11 giorni dalla distribuzione del compost, non si osservavano differenze statisticamente significative tra le tesi a confronto. Il 21/04/05 (20 gg) si misurava un valore del flusso medio della CO₂ delle tesi PC100 e PC50 pari a 0,89 g C m⁻² giorno⁻¹ mentre il valore della tesi P0 era inferiore del 86,2% pari a 0,12 g C m⁻² giorno⁻¹. La tesi PM100 evidenziava un valore intermedio con 0,34 g C m⁻² giorno⁻¹. Il 2/05/05 (31 gg) il valore medio del flusso delle tesi PC100 e PC50 era di 1,07 g C m⁻² giorno⁻¹ ed il valore medio delle tesi P0 e PM100 era inferiore del 77,9% con 0,24 g C m⁻² giorno⁻¹. Il 12/05/05 (41 gg) non si registravano differenze significative nei flussi della CO₂ per le diverse tesi. Il 25/05/05 (54 gg) il valore medio delle tesi con il compost era di 1,15 g C m⁻² giorno⁻¹, mentre il valore medio delle tesi P0 e PM100 era inferiore del 57,2% (0,49 g C m⁻² giorno⁻¹). Il 9/06/05 (68 gg) la tesi PC100 registrava i valori di flusso giornalieri più elevati con 2,01 g C m⁻² giorno⁻¹, mentre la tesi PC50 mostrava un valore inferiore del 38,4% (1,24 g C m⁻² giorno⁻¹). Le tesi P0 e PM100 non mostravano differenze significative tra di loro con un valore medio di flusso (0,72 g C m⁻² giorno⁻¹) inferiore a quello della tesi PC100 del 64,3%. Il massimo valore di emissione di CO₂ dal suolo si registrava a fine giugno (28/06/05) dopo 87 giorni dalla distribuzione del compost per la tesi PC100 con 2,69 g C m⁻² giorno⁻¹. Tutte le altre tesi facevano registrare dei valori inferiori con differenze non significative tra di loro (valore medio 1,20 g C m⁻² giorno⁻¹). Il 14/7/05 il terreno della tesi PC100 aveva un valore di flusso di 1,82 g C m⁻² giorno⁻¹, mentre la tesi PC50 mostrava un valore inferiore del 40,4% (1,08 g C m⁻² giorno⁻¹). La tesi con il valore più basso di flusso era la PM100 con 0,70 g C m⁻² giorno⁻¹ il 61,7% inferiore alla tesi PC100. La tesi non fertilizzata aveva un flusso intermedio rispetto alle tesi PC50 e PM100 con 0,93 g C m⁻² giorno⁻¹. Il 26/7/05 (115 gg), nonostante i bassi valori di flusso registrati, la tesi PC100 continua ad avere i valori più alti con (0,55 g C m⁻² giorno⁻¹). Tutte le altre tesi, non differenti tra di loro, facevano registrare un valore medio di flusso di circa 0,23 g C m⁻²

giorno⁻¹, il 58% in meno della tesi PC100. A partire dalla fine di luglio i rilievi effettuati non mostravano la presenza di differenze di flusso tra le tesi, con un valore medio di circa 0,18 0,23 g C m⁻² giorno⁻¹ per il periodo estivo ed un valore medio di 0,26 g C m⁻² giorno⁻¹ per il periodo autunnale.

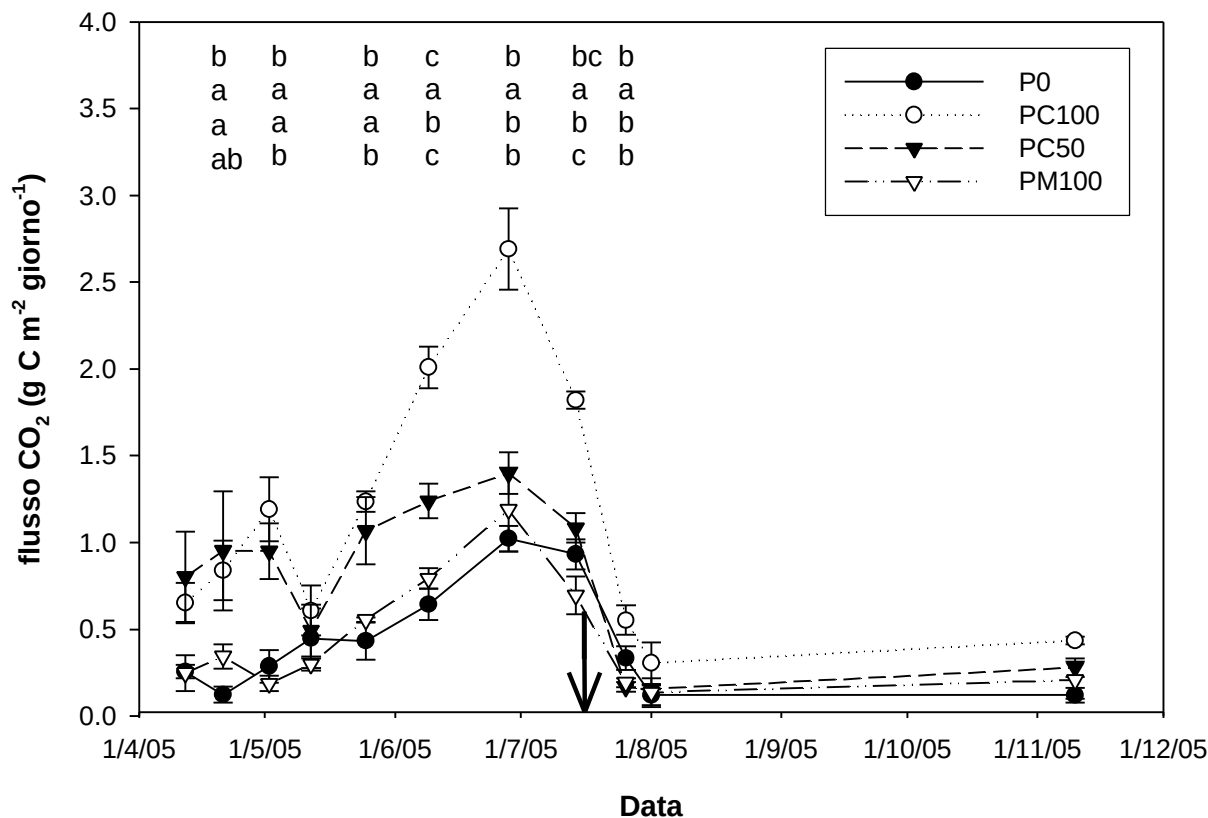


Fig. 36- Andamento del flusso della CO₂ dal suolo, anno 2005 (valore medio $\pm$ err.st.). Valori contraddistinti dalla stessa lettera non sono statisticamente differenti per $P < 0,05$ (test Duncan).

4.18.2- Flusso CO₂ dal suolo, anno 2006

I rilievi del flusso di CO₂ dal suolo effettuati nel secondo anno di sperimentazione confermano sostanzialmente quanto evidenziato nel primo anno (Fig.37). Si osservava un andamento crescente nel tempo per tutte le tesi poste a confronto fino a quando l'irrigazione non veniva sospesa (19/07/06 indicata nella figura dalla freccia). Da questo momento in poi le emissioni di CO₂ misurate cominciavano a ridursi progressivamente per poi tornare a crescere all'inizio dell'inverno.

Si confermava che il flusso della tesi fertilizzata con solo compost fosse sempre superiore a quello delle altre tesi.

Più precisamente il 28/02/06 ed il 17/03/06, rispettivamente 16 giorni prima e 3 (3 gg) giorni dopo la distribuzione del compost non si avevano differenze significative tra le tesi con un valore medio per le due giornate di $0,14 \text{ g C m}^{-2} \text{ giorno}^{-1}$. Il 31/03/06 (17 gg) la tesi PC100 registrava un valore di flusso di CO_2 pari a $0,41 \text{ g C m}^{-2} \text{ giorno}^{-1}$ mentre la tesi con il valore più basso era la PM100 con $0,04 \text{ g C m}^{-2} \text{ giorno}^{-1}$, il 89,7% inferiore alla tesi PC100. La tesi P0 aveva un valore inferiore del 68,5% rispetto a PC100 ($0,13 \text{ g C m}^{-2} \text{ giorno}^{-1}$) mentre la tesi PC50 un valore intermedio pari a $0,33 \text{ g C m}^{-2} \text{ giorno}^{-1}$. Il 19/04/06 (35 gg) la tesi PC100 aveva un valore di $1,14 \text{ g C m}^{-2} \text{ giorno}^{-1}$ mentre la tesi PC50 un valore inferiore del 57,3% ($0,49 \text{ g C m}^{-2} \text{ giorno}^{-1}$). La tesi PM100 faceva registrare il valore più basso con $0,10 \text{ g C m}^{-2} \text{ giorno}^{-1}$ il 91,2% inferiore alla tesi più alta. La tesi P0 continuava ad avere dei flussi intermedi rispetto alle tesi PM100 e PC50 con $0,23 \text{ g C m}^{-2} \text{ giorno}^{-1}$. Il 12/05/06 (58 gg) le tesi PC100 e PC50, non statisticamente differenti tra di loro, facevano registrare un valore medio di $1,39 \text{ g C m}^{-2} \text{ giorno}^{-1}$, mentre le tesi P0 e PM100 avevano un valore medio inferiore del 67,6% pari a $0,45 \text{ g C m}^{-2} \text{ giorno}^{-1}$. Il 26/05/06 (72 gg) le tesi PC100 e PC50, non statisticamente differenti tra di loro, facevano registrare un valore medio di $1,68 \text{ g C m}^{-2} \text{ giorno}^{-1}$, mentre le tesi P0 e PM100 avevano un valore medio inferiore del 49,2% pari a $0,63 \text{ g C m}^{-2} \text{ giorno}^{-1}$. Il 9/06/06 (85 gg) le tesi PC100 e PC50 facevano registrare un valore medio di $1,43 \text{ g C m}^{-2} \text{ giorno}^{-1}$, mentre il valore più basso si aveva per la tesi P0 con $0,38 \text{ g C m}^{-2} \text{ giorno}^{-1}$ il 73,3% inferiore. La tesi PM100 aveva un valore intermedio con $0,95 \text{ g C m}^{-2} \text{ giorno}^{-1}$. Il 20/06/06 (96 gg) la tesi con il valore più alto era sempre la PC100 con $2,63 \text{ g C m}^{-2} \text{ giorno}^{-1}$. Invece la tesi con il valore più basso (-75,4%) era la P0 con $0,65 \text{ g C m}^{-2} \text{ giorno}^{-1}$. La tesi PM100 aveva un valore di $1,33 \text{ g C m}^{-2} \text{ giorno}^{-1}$ il 49,5% inferiore rispetto alla tesi PC100. La tesi PC50 si collocava in posizione intermedia tra le due precedenti con $2,21 \text{ g C m}^{-2} \text{ giorno}^{-1}$. Il 29/06/06 (105 gg) la tesi PC100 raggiungeva il livello di flusso giornaliero più alto con $2,81 \text{ g C m}^{-2} \text{ giorno}^{-1}$, seguita dalle tesi PC50 e PM100, statisticamente non differenti tra di loro, con un valore medio inferiore del 30,5% con $1,95 \text{ g C m}^{-2} \text{ giorno}^{-1}$. La tesi con il livello di flusso più basso continuava ad essere la P0 con $0,83 \text{ g C m}^{-2} \text{ giorno}^{-1}$ (-70,3%). Il 17/07/06 (123 gg) la tesi PC100 aveva un valore di $2,54 \text{ g C m}^{-2} \text{ giorno}^{-1}$ mentre la tesi PC50 un valore di $1,63 \text{ g C m}^{-2} \text{ giorno}^{-1}$ inferiore del 25,8%. Le tesi P0 e PM100 statisticamente non differenti tra di loro, avevano un valore medio inferiore del 64,1% con $0,91 \text{ g C m}^{-2} \text{ giorno}^{-1}$. Il 31/07/06 (137) la tesi PC100 aveva un valore di $0,56 \text{ g C m}^{-2} \text{ giorno}^{-1}$, le tesi PC50 e PM100 statisticamente non differenti tra di loro un valore medio inferiore del 59,7% con $0,20 \text{ g C m}^{-2} \text{ giorno}^{-1}$ e la tesi P0 un valore intermedio di $0,41 \text{ g C m}^{-2} \text{ giorno}^{-1}$. In autunno in data 09/10/06 (205 gg) non si registravano differenze significative tra i trattamenti con un valore

medio di $0,32 \text{ g C m}^{-2} \text{ giorno}^{-1}$. Infine le misurazioni effettuate ad inizio inverno evidenziavano una situazione inaspettata. Infatti le misurazioni effettuate il 26/10/06 (222 gg) facevano registrare un aumento dell'attività respiratoria del suolo di tutte le tesi con livelli di flusso nella tesi PC100 di $1,51 \text{ g C m}^{-2} \text{ giorno}^{-1}$, di $0,94 \text{ g C m}^{-2} \text{ giorno}^{-1}$ (-37,4%) nella tesi PC50 e di $0,59 \text{ g C m}^{-2} \text{ giorno}^{-1}$ (-61,1%) nelle tesi P0 e PM100, statisticamente non differenti tra di loro.

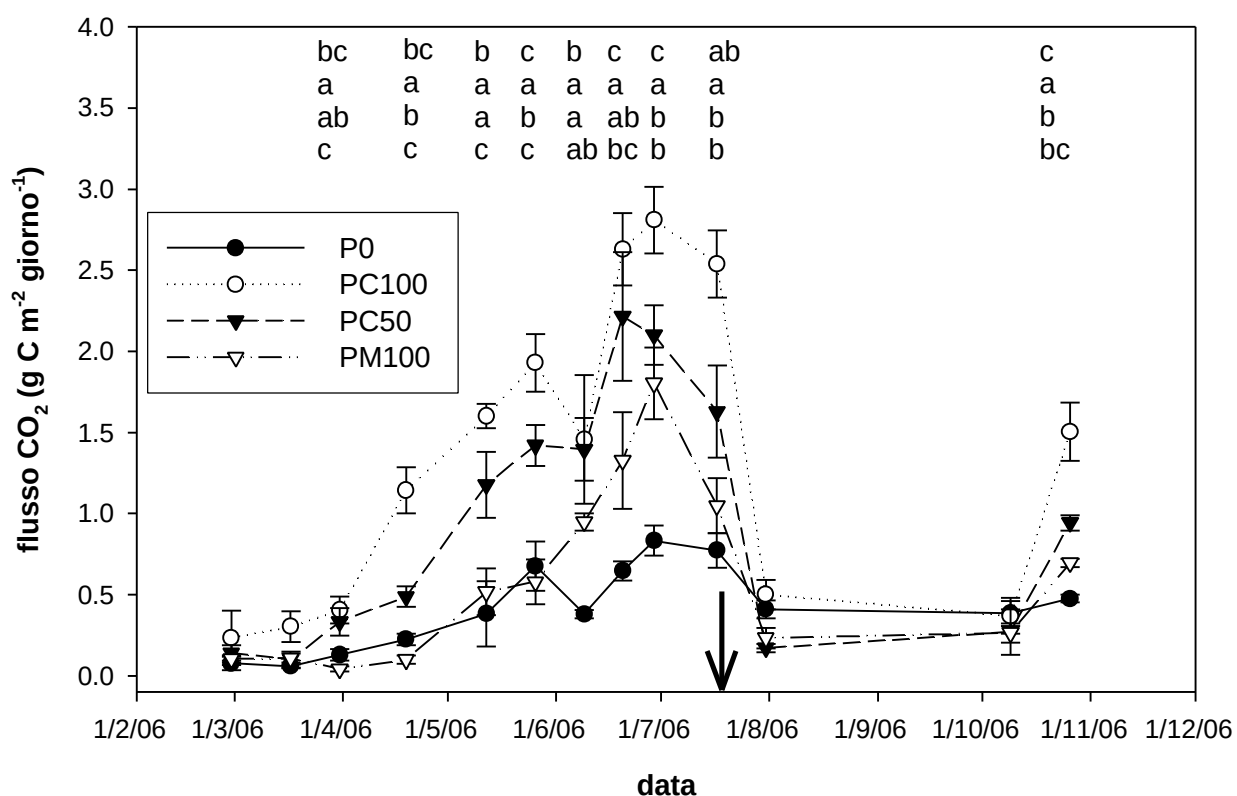


Fig. 37- Andamento del flusso della CO_2 dal suolo, anno 2006 (valore medio $\pm$ err.st.). Valori contraddistinti dalla stessa lettera non sono statisticamente differenti per $P < 0,05$ (test di Duncan).

4.18.3- Flussi cumulati CO₂

I risultati della misurazione dei flussi di CO₂ giornalieri ottenuti per i due anni di sperimentazione sono stati utilizzati per calcolare il valore del flusso cumulato per l'intero periodo della sperimentazione, aprile 2005-ottobre 2006. Il calcolo dell'area sotto le curve è stato effettuato con il metodo del trapezoide secondo le indicazioni di Duiker e Lal (2000):

$$CO_2 - C_{-}(Mgha^{-1}) = \frac{(flu_CO_2_giornoA - flu_CO_2_giornoB)}{2} \times (diff_A - B)$$

dove

flu_CO₂_giornoA = è il flusso di CO₂ giornaliero misurato nel giorno A (Mg C ha⁻¹);

flu_CO₂_giornoB = è il flusso di CO₂ giornaliero misurato nel giorno B (Mg C ha⁻¹);

diff_A-B = sono il numero di giorni tra A e B

Siccome le misure dei flussi della CO₂ sono state effettuate posizionando le trappole lungo le file delle piante (quando la coltura era presente) in condizioni presumibilmente più favorevoli all'attività metabolica nel periodo primaverile-estivo in virtù dell'irrigazione a goccia, si è rapportato il flusso calcolato all'ettaro considerando che la superficie effettiva di emissione coinvolta fosse solo 5400 m² ha⁻¹. Pertanto dato che le emissioni di CO₂ considerate erano rappresentative di una sola parte della superficie, si presume che le emissioni effettive dell'ettaro totale possano essere state superiori rispetto a quelle così calcolate. Ciononostante si ritiene che questi valori cumulati siano comunque sufficientemente rappresentativi della respirazione del suolo nelle differenti tesi poste a confronto.

Le curve dei flussi cumulati di CO₂ sono riportate nella figura 38 .

Come si può osservare il quantitativo di C emesso dal terreno sotto forma di CO₂ durante la durata di 554 giorni è stato per la tesi PC100 di 10,40 Mg ha⁻¹ superiore del 153% rispetto alla media dei flussi delle tesi P0 e PM100 non statisticamente differenti tra di loro (4,1 Mg ha⁻¹). Mentre la tesi PC50 aveva un valore di flusso cumulato di 6,9 Mg ha⁻¹ superiore del 68% al valore medio delle tesi P0 e PM100.

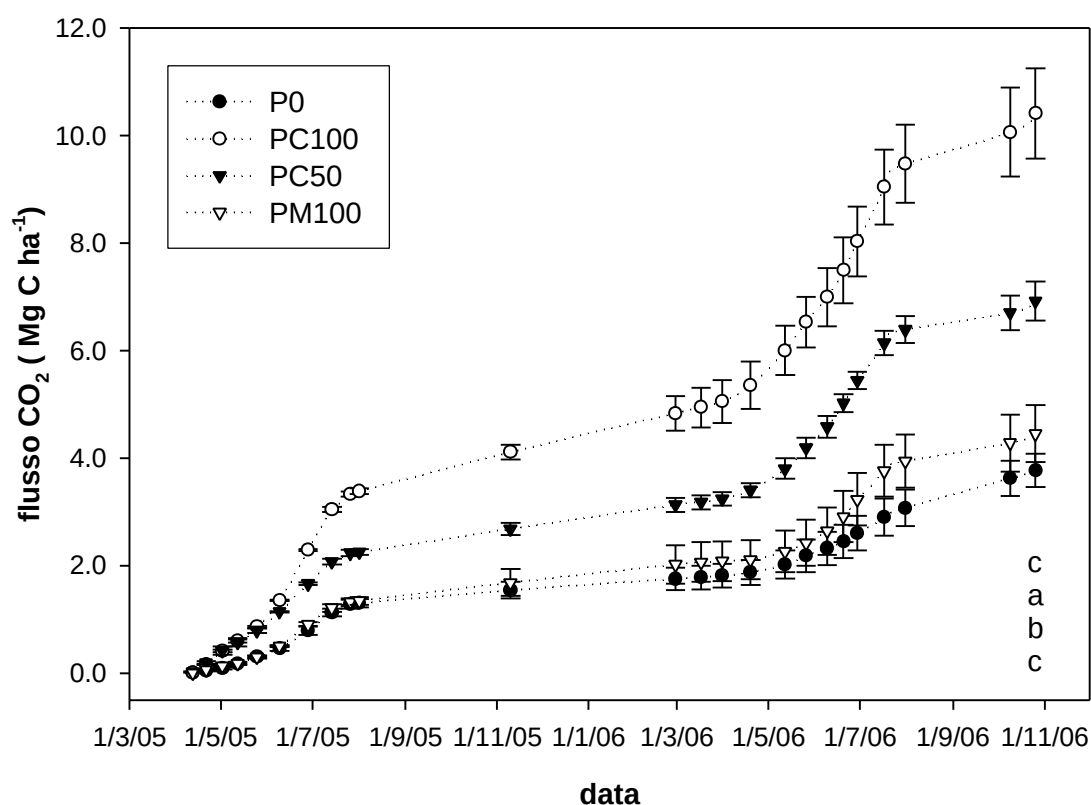


Fig.38- Flussi cumulati della CO₂ emessa dal suolo delle differenti tesi durante il periodo aprile 2005-ottobre 2006, Mg C ha⁻¹ (media $\pm$ err. st.). Valori contraddistinti da una stessa lettera non differiscono statisticamente per $P < 0,05$ (test di Duncan)

4.19- Contenuto di carbonio organico del suolo

Come riportato nei Materiali e Metodi il contenuto di carbonio organico del suolo è stato analizzato nelle sue due componenti principali: quello al di sotto dei 2 mm e considerato facente parte della sostanza organica del suolo propriamente detta (SOC) e quello della componente macroscopica con dimensioni comprese tra 5 e 2 mm costituito da frazioni organiche più grossolane di residui vegetali, animali e dalla matrice compost (FOM).

4.19.1- Frazione di sostanza organica macroscopica (FOM)

Le frazioni organiche macroscopiche separate dai campioni di terreno erano, come del resto atteso, per la quasi totalità costituite da particelle grossolane di compost. A titolo di esempio si riporta in figura 39 un'immagine in cui si vede il contenuto e la tipologia di FOM separata dal terreno delle diverse tesi.

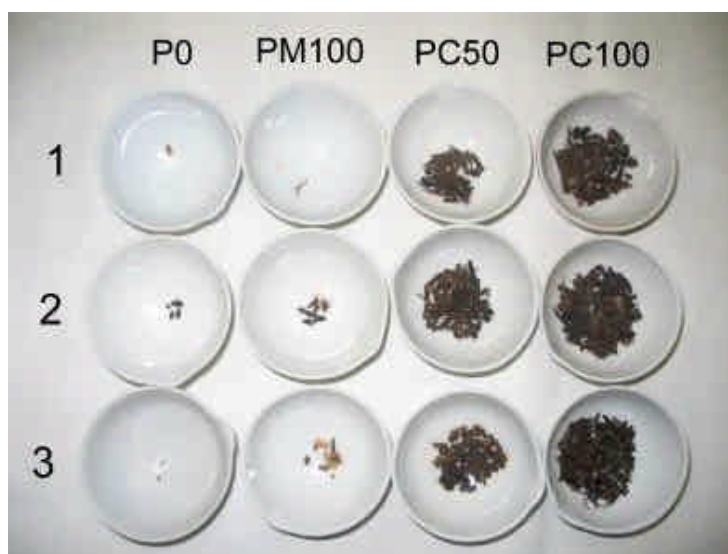


Fig.38- Fotografia delle FOM prelevate dalle parcelle delle tesi sperimentali nello strato di terreno 0-15 cm in data (13/04/05). P0, PC100, PC50, e PM100 sono le tesi. 1,2 e 3 sono le ripetizioni.

I risultati complessivi della misura della FOM sui campioni di terreno prelevati nell'arco dei due anni di sperimentazione sono riportati nella tabella 27. Dai risultati si osservava un contenuto di FOM considerevolmente differente tra le tesi a confronto. Le tesi fertilizzate con il compost risultavano avere un contenuto quasi sempre superiore rispetto alle altre tesi per i due strati di terreno, mentre le tesi P0 e PM100 avevano un contenuto sostanzialmente non differente tra di loro. Il 13/04/05 ed il 23/05/05, rispettivamente 12 e 52 giorni dopo la distribuzione del compost, la tesi PC100 aveva un contenuto di FOM in assoluto più alto sia nello strato 0-15 che in quello 15-30 cm. La tesi PC50 aveva un contenuto in FOM inferiore di un valore del 49-56% rispetto alla tesi PC100. Mentre le tesi P0 e PM100 avevano un contenuto di FOM inferiore di un valore compreso tra il 93 ed il 98,8% rispetto alla tesi PC100. Il 28/06/05, a 87 giorni dalla distribuzione del compost, la tesi

PC100 e PC50 non mostravano un contenuto di FOM statisticamente differente tra di loro per i primi 0-15 cm e le tesi P0 e PM100 avevano un contenuto inferiore del 98%. A 15-30 cm le tesi P0, PM100 e PC50 non erano differenti tra di loro ed avevano un contenuto di FOM inferiore alla tesi PC100 del 89%. Il 23/12/05 a 262 giorni dalla distribuzione del compost la tesi PC100 continuava ad essere quella con il più alto valore di FOM, mentre le altre tesi, statisticamente non differenti tra di loro, avevano un contenuto inferiore del 88%. Nessuna differenza si evidenziava per lo strato 15-30 cm.

Nel secondo anno si conferma quanto detto per il primo anno. Le tesi con il compost avevano quasi sempre un valore maggiore di FOM rispetto sia alla tesi P0 che alla tesi PM100. Per i primi 0-15 cm si avevano differenze di FOM dell'ordine del 90%, mentre per lo strato più profondo erano di un 70%.

Tab.27- Valori della misura delle Frazione Organica Macroscopica, valore medio $\pm$ err.st. (g kg⁻¹). Valori contraddistinti da lettere uguali non differiscono per P = 0,05 (test Duncan)

Data	Prof. (cm)	P0			PC100			PC50			PM100		
13/04/05	0-15	0,03	$\pm$	0,004	c	5,08	$\pm$	0,74	a	2,36	$\pm$	0,37	b
		0,15	$\pm$	0,077	c								
13/04/05	15-30	0,02	$\pm$	0,004	c	1,49	$\pm$	0,10	a	0,75	$\pm$	0,17	b
		0,05	$\pm$	0,021	c								
23/05/05	0-15	0,02	$\pm$	0,003	c	3,55	$\pm$	0,50	a	1,55	$\pm$	0,20	b
		0,06	$\pm$	0,049	c								
23/05/05	15-30	0,07	$\pm$	0,042	c	1,05	$\pm$	0,12	a	0,50	$\pm$	0,07	b
		0,08	$\pm$	0,053	c								
28/06/05	0-15	0,10	$\pm$	0,051	b	7,35	$\pm$	0,39	a	4,91	$\pm$	1,67	a
		0,11	$\pm$	0,007	b								
28/06/05	15-30	0,08	$\pm$	0,013	b	3,10	$\pm$	0,58	a	0,92	$\pm$	0,19	b
		0,06	$\pm$	0,020	b								
23/12/05	0-15	0,07	$\pm$	0,038	b	0,9	$\pm$	0,26	a	0,24	$\pm$	0,02	b
		0,02	$\pm$	0,018	b								
23/12/05	15-30	0,003	$\pm$	0,002	b	0,17	$\pm$	0,08	a	0,14	$\pm$	0,02	b
		0,02	$\pm$	0,013	b								
13/04/06	0-15	0,38	$\pm$	0,064	b	5,69	$\pm$	1,02	a	4,52	$\pm$	0,45	a
		0,21	$\pm$	0,051	b								
13/04/06	15-30	0,08	$\pm$	0,04	b	0,33	$\pm$	0,06	a	0,51	$\pm$	0,34	ab
		0,18	$\pm$	0,16	b								
02/08/06	0-15	1,04	$\pm$	0,34	b	8,02	$\pm$	2,54	a	4,49	$\pm$	0,55	ab
		0,47	$\pm$	0,094	b								
02/08/06	15-30	0,15	$\pm$	0,047	a	0,48	$\pm$	0,21	a	0,26	$\pm$	0,09	a
		0,25	$\pm$	0,118	a								

Il contenuto in carbonio organico delle FOM è stato determinato mediante il metodo LOI, con la stessa metodologia seguita per la determinazione del contenuto di OC della biomassa della coltura. Il fattore di conversione Kr utilizzato è stato di 438,6 e 399,5 rispettivamente per il 2005 ed il 2006. I risultati così ottenuti del OC sono stati rapportati alla superficie investita dalla coltura e riportati all'ettaro mediante l'utilizzo delle misure della densità apparente del suolo. L'andamento del OC presente nelle FOM durante il ciclo colturale è riportato nelle due figure 40 e 41 rispettivamente per lo strato 0-15 e 15-30 cm. Le date di distribuzione del compost sono segnate da una freccia. Nelle figure sono evidenti due andamenti differenti se consideriamo la tesi e la profondità. Uno tipico delle tesi PC100 e PC50 ed l'altro delle tesi P0 e PM100.

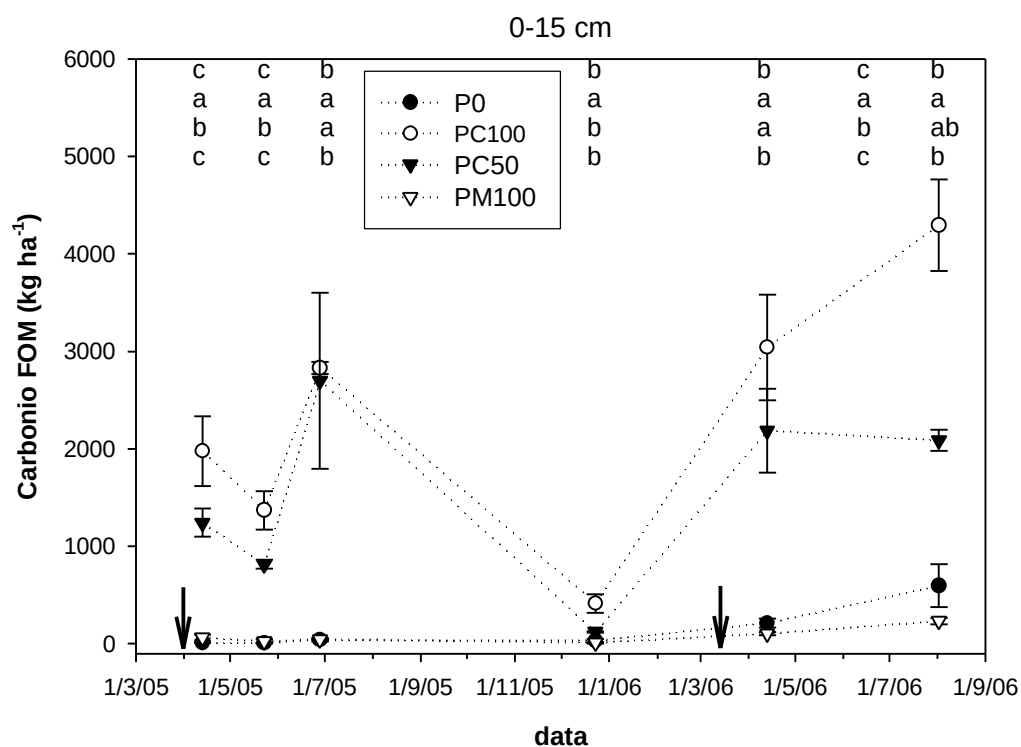


Fig. 40-Andamento del contenuto delle FOM del suolo nello strato 0-15 cm durante la sperimentazione (valore medio $\pm$ err.st.). Valori contraddistinti dalla stessa lettera non sono statisticamente differenti per $P < 0,05$ (test di Duncan)

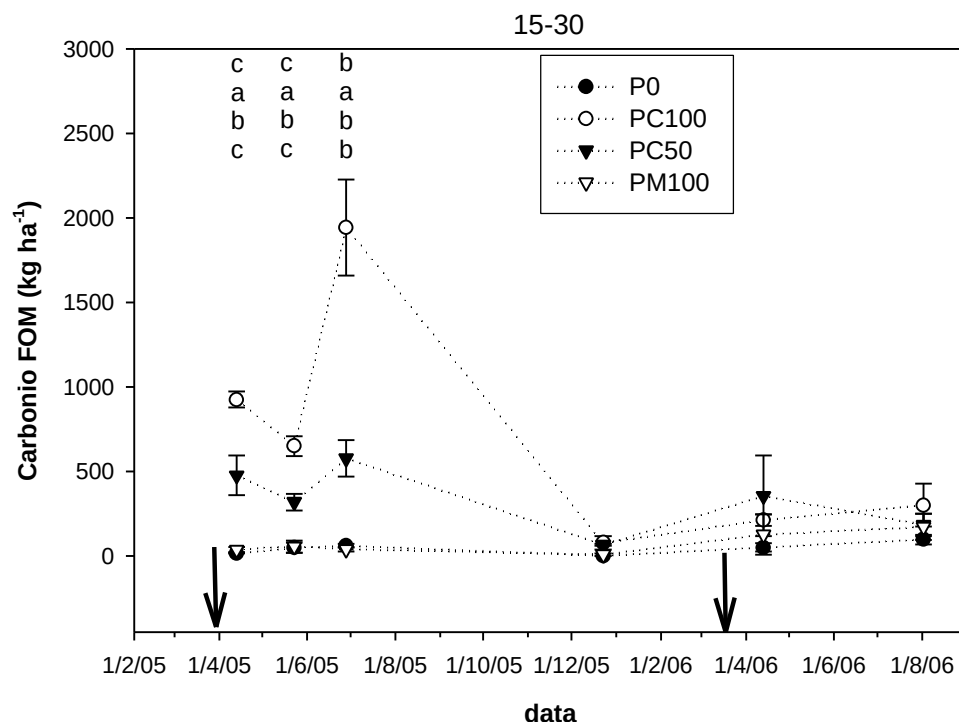


Fig. 41-Andamento del contenuto delle FOM del suolo nello strato 15-30 cm durante la sperimentazione (valore medio $\pm$ err.st.). Valori contraddistinti dalla stessa lettera non sono statisticamente differenti per $P < 0,05$ (test di Duncan)

Le tesi fertilizzate con l'apporto di compost evidenziavano una fluttuazione nel tempo delle FOM, mentre nelle tesi P0 e PM100 si rilevava una sostanziale stabilità. Questo è particolarmente evidente per lo strato più superficiale di tutti e due gli anni ed solo per il primo anno per lo strato più profondo. Probabilmente il minor contenuto di FOM nelle tesi fertilizzate con il compost nello strato più profondo del secondo anno era dovuto probabilmente ad un minor interrimento del compost durante le operazioni di preparazione del terreno.

4.19.2- Frazione di carbonio organico del suolo minore di 2 mm (SOC)

I risultati dell'analisi del contenuto di OC del suolo è riportato nella seguente tabella 28.

Tab.28- Contenuto di carbonio organico del suolo, valore medio $\pm$ err.st. (g kg⁻¹). Valori contraddistinti da lettere uguali non differiscono per $P < 0,05$ (test di Duncan)

Data	Prof. (cm)	P0	PC100	PC50	PM100
13/04/05	0-15	10,71 $\pm$ 0,72 c	26,58 $\pm$ 2,24 a	19,26 $\pm$ 0,07 b	11,06 $\pm$ 0,17 c
13/04/05	15-30	10,40 $\pm$ 3,31 a	12,44 $\pm$ 1,61 a	9,44 $\pm$ 1,98 a	9,40 $\pm$ 0,95 a
23/05/05	0-15	12,22 $\pm$ 0,87 c	25,14 $\pm$ 0,85 a	16,86 $\pm$ 1,33 b	10,60 $\pm$ 0,12 c
23/05/05	15-30	12,69 $\pm$ 1,96 ab	16,43 $\pm$ 0,72 a	14,55 $\pm$ 1,25 ab	11,23 $\pm$ 0,45 b
28/06/05	0-15	7,25 $\pm$ 1,01 c	18,48 $\pm$ 0,48 a	13,33 $\pm$ 0,64 b	8,72 $\pm$ 1,56 c
28/06/05	15-30	6,84 $\pm$ 0,33 c	14,10 $\pm$ 0,77 a	11,10 $\pm$ 0,94 b	8,15 $\pm$ 0,51 c
23/12/05	0-15	15,35 $\pm$ 1,61 b	18,28 $\pm$ 0,71 a	14,11 $\pm$ 0,59 b	15,52 $\pm$ 0,99 b
23/12/05	15-30	13,07 $\pm$ 0,91 a	13,95 $\pm$ 0,25 a	14,24 $\pm$ 0,66 a	14,76 $\pm$ 0,87 a
13/04/06	0-15	10,67 $\pm$ 0,22 c	34,78 $\pm$ 2,90 a	26,11 $\pm$ 2,50 b	11,92 $\pm$ 1,27 c
13/04/06	15-30	10,24 $\pm$ 0,55 c	15,13 $\pm$ 0,74 a	12,75 $\pm$ 0,85 b	11,84 $\pm$ 0,50 bc
02/08/06	0-15	11,45 $\pm$ 1,17 b	28,06 $\pm$ 3,09 a	16,99 $\pm$ 1,09 b	10,53 $\pm$ 0,25 b
02/08/06	15-30	10,00 $\pm$ 0,62 ab	12,59 $\pm$ 1,14 a	12,11 $\pm$ 0,74 ab	9,53 $\pm$ 0,46 b

Osservando i risultati si vede come l'interramento del compost non sia stato omogeneo lungo il profilo di terreno lavorato, infatti il contenuto di carbonio che si rilevava per il primo strato di terreno (0-15 cm) era sempre più alto rispetto a quello dello strato sottostante. Se osserviamo l'andamento nel tempo del OC dello strato più superficiale si nota come la tesi PC100 abbia sempre un contenuto superiore a quello di tutte le altre tesi.

Più precisamente il 13/04/05 la tesi PC100 aveva un contenuto di 26,58 g kg⁻¹ di OC, mentre la tesi PC50 di 19,26 g kg⁻¹ inferiore di un 28%. Le tesi P0 e PM100 non erano differenti tra di loro con un contenuto medio di 10,89 g kg⁻¹ inferiore del 59% rispetto alla tesi PC100. Nelle due date

seguenti (23/05/05 e 28/06/05) i rapporti relativi tra le tesi non cambiano, anche se quello che si osserva è una progressiva riduzione del contenuto assoluto di OC. Infatti il 28/06/05 la tesi PC100 aveva un contenuto di OC di $18,48 \text{ g kg}^{-1}$, la tesi PC50 di $13,33 \text{ g kg}^{-1}$, la tesi PM100 di $8,72 \text{ g kg}^{-1}$ e la tesi P0 di $7,25 \text{ g kg}^{-1}$. Il 23/12/05 la tesi PC100 aveva un contenuto di $18,28$, mentre le altre tesi, non significativamente differenti tra di loro, avevano un contenuto medio inferiore del 18% pari a $14,99 \text{ g kg}^{-1}$. Nel secondo anno dopo la distribuzione del compost (13/04/06) si registrava un valore per la tesi PC100 di $34,78 \text{ g kg}^{-1}$, mentre nella tesi PC50 si aveva un valore inferiore del 25% con $26,11 \text{ g kg}^{-1}$. Le tesi P0 e PM100, non differenti tra di loro, facevano registrare un valore inferiore del 68% rispetto alla tesi PC100. Il 2/08/06 al termine del secondo ciclo colturale la tesi PC100 aveva un valore di $28,06 \text{ g kg}^{-1}$ mentre le altre tesi, non significativamente differenti tra di loro, avevano un contenuto medio inferiore del 54% pari a $12,99 \text{ g kg}^{-1}$.

Nello strato 15-30 si registra una maggiore omogeneità nel contenuto di OC del suolo. Il 13/04/05 non si evidenziano differenze significative tra le tesi poste a confronto con un valore medio di $10,5 \text{ g kg}^{-1}$. Il 23/05/05 la tesi PC100 aveva un contenuto di $16,43 \text{ g kg}^{-1}$, mentre la tesi PM100 aveva un contenuto inferiore del 32% con $11,23 \text{ g kg}^{-1}$. Le tesi PC50 e P0, non significativamente differenti tra di loro, avevano un valore medio di $13,62 \text{ g kg}^{-1}$ valore intermedio rispetto alle due tesi estreme. Il 28/06/05 la tesi PC100 aveva un valore di $14,10 \text{ g kg}^{-1}$, la tesi PC50 di $11,10 \text{ g kg}^{-1}$ (-21%) e le tesi P0 e PM100, non significativamente differenti tra di loro, avevano un valore medio inferiore del 47% rispetto alla tesi PC100 con $7,50 \text{ g kg}^{-1}$. Alla fine del primo anno di sperimentazione (23/12/05) non si osservavano differenze nel contenuto di OC tra le tesi a confronto, con un valore medio di $14,0 \text{ g kg}^{-1}$. Il 13/04/06 la tesi PC100 aveva un contenuto di $15,13 \text{ g kg}^{-1}$ di mentre la tesi PC50 mostrava un contenuto inferiore del 16% con $12,75 \text{ g kg}^{-1}$. La tesi con il contenuto più basso era la tesi P0 con $10,24 \text{ g kg}^{-1}$, il 32% inferiore rispetto alle tesi PC100. La tesi PM100 aveva un contenuto intermedio rispetto alla tesi PC50 e P0. Alla fine del secondo ciclo colturale (2/08/06) il contenuto più alto di OC era sempre nella tesi PC100 con $12,59 \text{ g kg}^{-1}$. All'estremo opposto c'era la tesi PM100 con $9,53 \text{ g kg}^{-1}$ il 24% inferiore alla precedente. Le tesi P0 e PC50, non significativamente differenti tra di loro, avevano un valore medio di $11,06 \text{ g kg}^{-1}$ intermedio tra i due valori estremi.

Se il contenuto in SOC misurato sul peso del terreno viene rapportato alla superficie di riferimento (ettaro) mediante l'utilizzo delle misure della densità apparente del suolo ed andiamo ad osservare

l'andamento del contenuto del carbonio durante la durata dell'intera sperimentazione otterremo un l'andamento mostrato dalle figure 41 e 42, rispettivamente per lo strato 0-15 e 15-30 cm.

Nello strato più superficiale si notavano due andamenti ben distinti che interessavano, il primo, le tesi fertilizzate totalmente o parzialmente con il compost ed il secondo le tesi fertilizzate con il concime minerale di sintesi e la tesi non fertilizzata.

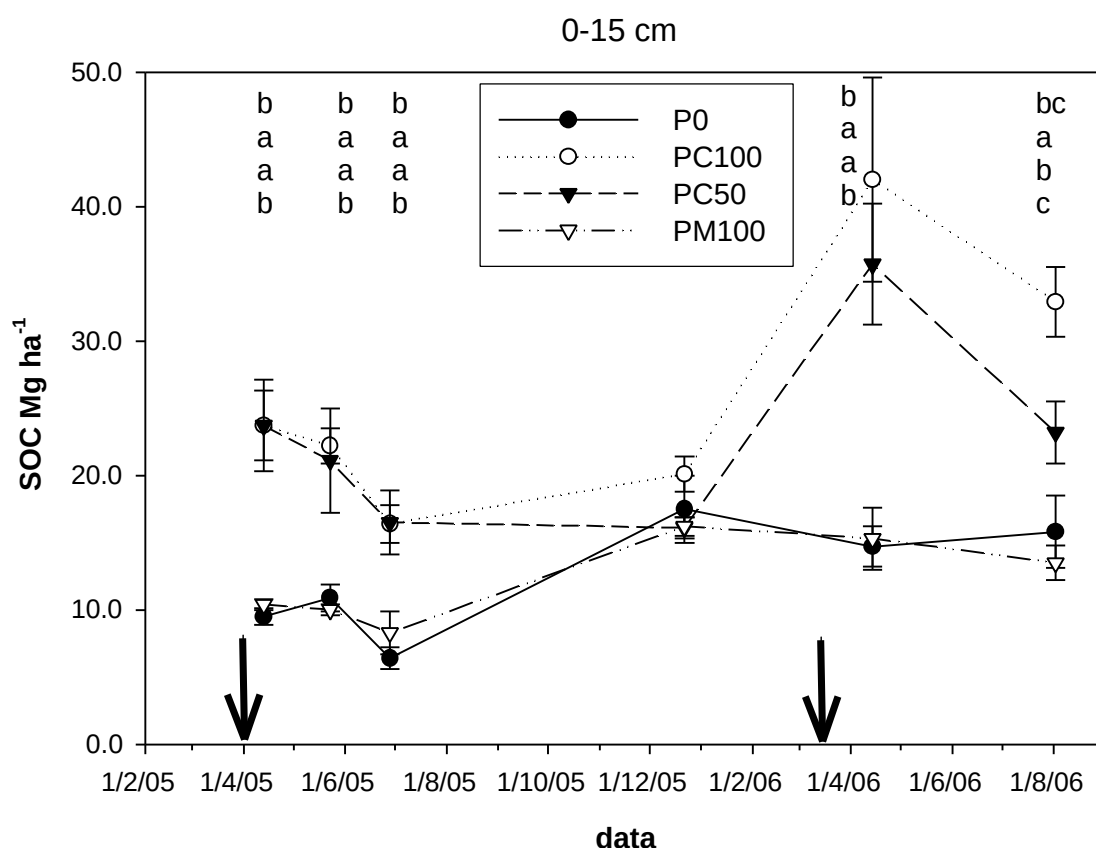


Fig. 41-Andamento del contenuto in SOC del suolo nello strato 0-15 cm durante la sperimentazione (valore medio $\pm$ err.st.). Valori contraddistinti dalla stessa lettera non sono statisticamente differenti per $P < 0,05$ (test di Duncan)

L'andamento del contenuto di SOC nel primo gruppo vedeva, dopo la distribuzione iniziale del compost (valore medio 23,7 Mg ha⁻¹), una fase discendente nel periodo primaverile-estivo (valore medio 16,4 Mg ha⁻¹), per poi tornare a salire nel secondo anno con la nuova distribuzione del compost (valore medio 38,9 Mg ha⁻¹). Nel periodo primaverile-estivo successivo si osservava una nuova fase discendente del contenuto di SOC. Tra le tesi non sussistevano differenze statisticamente significative durante l'intera durata della sperimentazione. Solo al campionamento effettuato alla fine del secondo anno si osservavano delle differenze (29%) tra la tesi PC50 (23,2 Mg ha⁻¹) e la tesi PC100 (32,9 Mg ha⁻¹).

Nel secondo gruppo con un contenuto medio iniziale di 10,1 Mg ha⁻¹ di SOC si osservava una prima fase primaverile-estiva di forte riduzione (7,3 Mg ha⁻¹) seguito da un lento ma progressivo aumento di carbonio che raggiungeva il suo valore massimo nel periodo invernale (16,8 Mg ha⁻¹). Successivamente con il nuovo ciclo colturale il contenuto di SOC si riduceva leggermente (15,0 Mg ha⁻¹) per chiudere in agosto con un valore leggermente più alto per la tesi P0 (15,8 Mg ha⁻¹), e più basso per la tesi PM100 (13,5 Mg ha⁻¹).

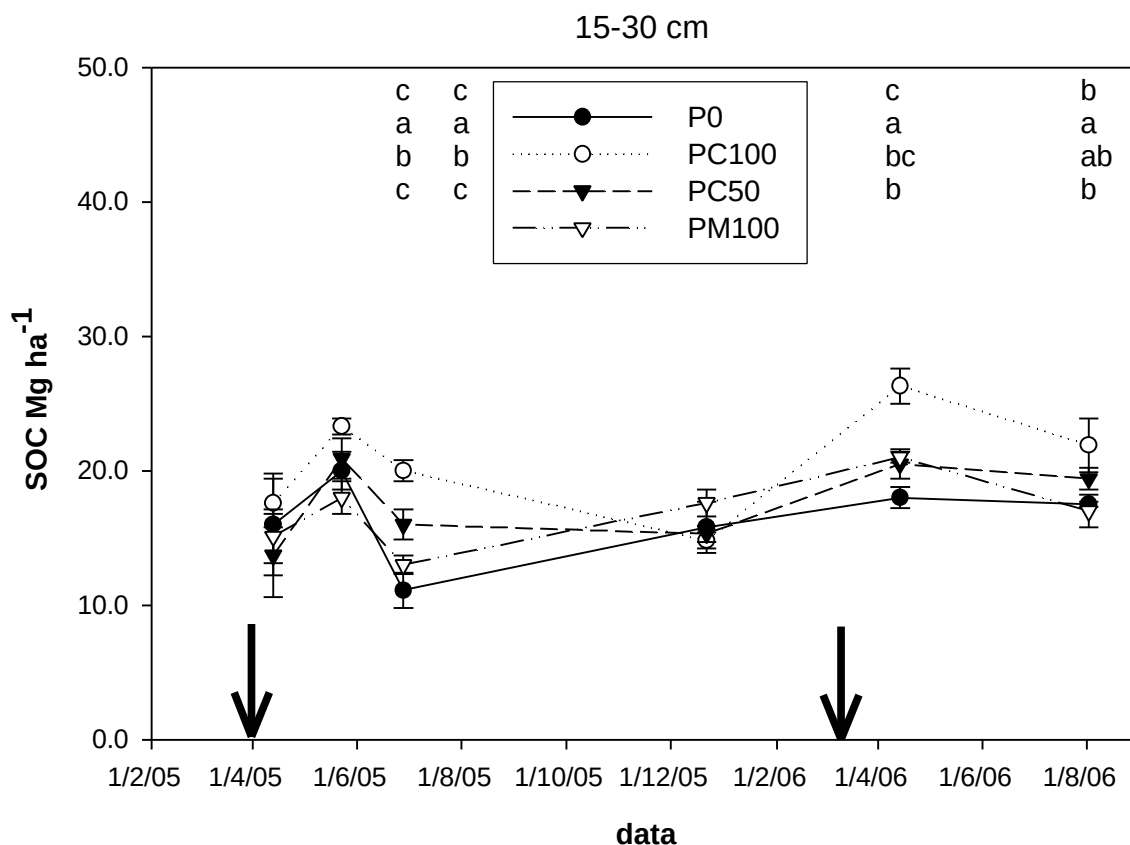


Fig. 42-Andamento del contenuto in SOC del suolo nello strato 15-30 cm durante la sperimentazione (valore medio $\pm$ err.st.). Valori contraddistinti dalla stessa lettera non sono statisticamente differenti per $P < 0,05$ (test di Duncan)

Nello strato di terreno più profondo (15-30 cm) si osservava un andamento del SOC più omogeneo. Infatti tutte le tesi evidenziavano uno stesso andamento. Si aveva un primo periodo primaverile in cui si osservava un aumento di SOC, seguito da una fase estiva di riduzione abbastanza sostenuta per tutte le tesi. Successivamente nel periodo autunno-vernino il contenuto di SOC progressivamente aumentava per raggiungere il valore più alto in corrispondenza della seconda distribuzione di compost all'inizio della primavera. Infine il contenuto cominciava a ridursi con il

sopraggiungere dell'estate. Durante la prima primavera non si registravano differenze significative tra le tesi poste a confronto con un valore medio di $15,6 \text{ Mg ha}^{-1}$, mentre con il sopraggiungere dell'estate si cominciano ad evidenziare delle differenze. Nel periodo primaverile-estivo si aveva un contenuto di SOC più alto nella tesi PC100 (20 Mg ha^{-1}), seguito da quello della tesi PC50 (16 Mg ha^{-1}) e da quello delle tesi P0, PM100 (valore medio $12,0 \text{ Mg ha}^{-1}$). In inverno non si avevano differenze con un contenuto medio di $15,9 \text{ Mg ha}^{-1}$, mentre nella primavera del secondo ciclo si aveva un contenuto di SOC della tesi PC100 di $26,3 \text{ Mg ha}^{-1}$, seguito dal contenuto delle tesi PM100 e PC50, rispettivamente $21,0$ e $20,5 \text{ Mg ha}^{-1}$. Al termine del ciclo colturale gli inizi di agosto il contenuto delle tesi PC100 e PC50 non era differente, con un valore medio di $20,2 \text{ Mg ha}^{-1}$, mentre quello delle tesi P0 e PM100 era pari a circa $17,2 \text{ Mg ha}^{-1}$.

4.20- Bilancio del carbonio

I risultati ottenuti sul contenuto di C del compost, della biomassa vegetale prodotta, delle emissioni cumulate di $\text{CO}_2\text{-C}$ e del contenuto di FOM e di SOC rilevati nel terreno delle diverse tesi possono essere utilizzati per la redazione di un bilancio dell'elemento supponendo trascurabili i fenomeni di lisciviazione e di erosione. Tale bilancio, se pur approssimativo, è sufficientemente utile per poter confrontare le relative differenze tra le diverse modalità di gestione della fertilizzazione. Osservando i risultati (Tab.29) si nota come il contenuto di C del suolo al termine della sperimentazione fosse aumentato per le tesi PC100 e PC50 (rispettivamente $21,43$ e $9,31 \text{ Mg ha}^{-1}$), mentre fosse diminuito per la tesi PM100 ($-2,91 \text{ Mg ha}^{-1}$) se confrontati con la tesi P0. L'efficienza calcolata di conversione del carbonio (contenuto di carbonio apportato al terreno convertito in SOC durante il periodo) era del 54% e 45% rispettivamente per PC100 e PC50, mentre per PM100 si osservava un valore negativo. Il cambiamento del contenuto totale di C del suolo (C-Input-C-Output) evidenziava un valore di $36,71 \text{ Mg ha}^{-1}$ per la tesi PC100 ed un valore inferiore del 49% circa per la tesi PC50 con $18,67 \text{ Mg ha}^{-1}$. La tesi PM100 aveva un valore di $0,05 \text{ Mg ha}^{-1}$, mentre per la tesi P0 si registrava una riduzione di $0,13 \text{ Mg ha}^{-1}$. Questi valori sono sostanzialmente in linea con i risultati dell'analisi del SOC. Infatti, calcolando la differenza tra il contenuto di SOC ottenuto dai campioni prelevati il 13/04/05 (media delle tesi P0 e PM100 per lo strato 0-30 cm) ed il valore finale misurato dai campioni prelevati il 2/08/06 nelle tesi PC100 e PC50 si ottiene rispettivamente un aumento di C pari a $29,25$ e $17,12 \text{ Mg ha}^{-1}$. Risultati con andamento differente si ottengono per le tesi P0 e PM100. Infatti l'analisi del contenuto di SOC fa registrare un aumento rispettivamente di $7,8$ e di $4,9 \text{ Mg ha}^{-1}$. Questi risultati sono in contrasto con quelli ottenuti dal bilancio del C, in cui si evidenzia una riduzione per P0 ed un leggero aumento per PM100 (rispettivamente $-0,13$ e $0,05$

Mg ha⁻¹). Probabilmente questa discrepanza è dovuta ad una sottostima dell'apporto dei residui colturali che ritornano al suolo ed alla non inclusione della biomassa epigea non asportata con la raccolta, come le radici, i piccoli tuberi o frazioni di questi. L'emissione di CO₂ durante il periodo era simile al valore stimato di C apportato al terreno per le tesi P0 e PM100, mentre era intorno al 7,2-9,2% per le tesi PC100 e PC50. Questo differente tasso di decomposizione era probabilmente attribuibile alla notevole diversità delle matrici organiche coinvolte, alla biomassa della patata ed al compost con un C/N medio rispettivamente di circa 35 e 14.

Tab.29- Calcolo del bilancio dell'C per il periodo della sperimentazione (554 giorni) ed indici derivati. Valori in Mg C ha⁻¹

C-Input					
	Compost	Compost	Residui ^a	Residui ^a	Totale
	2005	2006	2005	2006	
P0	0	0	0,55	0,35	0,90
PC100	18,43	19,83	0,65	0,63	39,54
PC50	9,21	9,92	0,79	0,64	20,55
PM100	0	0	0,71	0,55	1,27

C-Suolo					
	SOC ^b	FOM ^b	Totale	ΔC-Suolo ^c	ΔC-Suolo/C-Input ^d
P0	33,35	0,69	34,05	-	-
PC100	54,78	4,60	59,38	21,31	0,54
PC50	42,66	2,27	44,93	9,31	0,45
PM100	30,44	0,40	30,85	-2,91	-2,30

C-Output					
	2005	2006	Totale	C-Input-C-Output ^e	C-Output/ C-Input ^f
P0	0,45	0,58	1,03	-0,13	1,15
PC100	1,21	1,62	2,84	36,71	0,07
PC50	0,79	1,10	1,89	18,67	0,09
PM100	0,50	0,71	1,21	0,05	0,96

^a =Valori ottenuti dal prodotto del LOI con la biomassa epigea secca dell'ultimo campionamento effettuato rispettivamente il 21/7/05 ed il 6/7/06;

^b= Valori riferiti al 03/08/06;

^c = differenza tra SOC all'inizio ed al termine della sperimentazione;

^d = sequestro del C come ΔC -Suolo;

^e= cambiamento del contenuto di C nel suolo ;

^f = rapporto tra l'evoluzione di CO₂ ed il C apportato al suolo

4.21- Risultati analisi N- confronto tra due metodiche: NTK vs Devarda

Il confronto tra le due metodiche di analisi ??? quali ?è riportato nella tabella 30. Dai dati riportati si osserva come non esistano delle differenze significative tra le due metodiche quando si analizza solamente il terreno. Se però si aggiunge un quantitativo noto di azoto sotto forma di NO₃⁻ i risultati sono nettamente differenti. Infatti il metodo che utilizza il pre-trattamento con lega di Devarda fornisce dei risultati superiori rispetto alla classica metodica Kjeldahl. La percentuale di recupero dell'N aggiunto raggiunge un valore accettabile, pari a circa il 92%, per il campione pre-trattato con Devarda ed un valore decisamente insufficiente, pari al 12,5%, per il metodo Kjeldahl. Da notarsi che il recupero dell'N aggiunto era superiore se si analizzava la soluzione rispetto al terreno per tutte e due le metodiche.

Tab.30 - Confronto tra i due metodi di analisi per l'azoto totale (µg N). Valore medio di quattro repliche ± err.st..

Campione	Devarda	Recupero N (%)	Kjeldhal	Recupero N (%)	P ^d
Suolo ^a	518,5 ± 12,0	-	499,8 ± 20,4	-	ns
Suolo + 250 µg N-NO ₃ ^{-b}	749,7 ± 40,8	92,5	531,0 ± 34,3	12,5	**
250 µg N-NO ₃ ^{-c}	274,9 ± 14,3	109,9	26,7 ± 16,7	26,6	***

^a= 0,5 g di terreno;

^b= 250 µg N-NO₃⁻ in 5 ml di acqua distillata aggiunti a 0,5 g di terreno;

^c=250 µg N-NO₃⁻ in 5 ml di acqua distillata;

^d= ns, **, *** indicano rispettivamente assenza di significatività, significatività con $P \leq 0,001$ e con $P \leq 0,0001$

4.21.1 Azoto totale (N-tot) nel suolo

I risultati dell'analisi del contenuto di azoto totale nel suolo (0-15 cm) sono riportati nella figura 43. Osservando l'andamento dei risultati si può osservare come le tesi PC100 e PC50 manifestino un andamento variabile nel tempo mentre le tesi P0 e PM100 abbiano valori più costanti. Il 13/04/05 il contenuto di N-tot nello strato 0-15 cm era di 2,5 g kg⁻¹ nella tesi PC100, di 1,8 g kg⁻¹ per la tesi PC50 e di 1,1 g kg⁻¹ per le tesi P0 e PM100. Le tesi P0 e PM100 non erano significativamente differenti tra di loro ed avevano un valore medio inferiore del 53,8% rispetto a quello della tesi PC100. Il 28/06/05 le relazioni relative tra le tesi non erano sostanzialmente cambiate, anche se si avevano dei valori assoluti più bassi. Infatti la tesi PC100 faceva registrare un valore di 2,0 g kg⁻¹, la tesi PC50 di 1,4 g kg⁻¹ mentre il valore medio delle tesi P0 e PM100 era di 1,0 g kg⁻¹. Alla fine del primo anno, il 22/12/05, non si registravano più delle differenze significative con un valore medio che si attestava intorno a 1,2. Nel secondo anno, il 13/04/06, il contenuto di N-tot era di 3,4 g kg⁻¹ per la tesi PC100 mentre quello della tesi PC50, inferiore del 40%, era di 2,0 g kg⁻¹. Le tesi P0 e PM100, sempre significativamente non differenti tra di loro, avevano un contenuto medio inferiore del 68,9% rispetto alla tesi PC100 (1,0 g kg⁻¹). Al termine del secondo ciclo colturale il 2/08/06 il contenuto di N-tot era sempre significativamente più alto nella tesi PC100 con 2,3 g kg⁻¹, mentre la tesi PC50 aveva un contenuto inferiore del 21,3% (1,8 g kg⁻¹). Le altre due tesi, significativamente non differenti tra di loro, avevano un contenuto medio di 1,2 g kg⁻¹, inferiore del 49,2% rispetto alla tesi PC100. Nello strato di terreno più profondo (15-30 cm, Fig. 44) si continuava ad evidenziare un comportamento simile per le tesi PC100 e PC50 e per le tesi P0 e PM100. Nelle tesi fertilizzate mediante l'apporto di compost si notava un incremento del contenuto di N-tot nel periodo primaverile, seguito da un periodo in cui il contenuto si riduceva progressivamente per poi tornare ad aumentare nel periodo primaverile-estivo del secondo anno. Nelle tesi P0 e PM100 dopo una prima fase primaverile di riduzione si osservava una leggera ma progressiva tendenza ad aumentare fino all'estate del secondo anno.

Più precisamente il 13/04/05 la tesi PC100 aveva un contenuto di 1,4 g kg⁻¹, mentre le altre tesi significativamente non differenti tra di loro, avevano un contenuto medio di 1,11 g kg⁻¹, inferiore del 19,5%. Il 28/06/05 si osservava un valore di 1,5 g kg⁻¹ per la tesi PC100, un valore di 1,3 g kg⁻¹ (inferiore del 17%) per la tesi PC50 ed un valore medio delle altre due tesi, non differenti tra di loro, di 0,9 g kg⁻¹. Il 22/12/05 le tesi PC100 e PC50 avevano un valore medio di 1,1 g kg⁻¹ e le tesi P0 e PM100 un valore di 0,94 g kg⁻¹ inferiore del 14,9%. Nella primavera del secondo anno, il 13/04/06 il valore medio delle tesi PC100 e PC50 era di 1,25 g kg⁻¹ il 24,7% superiore al valore medio delle tesi P0 e PM100. Alla fine del ciclo colturale il valore della tesi PC100 era salito a 1,5 g

kg⁻¹ quello medio delle tesi P0 e PM100 a 1,1 g kg⁻¹ (inferiore del 29%) , mentre il valore della tesi PC50 era intermedio tra i due valori precedenti con un 1,3g kg⁻¹.

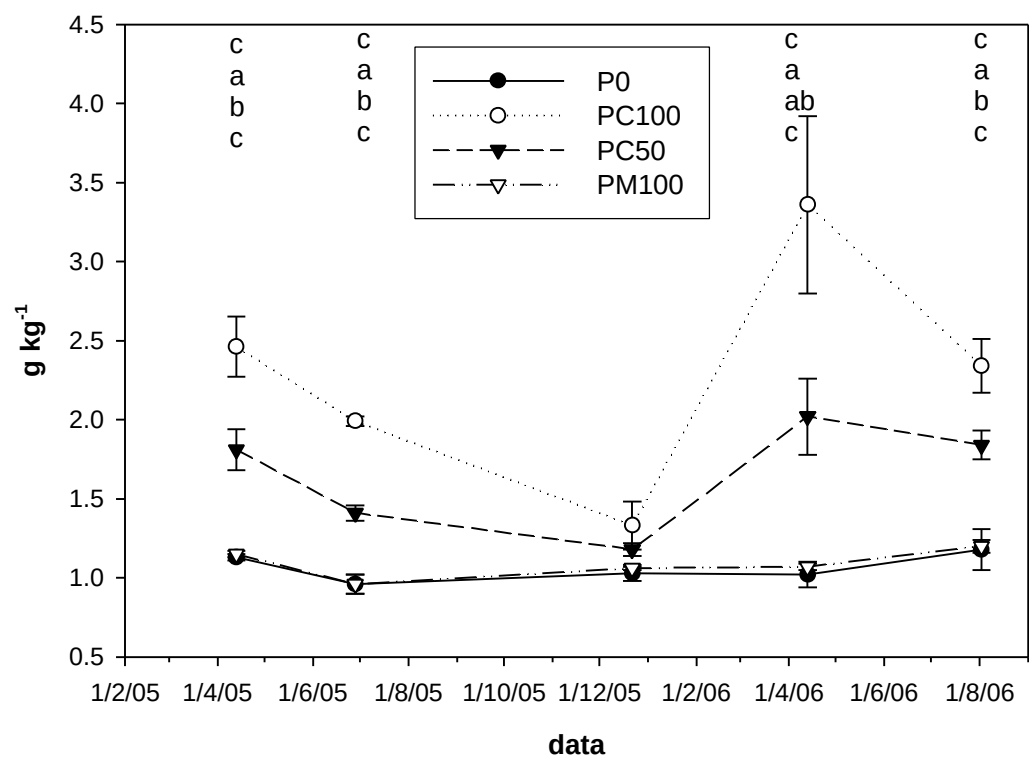


Fig.43- Contenuto di azoto totale nello strato di terreno 0-15 cm.
Valore medio ± err.st., valori contraddistinti da una lettera differente sono statisticamente differenti per P<0,05 (test di Duncan)

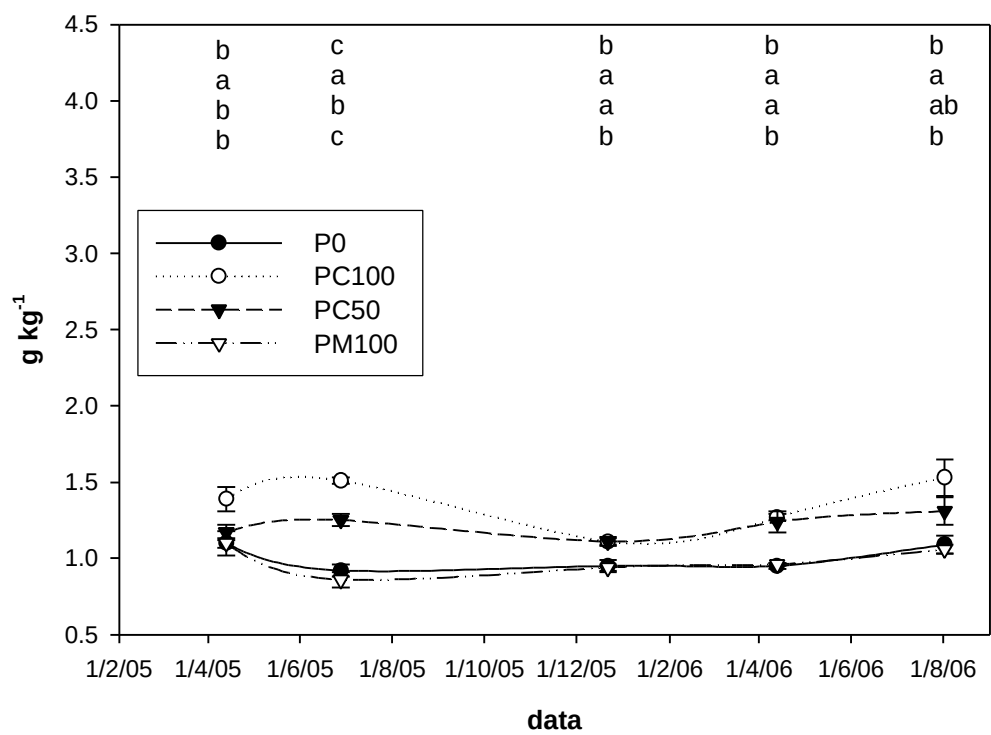


Fig.44- Contenuto di azoto totale nello strato di terreno 15-30 cm.
Valore medio ± err.st., valori contraddistinti da una lettera differente sono statisticamente differenti per P<0,05 (test di Duncan)

4.21.2 Azoto minerale (N-NH_4^+ e N-NO_3^-)

L'andamento del contenuto di azoto minerale sotto forma ammoniacale nello strato 0-15 cm è visibile nella figura 45..

Osservando i dati si evidenzia come le tesi P0, PC100 e PC50 avessero un comportamento sostanzialmente identico. Nelle tesi P0, PC100 e PC50 appare una forte riduzione nel periodo primaverile-estivo del primo anno seguito da un periodo di lieve incremento che raggiunge il massimo in inverno per proseguire, dopo una lieve riduzione, con un incremento nella primavera del secondo anno. All'analisi statistica non si presentano differenze significative tra le tesi nelle differenti date di campionamento ad eccezione di quelle estreme. Il 13/04/05 le tesi PC100, PC50 e P0 avevano un contenuto di N-NH_4^+ non dissimile tra di loro pari ad un valore medio di $3,65 \text{ mg kg}^{-1}$, mentre la tesi PM100 aveva un valore inferiore del 78% circa, pari a $0,81 \text{ mg kg}^{-1}$. E' da notare la considerevole variabilità dei risultati ottenuti tra le ripetizioni della stessa tesi, con valori del CV compreso tra 0,30 e 0,21. Il 28/06/05, 22/12/05 e 13/04/06 non vi erano apprezzabili differenze statisticamente significative tra le tesi, con un valore medio rispettivamente di, 0,87 0,97 e $0,74 \text{ mg kg}^{-1}$. Anche in questo caso vi era considerevole variabilità tra le ripetizioni, con valori del CV compresi tra 0,40 e 0,67. Il 2/08/06 la tesi PM100 presentava il contenuto più alto di N-NH_4^+ con un valore di $3,47 \text{ mg kg}^{-1}$. Le tesi PC100 e PC50, non significativamente differenti tra di loro, avevano un contenuto inferiore del 50% rispetto a PM100 con un valore medio di $1,72 \text{ mg kg}^{-1}$. La tesi P0, con un valore di $2,19 \text{ mg kg}^{-1}$, si collocava in una posizione intermedia.

Nello strato 15-30 cm la situazione è molto simile a quella registrata per lo strato più superficiale. Anche qui, ad eccezione del 28/06/05, non si registravano differenze statisticamente significative tra le tesi messe a confronto, complice anche una notevole variabilità tra le ripetizioni, con valori del CV compresi tra 0,14 e 0,68. Sostanzialmente per tutte le tesi si registrava una progressiva riduzione durante il primo anno di sperimentazione che raggiungeva il minimo il 22/12/05. Successivamente si aveva un aumento fino al termine del ciclo colturale del secondo anno. Particolare è l'andamento della tesi PC100 nel secondo anno di sperimentazione che faceva registrare una tendenza inversa a quella delle altre tesi. Più nello specifico si aveva un contenuto medio di N-NH_4^+ di 2,1, 0,56, 0,33, 0,4, e 0,9 rispettivamente per il campionamento effettuato il 13/04/05, 28/06/05, 22/12/05, 13/04/06 e 2/08/06.

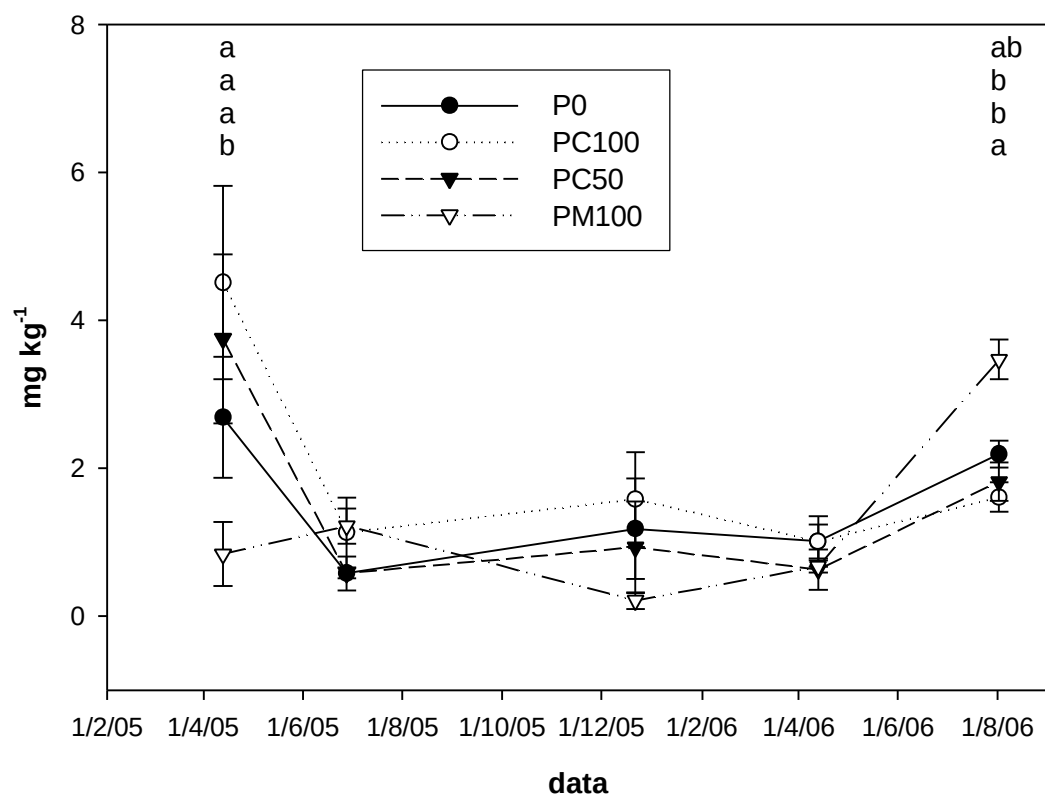


Fig.45- Contenuto di azoto ammoniacale nello strato di terreno 0-15 cm. Valore medio $\pm$ err.st., valori contraddistinti da una lettera differente sono statisticamente differenti per $P=0,05$ (test di Duncan)

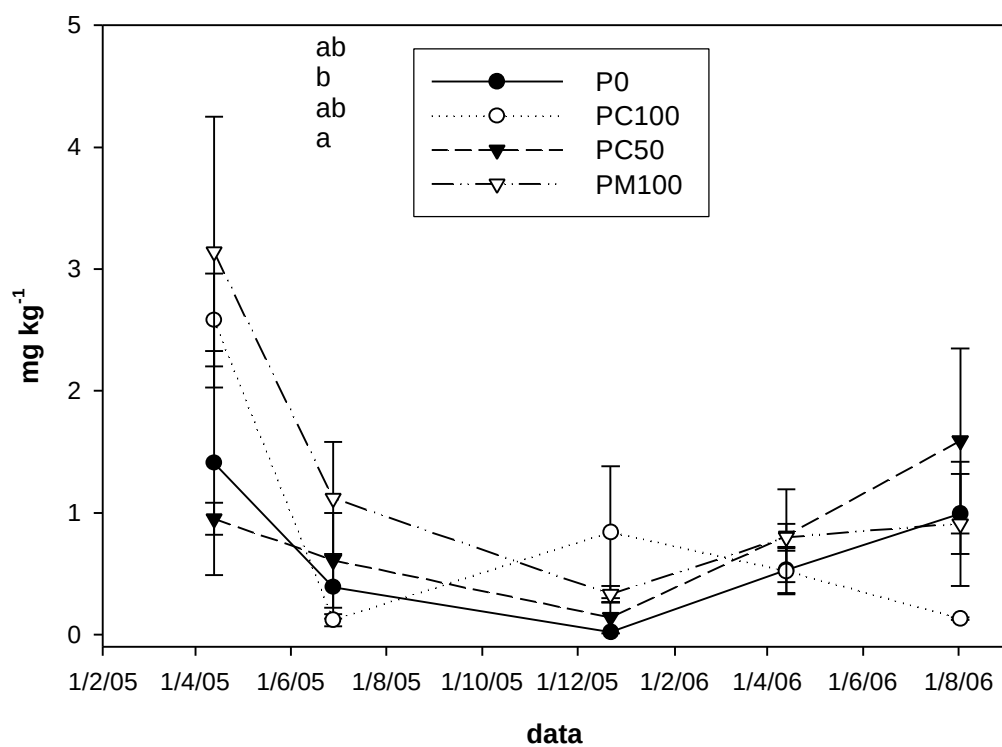


Fig.46- Contenuto di azoto ammoniacale nello strato di terreno 15-30 cm. Valore medio $\pm$ sem, valori contraddistinti da una lettera differente sono statisticamente differenti per $P=0,05$ (test di Duncan)

I risultati del contenuto di N-NO_3^- nello strato 0-15 cm sono visibili nella figura 47. Come si osserva i valori iniziali erano simili. L'andamento nel tempo delle tesi PC100 e P0 era molto simile con una fase di crescita nel primo anno che raggiungeva i valori massimi in autunno seguiti da una seconda fase invernale dove i valori si riducevano progressivamente fino a raggiungere un punto minimo all'inizio del ciclo colturale del secondo anno. Nel periodo primaverile-estivo successivo si registra un aumento. La tesi PM100 faceva registrare un progressivo aumento di concentrazione che raggiungeva il valore massimo nell'inverno a cavallo dei due cicli colturali. Successivamente con il periodo primaverile si notava una leggera tendenza alla riduzione. La tesi PC50 non faceva registrare dei sostanziali cambiamenti fino al sopraggiungere della primavera del secondo ciclo colturale durante la quale si evidenziava un notevole incremento di concentrazione. In particolare, il 13/04/05 non si avevano differenze statisticamente significative tra le tesi a confronto con un valore medio per tutte le tesi di $9,8 \text{ mg kg}^{-1}$. Il 28/06/05 le tesi P0 e PC100 non manifestavano differenze significative con un valore medio di $34,12 \text{ mg kg}^{-1}$, mentre la tesi PC50 aveva un valore inferiore del 88% con un valore di $3,88 \text{ mg kg}^{-1}$. La tesi PM100 con un valore di $14,99 \text{ mg kg}^{-1}$ si poneva in una situazione intermedia. Il 22/12/05 non si manifestavano differenze significative tra tutte le tesi anche se il valore della tesi PC50 era l'80% inferiore alla media delle tesi PC100, P0 e PM100, rispettivamente $6,79$ e $35,38 \text{ mg kg}^{-1}$. Questo comportamento era associato ad una considerevole variabilità tra le ripetizioni con valori di CV compresi tra 0,28 e 0,40. Situazione analoga si aveva il 13/04/06 quando non si registravano differenze significative tra tutte le tesi a confronto, anche se il valore della tesi P0 era il 93% inferiore alla media delle tesi PC100, PC50 e PM100.. Questo comportamento era associato ad una considerevole variabilità tra le ripetizioni con valori di CV compresi tra 0,26 e 0,58. Il 2/08/06 la tesi PC50 evidenziava il più alto contenuto di N-NO_3^- con un valore di $100,46 \text{ mg kg}^{-1}$, mentre il valore medio delle altre tesi, statisticamente non differenti tra di loro, era di $30,61 \text{ mg kg}^{-1}$ il 70% inferiore alla tesi PC50.

Nello strato 15-30 cm (Fig.48) si osservava un andamento nel tempo simile per le tesi P0, PC50 con una iniziale fase primaverile di incremento nel contenuto di N-NO_3^- , seguita da una fase di progressiva riduzione dall'estate del primo anno fino alla primavera del secondo anno. Successivamente, con il procedere del ciclo colturale, si osservava un progressivo aumento. La tesi PC50 manifestava lo stesso andamento delle tesi precedenti anche se con un anticipo di circa due mesi. La tesi PC100 aveva un andamento esattamente opposto rispetto a quanto osservato per le altre tesi fino al periodo invernale a cavallo dei due cicli colturali, per poi proseguire come le altre

tesi Più in dettaglio il 13/04/05 le tesi PC100 e PC50, non differenti tra di loro, avevano un valore di N-NO_3^- di $37,73 \text{ mg kg}^{-1}$, mentre le tesi P0 e PM100 avevano un contenuto inferiore del 69% pari a $11,66 \text{ mg kg}^{-1}$. Il 28/06/05 la tesi P0 e PC50 avevano un valore medio di $45,57 \text{ mg kg}^{-1}$. La tesi PC100 aveva un contenuto di N-NO_3^- inferiore del 72% con $12,71 \text{ mg kg}^{-1}$, mentre la tesi PM100 aveva un valore intermedio con $29,26 \text{ mg kg}^{-1}$. Il 22/12/05 non si registravano differenze tra le tesi con un valore medio di N-NO_3^- pari a $34,37 \text{ mg kg}^{-1}$. Stessa situazione si aveva il 13/04/06 con un valore medio di $16,53 \text{ mg kg}^{-1}$. Il 2/08/06 il valore di N-NO_3^- della tesi PC100 era di $88,85 \text{ mg kg}^{-1}$, mentre i valori delle tesi PC50, P0 e PM100 erano rispettivamente di 61,2, 45,03 e $52,25 \text{ mg kg}^{-1}$ ma non significativamente differenti tra di loro. Questo comportamento era associato ad una variabilità tra le misure effettuate tra le ripetizioni della stessa tesi alta con valori di CV compresi tra 0,12 e 0,29.

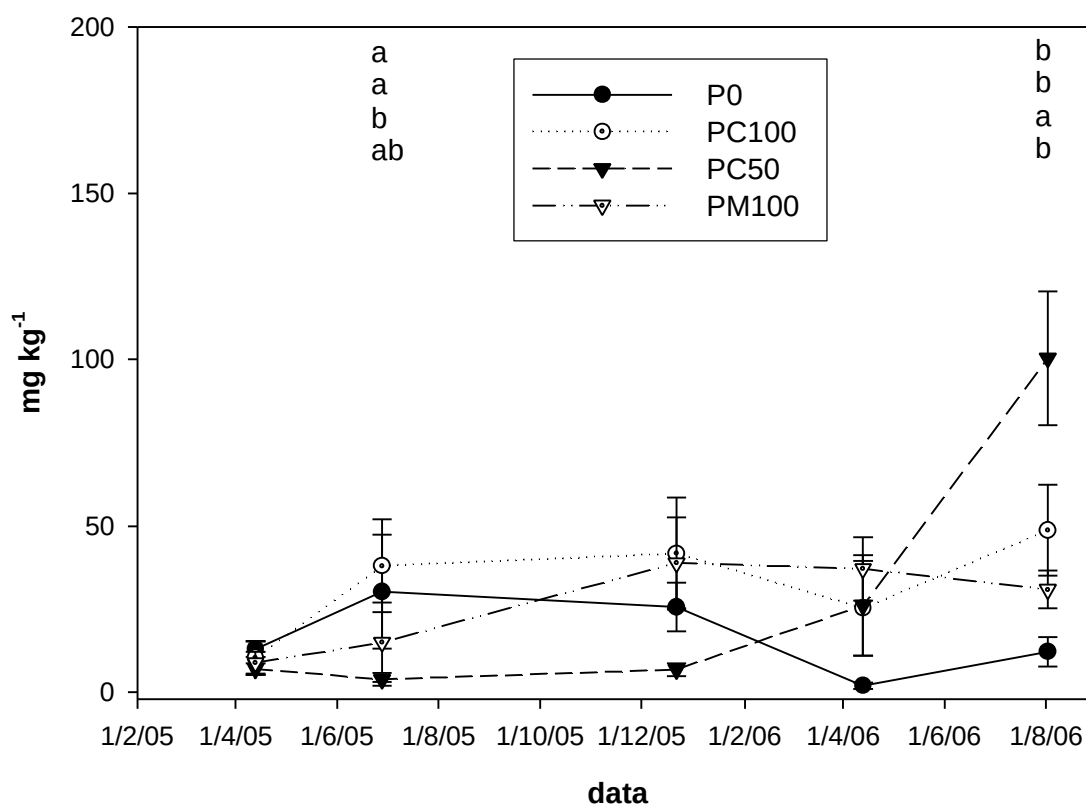


Fig.47- Contenuto di azoto nitrico nello strato di terreno 0-15 cm.
Valore medio $\pm$ err.st., valori contraddistinti da una lettera differente sono statisticamente differenti per $P < 0,05$ (test di Duncan)

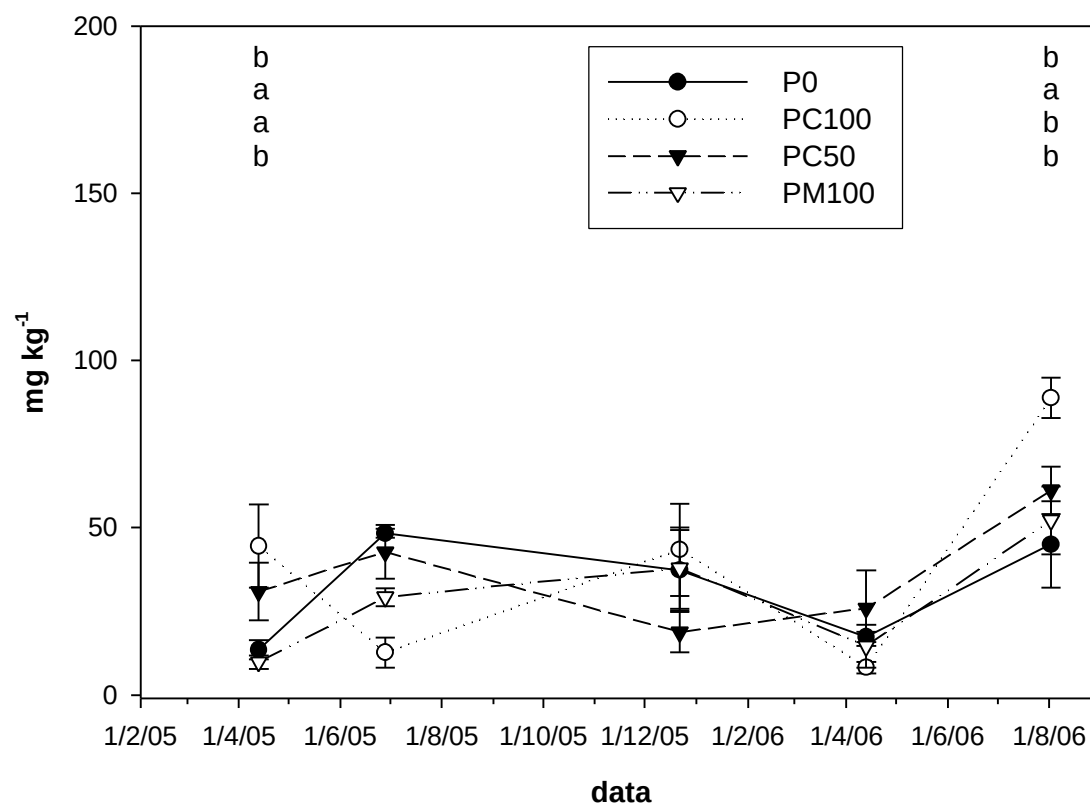


Fig.48- Contenuto di azoto nitrico nello strato di terreno 15-30 cm. Valore medio $\pm$ err.st, valori contraddistinti da una lettera differente sono statisticamente differenti per $P < 0,05$ (test di Duncan)

4.24.3- Azoto organico (N-org)

I risultati e l'andamento del contenuto di N-org sono sostanzialmente analoghi a quelli dell'N-tot e pertanto sono riportati nelle seguenti figure 49 e 50 senza ulteriori commenti

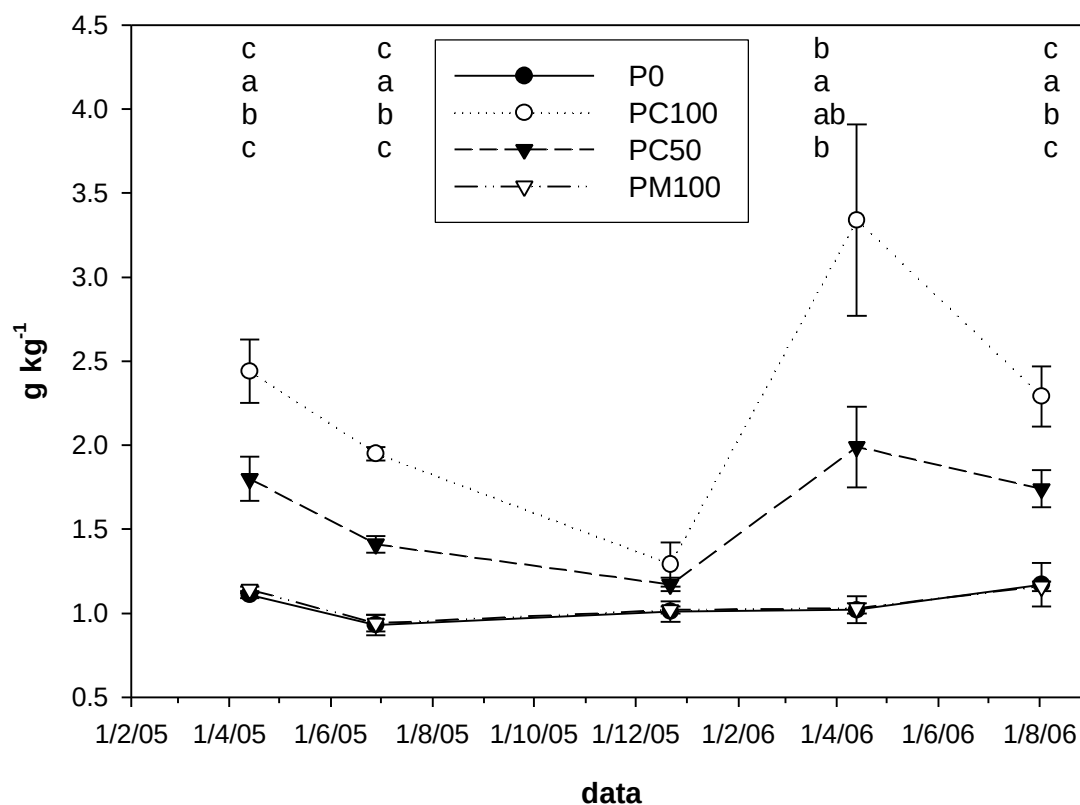


Fig.49- Contenuto di azoto organico nello strato di terreno 0-15 cm.
Valore medio $\pm$ err.st., valori contraddistinti da una lettera differente sono statisticamente differenti per $P=0.05$ (test di Duncan)

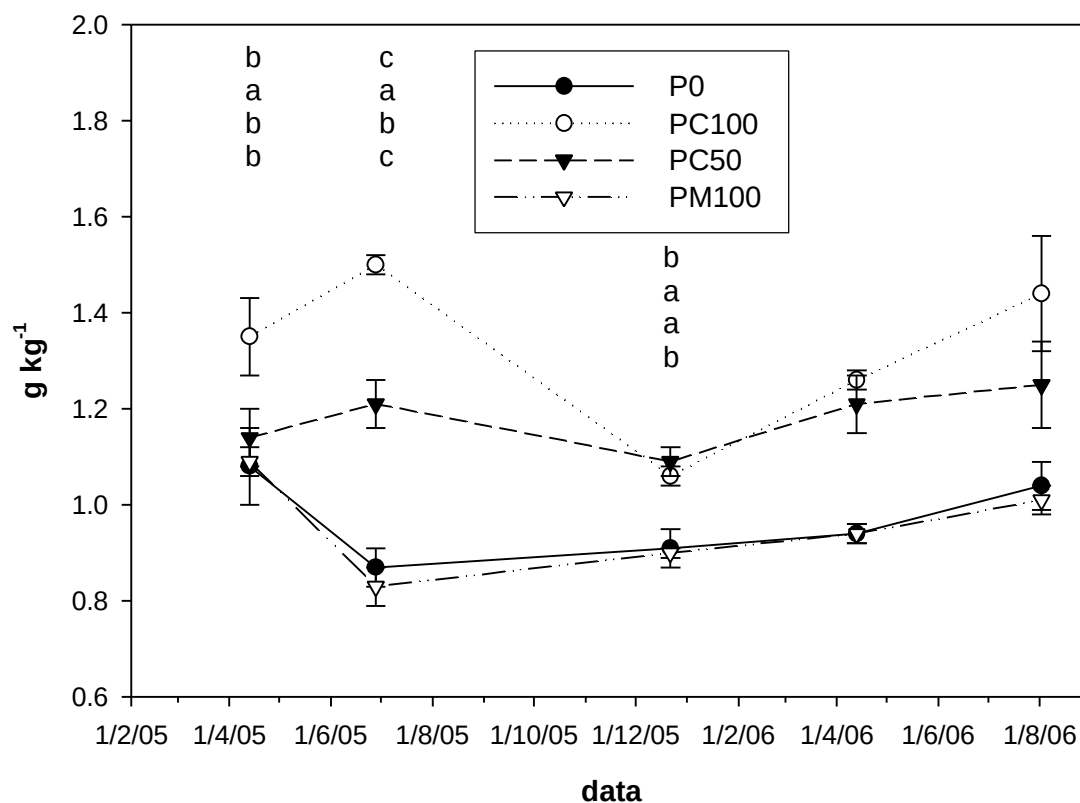


Fig.50- Contenuto di azoto organico nello strato di terreno 15-30 cm.
Valore medio $\pm$ err.st., valori contraddistinti da una lettera differente sono statisticamente differenti per $P<0,05$ (test di Duncan)

Se il contenuto in N-org misurato sul peso del terreno veniva rapportato alla superficie di riferimento (ettaro) mediante l'utilizzo delle misure della densità apparente del suolo e della profondità dello strato di terreni interessato si ottenevano i valori riportati nella tabella 31.

Tab.31- Contenuto di azoto organico del suolo, valore medio $\pm$ err.st. (Mg ha^{-1}). Valori contraddistinti da lettere uguali non differiscono per $P < 0,05$ (test Duncan)

Data	Prof. (cm)	P0			PC100			PC50			PM100		
13/04/05	0-15	0,99	$\pm$ 0,04	b	2,18	$\pm$ 0,30	a	2,18	$\pm$ 0,15	a	1,07	$\pm$ 0,04	b
13/04/05	15-30	1,74	$\pm$ 0,11	a	1,91	$\pm$ 0,08	a	1,64	$\pm$ 0,11	a	1,74	$\pm$ 0,09	a
28/06/05	0-15	0,83	$\pm$ 0,06	b	1,72	$\pm$ 0,13	a	1,73	$\pm$ 0,19	a	0,89	$\pm$ 0,06	b
28/06/05	15-30	1,40	$\pm$ 0,08	c	2,14	$\pm$ 0,07	a	1,74	$\pm$ 0,03	b	1,33	$\pm$ 0,11	c
23/12/05	0-15	1,14	$\pm$ 0,09	a	1,44	$\pm$ 0,25	a	1,33	$\pm$ 0,07	a	1,07	$\pm$ 0,01	a
23/12/05	15-30	1,09	$\pm$ 0,05	a	1,13	$\pm$ 0,02	a	1,18	$\pm$ 0,04	a	1,07	$\pm$ 0,04	a
13/04/06	0-15	1,39	$\pm$ 0,12	b	3,96	$\pm$ 0,70	a	2,74	$\pm$ 0,44	ab	1,32	$\pm$ 0,14	b
13/04/06	15-30	1,65	$\pm$ 0,09	c	2,19	$\pm$ 0,03	a	1,95	$\pm$ 0,06	b	1,67	$\pm$ 0,05	c
02/08/06	0-15	1,63	$\pm$ 0,29	b	2,70	$\pm$ 0,21	a	2,36	$\pm$ 0,09	a	1,49	$\pm$ 0,15	b
02/08/06	15-30	1,83	$\pm$ 0,06	b	2,50	$\pm$ 0,21	a	2,00	$\pm$ 0,10	b	1,80	$\pm$ 0,07	b

Il 13/04/05 il contenuto di N-org nello strato di terreno di 0-15 cm era statisticamente non differente nelle tesi fertilizzate con il compost, con un valore medio di $2,18 \text{ Mg ha}^{-1}$, mentre le tesi P0 e PM100, statisticamente non differenti tra di loro, avevano un contenuto di N-org inferiore del 53% circa con un valore di $1,03 \text{ Mg ha}^{-1}$. Nello strato 15-30 cm non si avevano differenze statisticamente significative tra le tesi con un valore medio di $1,76 \text{ Mg ha}^{-1}$. Il 28/06/05 nello strato più superficiale non si avevano differenze tra le tesi PC100 e PC50, con un valore medio di $1,72 \text{ Mg ha}^{-1}$, mentre il valore medio delle tesi P0 e PM100 era di $0,86 \text{ Mg ha}^{-1}$ inferiore del 50% circa. Nello strato più profondo il contenuto di N-org era superiore nella tesi PC100 con $2,14 \text{ Mg ha}^{-1}$, mentre nella tesi PC50 era inferiore del 18% con un valore di $1,74 \text{ Mg ha}^{-1}$. Le tesi P0 e PM100, statisticamente non differenti, avevano un valore di N-org inferiore del 36% circa rispetto alla tesi PC100 (valore medio $1,36 \text{ Mg ha}^{-1}$). Il 22/12/05 il quantitativo di N-org presente nel terreno delle differenti tesi non era statisticamente diverso per tutti e due gli strati interessati. Nello strato 0-15 cm il valore medio era di $1,25 \text{ Mg ha}^{-1}$, mentre nello strato 15-30 cm il valore medio era leggermente inferiore con $1,12$

Mg ha⁻¹. Il 13/04/06 il valore più alto si aveva sempre nella tesi PC100 con 3,96 Mg ha⁻¹, mentre il valore più basso si otteneva nelle tesi P0 e PM100 inferiore del 67% circa dal valore della tesi PC100 (1,36 Mg ha⁻¹). La tesi PC50 faceva registrare un valore intermedio (2,74 Mg ha⁻¹). Nello strato 15-30 cm la tesi PC100 aveva un valore di N-org di 2,19 Mg ha⁻¹, la tesi PC50 di 1,95 Mg ha⁻¹ (-11%) ed le tesi P0 e PM100, non differenti tra di loro, un valore medio di 1,66 Mg ha⁻¹. Il 2/08/06 nello strato di terreno più superficiale le tesi PC100 e PC50 non erano differenti statisticamente con un valore medio di 2,53 Mg ha⁻¹, le tesi P0 e PM100 un valore di 1,57 Mg ha⁻¹ inferiore del 38% circa. Nello strato più profondo le tesi P0, PM100 e PC50 non erano differenti tra di loro con un valore medio di 1,88 Mg ha⁻¹ inferiore del 25% rispetto al valore della tesi PC100 pari a 2,50 Mg ha⁻¹.

Se sommiamo i valori del contenuto di N-org dei due strati di terreno analizzati per le date di campionamento estreme del primo e del secondo anno ed andiamo a calcolare il tasso di mineralizzazione dell'azoto organico (NMR) otteniamo i valori riportati nella tabella 32

Tab.32- Variazione del contenuto di N-org (Mg ha⁻¹) e valori del NMR (%)

Data	P0	PC100	PC50	PM100
13/04/2005	2,72	4,09	3,82	2,81
22/12/2005	2,24	2,57	2,51	2,14
13/04/2006	3,04	6,15	4,69	3,00
02/08/2006	3,46	5,,20	4,36	3,29
NMR 2005	17,8	37,2	34,5	23,8
NMR 2006	- 13,8	15,3	7,0	- 9,6

I risultati del NMR evidenziavano un tasso di mineralizzazione dell'N-org sostanzialmente simile per le due tesi PC100 e PC50 nel primo periodo di sperimentazione (249 giorni) e di un valore doppio per la tesi PC100 nel secondo periodo (109 giorni). Se però si considera anche il tempo trascorso tra le due date di campionamento e si calcola il valore giornaliero di NMR si ottengono dei valori molto simili tra i due anni. Infatti i valori giornalieri di NMR per il 2005 sono 0,07, 0,15, 0,14 e 0,10 rispettivamente per P0, PC100, PC50 e PM100. Mentre per il 2006 i valori di NMR sono rispettivamente di -0,13, 0,14, 0,06 e -0,09 per P0, PC100, PC50 e PM100. Nel 2006 si

evidenziavano dei valori negativi per i terreni delle tesi P0 e PM100, sintomo della presenza di processi d'immobilizzazione di N-org.

Discussione

1. Sviluppo della coltura

L'analisi dei risultati sullo sviluppo della coltura di patata, sottoposta a differenti modalità di fertilizzazione con compost e con concime minerale di sintesi, non ha sostanzialmente rivelato un diverso comportamento nei due anni di sperimentazione. Ciò suggerisce che il compost, alle dosi con cui è stato apportato, è riuscito a soddisfare il fabbisogno di elementi nutritivi della coltura. Questi dati confermavano quanto riportato ampiamente in letteratura circa le potenzialità fertilizzanti del compost (Erhalt et al., 2005; Hattl et al., 2003; He et al., 2000; Gercke et al., 1999). E' stato tuttavia possibile osservare qualche piccola differenza tra le tesi. Nel primo anno le piante fertilizzate con il solo compost hanno sviluppato una copertura del suolo ed un LAI inferiori rispetto a quelli delle tesi fertilizzate totalmente o parzialmente con il concime minerale di sintesi (PM100 e PC50) specialmente nei primi 40-50 giorni dopo l'emergenza. Il minor sviluppo delle piante della tesi PC100 nel corso del primo anno ha determinato anche una temporanea riduzione nella produzione di biomassa secca intorno a 35-40 giorni dall'emergenza. Con il procedere dello sviluppo tale riduzione è stata tuttavia recuperata, cosicché a 60-70 giorni dall'emergenza non si evidenziavano più differenze di biomassa epigea tra le diverse tesi.

Nel secondo anno la situazione si è invertita, con uno sviluppo della copertura vegetale più anticipato e di maggiore entità nelle piante della tesi PC100 rispetto a quelle delle tesi PC50 e PM100. Ma con il procedere dello sviluppo queste differenze sono state progressivamente recuperate dovuto anche ad un anticipo della fase di senescenza delle piante della tesi PC100.

Queste differenze di sviluppo possono essere spiegate con la minore attività di mineralizzazione, dovuta probabilmente al minor contenuto di acqua nei primi 0-15 cm di suolo, che si è registrata nel terreno nelle diverse tesi, nei 20-40 giorni successivi alla distribuzione del compost (vedi Fig. 24). Infatti la tesi PC100, P0 e PM100 avevano un contenuto medio di $0,15 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ inferiore del 26-30% rispetto alla tesi PC50 con $0,21 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$. L'attività metabolica di mineralizzazione dei microrganismi nel suolo è infatti fortemente condizionata dal suo contenuto idrico (Rossi et al., 1992). Kruse et al., (2004) riportano una differenza di circa il 60% nella mineralizzazione del N proveniente da compost, tra terreni mantenuti in condizioni di umidità costante e terreni soggetti a cicli di

variazioni del contenuto idrico. Questa minore attività di mineralizzazione ha probabilmente limitato meno le piante della tesi PC50 che potevano usufruire di azoto già in forma inorganica. Nel secondo anno l'irrigazione è stata più omogenea tra i trattamenti e probabilmente, grazie anche ad l'alto contenuto di sostanza organica presente nel suolo (Fig. 49) ed alle temperature più alte, si è determinata una maggiore disponibilità di nutrienti nella tesi PC100 dovuta all'attività di mineralizzazione, confermato dagli alti valori di emissione di CO₂ dal suolo registrati. Infatti a 35 giorni dalla distribuzione del compost (19/04/06) la tesi PC100 aveva un valore di 1,14 g C m⁻² giorno⁻¹ mentre la tesi PC50 un valore inferiore del 57,3% (0,49 g C m⁻² giorno⁻¹).

Al termine del primo ciclo si è registrato un quantitativo più basso, del 20% circa, statisticamente significativo, di tuberi prodotti nella tesi PC100 rispetto alla tesi PM100 (Fig 29-30). Mentre nel secondo anno non si evidenziano differenze significative (Fig. 36-36).

Complessivamente i livelli produttivi raggiunti sono stati paragonabili, per il primo anno, a quelli che si trovano in letteratura, e leggermente superiori a questi, per il secondo anno (Li et al., 2003; Hay e Walker 1989). Relativamente alla qualità dei tuberi prodotta, intesa come classi dimensionali, si è osservata una più alta presenza di tuberi di diametro maggiore nelle tesi PC50 e PM100 nel primo anno ed una sostanziale uguaglianza tra tutte le tesi nel secondo anno.

L'andamento del contenuto di carbonio organico (OC) negli organi epigei della pianta non ha evidenziato differenze significative tra le tesi nei due anni di sperimentazione e ha manifestato un andamento del tutto simile a quello riportato in letteratura per la sostanza secca (Kolbe et al., 1997; Vos 1995). Infatti nelle foglie e nei fusti il contenuto di OC è aumentato progressivamente nei giorni seguenti l'emergenza, mentre nei tuberi l'andamento si è mostrato opposto, e differente da quanto comunemente riportato in letteratura (Gianquinto e Bona 2000).

La ripartizione degli assimilati tra gli organi, così come definita da MacKerron (1992), non è risultata differente tra le tesi a confronto con valori di harvest index (HI) pari a 0,82 e 0,83 per l'ultimo campionamento intermedio, rispettivamente a 72 (anno 2005) e a 66 (anno 2006) giorni dall'emergenza. Alla fine del ciclo colturale di tutti e due gli anni il contenuto di OC è risultato significativamente più basso nei tuberi della tesi P0 rispetto a quello della tesi PC50 e PM100, mentre la tesi PC100 ha mostrato un contenuto intermedio.

Il contenuto di azoto totale nella biomassa delle piante è apparso più alto nelle foglie e nei fusti rispetto ai tuberi in entrambi gli anni di sperimentazione. Durante lo sviluppo della coltura il contenuto di azoto nelle foglie e nei fusti si è ridotto progressivamente, in accordo con quanto riportato in letteratura (Gianquinto e Bona 2000; Kolbe et al., 1997). Sia nel primo che nel secondo anno il contenuto di azoto nella biomassa epigea della tesi PC100 è risultato sempre inferiore a quello della tesi PM100, e talvolta anche della tesi PC50.

Nei tuberi si è osservato un comportamento differente nei due anni. Nel primo anno si è assistito ad un incremento in azoto, in accordo con quanto rilevato in letteratura (Gianquinto e Bona 2000), mentre nel secondo anno, partendo da un valore iniziale più elevato, si è passati ad una lieve diminuzione a 65 giorni dall'emergenza, seguita da un incremento nella fase terminale del ciclo. Tale comportamento è stato riscontrato per tutte le tesi confrontate.

Il rapporto tra il contenuto percentuale di azoto totale e il contenuto percentuale di sostanza secca è risultato sostanzialmente in linea con i dati che si ricavano dalla letteratura. Per i tuberi raccolti al termine del ciclo colturale questo rapporto è inferiore nelle tesi PC100 (0,052-0,060) e P0 (0,055-0,054) rispetto alla tesi PM100 (0,060-0,073) in entrambi gli anni di sperimentazione.

Il minor contenuto di azoto registrato nel corso primo anno nella biomassa delle piante della tesi PC100 può far supporre che l'azoto apportato con il compost non fosse prontamente disponibile per l'assorbimento delle piante. Tale supposizione è stata confortata dai bassi valori degli indici di efficienza dell'uso dell'azoto distribuito relativi al primo anno (Tab. 18). Le analisi del contenuto di azoto inorganico hanno confermato sufficientemente questa ipotesi (Figg. 45, 46, 47 e 48). Questi dati porterebbero a pensare che vi sia stato uno sfasamento tra la richiesta della coltura ed il rilascio dell'azoto in forma disponibile da parte del terreno.

Nel secondo anno, le alte rese produttive, l'incremento degli indici di efficienza dell'uso dell'azoto, come l'uso apparente dell'azoto proveniente dal fertilizzante (Unf), il recupero apparente dell'azoto (NRE) ed l'efficienza dell'uso dell'azoto (Nuef) nonché i risultati sul contenuto di azoto inorganico presente all'inizio del ciclo colturale fanno ritenere che la dotazione di azoto del terreno fosse sufficiente a sostenere la produzione della coltura. Nonostante ciò il contenuto di azoto nella biomassa vegetale totale prodotta è risultato sempre inferiore nelle piante della tesi PC100 rispetto a quelle della tesi PM100. Questo comportamento può essere spiegato ipotizzando un minor assorbimento di azoto da parte delle piante della tesi PC100 e/o con l'anticipo della fase di senescenza che avrebbe limitato l'assorbimento ed il successivo trasferimento dei metaboliti e dei composti azotati verso i tuberi. La ripartizione del contenuto di azoto a 65 giorni dall'emergenza (anno 2006) nelle piante della tesi P0 e PC100, mette in evidenza come il contenuto di N fosse più alto nella parte epigea e più basso nei tuberi nella tesi P0 rispetto alla tesi PC100. La situazione si invertiva per le piante della tesi PC100. Confrontando il contenuto di azoto nei tuberi raccolti a 65 e 86 giorni dall'emergenza (anno 2006) delle tesi P0 e PC100 si osserva che questo è aumentato nel tempo per la tesi P0 mentre è rimasto sostanzialmente invariato per la tesi PC100. Nei 21 giorni che separano le due raccolte di tuberi le piante della tesi P0 avrebbero trasferito parte dell'N contenuto nella parte epigea ai tuberi, cosa che non sarebbe avvenuta per le piante della tesi PC100. La stessa dinamica registrata per la tesi P0 si sarebbe realizzata anche per le piante delle rimanenti tesi.

Sfortunatamente durante questa sperimentazione non si è fatto in modo di raccogliere la biomassa epigea al termine del ciclo colturale il cui contenuto in OC e N avrebbe potuto fornire un indicazione più precisa sulla ripartizione degli assimilati e dell'azoto nell'intera pianta.

2- Il terreno

I risultati ottenuti dall'analisi del terreno hanno confermato quanto riportato ampiamente in letteratura circa il ruolo che il compost può svolgere nell'incremento del contenuto di sostanza organica del suolo (Amlinger et al., 2003; Hartl et al. 2003). Il contenuto di C del suolo al termine della sperimentazione è aumentato rispetto alla situazione iniziale per le tesi PC100 e PC50 (rispettivamente di 21,43 e 9,31 Mg ha⁻¹), mentre è diminuito per la tesi PM100 (-2,91 Mg ha⁻¹), se confrontati con la tesi P0.

L'andamento, nei due anni, del contenuto di carbonio organico (OC) nel terreno delle tesi PC100 e PC50 ha evidenziato un notevole incremento di OC subito dopo la distribuzione del compost in campo, seguito da una fase di progressiva riduzione. I dati raccolti ci hanno mostrato inoltre che lo strato maggiormente interessato all'accumulo di OC da compost era quello più superficiale (0-15 cm). Evidentemente limitate lavorazioni del terreno effettuate durante la sperimentazione non sono state in grado di uniformare sufficientemente la distribuzione del compost nell'intero strato di terreno effettivamente lavorato. L'analisi delle frazioni organiche macroscopiche (FOM) ha evidenziato come queste costituissero una frazione del OC del suolo pari a circa 4,5- 2,5 Mg ha⁻¹ rispettivamente per la tesi PC100 e PC50. Questo risultato è tutt'altro che trascurabile data la generale necessità di aumentare il contenuto di carbonio dei suoli. In meno di due anni, infatti, questa frazione ha determinato un incremento di OC rispettivamente del 6% e 3,5% rispetto ad un contenuto medio di OC presente nel suolo all'inizio della sperimentazione di 25,2 Mg ha⁻¹. La FOM è importante perché è costituita da sostanze che, passate indecomposte o parzialmente decomposte attraverso il processo di compostaggio, presentano una maggiore resistenza all'attacco microbico e quindi garantiscono una maggiore capacità di sequestrare il C nel tempo.

Comportamento particolare è stato quello dei terreni delle tesi P0 e PM100. L'analisi del OC del suolo ha fatto registrare anche per questi terreni un lieve incremento di SOC durante i due anni di sperimentazione nonostante non fossero stati oggetto di alcuna fertilizzazione organica. Il bilancio del C elaborato ha indicato effettivamente come per il terreno della tesi PM100 si registrasse un lieve incremento del contenuto di OC del suolo, mentre in disaccordo con l'evidenza analitica per il terreno della tesi P0, una lieve mineralizzazione.

Al compost sono riconosciuti effetti di miglioramento delle caratteristiche fisiche e biologiche del suolo (Giusquiniani et al., 1995). Anche se non sono stati registrati cambiamenti significativi nella

densità apparente del suolo è probabile che le elevate dosi di compost distribuite durante i due anni di sperimentazione possano avere influenzato direttamente o indirettamente la crescita dell'apparato radicale della patata (Opera e Porter, 1999). In questa sperimentazione non è stato valutato il comportamento dell'apparato radicale, ad esclusione dei tuberi, in risposta alle differenti modalità di fertilizzazione. Questo, oltre a contribuire a rendere meno accurato il bilancio del C, potrebbe in parte spiegare, insieme all'interramento della vegetazione infestante avvenuto nel primo anno di sperimentazione, l'incremento di SOC che si è avuto nei terreni delle tesi P0 e PM100. Utilizzando un rapporto medio tra biomassa radicale ed epigea di 0,08 (Opera e Porter, 1999), si può stimare il quantitativo di OC nella biomassa radicale utilizzando i valori di biomassa epigea rilevati nell'ultimo campionamento, sia per il primo che per il secondo anno. Tenendo conto di questa voce, il quantitativo totale di OC prodotto dalle piante nei due anni di sperimentazione aumenta a 80, 110, 130 e 110 kg ha⁻¹ rispettivamente per le tesi P0, PC100, PC50 e PM100. Di conseguenza il bilancio del carbonio fa registrare un cambiamento del contenuto di OC nel suolo di -0,05, 36,82, 18,79, 0,16, ed un rapporto tra l'evoluzione di CO₂ ed il OC apportato al suolo di 1,05, 0,07, 0,09, e 0,88 rispettivamente per P0, PC100, PC50 e PM100.

Considerando quindi anche la biomassa radicale, i valori stimati di mineralizzazione del compost rimangono invariati (tesi PC100 e PC50), mentre per la tesi P0 siamo molto vicini ad una situazione di pareggio e per la tesi PM100 si registra un lieve incremento di OC.

Il valore medio di mineralizzazione del compost, pari all'8%, risulta leggermente inferiore rispetto a quanto si trova in letteratura da studi condotti sui tassi di mineralizzazione del C in condizioni di laboratorio (Leifeld et al., 2002; Hadas e Portnoy 1997).

Ricerche specifiche realizzate sui flussi di CO₂ mediante l'impiego di compost in condizioni di campo hanno fatto registrare dei valori giornalieri di CO₂ generalmente più elevati rispetto a quelli da noi registrati (Adani e Centemero, 2001; Ginting et al., 2003). Questa differenza può essere spiegata se si considera, oltre alla differente natura del compost utilizzato ed alle differenti condizioni pedoclimatiche, anche dal fatto che questi Autori avevano utilizzato dei sistemi di misura di flussi della CO₂ differenti da quello da noi adottato. Ciò non è un fattore irrilevante, visto che il metodo delle camere chiuse ad alcali (non-steady-state-non-through-flow chambers) presenta la tendenza a sotto stimare i flussi della CO₂ di circa il 4-14% rispetto ad altri metodi (Pumpanen et al 2004; Magid et al., 1997).

I valori misurati del flusso giornaliero della CO₂ emessa dal suolo mediante l'uso della camera con trappola ad alcali ottenuti nella presente sperimentazione sono stati paragonabili a quelli ottenuti con lo stesso sistema di misura in condizioni di pieno campo in altre ricerche, per esempio finalizzate a valutare gli effetti di una diversa gestione delle lavorazioni del suolo (Franzluebbers et

al., 1995), in studi condotti sugli effetti dell'aggiunta di residui vegetali al suolo in sistemi colturali no-tillage (Duiker e Lal, 2000) e in studi comparativi sull'efficienza di misura della respirazione del suolo di diverse tipologie di camere/trappola (Jensen et al., 1996).

Il valore cumulato di emissione di CO₂ espresso come C ottenuto nella nostra sperimentazione, pari a 2,8, 1,9 e 1,1 Mg ha⁻¹ rispettivamente per PC100, PC50 e P0-PM100 (valore medio) è risultato paragonabile a quanto riportato da Magid et al., (1997) il quale ha riportato un valore di circa 2,9 Mg C ha⁻¹ anno⁻¹ e di 2 Mg C ha⁻¹ anno⁻¹ dovuto rispettivamente all'interramento di 8 e 0 Mg ha⁻¹ di paglia di grano, ed inferiore di circa la metà rispetto a quanto riportato da Franzluebbers et al. (1995) ed Duiker e Lal (2000). Infatti Franzluebbers et al. (1995) riportano un valore medio di circa 5,15, 6,95 e 4,12 Mg C ha⁻¹anno⁻¹ per un terreno lavorato convenzionalmente dove erano stati interrati rispettivamente 5,06, 4,57 e 4,5 Mg ha⁻¹ di residui di sorgo, grano e soia. Duiker e Lal (2000) hanno riferito un valore medio annuo di 6,63 e 3,84 Mg C ha⁻¹anno⁻¹ dovuto rispettivamente all'interramento di 8 e 0 Mg ha⁻¹ di paglia di grano.

Tali differenze sono probabilmente attribuibili, oltre che alle differenti condizioni pedoclimatiche, alla diversa natura della matrice organica interrata, intesa come rapporto C/N, contenuto in lignina e tasso di umificazione(HR), fattori questi che incidono in maniera determinante sul processo di degradazione della matrice organica. Infatti il compost da noi utilizzato aveva un rapporto C/N ed un HR attestanti la presenza di una matrice organica matura e stabile, sostanzialmente differente da quella dei residui colturali che vengono interrati.

Se calcoliamo l'incremento del contenuto di SOC e di FOM che si è verificato nei due anni di sperimentazione e lo rapportiamo al quantitativo di OC aggiunto al terreno si ottiene una stima dell'efficienza della conversione del carbonio per il periodo in questione (Duiker e Lal, 2002). Il complemento all'unità ci fornisce una valutazione della mineralizzazione del OC che si è realizzata. I risultati di questo calcolo forniscono rispettivamente per la tesi P0, PC100, PC50 e PM100 i valori di -7,71, 0,14, 0,07 e -2,87. Questa misura indiretta delle perdite di OC e quindi della mineralizzazione, confermano quanto osservato nel bilancio del C e cioè che per il terreno delle tesi P0 e PM100 sono stati prevalenti i fenomeni di accumulo di OC, mentre per le tesi PC100 e PC50 i fenomeni di mineralizzazione. E' da notare che con questa metodologia di calcolo la tesi PC100 ha presentato un valore di mineralizzazione superiore del 50% rispetto a quella stimata direttamente, mentre per la tesi PC50 il valore è risultato sostanzialmente uguale. Questo fatto ha rafforzato il convincimento che i risultati ottenuti dalle misure delle emissioni di CO₂ del suolo fossero sottostimati.

Pertanto considerando il valore medio ottenuto dai due diversi metodi di calcolo si ottengono dei valori di mineralizzazione del C del compost del 11% ed 8% rispettivamente per PC100 e PC50.

Tali dati avallano sostanzialmente la scelta fatta all'inizio della sperimentazione, quando, nella redazione del bilancio semplificato dell'elemento N si era ipotizzata una percentuale di mineralizzazione del 10%.

L'analisi dei dati sul contenuto di azoto nel terreno confermano ampiamente quanto osservato in merito ai risultati della resa e della biomassa prodotta dalla patata nelle tesi PC100 e PC50: il compost può essere considerato alla stregua di un concime a lento rilascio capace di soddisfare le esigenze nutritive delle colture (Erhart et al., 2005; Pieruccetti et al., 2005; Hattl et al., 2003; Gerke et al., 1999; Pinamonti F. 1997). Infatti queste analisi evidenziano come il valore più alto di azoto totale sia presente nelle tesi fertilizzate mediante l'impiego del compost. Più che l'efficacia fertilizzante del compost, dato ormai ampiamente condiviso, l'elemento più interessante è stato quello di cercare comprendere meglio la dinamica della mineralizzazione dell'azoto.

L'analisi delle diverse forme di azoto presenti nel terreno ha evidenziato che nelle tesi fertilizzate con il compost l'azoto si trova quasi totalmente nella forma organica il cui contenuto presenta un andamento regolarmente decrescente nel tempo a partire dalla data di interrimento dell'ammendante.

La scelta fatta in questa sperimentazione è stata quella di verificare la possibilità di sostituire completamente la fertilizzazione azotata mediante l'impiego del solo compost. Ciò ha determinato la necessità di distribuire dei quantitativi di compost considerevoli e molto vicini alla data di semina per cercare di limitare il più possibile eventuali effetti di lisciviazione dei nutrienti (Li et al., 1997). I risultati sull'andamento delle forme minerali dell'azoto all'inizio del ciclo colturale hanno mostrato che la forma prevalente di azoto inorganico è quella nitrica, mentre quella ammoniacale appare quantitativamente inferiore. Il dato risulta in linea con quanto si trova in letteratura (Flavel e Murphy, 2006; He et al., 2000). I valori assoluti di nitrati misurati nel primo anno sono variati con range abbastanza ampi durante i due anni di sperimentazione. Per la tesi P0 si aveva un valore iniziale (13/04/05) di 16 kg ha^{-1} ed un valore finale (2/08/06) di 31 kg ha^{-1} con un incremento nel tempo del 190%. La tesi PC100 si aveva un valore iniziale di 37 kg ha^{-1} ed un valore finale di 70 kg ha^{-1} con un incremento nel tempo del 189%. La tesi PC50 si aveva un valore iniziale di 26 kg ha^{-1} ed un valore finale di 92 kg ha^{-1} con un incremento nel tempo del 348%. Ed infine la tesi PM100 che aveva un valore iniziale di 12 kg ha^{-1} ed un valore finale di 54 kg ha^{-1} con un incremento nel tempo del 445%. Questi rientrano sostanzialmente nell'intervallo di valori relativi a sperimentazioni analoghe (Erhart et al., 2005; Amlinger et al., 2003). I valori ottenuti, oltre a confermare la considerevole fertilità iniziale del terreno scelto per la sperimentazione, hanno evidenziato la maggiore disponibilità di azoto nel secondo anno, comportamento già rilevato in altre ricerche di pieno campo di lunga durata (Amlinger et al., 2003). Un aspetto importante rilevato nel secondo

anno, è stata la presenza dei più alti livelli di nitrati nei campioni di terreno (prelevati ad inizio agosto) nello strato 15-30 cm di tutte le tesi sperimentali. Con valori significativamente più alti nella tesi PC100. Questo comportamento era già stato evidenziato in altre ricerche di pieno campo di lunga durata (Amlinger et al., 2003). Questo incremento nel tempo della disponibilità di N era stato spiegato come la combinazione tra l'aumento del potenziale di mineralizzazione del compost presente nel terreno e gli effetti derivanti dall'aggiunta di nuovo compost (Diez e Krauss 1997). Tale dato assume particolare importanza al fine di programmare gli avvicendamenti colturali e limitare le perdite di azoto.

I risultati del calcolo del tasso di mineralizzazione dell'azoto organico (NMR) hanno mostrato un valore medio del 35,9% e del 11,2 % rispettivamente per il primo e per il secondo ciclo colturale. Questi valori sono sostanzialmente in linea con il range di valori che si trovano in letteratura (Amlinger et al., 2005; He et al., 2000; Gerke et al., 1999; Hadas et al. 1997). Tuttavia appare consistente la differenza tra i valori del primo e secondo ciclo colturale.

Il processo di mineralizzazione del compost ed il conseguente rilascio di azoto sono determinati dalla popolazione dei microrganismi presenti nel compost e nel suolo. Tradizionalmente è il rapporto C/N della matrice organica aggiunta al suolo che fornisce delle indicazioni circa la maggiore o minore facilità ad essere degradata (Amlinger et al., 2005; Nicolardot et al., 2001). E' probabile che il differente rapporto C/N dei due compost utilizzati per la sperimentazione possa avere avuto un qualche ruolo nella determinazione del NMR nei due anni. Infatti se utilizziamo il valore del rapporto C/N di 12 come soglia per definire un compost maturo (Bernald et al., 1998), il compost utilizzato nel primo anno (C/N 16,0) poteva considerarsi meno maturo di quello del secondo anno (C/N 13,6). Di conseguenza i processi di mineralizzazione e il successivo rilascio di N sarebbero stati più alti nel primo che nel secondo anno. Oltre al rapporto C/N del compost utilizzato è possibile anche ritenere che nel secondo anno il terreno delle parcelle fertilizzate con il compost si sia arricchito di N derivante dalla mineralizzazione dell'anno precedente, e che questo abbia contribuito ad abbassare il rapporto C/N del suolo riducendo così l'attività di mineralizzazione. Questa spiegazione potrebbe anche ritenersi utile a giustificare la differenza registrata del valore del NMR calcolato per la tesi PC100 e PC50 nel secondo anno. In questo caso l'arricchimento di N sarebbe dovuto alla concimazione minerale di complemento. L'effetto deprimente sulla mineralizzazione derivante dell'aggiunta al compost di concime minerale di sintesi è stata anche osservata da Diaz e Krauss (1997). I risultati delle analisi sul contenuto di azoto e carbonio del terreno ottenuti nel secondo anno di sperimentazione sembrerebbero avvalorare questa spiegazione infatti fanno registrare una riduzione del rapporto C/N ed un aumento nel tempo delle forme sia nitrica che ammoniacale.

Questa spiegazione “classica” in realtà potrebbe non essere completamente valida dal momento che recenti lavori hanno messo in discussione l’effettiva adeguatezza del rapporto C/N come indice di previsione dei processi di mineralizzazione/immobilizzazione dell’azoto presente nel compost.

Flavel e Murphy (2006) hanno suggerito un ruolo determinante più alla qualità del C e dell’N presente nel compost che alla loro quantità. Cambardella et al., (2003) non ha riscontrato nessuna correlazione significativa tra la mineralizzazione netta dell’N e il rapporto C/N dei diversi substrati utilizzati nella sperimentazione costituiti da una miscela di terreno, compost e sabbia.

In questa sperimentazione non si è trovata una correlazione diretta tra la mineralizzazione del carbonio e la mineralizzazione netta dell’N. Il valore calcolato del NMR era più alto del valore calcolato della mineralizzazione del carbonio. Questa disparità tra il tasso di mineralizzazione del C e quello dell’N è già stato osservato da altri ricercatori come da Cambardella et al., (2003) e Kruse et al., (2004) il quale lo ha attribuito ad una differenza nelle comunità microbiche coinvolte nei processi di mineralizzazione/immobilizzazione

La distribuzione in campo di compost porta ad un aumento del contenuto in humus dato che il compost ha un alto contenuto in sostanza organica umificata con un rapporto C/N molto simile a quello dell’humus del suolo. Nel “Reports of the Technical Working Groups Established under the Thematic Strategy for Soil protection” (2004) presentata dalla Commissione Europea si legge con particolare riferimento al Protocollo di Kyoto, che “l’applicazione di sostanza organica (Exogenous Organic Matter) al suolo può contribuire a mantenere o ad incrementare il contenuto di OC permettendo di biosequestrare il carbonio nel suolo”. Il ruolo che il compost può svolgere nelle diverse strategie di sequestro del carbonio è sottolineato da Smith (2004) e da Freibauer et. al. (2004). In questi lavori viene stimata la capacità potenziale di sequestro del carbonio nel suolo della UE determinata dall’utilizzo del compost in $0,38 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$.

Durante la nostra sperimentazione di campo, della durata effettiva di 18,5 mesi, si è registrato un incremento di carbonio del suolo (SOC) pari a circa 21,4 e 9,3 Mg C ha^{-1} , a fronte di un apporto di compost pari a circa 38 e 19 Mg C ha^{-1} rispettivamente per la tesi PC100 e PC50, con una resa media di sequestro di C pari a circa 0,56 e 0,49. Questo valore costituisce rispettivamente circa il 85% ed il 37% di incremento di carbonio nel terreno rispetto al contenuto della tesi non fertilizzata. Il carbonio organico sequestrato lentamente sarà soggetto al processo di mineralizzazione che lo riporterà in atmosfera sotto forma di CO_2 , ma i tempi con cui questo fenomeno si realizzerà dipenderanno molto oltre che dall’andamento climatico, dalle modalità di gestione del suolo (Freibauer et. al. 2004). Se i valori di mineralizzazione da noi stimati (~11%) rimanessero invariati, ipotesi peraltro poco probabile vista la tendenza del tasso di mineralizzazione a ridursi nel tempo

(Amlinger et al 2003), ci vorrebbero circa cinquanta anni per mineralizzare l'intero ammontare di OC apportato al suolo.

I notevoli incrementi di OC del suolo ottenuti in questa sperimentazione devono essere considerati con estremo interesse anche perché realizzati in un arco di tempo limitato, inoltre assumono ancora maggior rilievo se paragonati con i maggiori tempi di incremento del OC che si possono ottenere mediante le tecniche di riduzione delle lavorazioni "conservation tillage", l'altra principale pratica agricola utile ad favorire il sequestro del C (Holland J. M. 2004).

Conclusioni

Il lavoro condotto nell'ambito della sperimentazione effettuata, ha contribuito a mettere in luce alcuni aspetti, che hanno implicazioni di carattere generale, a riguardo dell'utilizzo del compost in colture di pieno campo. E' necessario che tali aspetti siano chiariti per consentire che l'utilizzo di tale ammendante sia efficiente dal punto di vista agronomico e non abbia ripercussioni negative sull'ambiente.

In sintesi la sperimentazione condotta ha verificato che l'utilizzo del bilancio semplificato dell'azoto, così come è stato redatto nel presente lavoro, permette di stimare adeguatamente le dosi di compost da distribuire alla coltura. Utilizzando tali dosi anche la concimazione con solo compost è stata in grado di soddisfare le esigenze nutritive della coltura non determinando riduzioni delle rese produttive rispetto all'impiego del solo concime minerale di sintesi. Ciò conferma quanto riportato ampiamente in letteratura circa le potenzialità in termini di nutrizione minerale delle piante da parte del compost, in aggiunta alle ben note proprietà ammendanti le caratteristiche fisiche e biologiche del suolo.

Nelle produzioni ottenute utilizzando come concime solo compost o 50% compost e 50% concime minerale, i livelli produttivi raggiunti sono stati paragonabili, per il primo anno, a quelli che si trovano in letteratura, e leggermente superiori a questi, per il secondo anno. Si è osservata una più alta presenza di tuberi di diametro maggiore nelle tesi parzialmente o totalmente fertilizzate con concime minerale, nel primo anno ed una sostanziale uguaglianza tra tutte le tesi nel secondo anno.

La distribuzione del compost in pieno campo è una pratica raccomandabile per contribuire ad aumentare il contenuto di carbonio organico nel suolo. Il tasso di mineralizzazione del carbonio nel terreno fertilizzato con compost è risultato pari a circa l'11% circa per i due cicli colturali. Durante la sperimentazione di campo, della durata effettiva di 18 mesi e mezzo, si è registrato un incremento

di carbonio del suolo pari a circa 21,4 e 9,3 Mg C ha⁻¹, a fronte di un apporto di compost pari a circa 38 e 19 Mg C ha⁻¹ rispettivamente per la tesi PC100 e PC50, con una resa media di sequestro di C pari a circa 0,67 e 0,57. Questi risultati sono di estremo interesse, suggerendo il ruolo che il compost può svolgere per contribuire a misure di mitigazione dell'aumento di CO₂ atmosferica, anche perché realizzati in un arco di tempo breve. Il tasso di mineralizzazione dell'azoto nel terreno è risultato del 35% circa il primo anno e dell' 11% nel secondo anno.

I risultati di questa sperimentazione evidenziano la necessità di sviluppare ulteriormente lo studio fin qui condotto. Particolare attenzione dovrà essere posta alla misurazione dei flussi della CO₂ emessi dal suolo in condizioni limitanti di acqua e di temperatura.

Per ottenere dei risultati tecnico-applicativi utili, con validità più generale, sulle dinamiche di immobilizzazione/mineralizzazione dell'azoto e del carbonio nel suolo derivanti dall'uso di compost è essenziale valutare i risultati della sperimentazione in un sistema interpretativo più complesso ed integrato. Un aiuto in questo senso può essere offerto dall'uso di modelli matematici di simulazione delle dinamiche dell'azoto e del carbonio nel sistema suolo-pianta-atmosfera. Le informazioni raccolte in questa sperimentazione si prestano ad essere utilizzate per la validazione di modelli di simulazione del ciclo del carbonio e dell'azoto in agroecosistemi dell'Italia Centrale. Le simulazioni elaborate dal modello potrebbero servire come base per la valutazione di opzioni di impiego per finalità agronomiche ed ambientali (ad esempio stoccaggio di carbonio nel suolo) e per suggerire delle linee guida per pratiche più sostenibili per l'utilizzo del compost in agricoltura.

Allegato 1

A

Calcolo dell'N disponibile nel terreno anno 2005

- a) quantità di suolo = $10.000 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1} \times 0,3 \text{ m} \times 1.100 \text{ kg m}^{-3} = 3.300.000 \text{ kg ha}^{-1}$
- b) quantità di N totale = $3.300.000 \text{ kg ha}^{-1} \times 0,1 \% = 3.300 \text{ kg ha}^{-1}$
- c) quantità di N disponibile = $3.000 \text{ kg ha}^{-1} \times 1 \% = 33 \text{ kg ha}^{-1}$
- d) quantità di azoto effettivamente disponibile = $33 \text{ kg ha}^{-1} \times 0,66 (\text{Ct}) = 21,8 \text{ kg ha}^{-1}$

B

Calcolo della mineralizzazione annua della sostanza organica del terreno anno 2005

- a) quantità di suolo = $10.000 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1} \times 0,3 \text{ m} \times 1.100 \text{ kg m}^{-3} = 3.300.000 \text{ kg ha}^{-1}$
- b) quantità di sostanza organica = $3.300.000 \text{ kg ha}^{-1} \times 1,5 \% = 49.500 \text{ kg ha}^{-1}$
- c) quantità di sostanza organica mineralizzata = $49.500 \text{ kg ha}^{-1} \times 1,0 (\text{K2})^a \% = 495 \text{ kg ha}^{-1}$
- d) quantità di azoto liberato = $495 \text{ kg ha}^{-1} \times 5 \% = 24,8 \text{ kg ha}^{-1}$
- e) quantità di azoto effettivamente disponibile = $24,8 \text{ kg ha}^{-1} \times 0,66 (\text{Ct}) = 16,3 \text{ kg ha}^{-1}$

^a = coefficiente di mineralizzazione stimato in base alla seguente formula
$$K2 = \frac{1200}{(A + 20) * (C_{tot.} + 20)}$$

(Cozzolino 1998)

C

Calcolo della mineralizzazione annua della sostanza organica del terreno anno 2006

- a) quantità di suolo = $10.000 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1} \times 0,3 \text{ m} \times 1.100 \text{ kg m}^{-3} = 3.300.000 \text{ kg ha}^{-1}$
- b) quantità di sostanza organica = $3.300.000 \text{ kg ha}^{-1} \times 2,5 \% = 75.000 \text{ kg ha}^{-1}$
- c) quantità di sostanza organica mineralizzata = $75.000 \text{ kg ha}^{-1} \times 1,0 (\text{K2})^a \% = 495 \text{ kg ha}^{-1}$
- d) quantità di azoto liberato = $750 \text{ kg ha}^{-1} \times 5 \% = 37,5 \text{ kg ha}^{-1}$
- e) quantità di azoto effettivamente disponibile = $37,5 \text{ kg ha}^{-1} \times 0,66 (\text{Ct}) = 24,8 \text{ kg ha}^{-1}$

^a = coefficiente di mineralizzazione stimato in base alla seguente formula
$$K2 = \frac{1200}{(A + 20) * (C_{tot.} + 20)}$$

(Cozzolino 1998)

D

Calcolo dell'N disponibile nel terreno anno 2006

- a) quantità di suolo = $10.000 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1} \times 0,3 \text{ m} \times 1.100 \text{ kg m}^{-3} = 3.300.000 \text{ kg ha}^{-1}$
- b) quantità di N totale = $3.300.000 \text{ kg ha}^{-1} \times 0,11 \% = 3.600 \text{ kg ha}^{-1}$
- c) quantità di N disponibile = $3.600 \text{ kg ha}^{-1} \times 1 \% = 36 \text{ kg ha}^{-1}$
- d) quantità di azoto effettivamente disponibile = $36 \text{ kg ha}^{-1} \times 0,66 (\text{Ct}) = 24,0 \text{ kg ha}^{-1}$

E

Calcolo dell'azoto liberato dal compost distribuito alla coltura precedente anno 2006:

- a) compost distribuito alla coltura precedente = 640 q.li ha^{-1}
- b) sostanza secca compost = $640 \text{ q.li ha}^{-1} \times 72 \% = 465,9 \text{ q.li ha}^{-1}$
- c) humus prodotto dal compost = $465,9 \text{ q.li ha}^{-1} \times 0,35 \text{ (K1)}^a = 163 \text{ q.li ha}^{-1}$
- d) humus mineralizzato = $163 \text{ q.li ha}^{-1} \times 0,01 \text{ (K2)} = 1,6 \text{ q.li ha}^{-1}$
- e) azoto liberato dalla mineralizzazione compost = $160 \text{ kg ha}^{-1} \times 5\% = 8,2 \text{ kg ha}^{-1}$
- f) azoto effettivamente disponibile per la coltura = $8,2 \text{ kg ha}^{-1} \times 0,66 \text{ (Ct)} = 5,4 \text{ kg ha}^{-1}$

a = coefficiente di umificazione da Cozzolino (1998)

F

Calcolo dell'N disponibile nel terreno anno 2006

- a) quantità di suolo = $10.000 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1} \times 0,3 \text{ m} \times 1.100 \text{ kg m}^{-3} = 3.300.000 \text{ kg ha}^{-1}$
- b) quantità di N totale = $3.300.000 \text{ kg ha}^{-1} \times 0,11 \% = 3.600 \text{ kg ha}^{-1}$
- c) quantità di N disponibile = $3.600 \text{ kg ha}^{-1} \times 1 \% = 36 \text{ kg ha}^{-1}$
- d) quantità di azoto effettivamente disponibile = $36 \text{ kg ha}^{-1} \times 0,66 \text{ (Ct)} = 24,0 \text{ kg ha}^{-1}$

G

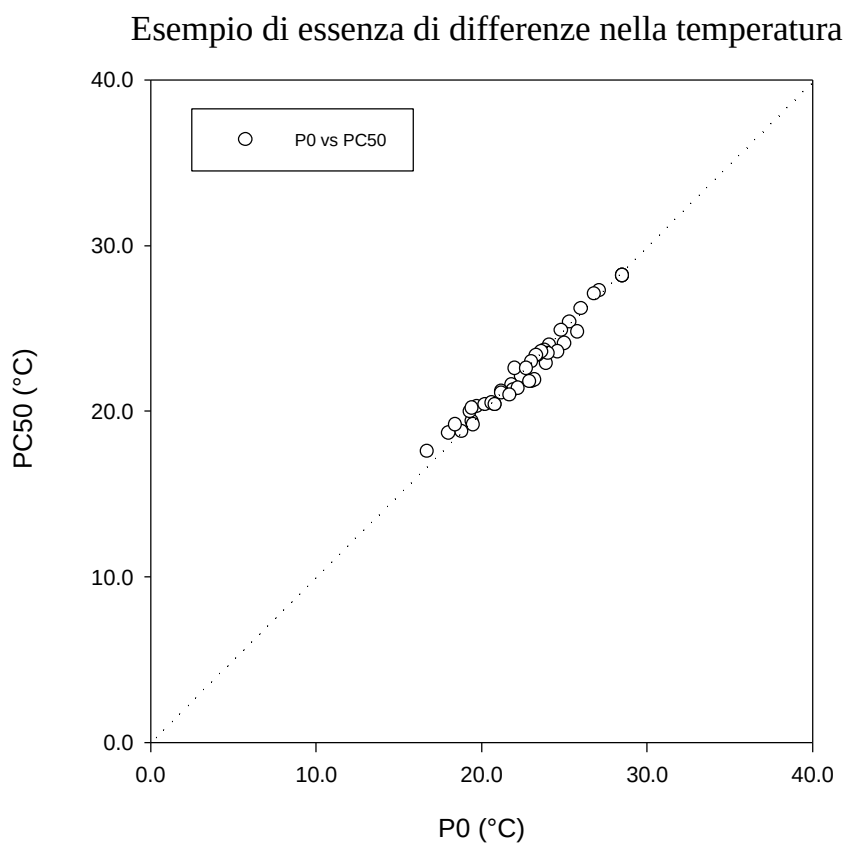
Definizione della dose di compost da distribuire anno 2006:

- a) Azoto naturalmente disponibile = $24,8 \text{ kg ha}^{-1} + 24 \text{ kg ha}^{-1} + 5,4 \text{ kg ha}^{-1} = 54,1 \text{ kg ha}^{-1}$
- b) Azoto perso naturalmente = $54,1 \text{ kg ha}^{-1} \times 25\% = 13,5 \text{ kg ha}^{-1}$
- c) Azoto effettivamente disponibile = $54,1 \text{ kg ha}^{-1} - 13,5 \text{ kg ha}^{-1} = 40,6 \text{ kg ha}^{-1}$
- b) Azoto da apportare con il compost = $180 \text{ kg ha}^{-1} - 40,6 \text{ kg ha}^{-1} = 139,4 \text{ kg ha}^{-1}$
- c) Sostanza secca compost da apportare $139,4 \text{ kg ha}^{-1} \div 2,63 \% = 5.300 \text{ kg ha}^{-1}$
- d) Sostanza secca compost da apportare valutando che l'azoto prontamente disponibile sia il 10% = $5.300 \text{ kg ha}^{-1} \times 100 \div 10 = 53.000 \text{ kg ha}^{-1}$
- e) Compost tal quale da apportare $53.000 \text{ kg ha}^{-1} \div 68,5\% = 77.349 \text{ kg ha}^{-1}$

Allegato 2

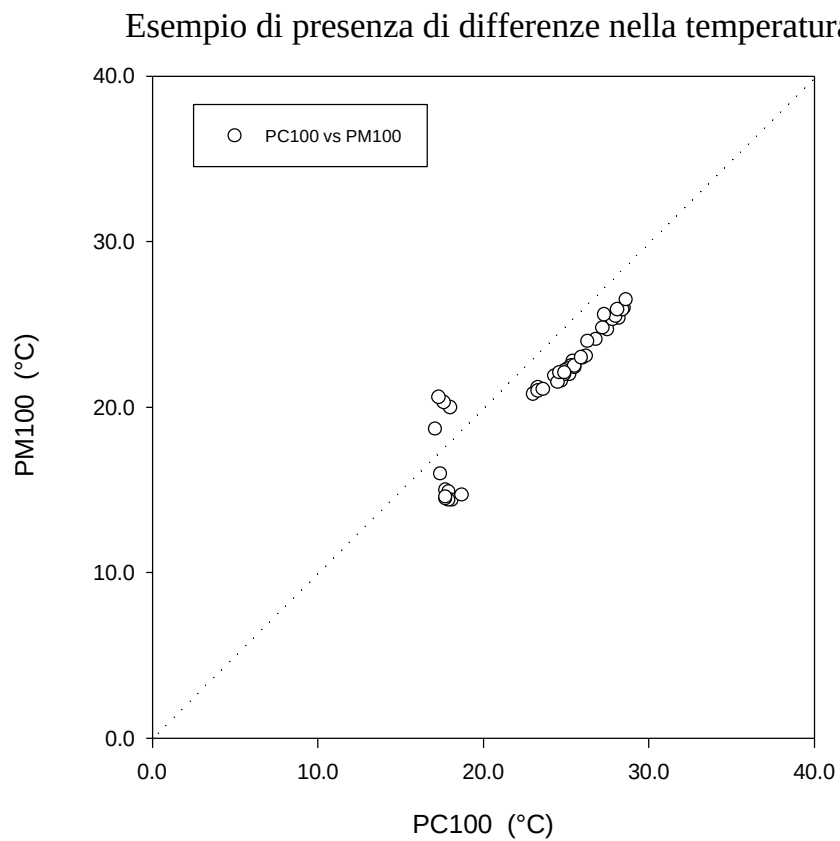
A

I valori si posizionano sulla bisecante del primo quadrante, le due temperature registrate dalle sonde alla stessa profondità in due tesi differenti sono uguali.



B

I valori si posizionano sulla destra della bisecante del primo quadrante, la temperatura riportata sull'asse della x (PC100) è maggiore di quella riportata sull'asse delle y (PM100).



Bibliografia

- AA VV (2000). Compost in agricoltura:ora è possibile. Regione Lombardia, DIFCA Università degli Studi di Milano, Scuola Agraria del Parco di Monza, Istituto Sperimentale per la Meccanizzazione Agricola di Treviglio, Istituto Superiore Lattiero-Caseario di Mantova, E.A.PR.A.L., Agriservizi di Mantova
- AA. VV., 1985. Determinazione dell'azoto totale. In Metodi normalizzati di analisi del suolo. Edagricole (ed), Società Italiana Scienza del Suolo, 57-59.
- AAVV (1999). La creazione di un servizio di analisi del terreno per gli agricoltori del Parco regionale Migliarino-S. Rossore-Massaciuccoli. DAGA Università di Pisa, Parco MSRM, AP-Pisa, CIRAA Università di Pisa e SSSUP, pp 45.
- Abrahamansen P and Hansen S. (2000). Daisy: an open soil-crop-atmosphere system model. Environmental Modelling & Software 15:313-330.
- Adani F. Centemero M. (2001). CO₂ evolution in soil amended with compost. In Applying compost benefits and needs. Session I: N and C pools, 91-96. Seminar proceedings, Brussels 22-23/11/2001
- Adani F. e Tambone F. (1998). Evoluzione della componente organica. In Compost e agricoltura. Fondazione Lombardia per l'Ambiente. cap 3; 75-117
- Agenzia per la Protezione dell'Ambiente e per i servizi Tecnici, Osservatorio Nazionale sui Rifiuti. Rapporto rifiuti 2004 e 2005. Documento su internet:: http://www.osservatorionazionaledeiRifiuti.it/ElencoDocPub.asp?A_TIPODOC=6 (aggiornato al 09/02/07).
- Allievi L., Benedetti A., Pinzari F. (2002) Campionamento, preparazione e conservazione. Precauzioni da adottare per analisi microbiologiche e biochimiche In: Picci e Nannipieri (cord) Metodi di analisi microbiologica del suolo, Cap I: 1-27, Franco Angeli, Milano.
- AMA (2000) Quaderni tecnici AMA anno III n.1/2 aprile/agosto
- Amato M., De Lorenzi F. e Olivieri B. (1993). Riflettometria nel dominio del tempo (TDR) per la misura dell'umidità volumetrica del terreno. I: principi generali ed applicazioni. Riv. Agr. 27,1,1-8.

- Amlinger F.; Gtz B.; Dreher P.; Geszti J.; Weissteiner C. (2003). Nitrogen in biowaste and yard waste compost: dynamics of mobilisation and availability-a review. *E. J. Soil Biol.* 39:107-116
- Anderson J. P. E., (1982). Soil respiration. In *Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and Biological Properties*. 2nd ed. (Page et al. Ed), SSSA Madison: 831-871
- Andren O., and Katterer T. (1997). ICBM: the introductory carbon balance model for exploration of soil carbon balances. *Ecological applications*, 7:1226-1236.
- APAT-ONR (2004) Agenzia per la Protezione dell'Ambiente e per i servizi Tecnici, Osservatorio Nazionale sui Rifiuti. Rapporto rifiuti 2004. Documento su internet:: http://www.osservatorionazionaleirifiuti.it/ElencoDocPub.asp?A_TIPODOC=6 (aggiornato al 29/03/05).
- APAT-ONR (2005) Agenzia per la Protezione dell'Ambiente e per i servizi Tecnici, Osservatorio Nazionale sui Rifiuti. Rapporto rifiuti 2004. Documento su internet:: http://www.osservatorionazionaleirifiuti.it/ElencoDocPub.asp?A_TIPODOC=6 (aggiornato al 29/02/07).
- AROMIS. Concerted Action "Assessment and reduction of heavy metal input into agro-ecosystems" coordinata da: Association for Technology and Structures in Agriculture, Darmstadt, FRG. Sito internet al 06/05/04: <http://www.ktbl.de/english/projects/aromis/index.htm>
- Assessorato agricoltura ambiente e sviluppo sostenibile, regione Emilia Romagna (2003). *Disciplinare di produzione integrata. Norme generali*, gennaio 2003. A cura di CRPV
- Beek J. And Frissel M. J. (1973). *Simulation of nitrogen behaviour in soils*. Centre for Agricultural Publishing and Documentation. Wageningen, The Netherlands, 67 pp.
- Benedetti A., trinchera A., Falchini L. e Vittori Antisari L., 2000. Azoto. In: Violante P. (ed.) *Metodi di analisi chimica del suolo*, Cap XIV: 1-60, Franco Angeli, Milano.
- Benvenuti A., Giovanardi R., (2001). Patata. In *Coltivazioni erbacee*, Baldoni & Giardini coord. Pàtron editore Bologna cap 19 247-269.
- Berghuijs van Dijk J. t., Rijtema P. E., and Roest C. W. J. (1985). *AMINO Agricultural Nitrogen Model*. NOTA 1671, Institute for Land and Water Management Research, Wageningen, The Netherlands.

- Bernal M. P., Paredes C., Sanchez-Montero M. A., Cegarra J. (1998) Maturity and stability parameters of compost prepared with a wide range of organic wastes. *Bioresour. Technol.* 63:91-99
- Bisutti I., Hilke I., Raessler M. (2004). Determination of total organic carbon – an overview of current methods. *Trends Analyt. Chem.* Vol. 23, 10-11: 716-726.
- Bonciarelli F., Bonciarelli U., (2001). Piante alimentari da tubero. In *Coltivazioni erbacee*, Calderini Edagricole cap 3 185-201.
- Bradbury N. J., Whitmore A. P., Hart P. B. S., and Jenkinson D. S. (1993). Modelling the fate of nitrogen in crop and soil in the years following application of ¹⁵N-labeled fertilizer to winter wheat. *Journal of Agricultural Science, Cambridge*, 121:363
- Bremner J. M., Mulvaney C.S., 1982. Nitrogen-Total. In: *Methods of soil analysis, Part 2 Agronomy n.9 (part 2) 2nd edition*, Page A. L. et al. (ed.), ASA/SSSA, Madison, WI, USA, n.31:595-624.
- Businelli M., Gigliotti G. Giusquiani P.L. (1990). Applicazione del compost da RSU in agricoltura. I: effetto sulla produttività del mais e destino dei nutrienti e dei metalli pesanti nel vegetale. *Agochimica* vol. 5-6:454-466
- Busoni E., (1997) Metodo della escavazione. In: Pagliai M. (ed.), *Metodi di analisi fisica del suolo*, Cap II: 7-9, Franco Angeli, Milano.
- Busoni E., (1998). Massa volumica apparente (ρ_a) (bulk density). In: Pagliai M. (ed.), *Metodi di analisi fisica del suolo*, Cap II: 1-9, Franco Angeli, Milano.
- C.I.C. (2007). Il marchio di qualità . Sito internet: aggiornato al 16/03/07
http://www.compost.it/index.php?option=com_content&task=view&id=18&Itemid=1
- Campbell, G.S., 1986. Extinction coefficients for radiation in plant canopies calculated using an ellipsoidal inclination angle distribution. *Agricultural and Forest Meteorology*. 36, 317-321.
- Cementero M. (2002). Il ruolo del compost nei piani di fertilizzazione. *L'Inf. Agrario* 40:57-60
- Cementero M. e Caimi V. (2001) Impieghi del compost: settori di maggior rilevanza, modalità d'uso, scenari attuali di mercato. Atti del II corso nazionale di specializzazione, *Compost: produzione e utilizzo*: 214-246 Ed. Cic, Rimini 26-29 settembre.

- Costantini E. (1995). Sostanza organica: conti e bilanci. Agricoltura biologica. Not. ERSA Friuli Venezia Giulia 5/95, pp.27.
- Costantini E. (1995). Sostanza organica: conti e bilanci. Not. Ers Speciale Agricoltura Biologica 5: 3-27.
- Cozzolino E. (1998). La fertilità del terreno. In "Linee guida per l'agricoltura biologica. Fruttiferi e fragola" a cura del CRPV. Ed. Edagricole, 93-103.
- CRPV, (2005). "Sostanza organica nei terreni. Risultati del primo triennio di prove" Atti convegno Cesena 6 maggio 2005. Regionale Emilia Romagna
- Diaz Th., Krauss M. (1997) Wirkung langjähriger kompostdüngung auf pflanzenertrag und bodenfruchtbarkeit. Effect of long-term compost application on yield and soil fertility. Agrobiol Res. 50 (1):78-84
- Diekkrüger B.; Söndgerath D; Kersebaum K.C.; McVoy C.W. (1995). Validity of agroecosystem models. A comparison of results of different models applied to the same data set. Ecol. Modell. 81:3-29
- DIVAPRA, IPLA, ARPA. 1998. Metodi di analisi dei compost. Determinazioni chimiche, fisiche, biologiche e microbiologiche. Analisi merceologica dei rifiuti. Collana Ambiente n.6, Regione Piemonte Assessorato Ambiente, Torino, Italia, pp. 187.
- Donatelli M. (2002) Modeling cropping system-highlights of the symposium and preface to special issues. Europ. J. Agronomy 18:1-11.
- Duiker S,W., R.Lal. (2002) Mulch rate and tillage effects on carbon sequestration and CO₂ flux in an alfisol in central Ohio. In Agricultural practise and policies for carbon sequestration in soil. Kimble, Lal, Follett (Eds) Lewis Publishers CRC. Chap.5, pp.53-61
- Duiker S,W., R.Lal. Carbon budget study using CO₂ flux measurements from a no till system in central Ohio. Soil Till. Research 54:21-30.
- Duiker,S.W., Lal,R. (2000). Carbon budget study using CO₂ flux measurements from a no till system in central Ohio. Soil Tillage Res. . Re54: 21-30
- Dumas J. B. A., 1831. Procédés de l'analyse organique. Anal Chim. Phys. 2 47:198-2132

- Dutt G. R., Shaffer J., and Moore W. J. (1972). Computer simulation model of dynamic biophysicochemical processes in soils. Tech Bulletin 196. Arizona Agricultural Experiment Station. University of Arizona, Tucson, AZ. 128 pp.
- Eghball B., Guinting D., Gilley J. E., (2004). Residual effects of manure and compost applications on corn production and soil properties. *Agron. J.* 96:442-447
- EuroMeteo (2007). Medie climatiche Viterbo. Sito internet aggiornato al 1703/07
http://www.eurometeo.com/italian/climate/city_LIRV/meteo_Viterbo
- F. Pieruccetti, R. Casa, B. Lo Cascio, S. Carrano. Fertilizzazione sostenibile in un'area orticola intensiva mediante l'utilizzo di compost da biomasse vegetali di scarto: risultati primo anno. *Bollettino SISS* 54 (1-2): 253-258, 2005
- FertiLIFE (2004) Progetto LIFE-Ambiente, LIFE 02 ENV/IT/89. Sito internet al 05/11/04:
<http://www.>
- Flavel T. C., Murphy D. (2006). Carbon and nitrogen mineralization rates after application of organic amendments to soil. *J. Environ. Qual* 35:183-193
- Franko U. (1996). Modelling approaches of soil organic matter turnover within the CANDY system. In D. S. Powlson, P. Smith and J. U. Smith (Eds). *Evaluation of Soil Organic Matter Models*. NATO ASI series. Vol. 38, Springer, Berlin.
- Franzluebbers A. J., Hons F.M., Zubeder D.A. (1995). Tillage and crop effects on seasonal dynamics of CO₂ evolution, water content, temperature, and bulk density. *Appl. Soil Ecol.* 2:95-109
- Frossard E., Skarabal P., Sinaj S., Bangerter F., Traore O. (2002). Form and exchangeability of inorganic phosphate in composted solid organic wastes. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 62: 103-113
- Gabrielle B., Da-Silveira J. Houot S., Michelin J. (Field-scale modelling of carbon and nitrogen dynamics in soils amended with urban waste compost. *Agric. Ecosys. Env.* 110:289-299
- Genevini P. L. e Zacchero P. (1998). Aspetti agronomici. In "Compost e agricoltura". Fondazione Lombardia per l'Ambiente. cap 5; 133-159
- Genevini P. L.; Borio D.; Cementero M. (1998) Possibilità di impiego del compost in Compost e agricoltura. Fondazione Lombardia per l'Ambiente cap 2 :41-71

- Gerke H. H.; Arming M.; Stöppler-Zimmer H. (1999). Modeling long-term compost application effects on nitrate leaching. *Plant and Soil* 213: 75-92
- Gianquinto G., Bona S., (2000). Plant nitrogen status. In Haverkort A.J. e MacKerron D.K.L. Eds, *Management of nitrogen and water in potato production*. Chap. 2, pp. 35-54 Wageningen Pers
- Ginting D., Kessavalou A., Eghball B., Doran J. (2003). Greenhouse gas emissions and soil indicators four years after manure and compost applications. *J. Environ. Qual.* 32:23-32.
- Giusquiani P. L.; Pagliai M.; Gigliotti G.; Businelli D.; Benetti A. (1995). Urban Waste Compost: Effects on Physical, Chemical, and Biochemical Soil Properties. *J. Environ. Qual.* 24:175-182
- Grant R. F. (1997). Changes in soil organic matter under different tillage and rotation: mathematical modelling in acosys. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61:1159-1174.
- Grant R.F. (2001) "A review of the Canadian Ecosystem Model", in *Modeling Carbon and Nitrogen Dynamics for Soil Management*. Lewis publishers, Boca Raton 173-264
- Grignani c., Bassanino M., Sacco D., Zavattaro L. (2003). Il bilancio degli elementi nutritivi per la redazione del piano di concimazione. *Riv. Agron.* 37:155-172
- Hansen S. (2002). Daisy, a flexible Soil-Plant-Atmosphere system Model. Equation Section 1. Sito internet: www.dina.kvl.dk/~daisy/
- Hartl W., Erhath E., Schott W. (2001). Nitrogen dynamics in compost-amended systems. In *Applying compost benefits and needs. Seminar Proceedings*. Brussels, 22-23 november pp. 47-58
- Hartl W., Puntz B., Erhath E. (2003). Influence of rates and timing of biowaste compost application on rye yield and soil nitrate levels. *E. J. Soil Biol.* 39:129-139
- Hay R. K. M., Walker A.J. (1989). Potatoes. In "An introduction to the physiology of crop yield" Chap. 7, pp. 188-212, Longman Scientific & Technical
- He Z. L., Alva A. K., Yan P., Li Y. C., Calvet D. V. Stoffella P. J., Banks D. J. (2000). Nitrogen mineralization and transformation from composts and biosolids during field incubation in a sandy soil. *Soil Science* 165:161-169.
- Heiri O., Lotter A. F., Lemcke G., (2001). Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonate content in sediments: reproducibility and comparability of results. *J. Paleolim.* 25:101-110

- Henín S., Dupuis M. (1945). Essai de bilan de la matiere organique du soi. *Ann. Agron.* 15:17-29
- Herkelrath W.N., Hamburg S. P. and Murphy F. (1991). Automatic, real-time monitoring of soil moisture in a remote field area with time domain reflectometry. *Water Resour. Res* 27 (5): 857-864
- Holland J. M. (2004). The environmental consequences of adopting conservation tillage in Europe: reviewing the evidence. *Agric. Ecosyst. Environ.* 103 (2004) 1-24
- Hutchinson G. L. and Rochette P., (2003). Non-flow-Through steady-state chambers for measuring soil respiration: numerical evaluation of their performance. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 67:166-180
- Iranzo M., Canizares J. V., Roca-Perez L., Sainz-Pardo I., Mormeneo S., (2004). Characteristics of rice straw and sewage sludge as composting materials in Valencia (Spain). *Biores. Technol.*, 95:107-112
- Jakobsen S.T (1996). Leaching of nutrients from pots with and without applied compost *Res.Conserv. Recycl.* 17 (1), 1-11.
- Jenny H. (1941). Factors of soil formation. A system of quantitative pedology. McGraw-Hill, New York.
- Jensen H. E., Nielsen N. E., and Scdsen H. (1990). DAISY: Soil Plant Atmosphere System Model. NPO Report No. A 10. The National Agency for Environmental Protection, Copenhagen, 272 pp.
- Jensen L.S.; Mueller T.; Bruun S.; H.; Hansen S. (2001). "Application of the DAISY Model for Short- and Long-term Simulation of soil Carbon and Nitrogen Dynamics", in *Modeling Carbon and Nitrogen Dynamics for Soil Management*. Lewis publishers, Boca Raton 483-509
- Johnsson H., Bergström L., Jansson P-E. and Paustian K. (1987). Simulated nitrogen dynamics and losses in a layered agricultural soil, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 18, 333-356.
- Jones S. B., Wraith J. M., and Or D., (2002). Time domain reflectometry measurement principles and applications. *Hydrol. Process.* 16, 141-153.
- Kjeldhal J., 1883. Neue Methode zur Bestimmung des stickstoffs in organischen körnern. *Z. Anal. Chem.*, 22:366-382

- Kolbe H., Stepha-Beckmann S. (1997). Development, growth and chemical composition of the potato crop (*solanum tuberosum* L.).I. leaf and stem. *Potato Research* 40:111-129
- Konen M., Jacobs P. M., Burras C. L., Talaga B.J., Mason J. A., (2001). Equation for predicting soil organic carbon using loss-on-ignition for north central U.S. soils. *Soil Sci. Soc.Am.J.* 66:1878-1881.
- Kruse J., Kissel D. E., Cabrera (2004). Effects of drying and rewetting on carbon and nitrogen mineralization in soils and incorporated residues. *Nutr. Cycl. Agroec.* 69:247-256
- Leifeld J., Siedert S., Kögel-Knabner I. (2002). Biological activity and organic mineralization of soils amended with biowaste compost. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 165:151-159
- Levi-Minzi R., Riffaldi R., Saviozzi A. (1990). Carbon mineralization in soil amended with different organic materials. *Agric. Ecosystems Environ.* 31: 325-335.
- Li H., Parent E. L., Karam A., Trembay C., (2003). Efficiency of soil and fertilizer nitrogen of a sod-potato system in the humid, acid and cool environment. *Plant and Soil* 251: 23-36.
- Liao C. F. H., 1981. Devarda's alloy method for total nitrogen determination. *Soil sci. Soc. Am. J.* 45:852-855.
- Lotti G., Galoppini C.(1985). Determinazione della sostanza organica. Guida alle analisi chimico-agrarie. Edizioni Edagricole. pp 334-338
- Lulli L. (2000) Prelievo In: Violante P. (ed.) *Metodi di analisi chimica del suolo*, Cap I: 1-27, Franco Angeli, Milano.
- Ma L. and Shaffer M.J. (2001) "A review of carbon and Nitrogen Processes in Nine U.S Soil Nitrogen Dynamics Models ,
- MacKerron D.K.L (1992). Agrometeorology and crop physiology. In *Agrometeorological aspects of forecasting yields of potato within the E.C.* Publications of the Commission of European communities Chap. 6 pp. 107-153.
- Madrid F., López R., Cabrera F. (2007). Metal accumulation in soil after application of municipal solid waste compost under intensive farming conditions. *Agric. Ecos. Environ.* 119: 249-256
- Magid J., Jensen L.S., Mueller T., Nielsen N. E (1997). Size-density fractionation for in situ measurements of rape straw decomposition-an alternative to litterbag approach? . *Soil Biol. Biochem* 29:1125-1133

- Marmo L., Feix I., Bourmeau E., Amlinger F., Bannick C. G., De Neve S., Favoino E., Gendebien A., Gilbert J., Givelet M., Leifert I., Morris R., Cruz A. R., Rück F., Siebert S., Tittarelli F. (2004). Organic matter and biodiversity. Task Group 4 on Exogenous organic matter. In "Reports of the Technical Working Groups Established under the Thematic Strategy for Soil protection". EUR 21319 EN/3, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, pp 339-442
- Mattei E., A. Di Matteo, A. De Santis, , E. Pettinelli, G. Vannaroni (2006). The role of dispersive effects in determining probe and electromagnetic parameters by Time Domain Reflectometry. Water Resour. Res. 42, W08408, doi:10.1029/2005WR004728,2006
- Mazzoncini M.; Di Bene C.; Coli A. Bonari E. (2004). Gestione degli agroecosistemi e mitigazione dell'effetto serra. L'Inf. Agrario 16:27-32
- McGeacham M.B and Wu L. (2001) "A review of Carbon and Nitrogen Processes in European Soil Nitrogen Dynamics Models, in Modeling Carbon and Nitrogen Dynamics for Soil Management. Lewis publishers, Boca Raton 103-172
- Ministero delle Politiche Agricole (1999). Approvazione del codice di buona pratica agricola. DM n.86 del 19 aprile 1999
- Molina J. A. E., Clapp C. E., Shaffer M. J., Chichester F. W. And Larson W. E. (1983) NCSOIL, a model of nitrogen and carbon transformations in soil: description, calibration, and behaviour. Soil Sci. Soc. Am. J., 47:85-91
- Morra L.; Bilotto M.; Tonini A. (2003). La fertilizzazione organica su lattuga sotto tunnel. Colture protette 2:83-90
- Motulsky H. J, (1999). Comparing two curves. In "Analyzing Data with GraphPad Prism". GraphPad Software Inc., San Diego CA, 225-228.
- Mueller T. Tate K. R., Ross D. J., Magid J. Nielsen N. E. (1996). Soil surface CO₂ flux as an index of soil respiration in situ: a comparison of two chamber methods. Soil Biol. Biochem 28:1297-1306
- Nelson D. W., and Sommers L. E. (1992). Total carbon, organic carbon, and organic matter. In: Methods of soil analysis, Part 2 Agronomy n.9 (part 2) 2nd edition, Page A. L. et al. (ed.), ASA/SSSA, Madison, WI, USA, pp 539-580.

- Nicolardot B., Recous S., Mary B. (2001). Simulation of C and N mineralization during crop residue decomposition: A simple dynamic model based on C:N ratio of residues. *Plant soil* 228: 83-103
- Nortcliff S. Amlinger F. (2001). N and C pools-what is their fate in compost amended systems? Introduction. In *Applying compost benefits and needs. Seminar Proceedings. Brussels, 22-23 november* pp. 19-23
- Olson J. S. (1963). Energy storage and balance of producers and decomposers in ecological system. *Ecology* 44:322-331
- Opera Geraldine B., Porter G. A. (1999) Soil Management and supplemental irrigation effects on potato: root growth. *Agron J.* 91:426-431
- Pansu M., and Thurès L. (2003). Kinetics of C and N mineralization, N immobilization and N volatilization of organic inputs in soil. *Soil Biology & Biochemistry* 35:37-48
- Parton W. J., Persson J. And Anderson D. W. (1983). Simulation of organic matter changes in Swedish soils. In W.K. Lauenroth, G.V. Sogerboe, and M. Flug (Ed). *Analysis of Ecological System: State-of-the-Art in Ecological Modelling*. Elsevier, Amsterdam, 511-516.
- Patrino A., Cavazza L. Castrignanò A., (1998). Metodo della pipetta. In: Pagliai M. (ed.), *Metodi di analisi fisica del suolo*, Cap III: 8-12, Franco Angeli, Milano.
- Piano Regionale di Sviluppo Rurale 2000-2006. Norme tecniche per la redazione dei piani di fertilizzazione. Allegato 2, Misura III.1 "Misure agroambientali" Azione F.e e F.2
- Pieruccetti F., Casa R., Lo Cascio B., Carrano S. (2005) Fertilizzazione sostenibile in un'area orticola intensiva mediante l'utilizzo di compost da biomasse vegetali di scarto: risultati primo anno. *Bollettino SISS* 54 (1-2): 253-258
- Pinamonti F e Cementero M (1997) Compost nella preparazione di terricci e di substrati colturali. *L'inf. Agrario suppl.* al n. 44:51-55
- Pinamonti F. (1997). L'impiego del compost sui terreni agricoli. *Inf. Agrario suppl* al n. 44:45-49
- Pinamonti F.; Stringari G.; Gasperi G. Zorzi G. (1997). The use of compost: its effects on heavy metal level in soil and plants. *Res. Conserv. Recycl.* 21:129-143

- Pumpanen, J., Kolari, P., Ilvesniemi, H., Minkkinen, K., Vesala, T., Niinistö, S., et al. (2004). Comparison of different chamber techniques for measuring soil CO₂ efflux. *Agricultural and Forest Meteorology* 123: 159-176
- Rinaldi M. Trotta G. Ferri D. Vonella A.V. Elia A. (2004). Fertilizzanti azotati "alternativi" su pomodoro da industria. *L'Inf. Agrario* 11:65:68
- Ritchie J. T., Godwin D. C., and Otter-Nacke (1986). CERES-Wheat: A Simulation Model of Wheat Growth and Development, CERES Model Description. Department of Crop and Soil Science. Michigan State University, East Lansing.
- Rossi G., Benedetti A., Dell'Abate M. t. (1992). Effetto della variazione della temperatura ed umidità sulla respirazione e sul potere mineralizzante di suoli tipici italiani. *Atti X Convegno della Società Italiana di Chimica Agraria*, Roma 421-428
- Rossi L. (2003). Fertilizzazione organica: modalità operative e incentivi economici. Seminario tecnico Eima & Eima Garden Bologna novembre 2003
- Rowell D. L., 1994. The dichromate method for the determination of oxidable carbon and soil organic matter. In: *Soil Science. Methods & Applications*, Longman scientific & Technical (ed): 48-50.
- Santini A., (1997) Metodo della riflettometria nel dominio del tempo (TDR). In: Pagliai M. (ed.), *Metodi di analisi fisica del suolo*, Cap VIII: 19-35, Franco Angeli, Milano.
- Sequi P. e De Nobili M., 2000. Carbonio Organico. In: Violante P. (ed.) *Metodi di analisi chimica del suolo*, Cap VII: 1-26, Franco Angeli, Milano.
- Shaffer M. J. and Larson W. e., (Eds.1987) NTRM, A Soil-Crop Simulation Model for Nitrogen, Tillage, and Crop-Residue Management. U.S. Department of Agriculture, Conservation Research Report No. 34-1. 103pp.
- Shaffer M. J. and Ma L. (2001). "Carbon and nitrogen Dynamics in Upland Soils", in *Modeling Carbon and Nitrogen Dynamics for Soil Management*. Lewis publishers, Boca Raton 11-26.
- Shaffer M. J., Halvorson A. D., and Pierce F. J. (1991) Nitrate leaching and economic analysis package (NLEAP): model description and application. In R.F. Follet, et al. (Eds.). *Managing nitrogen for groundwater quality and farm profitability*. Soil Science Society of America, Madison, WI, Chp. 13, 258-322.

- Shaffer M. J., Ma L., Hansen S. (2001). "Introduction to Simulation of Carbon and Nitrogen Dynamics in Soils", in Modeling Carbon and Nitrogen Dynamics for Soil Management. Lewis publishers, Boca Raton 1-10.
- Silvestri S., Favonio E. (1997). Matrici organiche comportabili e organizzazione del recupero. L'Info. Agrario 44:15-20
- Sinaj S., Traore O., Frossard E., (2002). Effect of compost and soil properties on the availability of compost phosphate for white clover (*Trifolium repens* L.) Nutrient Cycling in Agroecosystems 62: 89-102
- SISS, (1985). Densità apparente. In "Metodi normalizzati di analisi del suolo" Società Italiano Scienza Suolo, Edagricole, cap. 2.4, pp 17-19.
- Smith P. (1997). Preface. Geoderma 81:1-3
- Smith P. (2004). Carbon sequestration in croplands: the potential in Europe and the global context. Europ. J. Agronomy 20:229-236
- Smith P.; Smith J.U.; Powlson D.S.; McGill W.B.; Arah J.R.M.; Chertov O.G.; Coleman K.; Franko U.; Frolking S.; Jenkinson D.S.; Jensen L.S.; Kelly R.H.; Klein-Gunnewiek H.; Komarov A.S.; Li C.; Molina J.A.E.; Mueller T.; Parton W.J.; Thornley J.H.M.; W; Whitmore A.P. (1997). A comparison of the performance of nine soil organic matter models using databases from seven long-term experiments. Geoderma 81: 153-225
- Stewart D. P. C., Cameron K. C., Cornforth I. S., Main B. E., (2004). Release of sulphate-sulphur, potassium, calcium and magnesium from spent mushroom compost under field conditions. Biol. Fert. Soil 31-2: 128-133
- Thuriès L., Pansu M., Feller C., Herrmann P., Remy J-C., (2001). Kinetics of added organic matter decomposition in a mediterranean sandy soil. Soil Biol. Biochem. 33:997-1010.
- Topp G. C., Davis J. L. and Annan P. (1980). Electromagnetic determination of soil water content: measurements in coaxial transmission lines. Water Resour. Res 16 (3): 574-582
- Vigna Guidi G. (1992) Effetti del compost sulle proprietà fisiche del terreno. Acqua-Aria 10, 983-987.

- Vos J. (1995) Nitrogen and growth of potato crops. In Haverkort A.J. e MacKerron D.K.L. Eds Potato Ecology. And modelling of crops under conditions limiting growth. Production ecology vol 3. Chap.8, pp. 115-128, Kluwer Ac. Publishers
- Wagenet R. L., and Hutson J. L. (1987). LEACH: Leaching Estimation and Chemistry Model. A process based model of solute movement, transformation, plants uptake and chemical reactions in the unsaturated zone. Continuum Vol. 2, Water Resources Institute, Cornell University, Ithaca, NY.
- Warman P. R. (2001). The long-term vegetable production experiment: plant growth and soil fertility comparison between fertilizer and compost-amended soil In Applying compost benefits and needs. Seminar Proceedings. Brussels, 22-23 november pp. 129-138
- Williams J. R. and Renard K. G. (1985). Assessment of soil erosion and crop productivity with process models (EPIC). In R.F.Follet and Stewart (Eds). Soil Erosion and Crop Productivity. American Society of Agronomy, Madison, WI chap. 5, 68-102.
- Wu L. and McGeacham M.B (1998) "A review of Carbon and Nitrogen Processes in four Soil Nitrogen Dynamics Models. J. agric. Engng. Res. 69:279-305
- Zerbi G e Ceccon P. (1997). Temperatura. In Metodi di analisi fisica del suolo. In: Pagliai M. (ed.), Metodi di analisi fisica del suolo, Cap IX: 1-7 Franco Angeli, Milano.
- Zorzi G.; Pinamonti F.; Gasperi F.; Cristoforetti A.; Nardelli P.; Candioli C. (1992). Impiego agricolo del compost. Acqua-Aria, 10: 995-1006.
- Zwart K. (2001). Fate of C and N pools-experience from short and long term compost experiments. In Applying compost benefits and needs. Seminar Proceedings. Brussels, 22-23 november pp. 77-85