



UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI SASSARI



FACOLTÀ DI AGRARIA

Scuola di dottorato

SCIENZE DEI SISTEMI AGRARI E FORESTALI E DELLE PRODUZIONI
ALIMENTARI

Indirizzo

Produttività delle Piante Coltivate

XXIII Ciclo

**Dinamica del *carbon sink* in una cronosequenza agro-
forestale mediterranea: caratterizzazione delle frazioni di
sostanza organica**

Dott.ssa Giovanna Porcu

Direttore della scuola: Prof. Giuseppe Pulina

Referente di Indirizzo: Prof. Antonino Spanu

Docenti guida: Dott.ssa Giovanna Seddaiu, Prof. Salvatore Madrau

Anno Accademico 2009-2010

INDICE

Riassunto	3
Abstract.....	4
1. INTRODUZIONE	5
1.1 Il concetto di qualità del suolo.....	5
1.2 Sostanza organica: indicatore di qualità del suolo.....	6
1.3 Le sostanze umiche.....	10
1.4 Recenti controversie sul concetto di humus	12
2. Relazione tra fertilità del suolo e qualità della sostanza organica.....	13
2.1 La qualità della sostanza organica e le proprietà fisiche del suolo.....	13
2.2 La qualità della s.o. e le proprietà chimiche del suolo	14
2.3 La qualità della s.o. e le proprietà biologiche del suolo	15
3. Il ciclo della sostanza organica del suolo	17
3.1 Sostanza organica e processi di trasformazione: mineralizzazione e umificazione	19
3.2 Perdite di sostanza organica dal suolo: erosione e mineralizzazione	20
4. Indici di qualità e di stabilità della sostanza organica del suolo.....	21
5. Effetto della gestione del suolo sulla sostanza organica del suolo	22
6. Bibliografia.....	25
7. Effetto dell'uso del suolo sulle frazioni di sostanza organica in un sistema agro-forestale in ambiente semi-arido mediterraneo.	29
Introduzione.....	29
Materiali e metodi.....	30
Risultati e discussione	35
Ringraziamenti	66
Bibliografia.....	66
8. Effetto dell'uso suolo sulla sostanza organica estraibile in acqua e sulla sostanza organica particolata in un sistema agro-forestale semi-arido mediterraneo.....	69
Introduzione.....	69
Risultati e discussione	75
Ringraziamenti	84
Bibliografia.....	84

Riassunto

Lo studio dell'impatto di differenti usi del suolo sulle frazioni della sostanza organica (Soil Organic Matter, SOM) ha importanti implicazioni per l'identificazione di pratiche di gestione sostenibili, e rappresenta una tematica di grande attualità in quanto utile per lo sviluppo di azioni orientate al sequestro di carbonio e quindi alla mitigazione dei fenomeni di cambiamento climatico.

Lo studio è stato condotto in un'area rappresentativa dei sistemi agro-forestali mediterranei, situata nella Sardegna Nord-orientale su formazioni intrusive paleozoiche (graniti). Nell'area, omogenea dal punto di vista delle potenzialità ecologiche, sono stati messi a confronto i seguenti usi del suolo: vigneto lavorato (VLav), vigneto inerbito (VIn), erbaio sottochioma e fuori chioma (ESC e EFC), pascolo sottochioma e fuori chioma (PSC e PFC) e sughereta (SUGH). L'obiettivo dello studio era di valutare l'impatto di diversi usi del suolo sulla qualità e sulla stabilità alla degradazione della SOM attraverso la determinazione di: i) frazioni umiche e non della SOM, la loro composizione elementare e i *pattern* alla spettroscopia infrarossa; ii) SOM estraibile in acqua, SOM particolata (POM-free e POM-occluded) e SOM associata ai minerali (M-OM) e la loro composizione elementare; iii) indicatori di qualità e stabilità della SOM e classi di qualità in relazione agli usi del suolo.

Dai risultati del frazionamento è emerso che l'uso del suolo non ha influenzato in modo significativo le frazioni di SOM. Gli acidi umici hanno mostrato valori più bassi di C e N in SUGH e più alti C/N e H/C in VLav e VIn. Gli acidi fulvici avevano contenuti di C ed N leggermente inferiori in VLav rispetto agli altri usi del suolo, e il rapporto H/C è risultato inferiore in SUGH e VLav. Gli spettri IR hanno presentato caratteristiche molto simili tra loro per le diverse tesi a confronto. Dall'analisi delle componenti principali sono stati distinti 4 tipi di uso suolo: 1) suoli di SUGH con un basso C delle frazioni POM-occluded e M-OM e alto C/N della frazione POM-free; 2) suoli del VLav con C e N intermedi in tutte le frazioni di SOM e con basso C/N in WEOM, POM-free e POM-occluded; 3) cluster comprendente tre usi suolo (PFC, EFC e VIn) con alto C/N nella POM-occluded e basso C/N nella M-OM; 4) una cluster comprendente i due usi del suolo PSC e ESC con alto C e N e alto C/N in tutte le frazioni della SOM.

Lo studio ha messo in evidenza che gli usi del suolo associati alle attività pastorali e alla presenza degli alberi di sughera sembrano maggiormente conservativi in termini di qualità e stabilità della sostanza organica e quindi con le maggiori potenzialità di sequestro del carbonio nelle condizioni di clima semi-arido mediterraneo.

Abstract

The study on the impact of different land uses on soil organic matter fractions have important implications for the identification of sustainable land management practices, and it is receiving much interest for the possibility to develop actions finalized to the soil carbon sequestration and, thus, to mitigate climate change processes.

The study was carried out in a area representative of Mediterranean agro-forestry systems, located in the North-Eastern Sardinia on Paleozoic intrusive rocks (granites). In the area, homogeneous for the ecological potential, seven land uses were compared: tilled vineyard, intercropped vineyard, forage annual crops two beneath the oak trees or not, pasture beneath the oak trees or not and oak forest (*Quercus suber* L.). The aim of this study was to evaluate the impact on soil organic matter quality and stability of different land use types in an agro-forestry area by determining: i) humic and no humic SOM fractions, their elemental composition and their infrared spectroscopy patterns; ii) water-extractable organic matter (WEOM), particulate organic matter (POM-free and POM-occluded) and mineral associated organic matter (M-OM) and their elemental composition; iii) SOM quality and stability numerical indicators and soil quality classes in relation to land use.

Land uses did not significantly influenced the SOM fractions yields. The humic acids showed lower C and N contents in the oak forest and higher C/N and H/C ratios in both vineyard systems. The fulvic acids had slightly lower C and N contents in the tilled vineyard and a lower H/C ratio in the oak forest and in the tilled vineyard. The infrared spectra showed very similar characteristics for all the land uses compared.

The principal component analysis differentiated four typologies of land uses: 1) the oak forest soils characterized by low C contents of the POM-occluded and M-OM fractions and high C/N ratio of the POM-free fraction; 2) the tilled vineyard soils with intermediate C and N contents in all SOM fractions and low C/N ratios of the WEOM, POM-free and POM-occluded fractions; 3) a cluster comprising three land uses (open pasture, open forage annual crops and intercropped vineyard) characterized by high C/N ratio in the POM-occluded fraction and low C/N ratio in the M-OM fraction; 4) a cluster comprising the two land uses under oak trees with high C and N contents and C/N ratios for all the SOM fractions.

Differences among land uses for SOM fractions, composition and stability demonstrated that the most conservative land uses within an agro-forestry system under Mediterranean semi-arid conditions seemed to be those associated to pastoral activities and to the presence of oak trees.

1. INTRODUZIONE

1.1 Il concetto di qualità del suolo

Il concetto di qualità del suolo è comparso nella letteratura scientifica nei primi anni '90 (Doran e Safely, 1997; Wienhold *et al.*, 2004), e l'utilizzo ufficiale del termine è stato approvato dalla *Soil Science Society of America Hoc Committed on Soil Health* (S-581; Karlen *et al.*, 1997). Infatti, la qualità del suolo è stata definita come “la capacità del suolo di funzionare entro i limiti di un ecosistema naturale o antropico, per sostenere la produttività di piante ed animali, mantenere e migliorare la qualità dell'acqua e dell'aria e sostenere la salute e la dimora umana”. Questa definizione di qualità del suolo può essere considerata quella più esaustiva (De Clerck *et al.*, 2003), poiché valuta contemporaneamente i tre aspetti fondamentali delle caratteristiche del suolo: la produttività biologica, l'interazione del suolo con gli altri compartimenti ambientali e la salute di piante e di animali, compreso l'uomo.

La qualità del suolo può essere distinta in qualità intrinseca e in qualità dinamica. La prima è una componente di qualità del territorio (ad es. tessitura, mineralogia, ecc.), determinata dai fattori pedogenetici, come clima, vegetazione, topografia e tempo, mentre la seconda è fortemente influenzata dalla gestione del suolo stesso, ossia dalle interazioni tra la qualità del suolo e le componenti antropiche dell'ecosistema (Doran e Zeiss, 2000). Quindi, la qualità dinamica del suolo è intesa come tutte le modificazioni, sia positive che negative, subite dal suolo a causa delle decisioni e degli interventi umani. Ad esempio, un intervento di ricopertura vegetale può influire positivamente sul suolo, aumentando il contenuto di sostanza organica, mentre una lavorazione intensiva può incidere sul grado di compattazione del suolo, riflettendosi negativamente sulla porosità, sui flussi di aria e di acqua del suolo, e quindi sulla qualità del suolo.

E' noto che il suolo non può essere considerato una risorsa inesauribile, ma piuttosto una risorsa naturale, non rinnovabile nella scala temporale umana (Nortcliff, 2002). Pertanto il suo eccessivo sfruttamento può determinare, in taluni casi anche in tempi piuttosto brevi, fenomeni irreversibili di degrado. La comprensione dei processi che controllano la qualità del suolo e quindi il suo stato di salute è fondamentale per tutelare questa risorsa e per sviluppare sistemi di gestione sostenibili.

La qualità del suolo non può essere misurata direttamente, ma attraverso la quantificazione di una serie di variabili (Karlen e Stott, 1994) e/o di indicatori, tra cui le caratteristiche fisiche (lavorabilità, compattazione, l'aggregazione, ecc.) e chimiche (es.: pH, contenuto di sostanza organica, ecc.) del suolo. Pertanto, misurare la qualità del suolo comporta spesso la determinazione di uno o più indicatori e/o di attributi la cui valenza dipende dalla capacità di descrivere una determinata funzione del suolo. Una volta che una funzione del suolo è stata stabilita, è possibile identificare e caratterizzare i processi del suolo che la descrivono (Carter *et al.*, 1997).

1.2 Sostanza organica: indicatore di qualità del suolo

La valutazione della qualità del suolo richiede l'applicazione di metodologie che forniscano in maniera piuttosto immediata una risposta sullo stato del suolo. Tra le metodologie disponibili, la determinazione di indicatori di qualità del suolo è tra le più diffuse; gli indicatori di qualità del suolo sono degli attributi associati alle stesse caratteristiche del suolo in grado di rappresentare sia lo stato del suolo sia i suoi continui cambiamenti (Benedetti e De Bertoldi, 2000).

La sostanza organica del suolo è considerata tra i più importanti indicatori di qualità del suolo (Chan *et al.*, 2002; Silveira *et al.*, 2009), essendo associata, più di altri fattori, ad un complesso di interazioni tra fattori climatici, pedologici, caratteristiche delle colture e gestione agronomica negli agro-ecosistemi (Smith *et al.*, 2000; Collins e Kuehl, 2001).

La sostanza organica ha un ruolo determinante nell'assicurare la buona qualità del suolo in quanto rappresenta un substrato nutritivo ed energetico per gli organismi del suolo (Schnitzer, 1986; Stevenson, 1994) ed una fonte di nutrienti per le piante, dal momento che aumenta la capacità di scambio cationico del suolo, influenza la biodegradabilità, la persistenza e la reattività di sostanze xenobiotiche nonché la chelazione di elementi micro nutritivi e la detossificazione da metalli pesanti. Inoltre, garantisce una buona struttura del suolo per l'aumento della porosità e della stabilità degli aggregati, che si riflette in un buon drenaggio e aerazione, aumento della ritenzione idrica e riduzione dei fenomeni erosivi. La presenza nel suolo di sostanza organica umificata tende a conferire un colore scuro al suolo modificando il bilancio termico del suolo.

Tra i vari componenti del suolo, la sostanza organica è senz'altro la più reattiva dal punto di vista chimico. Ha un'elevata superficie specifica (circa il 46% della superficie specifica del suolo), interagisce con i metalli e con i minerali argillosi, agisce come scambiatore ionico e costituisce una riserva di azoto. La sostanza organica contiene inoltre tra

il 20 e 80% del fosforo presente nel suolo, e oltre il 90% dello zolfo totale nei suoli non calcarei. Essa costituisce la fonte energetica per i microrganismi autotrofi e per i batteri azotofissatori liberi, favorisce lo sviluppo delle radici (quindi le possibilità nutritive della pianta), la fotosintesi e la germinazione dei semi. Stimola processi fisiologici e biochimici del metabolismo cellulare e svolge una funzione di filtro permettendo di ridurre gli effetti tossici di metalli pesanti e pesticidi. Oltre all'estrema importanza come fonte di nutrienti per il sistema vegetale, la sostanza organica del suolo ha anche un ruolo fondamentale come riserva di carbonio.

Infatti, la sostanza organica del suolo rappresenta la più grande riserva terrestre di carbonio, con 1500 miliardi di tonnellate di C organico, mentre nell'atmosfera sono presenti 720 miliardi di tonnellate di C sotto forma di anidride carbonica e solo 560 si trovano nella biomassa vegetale. Questo ruolo è diventato centrale nelle politiche ambientali a scala globale, quando il problema dell'emissione di anidride carbonica nell'atmosfera e il conseguente aumento della temperatura hanno raggiunto dimensioni tali da richiamare l'attenzione pubblica e a mettere in atto le misure ritenute necessarie per ridurre le emissioni. Il sistema suolo può rappresentare infatti un importante sink di carbonio funzionando come un serbatoio in grado di "sequestrare" l'anidride carbonica e ridurre la quantità che viene immessa nell'atmosfera.

La sostanza organica nel suolo include un insieme complesso di diversi comparti che interagiscono tra loro e con comparti esterni al sistema suolo attraverso meccanismi ancora poco conosciuti. La sostanza organica del suolo è costituita da tutti gli organismi viventi presenti, incluse anche le sostanze da esso sintetizzate, nonché dai resti degli organismi morti nei vari stadi di decomposizione. Secondo il Glossary of Soil Science Terms è costituita da:

- Biomasse vegetali, animali e microbiche;
- Necromasse integre o in fase di demolizione;
- Unità molecolari semplici che si liberano dalle biomasse e dalle necromasse in seguito a reazioni idrolitiche che interessano i polimeri della struttura cellulare;
- Molecole umiche, o humus, che si originano dalle biomasse e dalle necromasse per effetto di una serie di reazioni di ossidazione, ciclizzazione, polimerizzazione e policondensazione; si presentano come sostanze amorfe di colore più o meno scuro.

Per sostanza organica si intende quindi un'insieme eterogeneo di molecole di natura e di origine diversa facenti parte della componente del suolo non vivente, derivante dall'attività

microbica e dalle trasformazioni chimiche a cui queste sostanze sono soggette. (Hayes & Swift, 1978).

In pedologia, la sostanza organica è classificata in tipi, classi e frazioni (Sequi, 1991). La classificazione sui tipi è fatta in base all'esame delle caratteristiche morfologiche della sostanza organica quali alcune proprietà chimiche, la struttura, il grado di saturazione, l'umificazione e la presenza di determinati organismi viventi.

Tabella 1 – Tipologie della sostanza organica del suolo e loro caratteristiche

Tipo	Struttura	pH	C/N	Grado di saturazione	Umificazione	Organismi viventi
Mull calcico	Grumosa stabile	7	10	100	Rapida, con formazione di complessi organo-minerali resistenti alla mineralizzazione	Lombrichi, batteri, attinomiceti
Mull forestale	Grumosa	5,5	20	60	Abbastanza rapida	Lombrichi, funghi
Moder	Grumosa debole	4,0-5,0	15-25	10,0-20,0	Media	Artropodi, funghi
Mor	Fibrosa in A ₀	3,5-4,5	25	10	Abbondante formazione di composti organici solubili, mineralizzazione lenta	Alcuni acari e collemboli, funghi
Anmor	Plastica	Vario	20	Variabile	Completa; sostanza organica inferiore al 30%; mineralizzazione molto lenta	Fauna stagionale; batteri anaerobi
Torba oligotrofica (mesotrofica)	Fibrosa	3,5-4 (7-7,5)	30-40 (15-30)	10 (90 - 100)	Incompleta; sostanza organica superiore al 30%; mineralizzazione molto lenta	Batteri anaerobi

La distinzione in classi è fatta prendendo in considerazione lo stadio di evoluzione della sostanza organica. Il limite tra le diverse classi non è ben definito, vista la sovrapposizione dei processi di decomposizione.

Le classi sono le seguenti:

1. *Edaphon*, costituito dalla biomassa vivente, quindi dagli organismi viventi presenti nel suolo (apparati radicali, microflora, pedofauna, etc...).
2. Biomassa morta non ancora decomposta, come la lettiera nelle foreste e le radici morte nei pascoli. Nei suoli agrari i tipi di costituenti dipenderanno dalla tecnica colturale adottata.
3. Sostanze in via di trasformazione in cui è ancora visibile l'organizzazione dei tessuti e delle cellule.

4. *Humus*, che deriva da una rielaborazione, polimerizzazione e condensazione dei composti organici.

Ritroviamo queste quattro classi in tutti i suoli in cui è attivo un processo di decomposizione e umificazione, tuttavia, a parte l'edaphon, non sono sempre di facile identificazione (tranne che nei suoli forestali).

La sostanza organica, in base alla stabilità biochimica, si può distinguere in gruppi eterogenei di sostanze, determinati attraverso i loro tempi di permanenza e residenza nel suolo, che vanno dai residui organici indecomposti arrivati al terreno, ai prodotti semplici della decomposizione che costituiscono la frazione labile della sostanza organica, fino alla frazione stabile costituita dagli accumuli più complessi di sostanze recalcitranti.

Da un punto di vista chimico, la sostanza organica si distingue in frazione labile e in frazione stabile (*humus*). Inoltre, una classificazione simile può essere fatta in base alla velocità di decomposizione della sostanza organica, ciò porta a suddividere la stessa in due *pool*: uno facilmente degradabile (che corrisponde alla frazione labile) e l'altro abbastanza resistente (che corrisponde alla frazione stabile) (Coleman *et al.*, 1983).

Per quanto riguarda la frazione labile, è chimicamente costituita da biopolimeri cellulari quali carboidrati, amminoacidi, peptidi, amminozuccheri, lipidi, cere, grassi, resine, lignine ed emicellulose (Piccolo, 1996). Questa frazione generalmente si rileva nella lettiera o nell'orizzonte più superficiale dei suoli non lavorati: le sostanze più semplici (amminoacidi, zuccheri, acidi organici mono e di-carbossilici) che la costituiscono hanno un'alta solubilità nella soluzione del suolo, e per questo sono prontamente disponibili come fonte energetica per la flora microbica.

Invece, le sostanze a più alto peso molecolare (proteine, acidi nucleici e polisaccaridi) sono idrolizzate dai microrganismi a composti semplici che sono successivamente utilizzati come fonte di energia, mentre cere, grassi, resine e lignine sono difficilmente attaccabili dai microrganismi e pertanto persistono nel suolo per periodi più lunghi (Fiorentino, 2005). La componente più rappresentativa della frazione labile è rappresentata dai carboidrati, che costituiscono fino al 25% della sostanza organica totale (Stevenson, 1994).

La frazione stabile è rappresentata dalla componente umificata della sostanza organica, la cui percentuale sul totale della materia organica presente può arrivare fino al 65%, con un tempo di residenza medio che varia a seconda degli ecosistemi, da alcune decine a diverse centinaia d'anni (Fiorentino, 2005). Questa frazione è in stretta correlazione con la

frazione labile essendo direttamente coinvolta nei processi di accumulo, dinamica e stabilizzazione della sostanza organica stessa (Piccolo, 1996).

1.3 Le sostanze umiche

La sostanza organica che arriva nel terreno può essere in parte mineralizzata ed in parte subire un processo di umificazione con l'ottenimento delle sostanze umiche o humus. Queste derivano da trasformazioni di tipo biologico e chimico a cui sono sottoposte nel terreno; sono composti organici fortemente ridotti perché sintetizzati durante processi biologici riduttivi. Sono costituite da una miscela eterogenea di composti amorfi, di colore dal giallo al bruno, e non hanno nessuna caratteristica chimica e fisica riconducibile alla matrice organica di partenza; presentano, inoltre, un'elevata resistenza alla degradazione chimica e biologica.

Solamente la sostanza organica vegetale è responsabile della formazione dell'humus e non quella animale, a meno che non sia in miscela con fibra vegetale, come nel caso del letame. Infatti, la sostanza organica animale da sola è mineralizzata in poco tempo, quindi non partecipa alla formazione dell'humus.

Di seguito le principali caratteristiche delle sostanze umiche:

- Sono eteropolimeri con peso e complessità molecolare variabile. Il peso varia da alcune centinaia ad alcune centinaia di migliaia di daltons;
- Sono costituite da un nucleo centrale che deriva dall'assemblaggio di anelli aromatici, chinonici ed eterociclici, a cui si legano le catene alifatiche e i gruppi funzionali periferici;
- Contengono carbonio, idrogeno, ossigeno e azoto in forma quaternaria, con l'azoto che può anche avere una forma eterociclica;
- Esistono dei complessi metallo-organici;
- Sono presenti gruppi funzionali di tipo carbossilico, idrossilico, fenolico ed alcolico che conferiscono un carattere anionico e una elevata capacità di scambio cationico;
- Si possono policondensare raggiungendo pesi molecolari elevati;
- Grazie agli ioni flocculanti i policondensanti umici possono unirsi formando micelle.

Durante il processo di umificazione, i residui vegetali variano la loro composizione, in quanto si riduce il contenuto di C e di H e il rapporto C/N, e aumenta la quantità di N e O; il tutto avviene ad opera dell'azione dei microrganismi eterotrofi che sono responsabili

dell'umificazione, ma non va dimenticata l'azione della fauna terricola che è importante per una prima degradazione fisica. Le prime cellule vegetali ad essere attaccate durante questo processo sono le cellule vive e biologicamente attive, seguono poi le cellule morte con pareti suberizzate o lignificate. La popolazione microbica eterotrofa che presiede al processo di umificazione ha la necessità di una fonte di energia biologica e di forme di azoto organico o inorganico per poter svolgere le proprie funzioni di sintesi di nuovi composti cellulari. L'energia deriva dall'ossidazione delle sostanze ternarie quali cellulosa, pectine, amido e lignina; la loro ossidazione porta alla liberazione di CO₂ e H₂O e alla produzione di molecole umiche.

Le sostanze umiche rappresentano la frazione più stabile della sostanza organica e hanno effetti diretti e indiretti sul rilascio dei nutrienti e sulla struttura del suolo (Tate, 1992). Hanno, inoltre, una elevata capacità di scambio cationico (200 cmol/kg) a causa dell'alto contenuto di gruppi funzionali aventi carica elettrica negativa (Sequi *et al.*, 2000), assorbono alcuni micronutrienti, quali il ferro, che presentano una scarsa mobilità a pH neutro e nei suoli acidi riducono la contaminazione del suolo da metalli pesanti (Stevenson, 1994).

In base al contenuto di humus i terreni sono classificati in:

- Umiferi > 10%
- Ricchi di humus 5-10%
- Sufficientemente dotati 3-5%
- Mediocrementemente dotati 2-3%
- Poveri di humus < 2%

Le conoscenze che si hanno sulla produzione delle sostanze umiche sono tutt'ora frammentarie. Secondo diversi studi (Waksman, 1936; Flaig, 1988), si avrebbe una decomposizione differente delle sostanze che compongono i residui vegetali che, successivamente, subirebbero un processo di risintesi attraverso i microrganismi presenti che portano alla formazione di polimeri umici il cui nucleo centrale è costituito da un complesso ligno-proteico che è in grado di reagire con altre sostanze di diversa origine (soprattutto composti azotati) e con i cationi. Secondo Kononova (1966), i microrganismi del suolo demoliscono le sostanze di origine vegetale da polimeri a monomeri, che in un secondo tempo condensano, soprattutto con amminoacidi e composti aromatici, dando vita alle molecole umiche. Tali ipotesi oggi non sono più ritenute valide visto che analisi più accurate della sostanza organica basate su nuove tecniche come la pirolisi accoppiata alla spettrometria di massa e la spettroscopia NMR hanno evidenziato l'importanza del contributo dei costituenti

alifatici ed in particolare dell'esterificazione come modalità di legame per i biopolimeri organici durante il processo di umificazione (Grasset & Amblès, 1998). Inoltre, attraverso l'uso di tecniche analitiche è stato possibile rilevare come le sostanze umiche siano costituite da associazioni di diverse molecole a basso peso molecolare tenute insieme da legami a idrogeno e da interazioni idrofobiche, in linea con quanto detto da Piccolo (2002).

Le sostanze umiche possono essere frazionate in diverse componenti in base alla reazione con alcali, ovvero umina che è la frazione insolubile in qualsiasi condizione di pH, e humus solubile, a sua volta suddiviso, in base alla solubilità in alcali o acidi, in acido umico che si solubilizza in soluzione alcalina e precipita in soluzioni acide, e acido fulvico, che si solubilizza in soluzioni sia alcaline sia acide (Stevenson, 1994). Nei terreni a carattere acido gli acidi fulvici sono più abbondanti degli acidi umici. Essi, nella loro forma libera, sono coinvolti nel trasporto e nella mobilità dei cationi nel terreno. L'acido umico invece ha peso molecolare più elevato e deriva dalla reazione tra lignina, cellulosa e proteine, si tratta di composti a forma sferica.

1.4 Recenti controversie sul concetto di humus

Studi recenti hanno messo in discussione sia il concetto della composizione chimica e fisica della sostanza organica del suolo e il ruolo di molti processi che controllano la dinamica della sostanza organica e delle sue frazioni umiche sia la validità di alcune procedure analitiche di estrazione di tali sostanze (Kleber e Johnson, 2010). Nella comunità scientifica vi è attualmente un certo scetticismo verso i processi che controllano il processo di umificazione e la stessa natura delle sostanze umiche e ci si interroga sull'utilità delle sostanze umiche preparate e definite operativamente come modelli di frazioni di sostanza organica nei suoli. L'utilizzo di diverse tecniche di misurazione simultanea fornisce i mezzi per studiare molte caratteristiche della SOM contemporaneamente (Lehmann *et al.*, 2008). L'applicazione di avanzate tecniche spettroscopiche potrebbe fornire un contributo al dibattito scientifico sulla funzionalità delle componenti della sostanza organica. Ad esempio, la spettroscopia infrarossa FT-IR (trasformata di Fourier a raggi infrarossi) con strumenti muniti di computer che dispongono di software per l'interpretazione spettrale, fornisce un potente strumento di quantificazione per interpretare i componenti della sostanza organica e gli effetti dei vari trattamenti su di essa. L'utilizzo degli isotopi stabili (per esempio, ^{13}C ^{15}N ^{18}O) e di isotopi radioattivi (ossia, ^{14}C) può fornire spunti sulle dinamiche cicliche, sull'elaborazione e sul tempo di permanenza della sostanza organica nel suolo (Kleber e Johnson, 2010).

Studi recenti indicano che la sostanza organica del suolo debba essere studiata in modo da (i) evitare di interferire con procedure di estrazione sulla natura delle sostanze cosiddette umiche, (ii) investigare sulla natura molecolare della materia organica in decomposizione con tecniche non distruttive, (iii) valutare se vi sono prove per tutti i prodotti di sintesi unica, e (iv) tentare di dimostrare le vie metaboliche che portano alla formazione di tali prodotti.

Oggi, l'opinione che i composti aromatici si accumulino nel corso dei processi di umificazione è seriamente messa in discussione da molti autori in relazione ai dubbi circa la conservazione selettiva di ogni tipo di composto organico. L'esame degli spettri NMR e di diffrazione dei raggi X della sostanza organica non sottoposta a tecniche di estrazione e frazionamento ha messo in evidenza un potenziale rischio di errate interpretazioni sulla natura delle strutture aromatiche quando i campioni sono invece trattati con metodologie chimico-fisiche. Ciò è stato messo in relazione alla possibile presenza nei campioni disturbati di “nerofumo”, un prodotto aromatico di una combustione incompleta, che potrebbe essere scambiato per un risultato del processo di decomposizione avvenuto in natura.

2. Relazione tra fertilità del suolo e qualità della sostanza organica

La sostanza organica del suolo (*Soil Organic Matter*, SOM) è riconosciuta universalmente per essere tra i fattori più importanti responsabili della fertilità del suolo, della produzione delle colture e protezione del territorio da contaminazione, degrado, erosione e desertificazione soprattutto nelle zone aride e semiaride (Turrión *et al.*, 2010), pertanto esiste una correlazione positiva tra il contenuto di sostanza organica e la qualità stessa del suolo (Janzen *et al.*, 1997; Doran e Parkin, 1994). Il concetto di qualità del suolo è servito a definire con maggiore chiarezza il ruolo della sostanza organica in relazione all'aumento di produttività e qualità ambientale (Sojka e Upchurch, 1999). La sostanza organica agisce sulla crescita delle piante direttamente agendo sulla fisiologia delle piante, e indirettamente, influenzando le proprietà fisiche, chimiche e biologiche dei suoli. Essa infatti favorendo la strutturazione, facilita le coltivazioni e consente la circolazione di gas e soluzioni all'interno del suolo.

2.1 La qualità della sostanza organica e le proprietà fisiche del suolo

La quantità e la qualità della sostanza organica presente in un suolo può influire sulle proprietà fisiche dello stesso, ossia sulla sua struttura, porosità, capacità di ritenzione idrica, regime termico, stabilità degli aggregati delle particelle di suolo e permeabilità (De Nobili *et*

al., 1993). Variazioni anche piccole della quantità di sostanza organica sono in grado di provocare mutamenti sensibili nella struttura fisica del suolo. La sua azione si esplica principalmente attraverso le interazioni chimiche e fisiche che i costituenti della sostanza organica hanno sugli altri componenti del suolo. Infatti, il materiale organico svolge un'azione cementante nei confronti delle particelle del suolo, il che consente la formazione di aggregati di dimensioni variabili comprese tra 20 e 250 μm . Generalmente si riscontra la massima quantità di carbonio organico negli aggregati aventi una dimensione compresa tra 5 e 20 μm . A causa dell'effetto esercitato sulla struttura del suolo, la sostanza organica influisce sulla densità apparente del suolo con conseguenze sul ricambio dell'aria tellurica, sulla capacità di drenaggio, sulla penetrazione delle radici, nonché sulla maggiore resistenza del suolo alla compattazione o alla polverizzazione. In terreni con contenuto medio di sostanza organica una sua riduzione anche modesta (ad esempio dall'1 al 3%) può portare ad una notevole riduzione della densità apparente del suolo (sino al 50%); al contrario, in un terreno ben dotato, un aumento della sostanza organica non porta ad un aumento della densità apparente. Questo perché, nel primo caso è favorita la formazione di nuovi aggregati mentre nel secondo caso il buon grado strutturale già raggiunto con una saturazione dei legami non consente la formazione di nuovi aggregati. La sostanza organica influenza la capacità di ritenzione idrica del terreno perché favorisce la formazione di aggregati in cui sono presenti micropori che contengono l'acqua e, inoltre, le sostanze umiche presenti svolgono un effetto diretto in quanto sono in grado di trattenere l'acqua sino a quattro volte il loro peso. L'acqua trattenuta in questo modo è poco disponibile per le piante perché il potenziale idrico è alto ma condiziona fortemente la temperatura del suolo vista la sua alta capacità termica: il terreno si riscalda e raffredda più rapidamente quando il contenuto di acqua è elevato. In suoli umidi con bassa presenza di ossigeno si potrebbe avere un accumulo di sostanza organica fino alla formazione degli sfagni e delle torbiere. Il tipo di tessitura del suolo va ad influire sul tasso di decomposizione della sostanza organica sia in maniera indiretta, in quanto influenza i rapporti aria-acqua che regolano l'attività microbica, sia in maniera diretta, visto che la sostanza organica ha un ruolo stabilizzante sulle superfici delle particelle argillose originando composti umo-minerali più resistenti all'attacco microbico.

2.2 La qualità della s.o. e le proprietà chimiche del suolo

La sostanza organica è in grado di influenzare anche le proprietà chimiche del suolo. È in grado quindi di contribuire alla nutrizione delle piante in quanto gli elementi nutritivi presenti in essa (azoto, fosforo, zolfo, microelementi), costituiscono una riserva

potenzialmente assimilabile dalle piante, la cui quantità nel suolo è tale da soddisfare le esigenze delle colture per numerosi anni. La sostanza organica svolge un'azione sia diretta che indiretta sull'assorbimento dei nutrienti da parte delle piante (Sequi, 1991). L'azione diretta è dovuta al fatto che la sostanza organica funge da riserva potenzialmente assimilabile di sostanze nutritive che, attraverso la mineralizzazione della stessa, possono entrare nella soluzione circolante ed essere disponibili per l'assorbimento da parte della piante. Ad esempio, la quantità di azoto presente in un terreno può variare da 0.06 a 3% del peso secco totale ed è presente per la maggior parte sotto forma organica (95-99%). Attraverso il processo di mineralizzazione queste forme organiche subiranno diverse reazioni e trasformazioni, con la produzione di intermedi metabolici, sino all'ottenimento delle forme inorganiche che si andranno ad aggiungere alle forme inorganiche già presenti nel terreno.

La sostanza organica ha un'alta capacità di scambio cationico nel suolo (dovuta all'alta presenza di siti con cariche negative in grado di adsorbire i cationi), alla quale contribuisce in media in misura del 50%, e rappresenta sino al 46% della superficie specifica del suolo, ossia l'area su cui sono prodotte la maggior parte delle reazioni chimiche tra fase solida e liquida. Essa controlla la disponibilità di microelementi e quindi la solubilità dei metalli è ridotta a causa della formazione di complessi (a volte molto stabili, chelati) tra gli ioni metallici e le frazioni solubili della sostanza organica. E' capace di legarsi con le sostanze inquinanti presenti nel terreno attenuandone la disponibilità e la dispersione nell'ambiente. Conferisce al suolo una maggiore capacità tampone, favorendo quindi la stabilità del pH; ciò è dovuto alla frazione dei gruppi carbossilici e ossidrilici fenolici. Questo fatto è molto importante per il normale svolgimento delle reazioni chimiche e dei processi biologici che hanno origine nel suolo. In ultimo, influenza indirettamente il potenziale di ossidoriduzione del suolo in quanto la buona struttura acquisita dal suolo evita l'instaurarsi delle condizioni asfittiche che darebbero vita ad un ambiente riduttivo.

2.3 La qualità della s.o. e le proprietà biologiche del suolo

La sostanza organica del suolo stimola l'azione della microfauna e della microflora consentendo uno sviluppo equilibrato degli organismi viventi nel terreno, essenziale per la creazione di condizioni ottimali per lo sviluppo dei vegetali (Bongiovanni *et al.*, 1994) e per la degradazione di composti organici, e svolge un ruolo importante nella protezione dell'attività enzimatica del suolo, in quanto la vita degli enzimi extracellulari, prodotti principalmente dai procarioti e da altri microrganismi, sarebbe estremamente limitata in

assenza di un adeguato substrato organico (Sequi, 1989). Le proprietà biologiche influenzate dalla presenza della sostanza organica sono:

- Incremento dello sviluppo radicale, quindi maggiore crescita dei vegetali;
- Aumento della quantità dei microrganismi presenti e dell'attività enzimatica.

Diversi studi hanno dimostrato come buone quantità di sostanza organica nel suolo influenzino lo sviluppo dell'apparato radicale e come si abbia un incremento diverso a seconda del tipo di sostanza organica. Marangoni *et al.* (2006) hanno dimostrato come si avesse un maggior sviluppo di radici assorbenti in un terreno ricco di letame, piuttosto che con altri trattamenti, ammendante compostato, o con nessun trattamento. Quest'influsso positivo è spiegabile con il fatto che la sostanza organica, e più in particolare il letame bovino, contengono acidi umici e fulvici aventi attività auxino-simili con conseguente stimolo della crescita della pianta in seguito all'aumento dell'allungamento cellulare.

Per quanto riguarda l'azione dei microrganismi, i funghi e i batteri sono i diretti responsabili della degradazione della sostanza organica del suolo. La loro azione è influenzata dalla composizione della pedofauna presente, che ha un ruolo molto importante nei processi di decomposizione. Secondo Edward *et al.* (1970), gli animali che vivono nel suolo contribuiscono alla disgregazione della sostanza organica in diversi modi:

- Attaccando i tessuti vegetali e animali in modo da renderli più facilmente degradabili da parte dei microrganismi;
- Modificando chimicamente e decomponendo parte dei residui organici;
- Trasformando i residui vegetali in sostanza umiche;
- Favorendo la formazione di aggregati tra la sostanza organica e la parte minerale del suolo;
- Rimescolando totalmente la sostanza organica negli strati superficiali del suolo;
- Controllando la crescita dei microrganismi e la loro dispersione.

Quest'ultimo ruolo svolto dalla pedofauna è dimostrato da numerosi studi. A titolo di esempio, Kollmansperger (1956) dedusse dai suoi lavori sperimentali che in un suolo in cui erano presenti lombrichi e millepiedi si aveva una quantità di microrganismi maggiore rispetto a suoli in cui non erano presenti. Ciò si spiega con il fatto che la pedofauna può trasportare passivamente durante i suoli spostamenti le spore e le ife fungine.

La presenza della pedofauna è importante non solo durante il processo di mineralizzazione ma anche nel processo di umificazione. Infatti, quando l'umificazione è

avanzata gli invertebrati del suolo sono in grado di rimescolare il materiale umificato tra i vari strati.

Per quanto riguarda la biomassa microbica presente nel suolo, questa è definita da Jenkinson & Ladd (1981) come la frazione vivente della sostanza organica del suolo, se si escludono le radici delle piante e gli organismi viventi aventi dimensioni superiori ai $5 \times 10^3 \mu\text{m}^3$. Le stime sulla quantità di microrganismi presenti nel suolo sono comprese tra 110-2000 kg C ha⁻¹ nei terreni arabili, 280-2240 kg C ha⁻¹ nei prati pascoli e 170-2180 kg C ha⁻¹ nei terreni forestali.

La quantità di biomassa microbica presente in un terreno dipende soprattutto dalle caratteristiche pedo-climatiche dell'area, dalla percentuale di sostanza organica presente e dall'uso e gestione del suolo.

Ad esempio, Jenkinson & Ladd (1981) hanno stimato che il C organico del terreno presente nella biomassa microbica sia pari al 2% del C organico totale. Inoltre, si è potuto verificare (Anderson & Domsch, 1986) come in campi in cui si pratica la monocoltura la quantità di microrganismi presenti (2.3%) fosse più bassa rispetto a campi in cui era attuata una rotazione colturale (3%); questo è spiegabile con il fatto che l'eterogeneità della sostanza organica presente consente lo sviluppo e la crescita di una popolazione microbica più varia. L'apporto di fertilizzanti organici al suolo contribuisce ad aumentare la biomassa microbica.

3. Il ciclo della sostanza organica del suolo

La percentuale di sostanza organica presente in un terreno dipende dalla quantità e qualità dei residui e dei concimi organici che arrivano al suolo, ossia dalla loro composizione chimica, dalla microflora presente e dalla velocità con cui hanno luogo i processi di mineralizzazione e umificazione, che dipendono dalle condizioni pedo-climatiche dell'area che influisce sull'attività dei microrganismi e della fauna terricola (Stevenson, 1982), ossia da temperatura, disponibilità d'ossigeno, umidità, pH, sostanze nutritive inorganiche e rapporto C/N, nonché dalle dimensioni delle particelle da decomporre.

La velocità di decomposizione della sostanza organica dipende da diversi fattori, tra cui le condizioni climatiche, il pH del suolo e la sua destinazione.

Le condizioni climatiche influenzano ciò che è definito *turnover* della sostanza organica in quanto la disponibilità di acqua e la temperatura del suolo regolano le reazioni di ossidazione e influenzano in modo diverso la crescita vegetale e l'attività microbica. Per citare un esempio, le piante sono in grado di crescere con una tensione dell'acqua nel suolo di -1.5 MPa, mentre la respirazione microbica continua fino a -9 MPa; questo favorisce, in suoli

aridi, la decomposizione rispetto all'accumulo mentre in suoli umidi le condizioni di scarsa ossigenazione rallentano la decomposizione in modo più consistente rispetto alla produzione di biomassa vegetale. Per quanto riguarda la temperatura, ha valori ottimali di 25-30°C per la produzione vegetale e di 35-40°C per la respirazione del suolo; questo fa sì che nei climi freddi si abbia un accumulo di sostanza organica, perché la produzione vegetale è superiore rispetto a quella microbica, e che nei climi caldi (> 30°C) si abbia un basso contenuto di sostanza organica nel suolo. A tale riguardo, studi condotti da Jenny *et al.* (1948) hanno dimostrato come in aree caratterizzate da temperature elevate il contenuto di sostanza organica sia generalmente più basso rispetto ad aree più fredde, in accordo con la regola di Van't Hoff, secondo cui la velocità delle reazioni biochimiche è correlata con la temperatura in quanto si ha un aumento di circa 2-2.5 volte per ogni 10°C di incremento di temperatura. Gli apporti di materiale organico sono inoltre influenzati dalla temperatura dell'aria, mentre il tasso di decomposizione è controllato dalla temperatura del suolo. In climi freddi, le temperature dell'aria consentono solo una piccola produzione vegetale durante l'estate mentre la mineralizzazione è molto lenta, per cui si ha un accumulo di carbonio organico nel suolo. In climi caldi, invece, i suoli presentano bassi contenuti di sostanza organica dato che l'attività microbica è favorita rispetto alla produzione vegetale (Evanylo *et al.*, 2000).

In terreni poco drenanti in cui si ha un ristagno dell'acqua, i processi di umificazione (processo riduttivo) sono favoriti rispetto a quelli di mineralizzazione (processo ossidativo). L'assenza di ossigeno provoca una decomposizione incompleta del carbonio organico con la produzione e l'accumulo di sostanze intermedie e la produzione di notevoli quantità di metano e di idrogeno; la decomposizione della sostanza organica sarà più lenta perché più bassa sarà l'azione dei microrganismi decompositori.

Altro parametro molto importante è l'acidità del suolo che non solo influenza le reazioni chimiche, ma orienta anche l'attività biologica: il pH ottimale per lo sviluppo di popolazioni batteriche è attorno a 6-8, mentre in suoli acidi e sub-acidi l'attività biologica è svolta prevalentemente da funghi.

La velocità di degradazione della sostanza organica è influenzata non solo dalla resistenza intrinseca delle molecole ma anche dalla loro interazione con la frazione minerale. Infatti, questi complessi organo-minerali sono molto stabili e sono importanti perché aumentano lo stato di aggregazione e la stabilità del suolo e rallentano i processi di degradazione microbica della sostanza organica, in quanto l'interazione con le argille e l'intrappolamento nei micropori degli aggregati del suolo possono esercitare una protezione

fisica contro l'attacco microbico (McConkey *et al.*, 2000). Altri fattori che possono influire sulla quantità di materiale organico presente sono la giacitura del terreno, le lavorazioni e le concimazioni minerali (Dell'Agnola *et al.*, 1993).

3.1 Sostanza organica e processi di trasformazione: mineralizzazione e umificazione

La sostanza organica costituisce la frazione più complessa del suolo: questa complessità deriva dalla diversità delle classi di origine organica presenti nel suolo, che sono in continua evoluzione, e dalla variabilità dei processi di trasformazione a cui è sottoposta, ossia mineralizzazione, umificazione e interazione con la frazione minerale (Saiz-Jimenez, 1996).

La mineralizzazione consiste nella trasformazione dei composti organici in sostanze minerali semplici (Guggenberg, 2005). Questo processo è favorito dalla presenza di un elevato numero di microrganismi eterotrofi che usano per la loro crescita e moltiplicazione diverse fonti di azoto; il materiale organico decomposto è trasformato in anidride carbonica ed acqua grazie all'azione di questi microrganismi, che rilasciano con la loro azione anche i nutrienti presenti nella materia. L'intensità dei processi di mineralizzazione non è uniforme nel suolo ma è maggiore in prossimità delle radici, ossia nella rizosfera, e minore man mano che ci si allontana da questa zona. Il processo di mineralizzazione è distinto in mineralizzazione primaria, che interessa la sostanza organica fresca e in mineralizzazione secondaria che agisce invece sulle molecole organiche sintetizzate in seguito ai processi di umificazione (Duchaufour, 1983). La mineralizzazione primaria è un processo piuttosto rapido, sempre dipendente dalle condizioni chimico-fisiche dell'ambiente e dal tipo di residui vegetali o animali. Il processo di mineralizzazione secondaria è, invece, più lento, a causa dei forti legami che si instaurano tra i componenti umici e quelli minerali, nell'arco di un anno, dove circa 1-3% della materia umificata è trasformato attraverso tale processo (Gobat *et al.*, 1998). La mineralizzazione, contrapponendosi ai processi di umificazione, opera una sorta di bilanciamento della produzione di materia umificata nel suolo. La mineralizzazione è influenzata da diversi fattori, quali:

- Temperatura, se inferiore ai 4°C o superiore ai 40°C la trasformazione avviene lentamente. Generalmente in aree a clima caldo la sostanza organica del suolo è inferiore rispetto a quella presente nei climi più freddi, dal momento che è più alta la velocità di mineralizzazione;
- Tessitura del suolo, più fine è la tessitura, maggiore è il quantitativo di sostanza organica presente rispetto a suoli con tessitura grossolana;

- Disponibilità di ossigeno e umidità, più alto è il livello di aereazione, maggiore è la velocità di trasformazione;
- pH, meglio se neutro;
- Sostanze nutritive inorganiche, è molto importante la presenza di azoto;
- Rapporto C/N, più è basso, più il processo è lento;
- Uso e gestione del suolo: ad esempio, le lavorazioni del terreno aumentano le perdite di sostanza organica in percentuale più elevata nei primi anni di lavorazione del suolo, dopo di che la velocità di trasformazione rallenta.

Il processo di umificazione consiste nell'insieme delle trasformazioni biochimiche a carico della sostanza organica del suolo che portano alla formazione delle sostanze umiche.

L'umificazione prevede una serie complessa di reazioni (resintesi) che portano alla formazione di macromolecole con una struttura sempre più lontana da quella d'origine man mano che l'umificazione procede. Si formano così gli acidi fulvici, gli acidi umici e l'umina. L'umina rappresenta il punto conclusivo del processo di umificazione; essa è definita come la frazione di humus insolubile in soluzione acquosa a qualunque valore di pH e rappresenta dal 20 al 50% della sostanza organica (Drori *et al.*, 2008).

3.2 Perdite di sostanza organica dal suolo: erosione e mineralizzazione

Il contenuto di sostanza organica nel suolo è dato dal bilancio tra gli accumuli e le perdite. La sostanza organica arriva al suolo tramite il materiale vegetale ma anche con gli essudati radicali, materiale animale e ammendamento organico nel caso di suoli agrari. La sostanza organica è persa dal suolo principalmente mediante il processo di mineralizzazione dove si ha la liberazione di CO₂ in atmosfera; tuttavia anche l'erosione essendo un processo fisico che determina la rimozione di materiale dalla superficie dei suoli, per azione dell'acqua (erosione idrica) e/o del vento (erosione eolica), dovuto a vari fattori quali il tipo di suolo (tessitura, pH), la topografia, il sistema di lavorazioni e i fattori climatici, favorisce la redistribuzione di una considerevole quantità di suolo e quindi di sostanza organica a brevi e lunghe distanze (Gregorich *et al.*, 1998). Studi recenti (Lal, 2007) hanno affermato che sia la quantità che le proprietà della sostanza organica dipendono dalle proprietà del suolo stesso (contenuto di argilla, ritenzione idrica, riserve di nutrienti), dalla posizione topografica, dall'esposizione geografica, dalla temperatura e dalle precipitazioni. A tali fattori si aggiungono poi quelli tipicamente antropici, quali la conversione d'uso del suolo: la perdita di sostanza organica, secondo Lal (2004), può attestarsi sul 50-75% in suoli deforestati nei climi tropicali dopo 20 anni dalla conversione mentre in climi temperati il decremento in 20-50

anni può raggiungere il 50%. In suoli coltivati può essere difficile distinguere quali di questi processi concorre maggiormente alla perdita di sostanza organica poiché la coltivazione può sia causare la decomposizione dei residui accelerando la mineralizzazione, sia aumentare l'esposizione del suolo agli agenti atmosferici e quindi alle naturali forze erosive. Le pratiche agricole influenzano sicuramente la mineralizzazione della sostanza organica creando le condizioni di suolo (umidità, aerazione, temperatura) che maggiormente accrescono l'attività biologica. Le lavorazioni ad esempio possono incrementare la velocità di mineralizzazione mediante l'apporto di residui a contatto con le popolazioni microbiche e in zone del profilo in cui le condizioni di umidità favoriscono la mineralizzazione; esse inoltre distruggono fisicamente gli aggregati ed espongono la sostanza organica all'azione microbica ed enzimatica (Gregorich *et al.*, 1998). Le coltivazioni giocano un ruolo importante anche sull'erosione del suolo, ad esempio la scelta delle rotazioni, che può accelerare l'erosione e la conseguente perdita di sostanza organica nel caso di monoculture prolungate nel tempo (Webber, 1964), così come le lavorazioni intensive e la rimozione dei residui colturali dal suolo accrescono l'erosione del suolo e la rimozione di sostanza organica dagli orizzonti più superficiali (Ketcheson e Webber, 1978; Bauer e Black, 1981).

4. Indici di qualità e di stabilità della sostanza organica del suolo

Dall'analisi delle sostanze umiche è possibile conoscere gli elementi che costituiscono la struttura umica attraverso la determinazione di specifici indici. In generale, acidi umici ed umina hanno un minor contenuto in ossigeno rispetto agli acidi fulvici, normalmente associato ad un più alto contenuto di carbonio. Infatti gli acidi umici hanno un contenuto di carbonio compreso tra il 50 e il 60%, di ossigeno tra il 30 e il 35%, di idrogeno tra il 4 e il 6% e di azoto tra il 2 e il 6%; gli acidi fulvici contengono una quantità di carbonio tra il 40 e il 50%, di ossigeno tra il 44 e il 45%, di idrogeno tra il 4 e il 6% e di azoto tra il 2 e il 6%. Il rapporto ossigeno/carbonio (O/C) è quindi in media pari a 0,50 negli acidi umici e 0,70 negli acidi fulvici: ciò è spiegabile con il fatto che negli acidi fulvici sono presenti un maggior numero di gruppi carbossilici. Questo conferisce a queste componenti dell'humus una differente acidità totale, che deriva dalla reazione acida di gruppi carbossilici ed alcolici, tale che per gli acidi fulvici l'acidità varia tra 640 e 1420 mol. kg⁻¹ di sostanza organica, mentre per gli acidi umici è compresa tra 560 e 890 mol. kg⁻¹ di sostanza organica (Stevenson, 1994). Il rapporto idrogeno/carbonio (H/C), che determina il grado di insaturazione, è circa pari a 1 negli acidi umici e fulvici e a 1.5 nell'umina, (Fiorentino, 2005), denotando, quindi, che gli acidi umici e fulvici hanno un grado di aromaticità più elevata dell'umina che presenta,

invece, un maggiore contenuto di componenti alifatiche. Inoltre, gli acidi umici e l'umina hanno dimensioni molecolari apparenti superiori a quelle degli acidi fulvici. Le procedure di frazionamento della sostanza organica consentono di individuare semplici indici che permettono di avere informazioni circa le dinamiche della sostanza organica, l'effetto sulle proprietà del suolo, in particolare sulle reazioni di stabilizzazione della sostanza organica. Questi indici sono: l'indice di umificazione, il grado di umificazione e il tasso di umificazione che permettono di interpretare in maniera immediata i dati analitici di carbonio organico totale, estraibile e umificato (Sequi *et al.*, 1996). L'indice di umificazione (HI) deriva dal rapporto tra il carbonio organico non umico presente nella sostanza organica e quello umico; tanto più l'umificazione sarà spinta quanto più questo rapporto sarà basso, quindi lo si può considerare un indice dell'attività umificante del suolo e della disponibilità di frazioni organiche labili non umificate. Il grado di umificazione (DH) è dato dal rapporto tra il contenuto di carbonio umico e quello del carbonio organico totale estratto (Ciavatta *et al.*, 1991), e fornisce un dato relativo alla qualità della sostanza organica estratta; esso oscilla da 0 a 100 ed è tanto più elevato quanto più è elevata l'attitudine di un suolo ad umificare i materiali organici disponibili. Infine, il tasso di umificazione (HR) risulta dal rapporto tra la quantità di carbonio umico e quella del carbonio organico totale presente nel suolo e da informazioni riguardo all'entità della frazione umificata di un terreno rispetto alla sostanza organica totale. Dalla letteratura emerge che è sempre più sentita la necessità di affrontare l'analisi di queste strutture molecolari attraverso l'utilizzo di tecniche analitiche combinate che permettano una descrizione quali-quantitativa completa di una matrice tanto complessa come è la sostanza organica. Informazioni dettagliate sulla struttura funzionale delle sostanze umiche possono essere ottenute mediante l'uso di tecniche spettroscopiche. In questo modo è possibile studiare le sostanze umiche in modo non distruttivo analizzando solo piccole quantità di campione.

5. Effetto della gestione del suolo sulla sostanza organica del suolo

La sostanza organica è presente nel suolo in quantità differente a seconda dell'uso e della gestione del terreno. La gestione intensiva del suolo nei sistemi agrari convenzionali influisce sul ciclo della sostanza organica, determinando uno sbilanciamento verso la fase di mineralizzazione e di consumo piuttosto che verso la fase di umificazione o accumulo.

In tabella 2 è riportata la classificazione dei suoli coltivati in funzione della dotazione in sostanza organica e della classe tessiturale.

Tabella 2 – Classificazione dei suoli coltivati in funzione della dotazione in s.o. e classe tessiturale

Classi tessiturali secondo USDA

Dotazione	Sabbioso	Franco	Argilloso
	Sabbioso-Franco	Franco-Sabbioso-Argilloso	Franco-Argilloso
	Franco-Sabbioso	Franco-Limoso	Argilloso-Limoso
		Argilloso-Sabbioso	Franco-Argilloso-Limoso
		Limoso	
<i>Carbonio organico g kg⁻¹</i>			
Scarsa	<7	<8	<10
Normale	7-9	8-12	10-15
Buona	9-12	12-17	12-22
Molto buona	>12	>17	>22

Il cambiamento delle pratiche colturali verso sistemi maggiormente conservativi della fertilità del terreno determina una modifica degli equilibri tra mineralizzazione e umificazione che portano ad un incremento del tenore di sostanza organica del suolo anche se in tempi piuttosto lunghi. Al contrario, l'intensificazione colturale provoca una riduzione dei processi di accumulo solitamente con una dinamica più rapida rispetto a quella che si osserva con la introduzione di pratiche conservative.

Il cambiamento delle pratiche colturali verso sistemi maggiormente conservativi della fertilità del terreno determina una modifica degli equilibri tra mineralizzazione e umificazione che portano ad un incremento del tenore di sostanza organica del suolo anche se in tempi piuttosto lunghi. Al contrario, l'intensificazione colturale provoca una riduzione dei processi di accumulo solitamente con una dinamica più rapida rispetto a quella che si osserva con la introduzione di pratiche conservative.

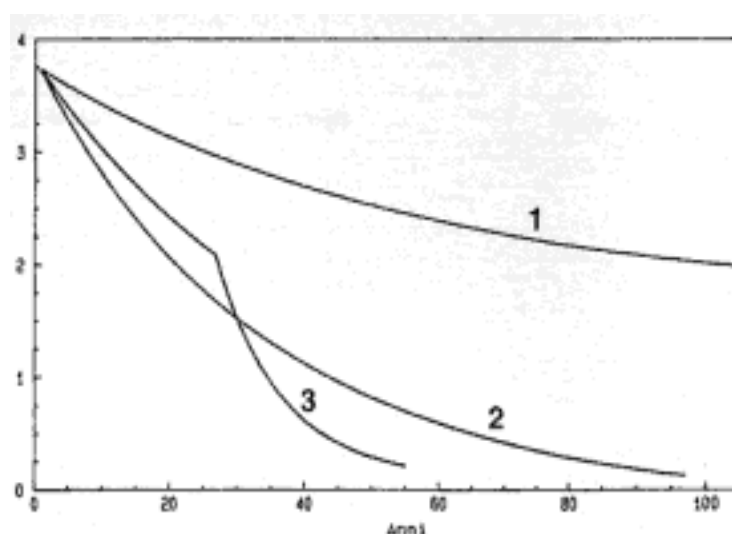


Figura 1 – Evoluzione del tenore di sostanza organica in un terreno naturale posto in coltivazione (Fonte: Perelli, 1987). In condizioni ordinarie (linea 1) il tenore di sostanza organica tende ad assestarsi attorno ad un valore più basso. Se la coltivazione induce forti squilibri (linea 2) si può avere, in tempi più o meno lunghi, l'isterilimento del terreno. Nel caso di fattori negativi che prendono il sopravvento dopo un certo numero di anni (linea 3) si ha un crollo totale della fertilità.

Nei sistemi agrari caratterizzati da colture prative o comunque dalla coltivazione di specie con un cotico erboso permanente, è presente uno strato radicale diviso in tre piani, ossia il piano delle radici fittonanti che esplorano gli strati più profondi, quello delle graminacee a radice fascicolata e quello delle graminacee rizomatose che favoriscono l'elaborazione di composti umici che cementano in grumi le particelle del suolo, il che favorisce la creazione di un profilo con una struttura aggregata. La presenza costante di queste piante permette un rifornimento continuo di escrezioni e residui vegetali utilizzati dalle popolazioni microbiche per la produzione di composti umici. In questi terreni, il tenore di sostanza organica è più alto negli strati superficiali e si riduce lungo il profilo del terreno. Gli aggregati che si formano sono più porosi e più stabili a causa dell'alto contenuto di sostanza organica presente.

Nei terreni lavorati, la rimozione totale o parziale della copertura vegetale influenza il bilancio della sostanza organica presente nel terreno, in quanto ne provoca una drastica riduzione. Quando un suolo in condizioni naturali viene disturbato con l'avvio di attività agricole, usualmente si ha una riduzione della deposizione di materiale organico al suolo, in quanto una parte o l'intera biomassa sono rimosse durante la raccolta, con un conseguente declino del contenuto di C organico. Studi eseguiti da Campbell e Souster (1982) hanno mostrato come in un terreno vergine arato per 50 anni, si aveva una riduzione dal 25 al 50% del tenore di sostanza organica.

Le lavorazioni del suolo distruggono i macroaggregati (con maggiori perdite di humus per mineralizzazione), rimescolano gli orizzonti superficiali con una distribuzione omogenea della sostanza organica nello strato lavorato, riducono la densità apparente e alterano la temperatura del suolo. Inoltre, i primi centimetri disseccano più rapidamente rispetto ad un suolo non lavorato; in questo caso, dopo ogni reidratazione si ha un'intensa attività biologica che può durare qualche giorno (Van Schreven, 1968) e che quindi favorirà la mineralizzazione della sostanza organica. Inoltre, si ha una maggiore rottura degli aggregati che sono cementati dalle sostanze umiche (Allison, 1973).

In questi agro-ecosistemi l'asportazione totale della biomassa vegetale prodotta porta ad una maggiore sensibilità del suolo, all'erosione idrica ed eolica. Le lavorazioni provocano una maggiore porosità del suolo, il che migliora gli scambi gassosi, promuovendo la decomposizione della sostanza organica da parte dei microrganismi del suolo.

La riduzione della sostanza organica del suolo può essere attenuata mediante l'adozione di pratiche agronomiche, quali rotazioni, letamazioni e sovesci.

6. Bibliografia

- Allison, F.E., 1973. Soil Organic Matter and its Role in Crop Production. Elsevier Sci. Publ. Comp. Amsterdam.
- Bauer, A., Black, A.L., 1981. Soil carbon, nitrogen, and bulk density comparisons in two cropland tillage systems after 25 years and virgin grassland. Soil Science of America Journal 45, 1166-1170.
- Benedetti, A., De Bertoldi, S., 2000. Qualità del suolo: criteri di definizione. In Memorie di Scienze Fisiche e Naturali volume 118, "Rendiconti della Accademia Nazionale delle Scienze detta dei XL" serie V, vol. XXIV, parte II pp.189-204.
- Bongiovanni, S., Scagliarini, S., Santini, R., 1994. Utilizzo agronomico dei fanghi di depurazione. Il Divulgatore 5. pp. 4-7.
- Campbell, C.A., Sousters, W., 1982. Loss of organic matter and potentially mineralizable nitrogen from Saskatchewan soils due to cropping. Can J. Soil Sci. 62, pp. 651-656.
- Carter, M.R., Gregorich, E.G., Anderson, D.W., Doran, J.W., Janzen, H.H., Pierce, F.J., 1997. Concepts of soil quality and their significance. In E.G. Gregorich and M. Carter (ed.) Soil quality for crop production and ecosystem health. Vol. 25, pp. 1-19. Elsevier Science Publishers, Amsterdam, Netherlands.
- Ciavatta, C., Vittorio Antisari L., Sequi, P., 1991. Determination of organic carbon in aqueous extracts of soils and fertilizers. Commun. Soil Sci. Plant Anal., 22: 795-807.
- Coleman, D.C., Reid, C.P.P., Cole, C.V., 1983. Biological strategies of nutrient cycling in soil systems. Adv. Ecol. Res., 13, pp. 1-55.
- De Clerck, F., Singer, M.J., Lindert, P., 2003. A 60-year history of California soil quality using paired samples. Geoderma. Vol. 114, pp. 215-230.
- De Nobili, M., Maggioni, A., 1993. Influenza della sostanza organica sulle proprietà fisiche del suolo. In: Ciclo della sostanza organica del suolo, AA.VV. a cura di Paolo Nannipieri. Pàtron Editore, Bologna.
- Dell'Agnola, G., Nannipieri, P., Nardi, S., 1993. Sostanza organica e molecole umiche. In: Ciclo della sostanza organica nel suolo – Aspetti agronomici, chimici, ecologici, selvicolturali. A cura di Nannipieri P. pp. 21-40.

- Doran, J.W., Zeiss, M.R., 2000. Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. *Applied Soil Ecology*. Vol.15, pp. 3–11.
- Drori, Y., Aizenshtat, Z., Chetetz, B., 2008. Sorption of organic compounds to humin from soils irrigated with reclaimed wastewater. *Geoderma* 145, 98-106.
- Duchaufour, P., 1983. *Pedologie*. Masson, Paris, pp.491.
- Edwards, C.A., Reichle, D.E., Crossley, D.A. jr., 1970. The role of soil invertebrates in turnover of organic matter and nutrients. In: Reichle DE (ed) *Analysis of temperate forests ecosystems*. Springer, New York, pp. 147-172.
- Evanylo, G., McGuinn, R., 2000. *Agricultural Management Practices And Soil Quality: Measuring, assessing, and comparing laboratory and field test kit indicators of soil quality attributes*. Publication Number 452-400.
- Fiorentino, G., 2005. Caratterizzazione molecolare delle sostanze umiche da suolo vulcanico. UNIVERSITA' DEGLI STUDI DI NAPOLI FEDERICO II. Dottorato di Ricerca in Valorizzazione e Gestione delle Risorse Agro-forestali (Indirizzo: Bonifica e Difesa del Suolo).
- Flaig, W., 1988. "Generation of model chemical precursor" in: *Humic substances and their role in the environment*. Frimmel F. H., Christman F. ed., Wiley, New York, pp. 75-92.
- Gobat, J.M., Aragno, M., Matthey, W., 1998. *The living soil. Bases of pedology. Biology of soils*. Polytechnic and Romandes University Press, Lausanne.
- Grasset, L., Amblès, A., 1998. Structural study of soil humic acids and humin using a new preparative thermochemolysis technique. *J. Anal. Appl. Pyrol.* 47, 1-12.
- Gregorich, E.G., Greer, K.J., Anderson, D.W., Liang, B.C., 1998. Carbon distribution and losses: erosion and deposition effects. *Soil & Tillage Research* 47, 291-302.
- Guggenberg, G., 2005. Humification and mineralization in soils. In: Buscot F. and Varma A. (Eds.), *Microorganism in soils: roles in genesis and functions*. Springer Verlag, Berlin-Heidelberg, Germany, 85-106
- Hayes, M.H.B., Swift, R.S., 1978. "The chemistry of soil organic colloids" in: *The chemistry of soil constituents*. Greenland & Hayes ed., pp. 179-320.
- Jenkinson, D.S., Ladd, J.N., 1981. Microbial biomass in soil: measurement and turnover. In *Soil Biochemistry*. Vol. 5 (E.A. Paul e J.N. Ladd, Ed), pp. 415-471. Marcel Dekker, New York.
- Jenny, H., Bingham, F., Padilla-Saravia, B., 1948. *Soil sci.*, 66, pp. 173-186.

- Karlen, D.L., Mausbach, M.J., Doran, J.W., Cline, R.G., Harris, R.F., Schuman, G.E., 1997. Soil quality: a concept, definition and framework for evaluation. Soil Science Society of America Journal. Vol. 61, pp. 4-10.
- Ketcheson, J.W., Webber, L.R., 1978. Effect of soil erosion on yield of corn. Canadian Journal of Soil Science 58, 459-463.
- Kollmansperger, F., 1956. Lumbriciden in humiden und ariden Gebieten und ihre Bedeutung für die Fruchtbarkeit des Bodens. In VI Congr. Int. Sci. Sol., Paris, pp. 293-297.
- Kononova, M.M., 1966. Soil organic matter – Pergamon Press, New York.
- Lal, R., 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. Science 305, 1623-1627.
- Lal, R., 2007. Carbon management in agricultural soils. Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change 12, 303-322.
- Marangoni, B., Toselli, M., Baldi, E., 2006. Influenza della sostanza organica sulla morfologia, sviluppo, ed efficienza radicale delle piante da frutto. I Georgofili – Quaderni – 2005 – VIII, 59-71.
- McConkey, B., Baochang, L., Wayne, L., Glenn, P., 2000. The Soil Organic Carbon Story, Agriculture and Agri-Food Canada, Semiarid Prairie Agricultural Research Centre, Swift Current, SK, S9H 3X2.
- Nortcliff, S., 2002. Standardisation of soil quality attributes. Agriculture Ecosystem and Environment. Vol. 88, pp. 161-168.
- Piccolo, A., 1993. Metodi chimici e spettroscopici per lo studio della struttura e reattività della sostanza organica nel suolo. In: Ciclo della sostanza organica nel suolo – Aspetti agronomici, chimici, ecologici, selvicolturali. A cura di Paolo Nannipieri. pp. 247-303.
- Piccolo, A., 1996. “Humus and soil conservation” in: Humic substances in terrestrial ecosystems. Piccolo A. ed., Amsterdam, pp. 225-264.
- Saiz-Jimenez, C., 1996. “The chemical structure of humic substances: recent advances” in: Humic substances in terrestrial ecosystems. Piccolo A. ed., Elsevier, Amsterdam, pp. 1-44.
- Schoenholtz, S.H., Van Miegroet, H., Burger, J.A., 2000. A review of chemical and physical properties as indicators of forest soil quality: challenges and opportunities. Forest Ecology and Management. Vol. 138, pp. 335-356.
- Sequi, P., 1989. Chimica del suolo, Patron ed.

- Sequi, P., 1991. Le funzioni agronomiche della sostanza organica. In Chimica del suolo (P. Sequi Ed.), pp. 279-292. Pàtron Bologna.
- Sequi, P., De Nobili, M., Leita, L., Cercignani, G., 1996. A new index of humification. *Agrochimica*. 30, 175-179.
- Sequi, P., De Nobili, M., 2000. Carbonio organico. In: Metodi di analisi chimica del suolo. Coordinatore Pietro Violante. Collana di metodi analitici per l'agricoltura diretta da Paolo Sequi.
- Sojka, R.E., Upchurch, D.R., 1999. Reservations regarding the soil quality concept. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63, 1039–1054.
- Stevenson, F.J., 1982. Extraction, fractionation, and general chemical composition of soil organic matter. In: F.J. Stevenson, Editor, *Humus Chemistry. Genesis, Composition, Reactions*, John Wiley and Sons, New York (1982), pp. 26–54.
- Stevenson, F.J., 1994. *Humus chemistry. Genesis, composition, reactions*. 2nd Ed. John Wiley and Sons, New York, NY.
- Tate, R.L., 1992. Humification and organic matter stability. In: *Soil organic matter: Biological and ecological effects*. Krieger Publishing Company, Malabar, Florida.
- Turrión, M.B., Lafuente, F., Mulas, R., López, O., Ruipérez, C., Pando, V., 2010. Effects on soil organic matter mineralization and microbiological properties of applying compost to burned and unburned soils. *Journal of Environmental Management* xxx, 1–5.
- Van Schreven, D.A., 1968. Mineralization of the carbon and nitrogen of plant material added to soil and of the soil humus during incubation following periodic drying and rewetting of the soil. *Plant and Soil* 28, pp. 226–245.
- Wakman, S.A., 1936. *Humus – Bailliere*, Tindall and Cox, Londra.
- Webber, L.R., 1964. Soil physical properties and erosion control. *Journal of Soil Water Conservation* 19, 28–30.

7. Effetto dell'uso del suolo sulle frazioni di sostanza organica in un sistema agro-forestale in ambiente semi-arido mediterraneo.

(Effect of land use on soil organic matter fractions in a agro-forestry system under semi-arid Mediterranean conditions)

Introduzione

La sostanza organica del suolo (*Soil Organic Matter*, SOM) è una miscela complessa, che influenza le proprietà chimiche e biologiche del suolo, controlla il ciclo dei nutrienti e di conseguenza ha un effetto rilevante su produttività e sostenibilità degli agro-ecosistemi. Un eventuale decremento della sostanza organica nel suolo desta notevole preoccupazione, in quanto questo potrebbe compromettere la capacità produttiva degli agro-ecosistemi come conseguenza del deterioramento delle proprietà fisiche del suolo e delle conseguenze negative sui cicli dei nutrienti nel suolo (Loveland e Webb, 2003). Alcuni studi hanno dimostrato che i diversi usi del suolo, e le pratiche di gestione agronomica possono alterare le proprietà fisiche e chimiche del suolo (He *et al.*, 2009; Shrestha *et al.*, 2008; Marzaioli *et al.*, 2010), e le comunità biotiche (Six *et al.*, 2004), che a loro volta, influenzano la produttività del suolo. Studi sull'impatto dei differenti usi del suolo sul carbonio organico del suolo (SOC) hanno importanti implicazioni nella identificazione di pratiche di gestione sostenibili e per valutare il potenziale di sequestro di carbonio nel suolo (Lal, 2004; Morari *et al.*, 2006), e perciò contrastare i processi di cambiamento climatico.

Diversi autori hanno evidenziato l'importanza di studiare le frazioni della SOM e i gruppi funzionali (Amelung *et al.*, 1999; Piccolo *et al.*, 1997; Kaiser e Ellerbrock, 2005), essendo questi responsabili dei processi biochimici che controllano l'umificazione e la mineralizzazione della sostanza organica.

La comprensione della composizione e struttura dei pool della SOM può essere utile per integrare i modelli di simulazione del turnover di carbonio, basati concettualmente sulle frazioni della SOM, con informazioni sui pool di carbonio verificati sperimentalmente (Powelson *et al.*, 1996; Wattel-Koekkoek *et al.*, 2003), riducendo così l'incertezza quando i modelli vengono applicati al sistema suolo.

Le relazioni tra le caratteristiche della sostanza organica del suolo e l'influenza dei fattori che controllano i processi di umificazione non sono ancora sufficientemente dimostrati negli ecosistemi mediterranei (Aranda e Oyonarte, 2005). Studi recenti hanno interessato

l'impatto delle diverse pratiche di gestione sul contenuto e sulla distribuzione di nutrienti nel suolo in sistemi agro-forestali della Dehesa in ambienti semiaridi mediterranei (Moreno *et al.*, 2007), ma le conoscenze sulla caratterizzazione della SOM in relazione agli usi del suolo in questi ambienti sono ancora scarse.

La Dehesa è il sistema agroforestale più esteso in Europa, caratterizzato da alberi di quercia sparsi (soprattutto lecci, *Quercus ilex* e quercia da sughero, *Quercus suber*), mescolati con superfici a pascolo e erbai di cereali e/o colture foraggere.

Le produzioni zootecniche sono i principali prodotti nella Dehesa, ma altri prodotti come cereali, sughero, legname sono stati ottenuti sin dal Medioevo (Gomez-Gutierrez e Perez-Fernandez, 1996). La Dehesa è prevalentemente diffusa nel Sud-Ovest della Spagna e in Portogallo (Eichhorn *et al.*, 2006), ma i sistemi agroforestali presenti diffusamente in Sardegna sono del tutto paragonabili.

Lo scopo di questo studio è stato quello di valutare l'impatto sulla qualità della sostanza organica del suolo di diversi tipi di uso del suolo in un'area agroforestale della Sardegna Nord-orientale, attraverso la determinazione delle frazioni della SOM, della loro composizione elementare, dei loro *pattern* alla spettroscopia infrarossa e di indicatori numerici di qualità della SOM, oltre che l'applicazione di metodologie di analisi multivariata al fine di identificare differenti classi di qualità della SOM in relazione agli usi del suolo.

Materiali e metodi

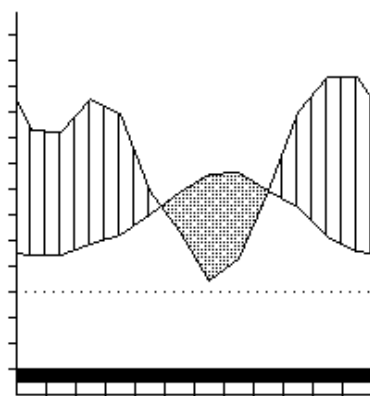
Descrizione del sito

La ricerca è stata condotta nel Nord-Est della Sardegna (40,82° N 9,29° E, 300-400 m s.l.m.) su formazioni intrusive paleozoiche (graniti), in una cronosequenza della serie mesomediterranea della sughera, con bioclima mediterraneo pluvistagionale oceanico, mesomediterraneo inferiore, subumido inferiore (Rivas-Martínez e Rivas y Sáenz, 2007). Le precipitazioni medie sono di 630 mm l'anno distribuite per il 70% nel periodo da ottobre a marzo mentre la temperatura media annuale è pari a 14,2 °C (Fig. 1). Secondo la Soil Taxonomy USDA (2006) i suoli sono attribuibili al sottogruppo dei Typic Dystrocherepts.

L'area di studio è rappresentativa dei principali sistemi agro-forestali del bacino del Mediterraneo, caratterizzati da sugherete (*Quercus suber* L.), pascoli arborati e vigneti (zona del Vermentino di Gallura DOC). Nell'area, che sulla base di caratteristiche pedologiche e di indicatori vegetazionali, è stata riconosciuta omogenea dal punto di vista delle potenzialità ecologiche, sono stati messi a confronto i seguenti usi del suolo, in ordine di intensità

decescente di utilizzazione: vigneto lavorato, vigneto inerbito, erbaio e pascolo arborati con sughera e sughereta. Sulla base dell'analisi storica aerofotogrammetrica dell'uso del suolo, i sistemi culturali risultano stabili da almeno venti anni.

Monti (Italy)			296 m
P= 632	40° 48'N	9° 19'E	24/ 24 a
T= 14.2°	Ic= 16.1	Tp= 1704	Tn= 0
m= 3.2	M= 11.0	Itc= 284	Io= 3.7



**MEDITERRANEAN PLUVISEASONAL-OCEANIC
LOW MESOMEDITERRANEAN LOW SUBHUMID**

Fig. 1- Climodiagramma Walter - Lieth dell'area di studio

P Precipitazione annua

T Temperatura media annua

Ic Indice di continentalità = t_m (mese + caldo) – t_m (mese + freddo) dove t_m è la temperatura media mensile

Tp Temperatura positiva annua = t_i con $t_i > 0$

Tn Temperatura negativa annua = t_i con $t_i < 0$

m Media delle temperature minime

M Media delle temperature massime

Itc Indice di termicità compensato = $It = 10 (T + M + m) - c$ dove M è la temperatura massima del mese più caldo m la temperatura minima del mese più freddo e c valutato in base all'indice di continentalità

Io indice ombrotermico annuale = $(Pp/Tp) * 10$ dove Pp = precipitazione dei mesi con temperatura media > 0

Il vigneto lavorato è stato impiantato nel 1994 con piante della cultivar Vermentino. Il sesto d'impianto è 2,40 x 1,20 m. E' un sistema culturale non irriguo. La forma di allevamento è il guyot e vengono fatte sviluppare 5 – 7 gemme per pianta all'anno. Si effettuano due lavorazioni all'anno nell'interfila: la prima, in aprile, consiste in un'aratura a 40 cm; la seconda, in maggio, consiste in una sarchiatura che determina il livellamento del suolo e la pulizia dalle infestanti. Viene effettuata una potatura secca in febbraio e una verde in giugno-luglio. Entrambe le potature sono manuali e i residui vengono allontanati dal campo. Le concimazioni sono effettuate alla fine di gennaio somministrando 50 kg ha⁻¹ di N e 25 kg ha⁻¹ di P₂O₅. La produzione media annuale di uva è di 7 – 8 t ha⁻¹.

Il vigneto inerbito, con inerbitamento permanente naturale, è stato impiantato nel 1991 con piante della cultivar Vermentino. Il sesto d'impianto è 2,4 x 1,0 m. E' un sistema

colturale irriguo. La forma di allevamento è a spalliera e vengono fatte sviluppare 15 – 20 gemme per pianta. Si ha un intervento di potatura in febbraio, un altro in giugno-luglio. I residui di potatura vengono lasciati nell'interfila e trinciati. La concimazione viene effettuata somministrando 40 kg ha⁻¹ di N, 50 kg ha⁻¹ di P₂O₅ e 50 kg ha⁻¹ di K₂O. La produzione annuale media di uva è di 7 – 8 t ha⁻¹.

L'erbaio ed il pascolo sono in rotazione complementare secondo il seguente schema: ogni 5 anni il pascolo naturale diventa erbaio e l'erbaio diventa pascolo naturale. L'erbaio autunno-vernino viene seminato ogni anno con un miscuglio di loglio, trifoglio e avena. In presemina viene effettuata un'aratura alla profondità di 40 cm seguita da un'erpatura e vengono somministrati 50 kg ha⁻¹ di N e 90 kg ha⁻¹ di P₂O₅. Durante la fase vegetativa viene praticato il pascolamento con un carico di 3,5 pecore ha⁻¹. Lo sfalcio avviene in maggio con produzioni di circa 5 t ha⁻¹.

Il pascolo ha un carico annuale di 6 ovini ha⁻¹, viene utilizzato tutto l'anno e non viene lavorato.

Sia il pascolo sia l'erbaio sono caratterizzati dalla presenza di alberi di querce da sughero distribuiti in modo sparso. Questi ambienti sono riconducibili alla Dehesa spagnola (Moreno *et al.*, 2007) e sono molto frequenti nel bacino del mediterraneo.

Campionamento del suolo e pre-trattamento

In ciascun uso di suolo sono stati aperti e descritti da 2 a 4 profili pedologici e all'interno dei siti di studio corrispondenti a pascolo e erbaio sono state individuate due tipologie di aree da descrivere e campionare, aree sotto la chioma delle querce da sughero e aree fuori chioma (Tabella 1). I profili di suolo nei due sistemi a vigneto sono stati aperti sulla fila. Sono stati quindi studiati 22 profili di suolo da cui sono stati prelevati campioni di suolo da ciascun orizzonte pedologico individuato. In questo lavoro si riportano i risultati relativi agli orizzonti Ap e A caratterizzati da una profondità massima compresa tra 12 e 43 cm. Ciascun campione di suolo è stato privato dei residui di radici e dei residui animali (> 1 mm), essiccato in stufa a ventilazione forzata, pesato e setacciato a 2 mm prima di sottoporlo alle analisi chimiche.

Tabella 1 – Descrizione dei sette tipi di usi suolo messi a confronto nello studio

Uso suolo	Superficie del sito di studio (ha)	N° profili suolo	Quota media dei profili (m s.l.m.)	Pendenza media dei profili (%)	Esposizione media dei profili (°N)
-----------	------------------------------------	------------------	------------------------------------	--------------------------------	------------------------------------

Sughereta	15	4*	319	15	105
Pascolo sotto chioma	11	3	296	11	203
Pascolo fuori chioma	11	2	295	12	235
Erbaio sotto chioma	3,5	3	305	6	47
Erbaio fuori chioma	3,5	2	306	9	45
Vigneto inerbito	3,4	4	313	7	130
Vigneto lavorato	0,98	4	276	3	148

Frazionamento della sostanza organica

L'estrazione delle sostanze umiche è stata effettuata seguendo una procedura standard (Stevenson, 1994). Un determinato quantitativo di suolo, seccato all'aria e setacciato a 2 mm, è stato sospeso in rapporto 1:5 (w/v) in una soluzione di NaOH e di Na₄P₂O₇ 0,1 M e lasciato in agitazione per 12 ore. La miscela è stata poi centrifugata per 15 minuti a 10000 rpm in modo da separare l'estratto alcalino dalla fase solida, su cui la stessa procedura estrattiva è stata ripetuta altre 4 volte. Dopo la separazione dell'umina, l'estratto è stato portato a pH intorno ad 1 con HCl 6 M sino a che gli acidi umici (HA) sono precipitati. Una successiva centrifugazione è servita a separare gli acidi fulvici (FA), rimasti in soluzione nel surnatante, dagli acidi umici precipitati. La purificazione degli acidi umici si è effettuata mediante trattamento in una soluzione di HCl/HF 0,4/0,8 M (v/v), per allontanare gli eventuali silicati ancora presenti, ripetuto per 2 volte. Al termine gli acidi umici sono stati lavati in acqua deionizzata per allontanare l'eccesso di acido, e successivamente centrifugati, congelati ed infine liofilizzati. Gli acidi fulvici, rimasti in soluzione dopo la precipitazione degli acidi umici a pH 1, dopo essere stati centrifugati, sono stati fatti passare su colonna di supelite (XAD-8), che trattenendo gli acidi fulvici (FA), li purifica dalla componente acida dell'acido cloridrico; il materiale umico rimane adsorbito sulla colonna XAD per effetto di interazioni di natura idrofobica, mentre il materiale idrofilico non umico viene eluito fuori dalla colonna. Gli FA trattenuti dalla resina sono stati eluiti con NaOH 0,1 M e successivamente passati attraverso la resina di amberlite (IR-120), che trattiene il sodio scambiandolo con H⁺. Gli acidi fulvici così purificati sono stati congelati ed infine liofilizzati. In figura 2 è schematizzato il diagramma di flusso della procedura di frazionamento sviluppata per le frazioni di sostanza organica del suolo.

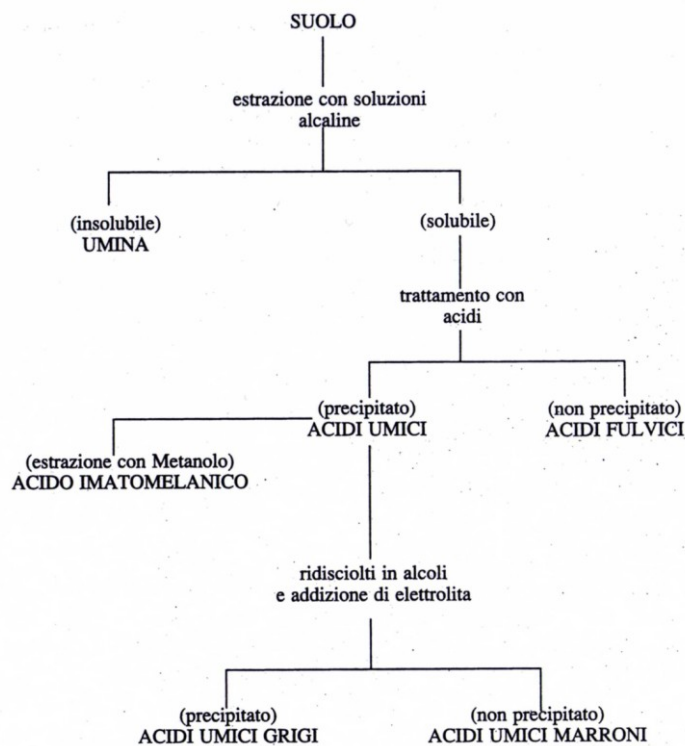


Fig. 2 - Diagramma di flusso della procedura di frazionamento della sostanza organica del suolo.

Composizione elementare delle sostanze umiche

L'analisi elementare delle frazioni della sostanza organica è stata effettuata con un analizzatore elementare Carlo Erba CHNS-O EA1110. Pochi milligrammi di ogni campione, pesati in una piccola capsula di stagno, sono stati totalmente mineralizzati a 1020 °C sotto flusso di ossigeno. La CO₂, l'H₂O e l'N₂ sviluppati sono stati separati per gas-cromatografia e rivelati con un rivelatore a conduttività termica. La determinazione quantitativa di C, H e N si è ottenuta mediante integrazione dei picchi dei gas sviluppati dalla degradazione delle sostanze organiche usando il software fornito dalla casa costruttrice dello strumento, tramite curve di calibrazione precedentemente sviluppate con sostanze a composizione elementare nota.

Spettroscopia infrarossa

Tutti i campioni derivanti dall'estrazione (acidi umici, acidi fulvici e umina) sono stati analizzati mediante spettroscopia infrarossa su fase solida nel range di frequenze comprese tra 4000 e 400 cm⁻¹. Gli spettri infrarossi in riflettanza diffusa a trasformata di Fourier (DRIFT)

sono stati acquisiti utilizzando uno spettrometro FT–IR Perkin–Elmer Spectrum GX I e per la manipolazione degli spettri il software Spectrum 5.3.

Prima delle analisi, i campioni sono stati accuratamente omogeneizzati e poi finemente macinati in mortaio d’agata. Infine, sono state preparate sottili pasticche ottenute sottoponendo a pressione una miscela di materiale unico e di bromuro di potassio, in proporzione di 1:40 in peso.

Analisi statistica

Tutte le variabili oggetto di studio sono state sottoposte ad analisi della varianza secondo un disegno completamente randomizzato sbilanciato usando il software SAS (SAS Institute, 1999). Il grado di associazione tra il contenuto di carbonio e azoto totale del suolo e le frazioni della SOM e le altre variabili fisico-chimiche del suolo è stato stimato mediante il calcolo dei coefficienti di correlazione di Pearson.

Al fine di identificare tipologie di uso del suolo simili per caratteristiche fisico-chimiche del terreno e per quantità e composizione delle frazioni di sostanza organica è stata effettuata una analisi multivariata previa standardizzazione dei dati.

Risultati e discussione

I profili di suolo analizzati erano ubicati lungo una serie di versanti da pianeggiante a collinare (pendenze dal 3 al 15%) e a diversa esposizione da Nord-Est (erbaio fuori chioma e erbaio sotto chioma), Sud-Est (bosco di querce, vigneto lavorato e vigneto inerbito) a Sud-Ovest (prati e pascoli sotto chioma), mentre si trovavano ad una quota simile (circa 300 m slm) e il suolo corrispondente presentava tessitura simile da sabbioso-limoso a argilloso-sabbioso (Soil Survey Staff, 1993) (Tabella 1). Pertanto, si è ipotizzato che eventuali differenze di qualità del suolo potessero essere attribuite ad un diverso uso suolo.

La densità apparente ha variato da 1,0 nel suolo del bosco di quercia a 1,4 g cm⁻³ del pascolo sotto gli alberi di quercia (Tabella 2).

I suoli del vigneto inerbito hanno mostrato valori di pH significativamente più alti rispetto a tutti gli altri usi del suolo (Tabella 2), e possono essere classificati come “fortemente acidi”, mentre i suoli dell’erbaio sotto gli alberi di quercia e del bosco di querce rientrano nella categoria “molto fortemente acidi” e gli altri suoli possono essere classificati come “estremamente acidi” secondo la Soil Survey Staff (1993).

Il contenuto di carbonio organico totale del suolo (TOC) ha presentato valori generalmente più elevati nel bosco di querce, nei due usi del suolo basati sul pascolo e nei vigneti, e ha mostrato valori intermedi in entrambi i sistemi erbaio (Tabella 2).

Tabella 2 – Caratteristiche fisico – chimiche medie degli orizzonti Ap/A per ogni uso suolo messo a confronto. L'errore standard è riportato tra parentesi

Uso suolo	Profondità orizzonte (cm)	Sabbia (2,0-0,02 mm) (g kg ⁻¹)	Limo (20-2 µm) (g kg ⁻¹)	Argilla (< 2 µm) (g kg ⁻¹)	Densità apparente (g cm ⁻³)	pH (KCl)	TOC (g kg ⁻¹)	TN (g kg ⁻¹)	C/N
Sughereta	12 (5)	75,2 (1,6)	12,7 (1,1)	12,1 (0,6)	1,0 (0,3)	4,7 (0,3)	36,4 (13,7)	3,1 (1,3)	13,2 (1,3)
Pascolo sotto chioma	25 (5)	73,2 (0,3)	13,7 (0,4)	13,1 (0,7)	1,4 (0,1)	4,2 (0,2)	27,0 (7,0)	2,0 (0,7)	14,1 (2,2)
Pascolo fuori chioma	43 (2)	73,6 (0,0)	13,5 (0,1)	13,0 (0,1)	1,3 (0,1)	4,0 (0,0)	20,3 (5,1)	1,3 (0,1)	15,9 (2,3)
Erbaio sotto chioma	26 (7)	72,5 (0,5)	13,9 (0,6)	13,5 (0,7)	1,3 (0,1)	4,6 (0,3)	18,9 (2,7)	1,9 (0,5)	10,5 (1,6)
Erbaio fuori chioma	35 (0)	74,0 (0,4)	12,9 (0,2)	13,1 (0,2)	1,3 (0,1)	3,9 (0,1)	17,4 (3,5)	2,0 (0,1)	8,8 (2,3)
Vigneto inerbito	25 (5)	80,0 (0,5)	9,0 (2,3)	11,0 (0,8)	1,3 (0,0)	5,4 (0,0)	9,6 (2,8)	0,9 (0,1)	8,9 (1,6)
Vigneto lavorato	19 (2)	82,9 (1,9)	4,9 (2,3)	12,2 (0,8)	1,2 (0,0)	3,9 (0,0)	14,3 (2,8)	1,0 (0,1)	14,2 (1,6)

Questi risultati sono coerenti con quanto riportato da Marzaioli *et al.* (2010) che hanno osservato un più elevato contenuto di carbonio organico nel suolo delle foreste di conifere e miste (latifoglie e conifere) rispetto al vigneto lavorato (13 g kg^{-1} di TOC). Il carbonio organico totale nel bosco di querce da sughero è risultato, in media, leggermente più alto rispetto ai valori riportati da Moreno *et al.* (2007) per un sistema Dehesa dominato da lecci (*Quercus ilex* L.) nella parte centro-occidentale della Spagna, ma circa il 60% inferiore al range di valori che caratterizzano i suoli delle foreste italiane (Vanmechelen *et al.*, 1997). I valori relativamente bassi di TOC del bosco in questo studio potrebbero essere spiegati considerando le condizioni climatiche semi-aride e la tessitura prevalentemente sabbiosa che ha influenzato la fertilità complessiva del suolo. In *sistemi* agro-forestali simili alla Dehesa, la TOC sotto la copertura vegetale è stata circa il doppio di quella misurata fuori chioma (Moreno *et al.*, 2007). Al contrario, in questo studio, la TOC rilevata nei campioni di suolo prelevati in corrispondenza dei pascoli sotto il bosco di querce, che possono essere considerati analoghi a quelli sotto la copertura vegetale della Dehesa, non ha mostrato valori significativamente superiori di TOC rispetto al pascolo fuori chioma. La gestione del pascolo nell'area di studio, basata su una rotazione con colture foraggere annuali ogni 4-5 anni, probabilmente ha limitato l'effetto positivo del pascolamento sull'accumulo di TOC del suolo. Infatti, non sono state osservate differenze significative per la TOC del suolo tra i pascoli (con 6 pecore ha^{-1} al pascolo durante tutto l'anno) e l'erbaio, destinato alla produzione di fieno e spesso pascolato con 3,5 pecore ha^{-1} durante l'inverno e all'inizio della primavera. Un effetto positivo del pascolo sulla TOC del suolo è stato riportato da alcuni autori che nei loro studi hanno messo a confronto pascoli permanenti e seminativi permanenti (van Eekeren *et al.*, 2008; Moscatelli *et al.*, 2007).

L'azoto totale del suolo (TN) non è stato significativamente influenzato dall'uso del suolo (Tabella 2).

Il pascolo fuori chioma, ha mostrato un rapporto C/N significativamente più alto rispetto all'erbaio fuori chioma e il vigneto inerbito, mentre non è stato diverso da altri usi del suolo (Tabella 2). Il rapporto C/N del vigneto lavorato è risultato essere diverso dagli usi del suolo non coltivati, come il bosco di querce da sughero, e i sistemi colturali meno intensivi, come i pascoli. Questo potrebbe essere dovuto all'apporto di materia organica al suolo sotto forma di deiezioni da parte delle pecore che pascolano nel vigneto lavorato durante l'inverno.

L'uso del suolo non ha influenzato in modo significativo le frazioni di sostanza organica del suolo, con un contenuto di umina che ha variato da 942 a 1004 g kg^{-1} , di acidi

umici (HA) da 7,5 a 20,5 g kg⁻¹ e di acidi fulvici (FA) da 1,2 a 2,6 g kg⁻¹. La percentuale di HA rispetto al TOC è stata generalmente più elevata nei terreni del vigneto inerbito e delle colture foraggere annuali (erbaio) ed è stata in media il 67% del TOC. La percentuale di FA è stata abbastanza stabile tra usi del suolo con una media del 10% del TOC. In condizioni climatiche simili, Caravaca *et al.* (2002) hanno riportato percentuali di HA e FA, su un vigneto di un anno in Italia centro-occidentale, di 44% e 16% della TOC, rispettivamente. Il valore più elevato di HA/TOC osservato nel nostro studio nel vigneto inerbito (84% del TOC) probabilmente è legato alla storia relativamente lunga (15 anni) di questo utilizzo del suolo nel sito sperimentale e alla pratica comune di tagliare e lasciare sul suolo i residui di potatura della vite. Il rapporto HA/FA, indicativo di un'umificazione maggiore o minore in quanto legato al contenuto di carbonio e alla aromaticità degli HA (Kononova, 1966), non è stato significativamente differente tra sughereta, pascolo fuori chioma, erbaio sotto chioma e vigneto inerbito (Tabella 3).

Tabella 3 – Alcune caratteristiche delle frazioni della sostanza organica in relazione agli usi suolo

Carattere	Sughereta	Pascolo sotto chioma	Pascolo sopra chioma	Erbaio sotto chioma	Erbaio fuori chioma	Vigneto inerbito	Vigneto lavorato
<i>Umina</i>							
Rendimento ^a (g kg ⁻¹)	1004 a	946 a	954 a	942 a	960 a	964 a	959 a
C (%)	12,8 a	6,8 ab	6,2 ab	8,0 ab	7,0 ab	4,9 b	4,0 b
N (%)	1,0 a	0,5 ab	0,5 ab	0,6 ab	0,5 ab	0,6 ab	0,4 b
H (%)	2,0 a	2,1 a	1,9 ab	2,1 a	2,2 a	1,4 b	1,7 ab
Atomico H/C	4,0 a	4,2 a	3,6 a	3,4 a	3,7 a	3,4 a	5,0 a
C/N	13,6 ab	16,0 a	12,4 ab	12,9 ab	12,9 ab	9,3 b	11,7 ab
<i>Acidi umici</i>							
Rendimento ^a (g kg ⁻¹)	20,5 a	16,1 a	10,5 a	18,8 a	12,2 a	8,1 a	7,5 a
C (%)	38,0 c	47,0 ab	51,5 a	41,3 bc	41,1 bc	51,1 a	51,5 a
N (%)	2,6 d	3,7 bc	4,0 ab	3,0 cd	3,4 bc	3,8 bc	4,4 a
H (%)	5,5 a	4,9 ac	5,2 ab	4,6 bc	4,3 c	5,1 ab	5,5 a
Atomico H/C	1,8 a	1,2 b	1,2 b	1,3 b	1,2 b	1,2 b	1,3 b
C/N	14,9 a	12,6 bc	12,7 bc	13,6 ab	12,0 bc	13,6 ab	11,6 c
<i>Acidi fulvici</i>							
Rendimento ^a (g kg ⁻¹)	2,6 a	2,7 a	1,2 a	2,3 a	2,0 a	1,2 a	1,6 a
C (%)	41,0 ab	44,3 a	36,6 ab	43,6 a	44,2 a	39,0 ab	32,7 b
N (%)	2,2 a	2,6 a	2,4 a	2,3 a	2,7 a	2,1 a	2,0 a
H (%)	4,0 b	5,4 a	4,0 b	4,7 ab	5,3 a	4,3 ab	4,1 b
Atomico H/C	1,1 b	1,5 ab	1,3 ab	1,3 ab	1,4 ab	1,3 ab	1,5 a
C/N	18,5 a	17,1 a	15,1 a	18,7 a	16,2 a	19,3 a	17,2 a
HA/FA ^b	7,2 ab	6,0 b	14,9 a	8,8 ab	6,0 b	8,2 ab	5,3 b

^a Sulla base del peso secco del suolo

^b Rapporto acidi umici/acidi fulvici

I contenuti di C, N e H nell'umina sono stati significativamente più alti nella sughereta che nel vigneto lavorato, mentre non sono state osservate differenze per il rapporto H/C tra gli usi del suolo (Tabella 3). I valori più bassi di C ed N degli acidi umici

nel suolo sono stati osservati nella sughereta e i rapporti più alti di C/N e H/C in entrambi i sistemi a vigneto (Tabella 3) che, quindi, sono stati caratterizzati da un maggior grado di condensazione e di insaturazione (Belzile *et al.*, 1997). Gli acidi fulvici hanno mostrato contenuti di C leggermente inferiori nel vigneto lavorato rispetto agli altri usi del suolo, analogo contenuto di N e di C/N tra usi del suolo e, in contrasto con quanto osservato per gli acidi umici, il rapporto H/C è risultato inferiore nella sughereta e nel vigneto lavorato (Tabella 3).

Tabella 4 – Coefficienti di correlazione di Pearson tra TOC, TN, frazioni della sostanza organica e alcune caratteristiche fisico-chimiche del suolo. I coefficienti di correlazione in grassetto sono significativi per $P \leq 0,05$ (n=22)

	TOC	TN	Rendimento umina	Rendimento acidi fulvici	Rendimento acidi umici
Sabbia	-0,40	-0,45	0,16	-0,13	-0,47
Limo	0,31	0,36	-0,16	0,11	0,35
Argilla	0,42	0,44	-0,05	0,11	0,52
Densità	-0,73	-0,74	0,11	-0,83	-0,48
pH	0,35	0,44	-0,44	0,38	0,19
N umina	0,77	0,84	-0,35	0,73	0,56
C umina	0,80	0,84	-0,21	0,67	0,66
H umina	0,46	0,51	0,12	-0,47	0,69
N acidi umici	-0,39	-0,47	0,23	-0,25	-0,40
C acidi umici	-0,48	-0,57	0,21	-0,29	-0,60
H acidi umici	0,18	0,05	0,39	0,40	-0,17
N acidi fulvici	0,17	0,12	0,27	-0,10	0,05
C acidi fulvici	0,34	0,38	-0,16	0,16	0,26
H acidi fulvici	0,25	0,26	-0,05	0,01	0,37
H/C umina	-0,16	-0,25	0,31	0,17	-0,05
H/C acidi umici	0,56	0,54	0,08	0,58	0,38
H/C acidi fulvici	-0,09	-0,11	0,11	-0,15	0,19
C/N umina	0,05	-0,06	0,44	-0,15	0,21
C/N acidi umici	0,07	0,07	-0,04	0,05	-0,08
C/N acidi fulvici	-0,01	0,10	-0,52	0,26	0,04

Nonostante variazioni molto piccole di contenuto di argilla tra i suoli degli usi suolo studiati, sono state trovate correlazioni positive e significative tra argilla e TOC, TN e quantitativo di acidi umici, il che suggerisce un crescente effetto di meccanismi di tutela per le frazioni OC nel suolo con l'aumento del contenuto di frazione fine del suolo (Tabella 4). Questi risultati confermano che la struttura del terreno, e in particolare il contenuto di argilla, potrebbe incidere notevolmente sulla dinamica e sulla qualità dei principali pool di

SOM e sulla relativa disponibilità ed accumulo di nutrienti nel suolo, in accordo con quanto osservato per suoli di praterie semiaride in Argentina (Galantini *et al.*, 2004). Coefficienti di correlazione negativi sono stati ottenuti tra la densità apparente e il TOC e tra il TN e le quantità di acidi umici e fulvici (Tabella 4), indicando che la maggiore presenza di pori, come per i suoli della sughereta, potrebbe migliorare il processo di umificazione, per esempio, riducendo la capacità di trattenere l'acqua e, quindi, l'umidità necessaria per la crescita dei microrganismi e la loro attività di degradazione della materia organica (Hassink *et al.*, 1993). Il carbonio organico totale è risultato significativamente correlato ($\alpha < 0.01$, $n = 22$) con gli acidi umici e fulvici con 100 g kg^{-1} di TOC corrispondente a 46 g kg^{-1} di acidi umici e 5 g kg^{-1} di acidi fulvici, rispettivamente (Figura 2).

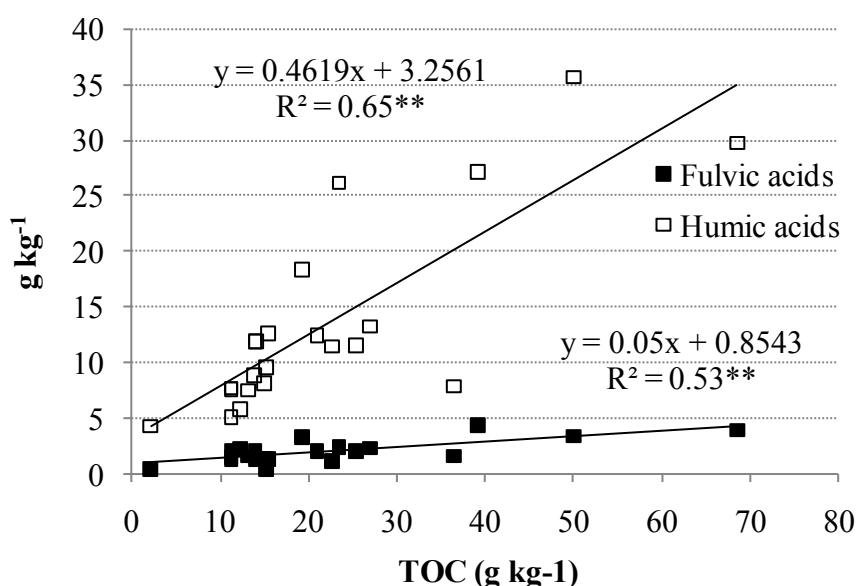


Figura 2 – Relazione tra carbonio organico totale nel suolo (TOC, g kg^{-1}) e quantità di acidi umici e fulvici (g kg^{-1})

Il contenuto in C e N degli acidi umici è stato correlato negativamente con TOC e TN, rispettivamente (Tabella 4).

L'analisi delle componenti principali ha mostrato che le prime due componenti principali hanno spiegato circa l'82% della varianza totale (Figura 3). Sono stati differenziati quattro tipi di usi del suolo: 1) LU1: una cluster composta da tre usi del suolo (pascolo sotto chioma, erbaio fuori chioma ed erbaio sotto chioma), caratterizzata da valori intermedi di TOC e TN, alta resa in acidi umici e valori intermedi del rapporto HA/FA; 2) LU2: pascolo fuori chioma con valori intermedi di TOC, bassi di TN e rendimento in acidi umici e alto rapporto HA/FA; 3) LU3: suoli delle sugherete caratterizzati da elevati valori

di TOC e TN e intermedi di acidi umici e rapporto HA/FA; 4) LU4: una cluster che comprende il vigneto inerbito e il vigneto non lavorato con bassi valori di TOC, TN, acidi umici e rapporto HA/FA.

Il tenore di azoto del suolo, la quantità e il contenuto in C degli acidi umici sono stati i fattori più discriminanti, mostrando coefficienti di correlazione significativi con la prima componente principale ($r = 0,44$, $0,43$ e $-0,43$, rispettivamente), mentre la seconda componente principale è risultata significativamente correlata con la densità apparente ($r=0,49$), il contenuto in H degli acidi umici ($r= -0,50$), il contenuto in N ($r= 0,47$) e H ($r=0,51$) degli acidi fulvici.

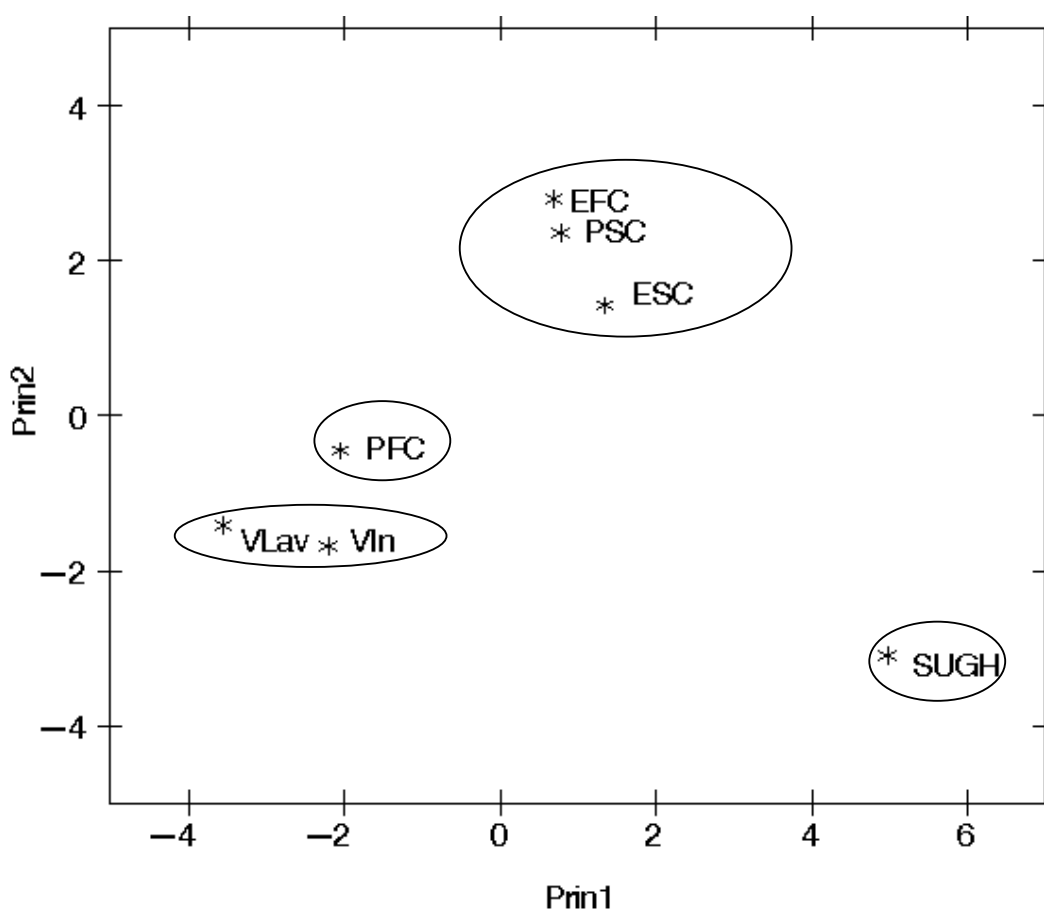


Figura 3 – Plot dei valori dei 7 usi suolo (SUGH = sughereta, PSC = pascolo sotto chioma, PFC = pascolo fuori chioma, ESC = pascolo sotto chioma, EFC = pascolo fuori chioma, Vin = vigneto inerbito, VLav = vigneto lavorato) per le due componenti principali sulla base di 16 variabili chimico-fisiche (densità apparente, pH, TOC, TN, rendimento in umina, acidi umici e fulvici; contenuto in N, C e H dell’umina; N, C e H negli acidi umici e in quelli fulvici)

Analisi DRIFT

La spettroscopia infrarossa, oltre a dare informazioni circa la natura, la reattività e la disposizione strutturale dei gruppi funzionali contenenti ossigeno e a mostrare la presenza di componenti proteiche e carboidratiche, fornisce anche indicazioni circa l'eventuale presenza di impurità inorganiche, quali ioni metallici ed argille. Infatti, gli spettri IR delle sostanze umiche contengono una varietà di bande che possono essere diagnostiche di strutture molecolari specifiche.

Nelle figure 4-10 sono messi a confronto gli spettri IR degli acidi umici tal quale ricadenti nell'orizzonte superficiale Ap (ca. 0-20 cm) dei diversi usi suoli analizzati. Gli spettri dei campioni tal quale sono quelli tipici degli acidi umici (Stevenson, 1994).

Gli spettri hanno rivelato caratteristiche molto simili tra loro. Tutti gli spettri hanno mostrato una banda marcata intorno a 3400 cm^{-1} (stretching del legame O–H di fenoli, H_2O , OH alifatici); questo segnale sembrerebbe più evidente negli spettri dell'erbaio sotto chioma e della sughereta. Tutte le tesi hanno mostrato una certa componente alifatica (segnali intorno a 2920 e 2840 cm^{-1} dovuti a stretching del legame C–H di gruppi CH_2 e intorno 1440 cm^{-1} dovuto a deformazioni del legame –CH di gruppi CH_3 e bending del –CH di CH_2 di catene alifatiche), abbondanza di gruppi COOH (segnali intorno a 1700 – 1720 cm^{-1} - stretching del legame –C=O – e intorno a 1200 – 1230 cm^{-1} dovuti a stretching del legame –C–O e deformazione del legame O–H dei gruppi COOH) e una rilevante componente di C in gruppi aromatici e/o gruppi azotati (segnali intorno a 1600 cm^{-1} dovuti a stretching del legame C=C di anelli aromatici ma anche ad ammidi I e segnali intorno a 1540 cm^{-1} dovuto ancora a stretching del legame C=C di anelli aromatici e alla presenza di ammidi II). Altri segnali presenti in tutti gli spettri sono stati osservati intorno a:

- 1400 cm^{-1} dovuto a OH fenolici e/o OH di COOH
- 1370 cm^{-1} dovuto a CH_3 di gruppi metossilici
- 1050 cm^{-1} dovuto stretching del legame C–O di polisaccaridi e/o vibrazione del legame Si–O di composti minerali (ceneri).

Nelle figure 11 – 14 gli spettri IR degli acidi umici ricadenti negli orizzonti A_2 e Bw (ca. 20–30 cm) solo per le tesi erbaio sotto chioma, sughereta, vigneto lavorato e vigneto inerbito. Anche in questo caso non sono evidenti differenze molto marcate. Si rileva una

maggior intensità dei segnali dovuti a gruppi alifatici (2920 e 2840 cm^{-1}) nel caso del vigneto lavorato.

Nelle figure 15 - 21 sono riportati gli spettri IR degli acidi fulvici tal quale dell'orizzonte superficiale Ap delle diverse tesi. Gli spettri acquisiti per l'acido fulvico tal quale non mostrano difformità significative rispetto agli spettri riportati in letteratura (Stevenson, 1994), con la banda a 1720 cm^{-1} più intensa di quella dell'acido umico per la presenza di maggiori quantità di gruppi carbossilici.

Non è stata rilevata nessuna particolare differenza tra le tesi. Ovviamente gli FA sono molto ricchi in gruppi idrofili COOH e OH a cui devono la loro mobilità e con una minore componente aromatica. I principali gruppi riscontrati sono:

- 3400 cm^{-1} (stretching del legame O–H di fenoli, H₂O, OH alifatici)
- 2920 cm^{-1} (dovuti a stretching del legame C–H di gruppi CH₂)
- 1720 e 1200 cm^{-1} (rispettivamente dovuti a stretching del legame –C=O e a stretching del legame –C–O e deformazione del legame O–H dei gruppi COOH)
- 1620 e 1530 cm^{-1} (rispettivamente dovuti a stretching del legame C=C di anelli aromatici ma anche ad ammidi I e dovuto ancora a stretching del legame C=C di anelli aromatici e alla presenza di ammidi II)
- 1400 cm^{-1} dovuto a OH fenolici e/o OH di COOH
- 1050 cm^{-1} dovuto stretching del legame C–O di polisaccaridi e/o vibrazione del legame Si–O di composti minerali (ceneri).

Anche nel caso degli acidi fulvici ricadenti negli Orizzonti A2 e Bw (ca. 20–30 cm) gli spettri IR sono tutti molto simili tra loro (figure 22 –25). Si nota tuttavia un segnale più intenso a 1050 cm^{-1} , che potrebbe essere dovuto sia alla presenza di molecole derivanti da polisaccaridi che da impurezze minerali, nel vigneto inerbito.

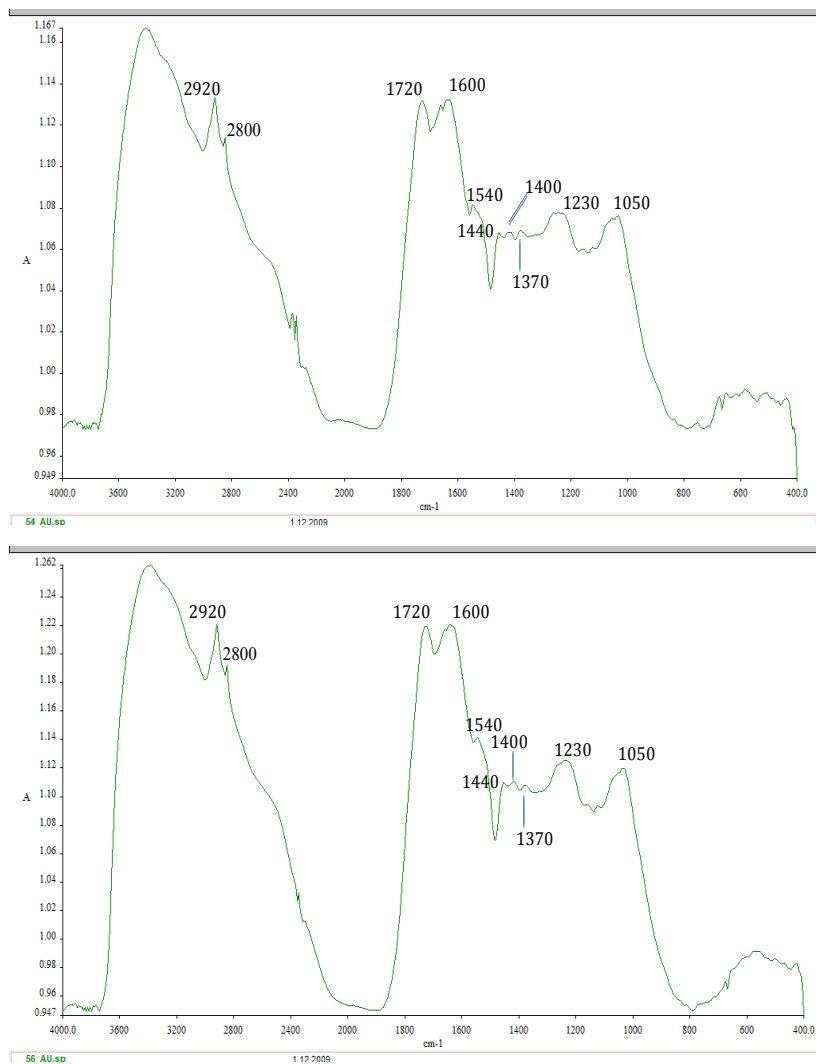


Figura 4 – Spettri FT-IR della frazione degli acidi umici nella sughereta orizzonte A1

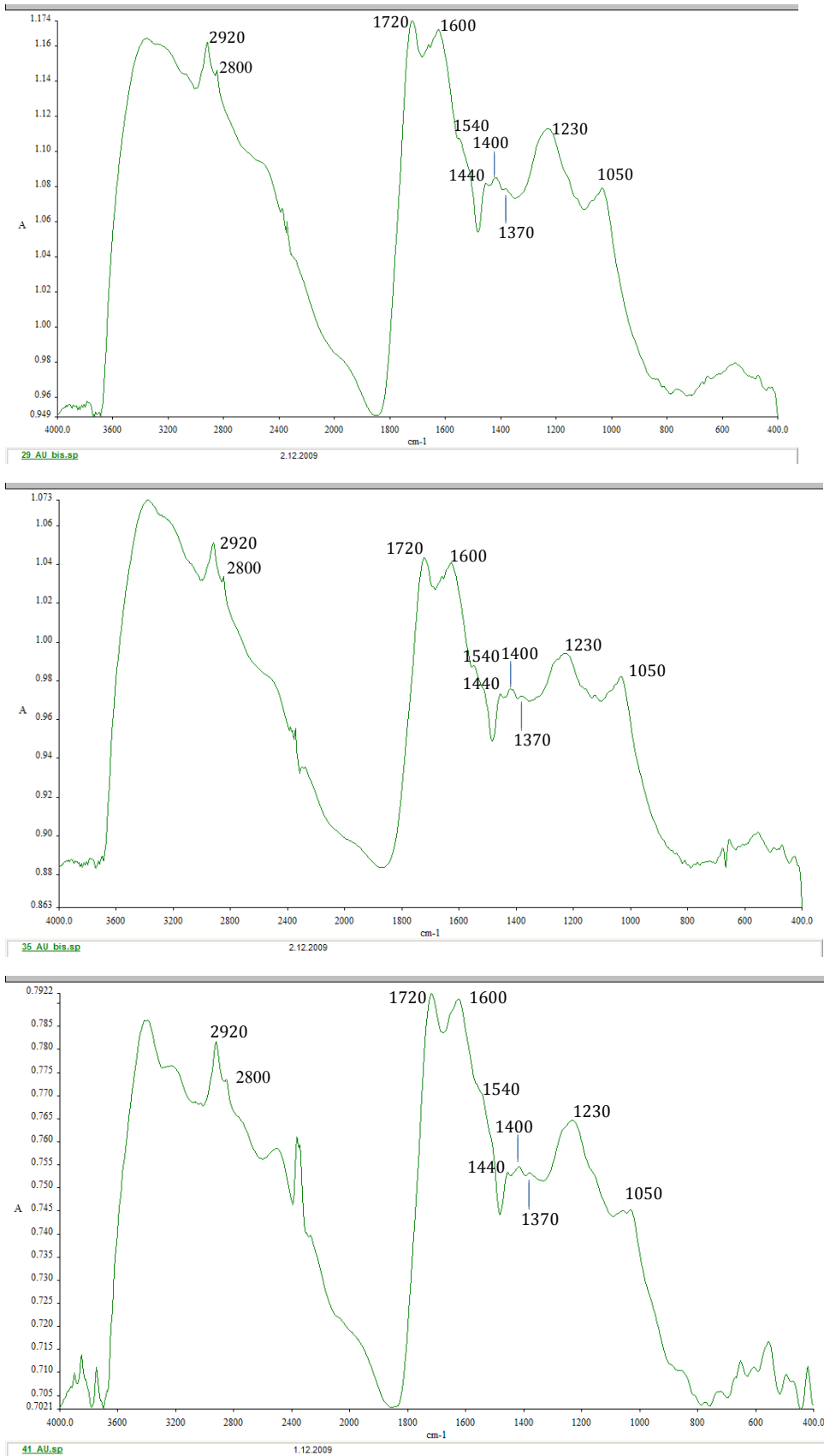


Figura 5 – Spettri FT-IR della frazione di acidi umici nel pascolo sotto chioma orizzonte Ap

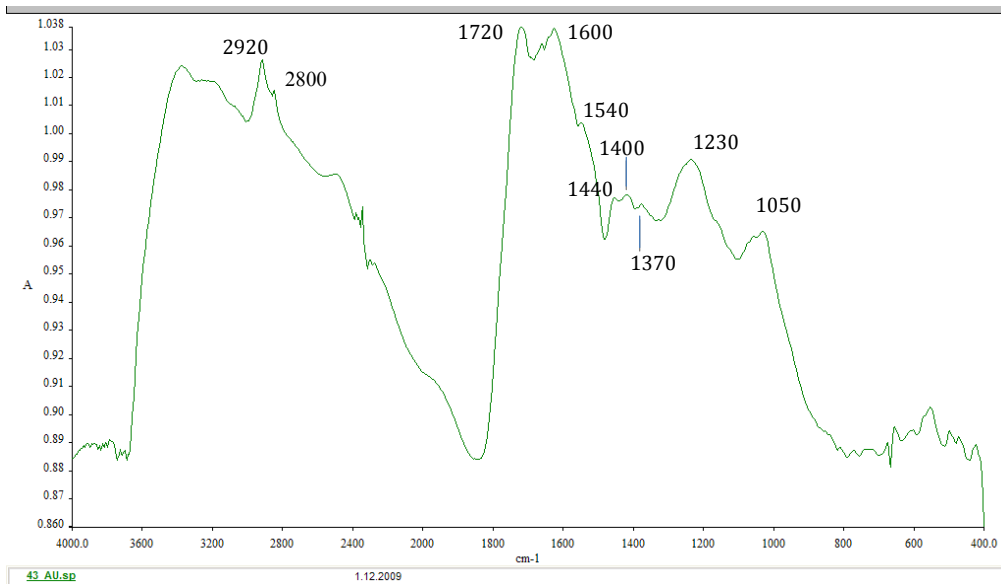
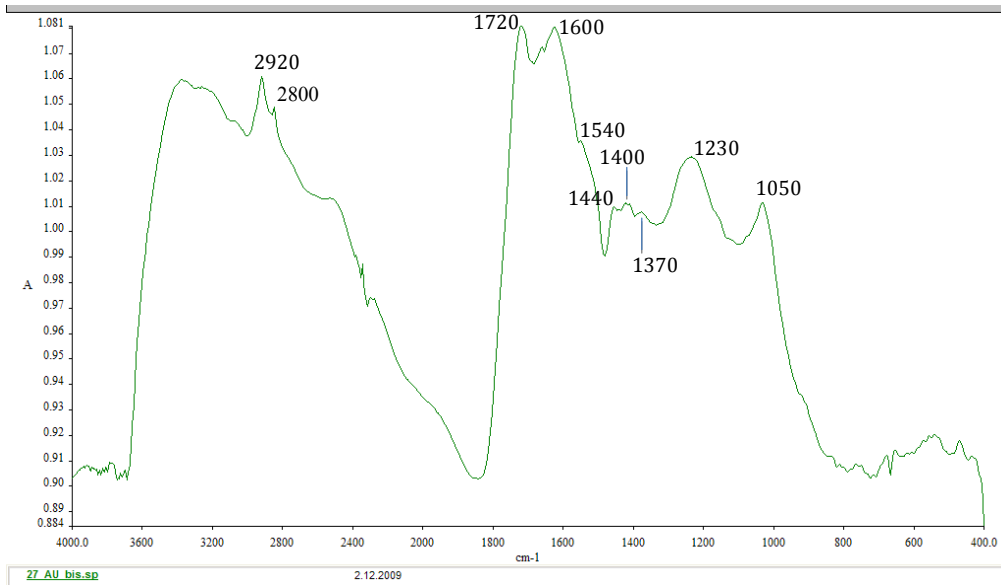


Figura 6 – Spettri FT-IR della frazione di acidi umici nel pascolo fuori chioma orizzonte Ap

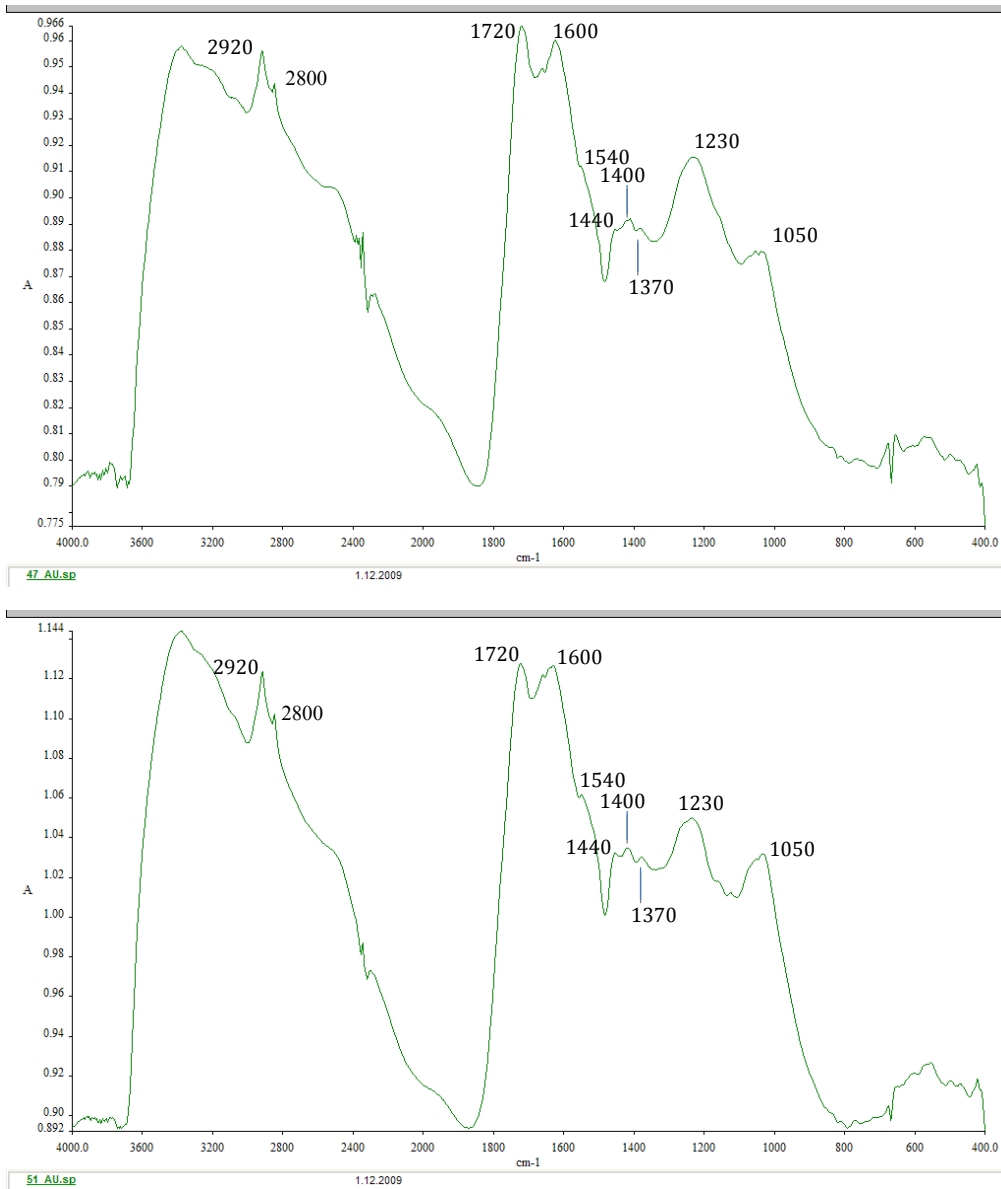


Figura 7 – Spettri FT-IR della frazione di acidi umici nell'erbaio sotto chioma orizzonte Ap-A1

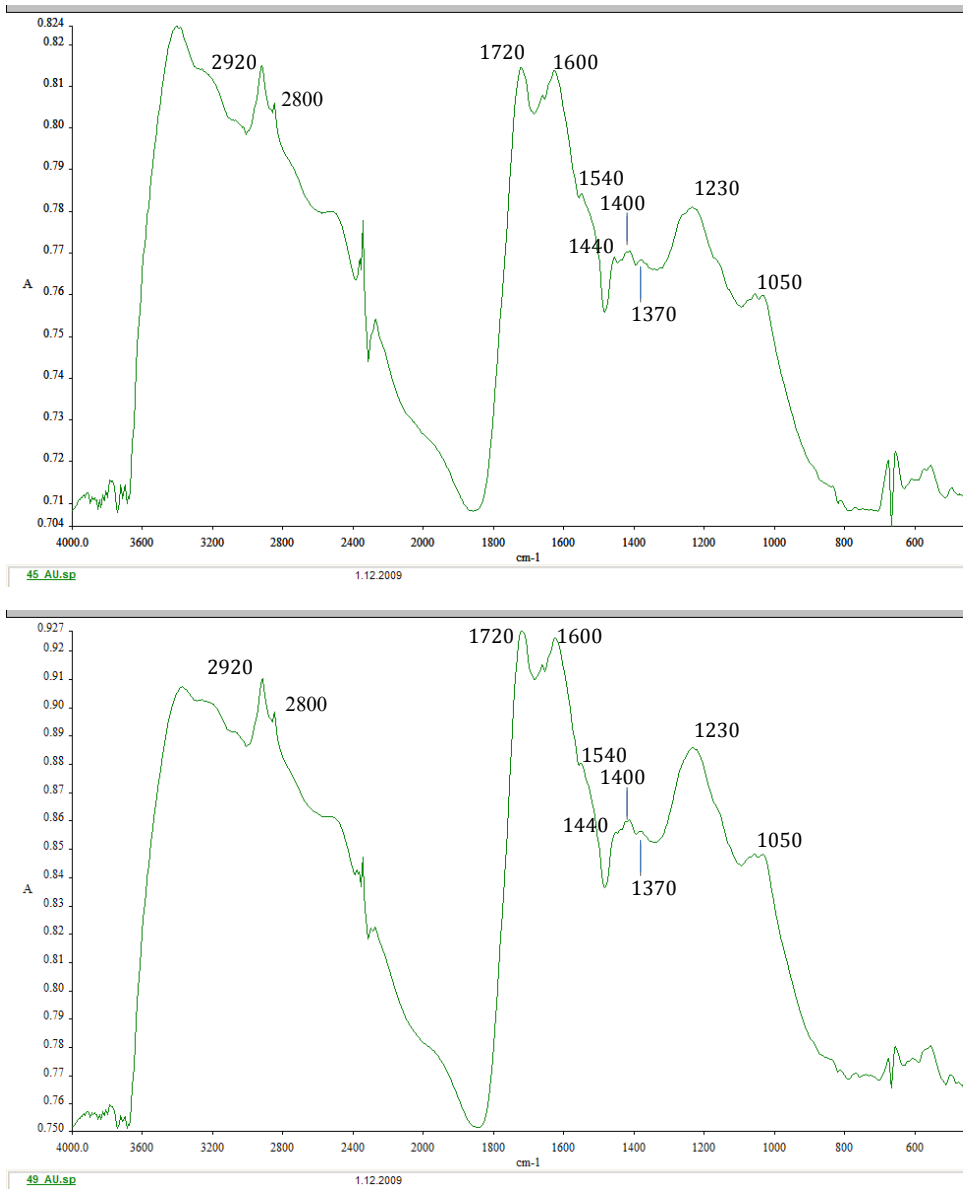


Figura 8 – Spettri FT-IR della frazione di acidi umici nell’erbaio fuori chioma orizzonte Ap

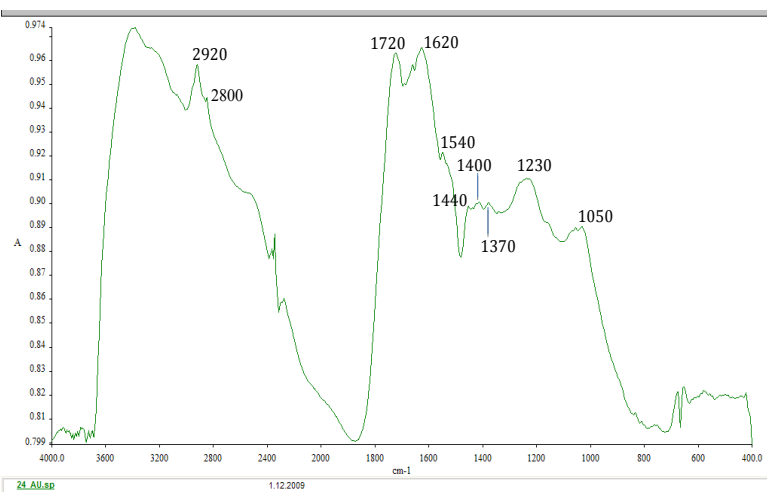
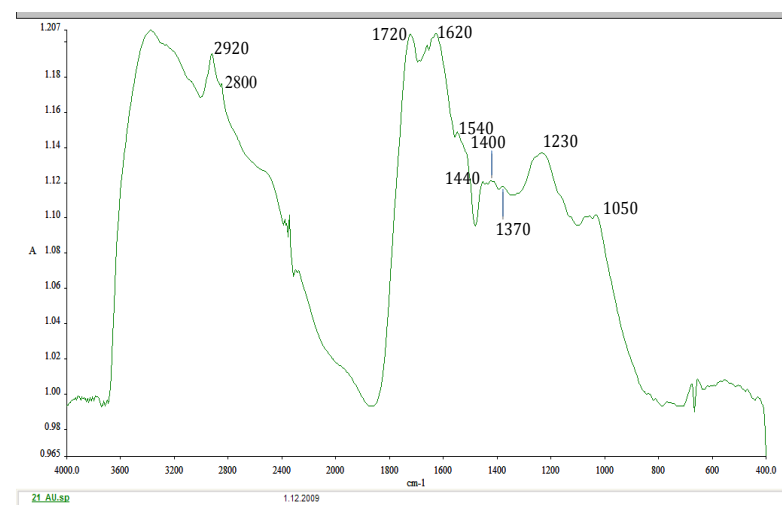
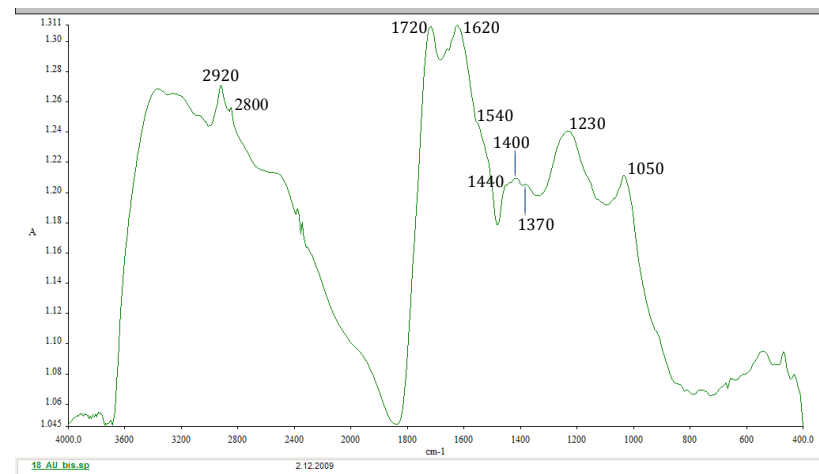


Figura 9 – Spettri FT-IR della frazione di acidi umici nel vigneto inerbito orizzonte Ap

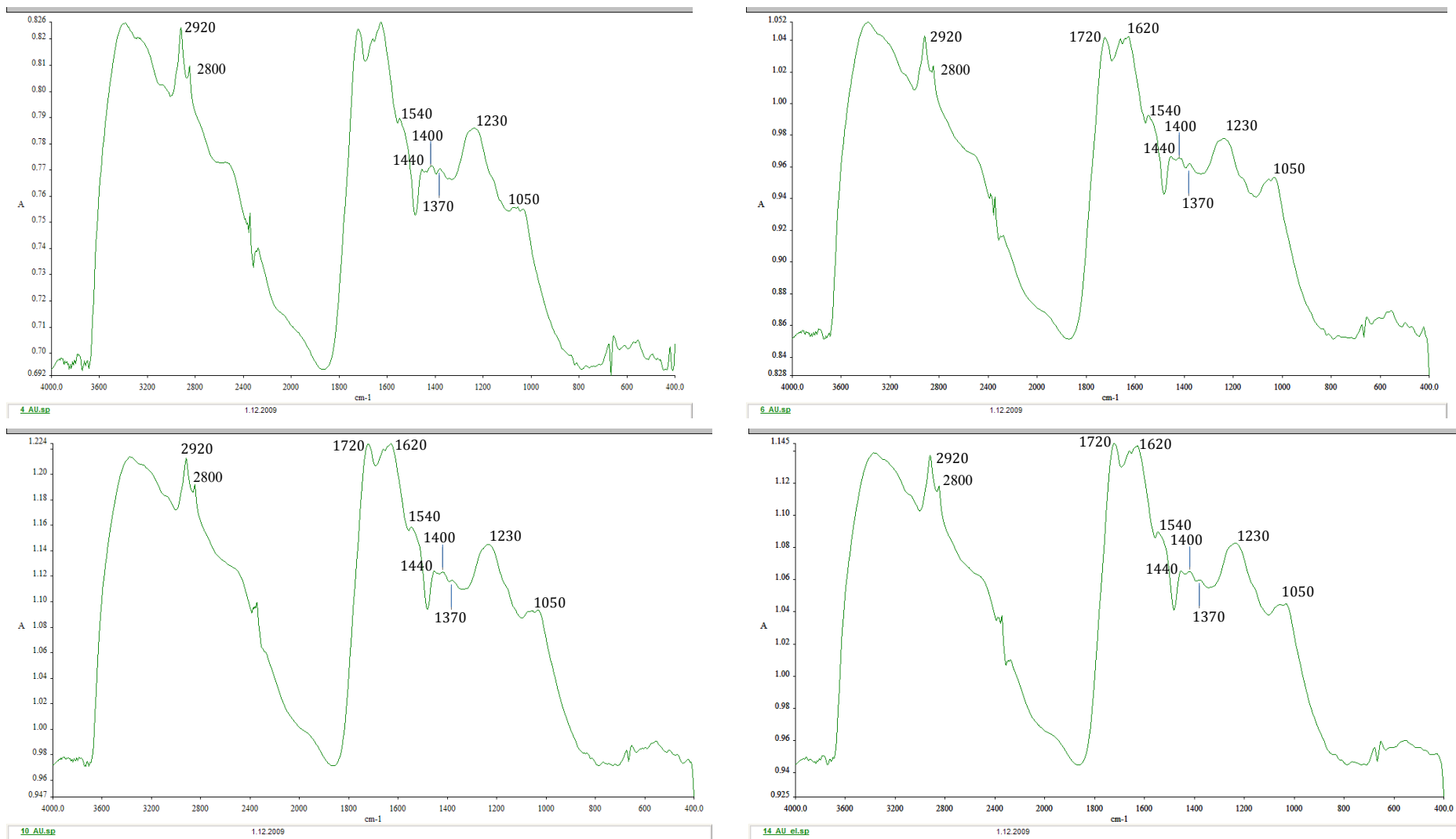


Figura 10 – Spettri FT-IR della frazione di acidi umici nel vigneto lavorato orizzonte Ap

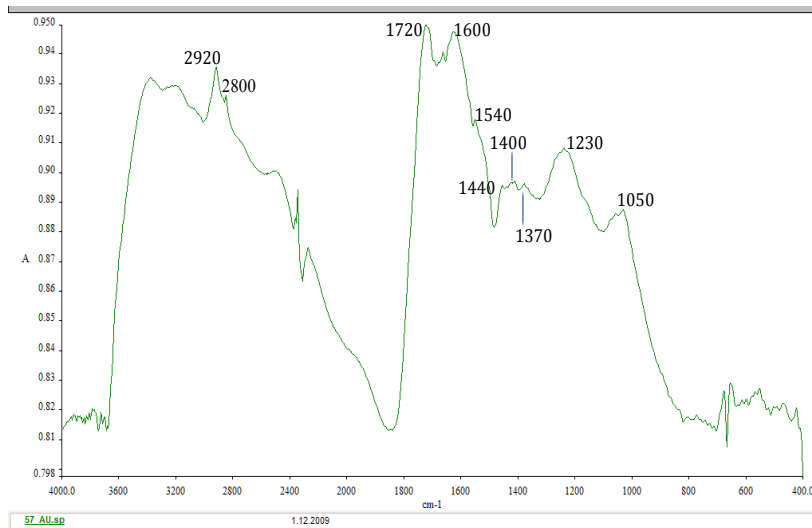
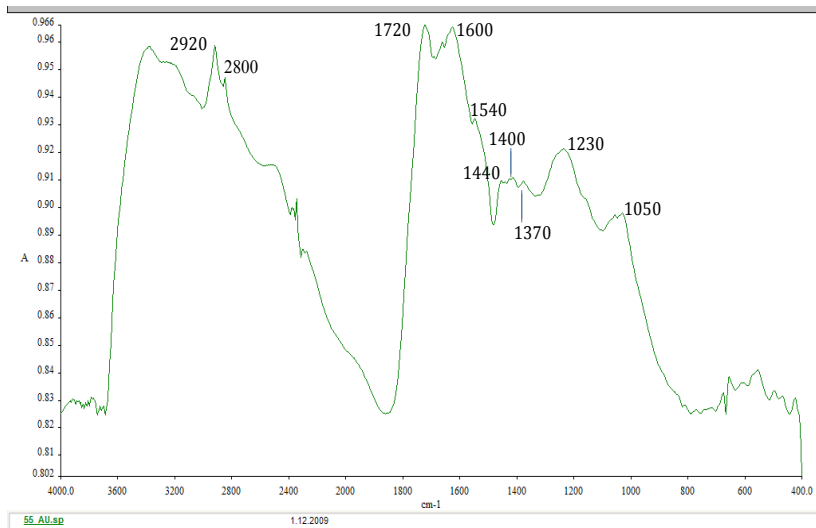


Figura 11 – Spettri FT–IR della frazione degli acidi umici nella sughereta orizzonte A2

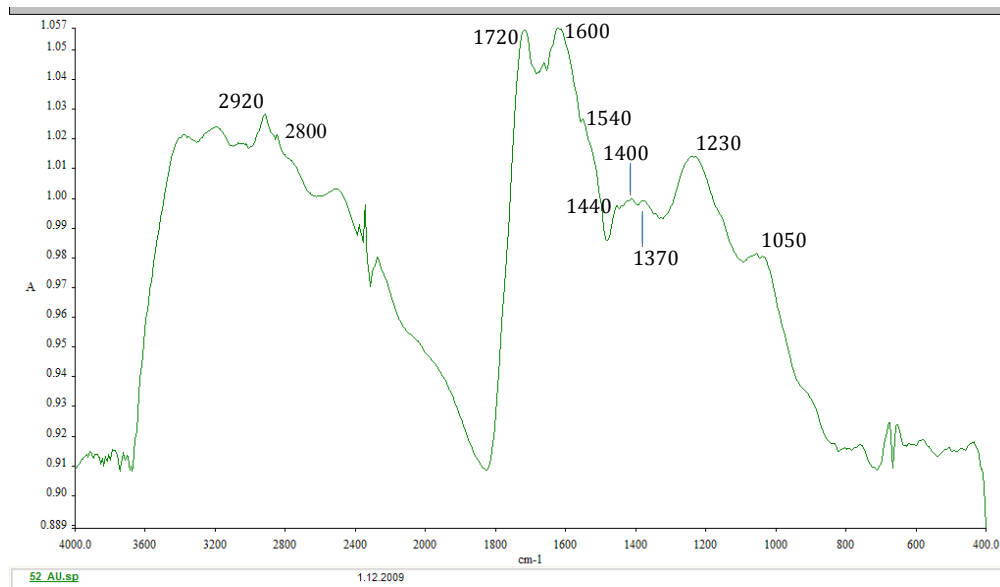


Figura 12 – Spettri FT–IR della frazione di acidi umici nell’erbaio sotto chioma orizzonte A2

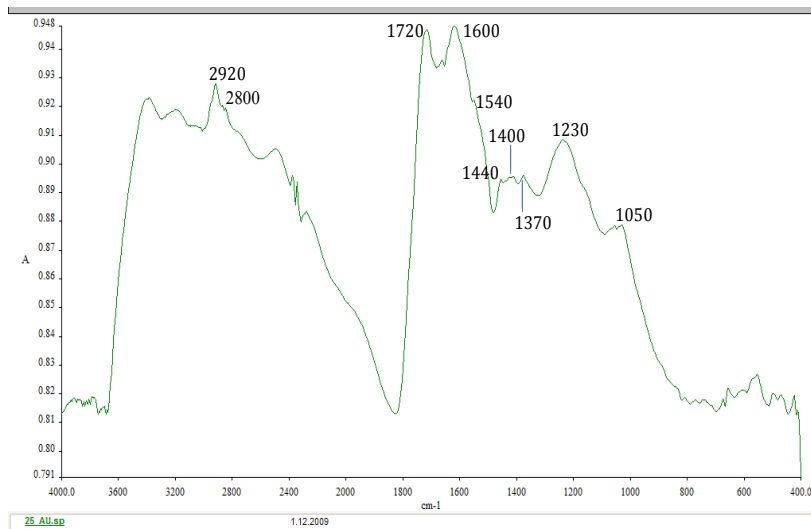


Figura 13 – Spettri FT-IR della frazione di acidi umici nel vigneto inerbito orizzonte A2



Figura 14 – Spettri FT–IR della frazione di acidi umici nel vigneto lavorato orizzonte Bw

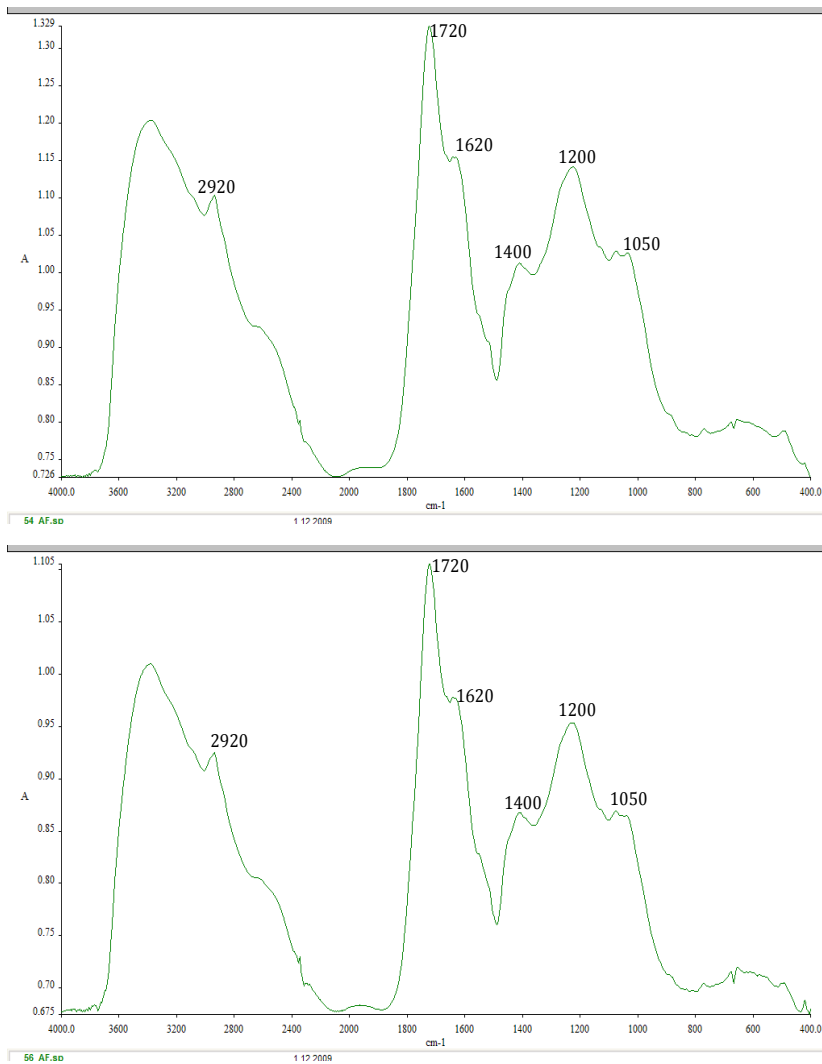


Figura 15 – Spettri FT-IR della frazione di acidi fulvici nella sughereta orizzonte A1

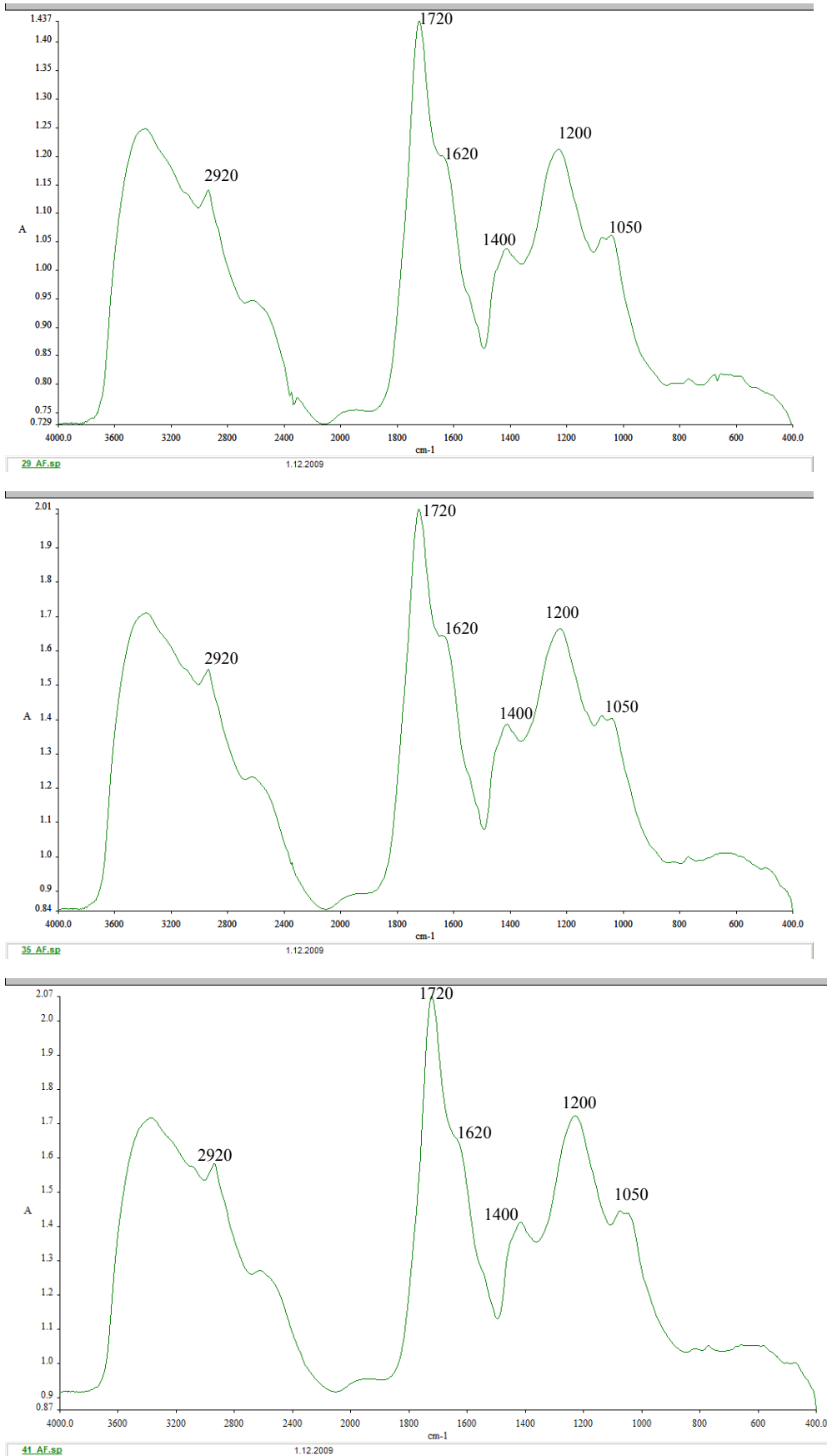


Figura 16 – Spettri FT-IR della frazione di acidi fulvici nel pascolo sotto chioma orizzonte Ap

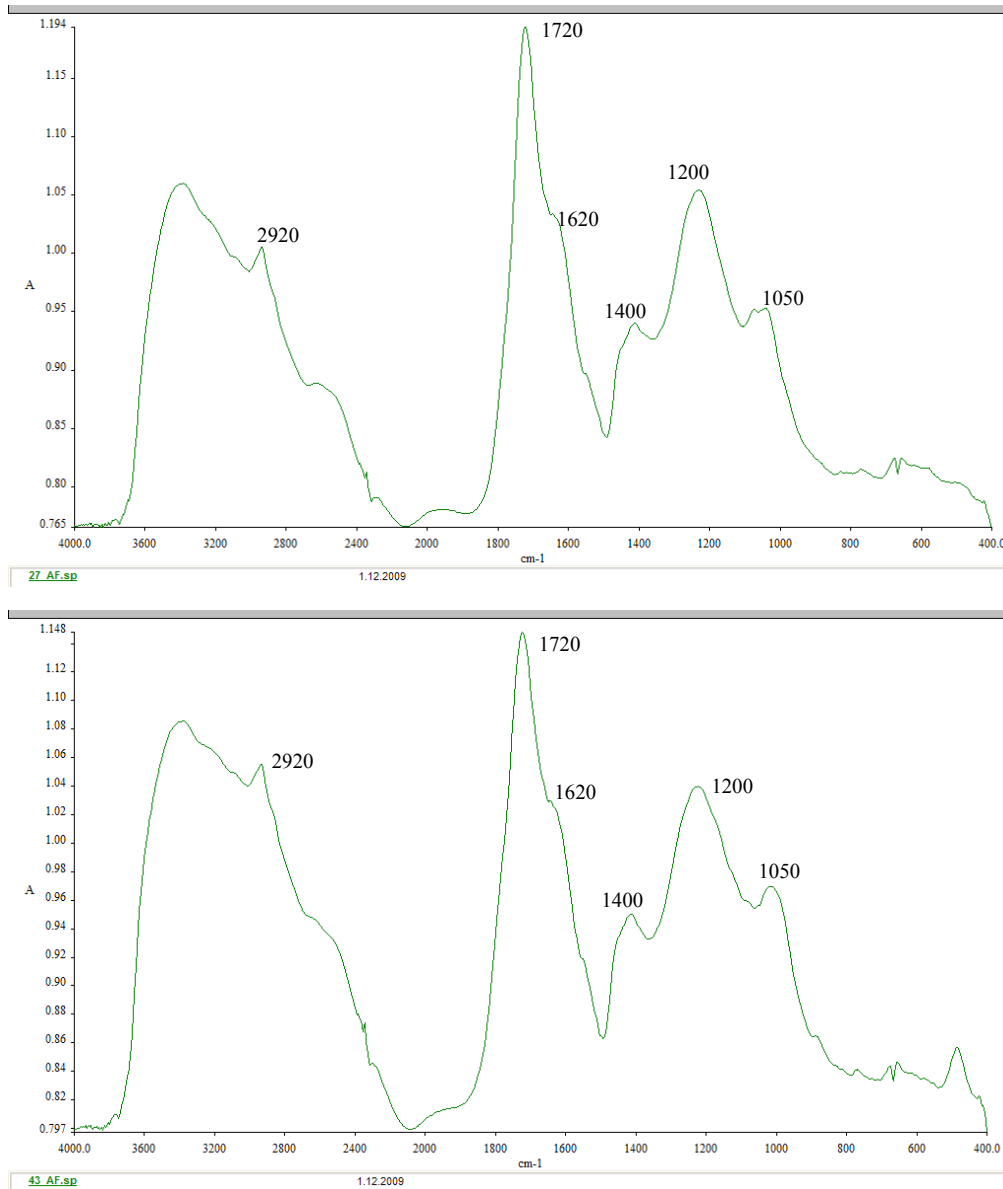


Figura 17 – Spettri FT-IR della frazione di acidi fulvici nel pascolo fuori chioma orizzonte Ap

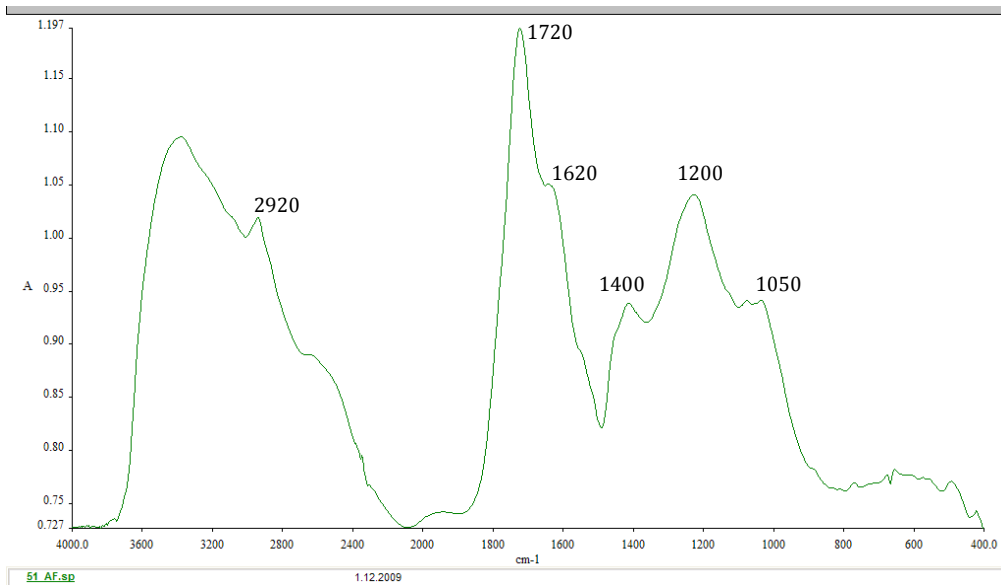
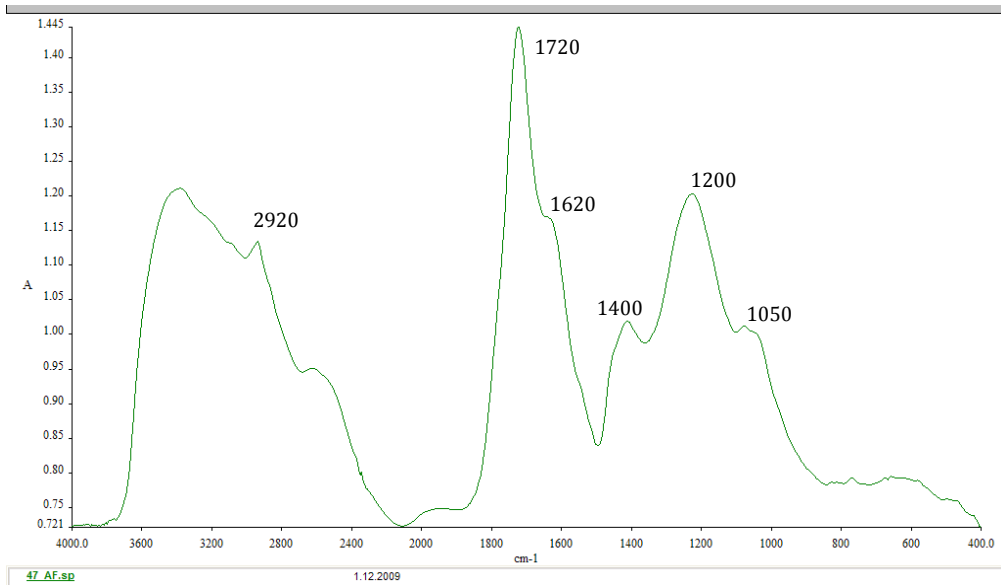


Figura 18 – Spettri FT-IR della frazione di acidi fulvici nell'erbaio sotto chioma orizzonte Ap-A1

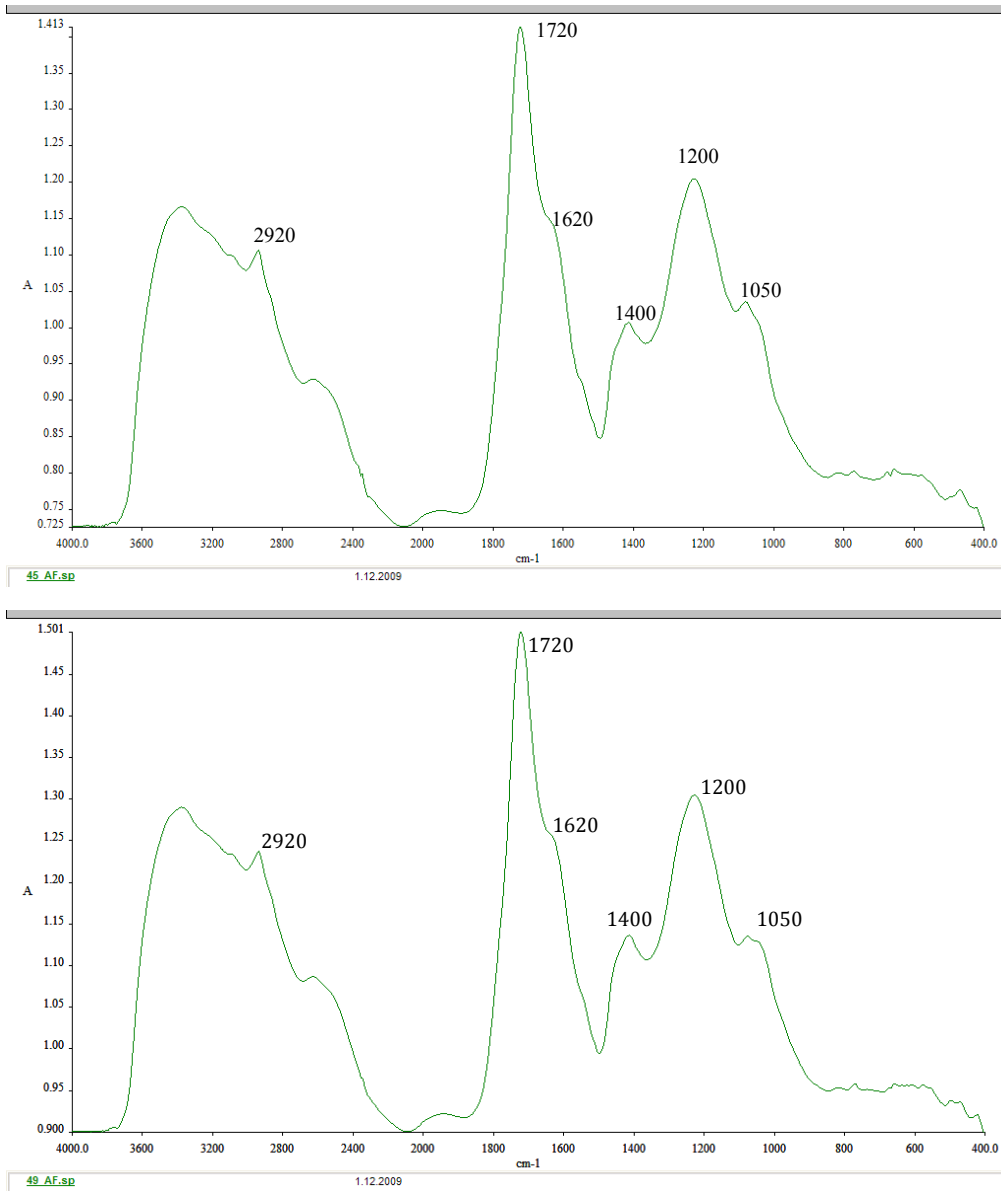


Figura 19 – Spettri FT-IR della frazione di acidi fulvici nell'erbaio fuori chioma orizzonte Ap

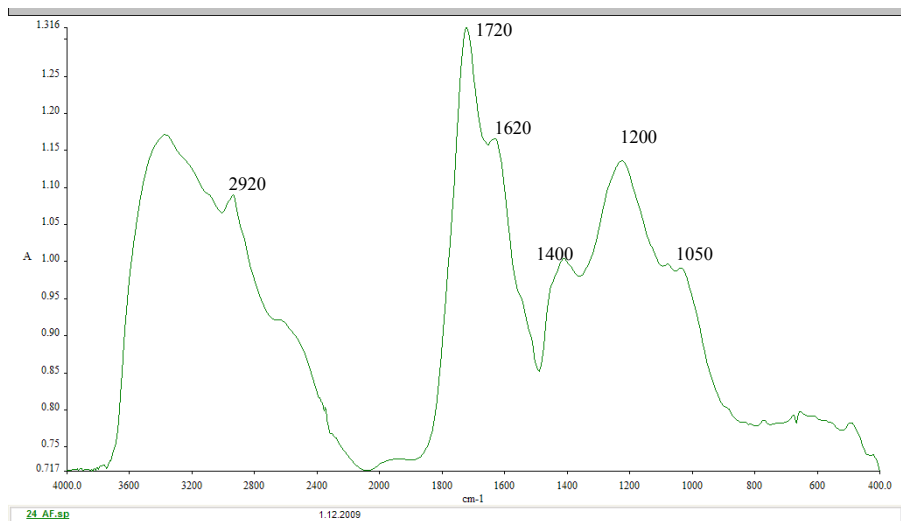
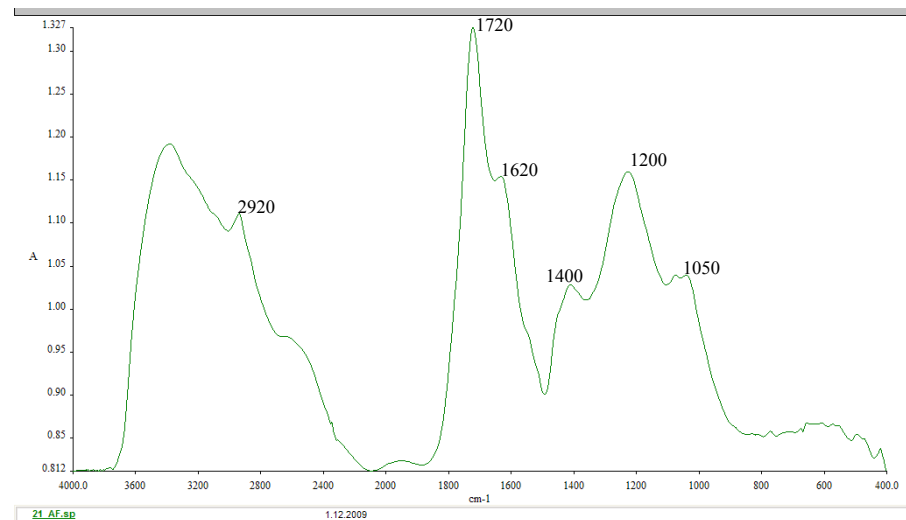
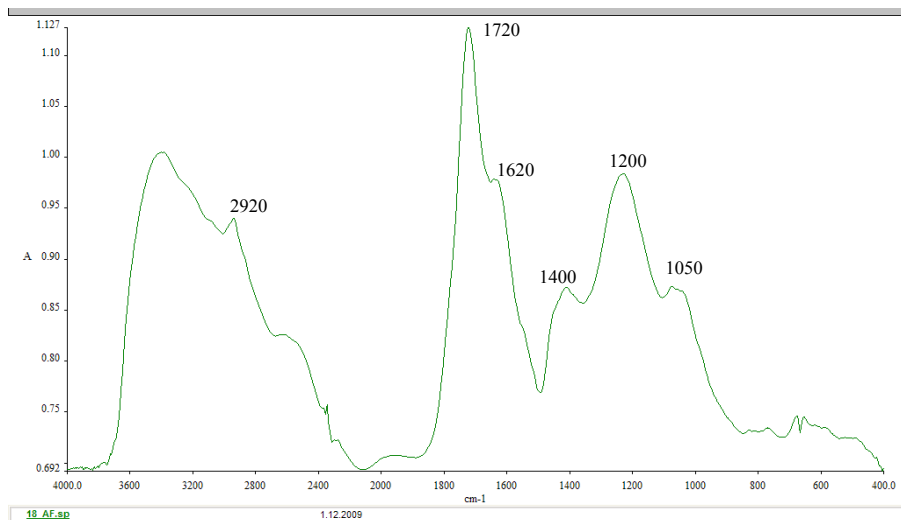


Figura 20 – Spettri FT–IR della frazione degli acidi fulvici nel vigneto inerbito orizzonte Ap

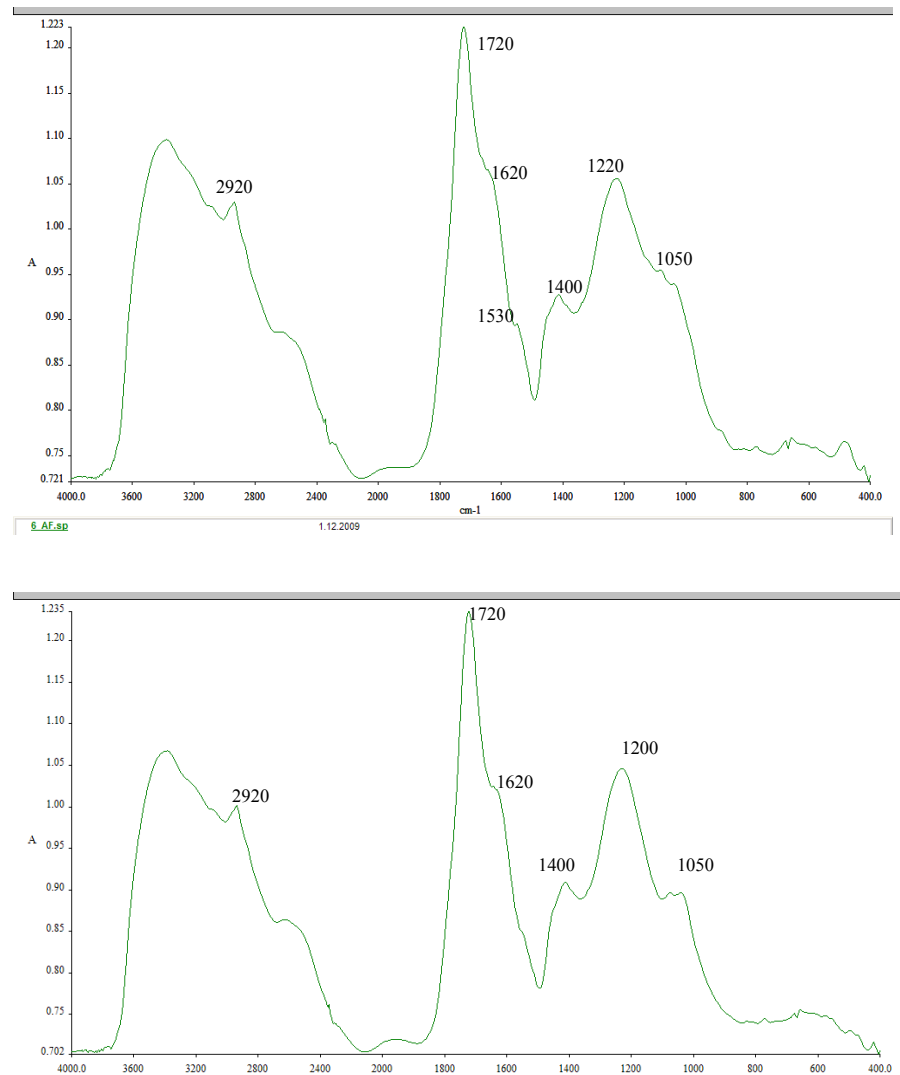
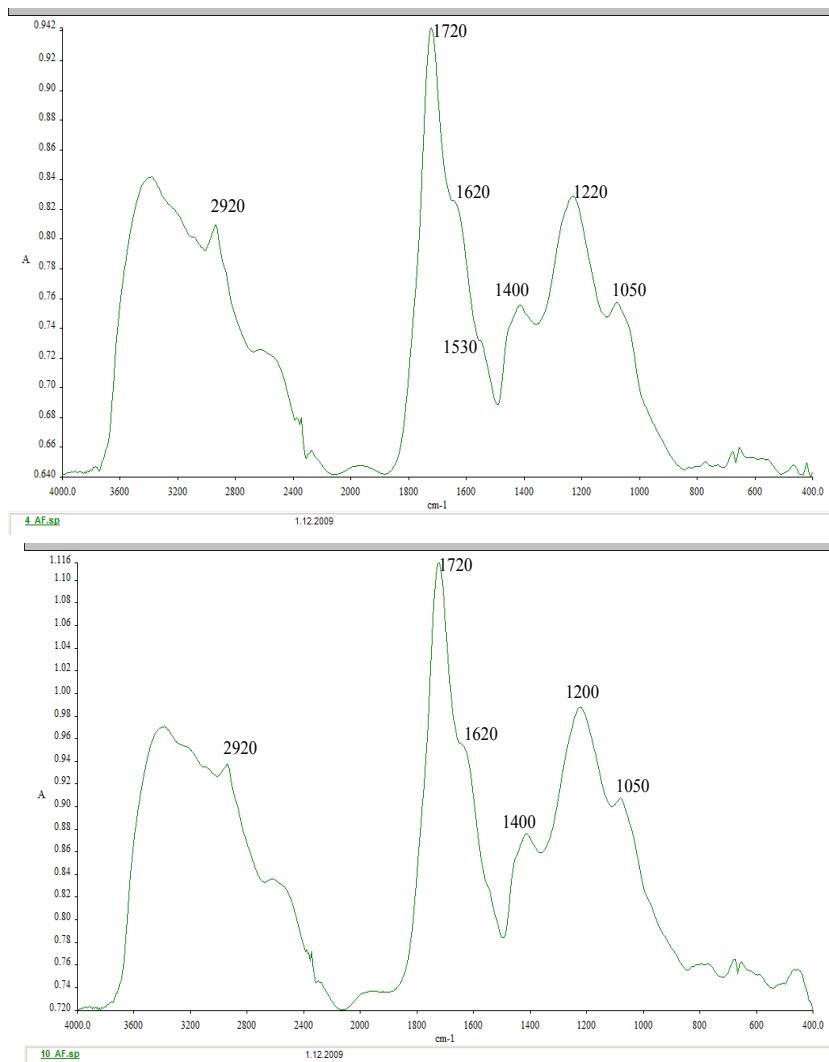


Figura 21 – Spettri FT-IR della frazione di acidi fulvici nel vigneto lavorato orizzonte Ap

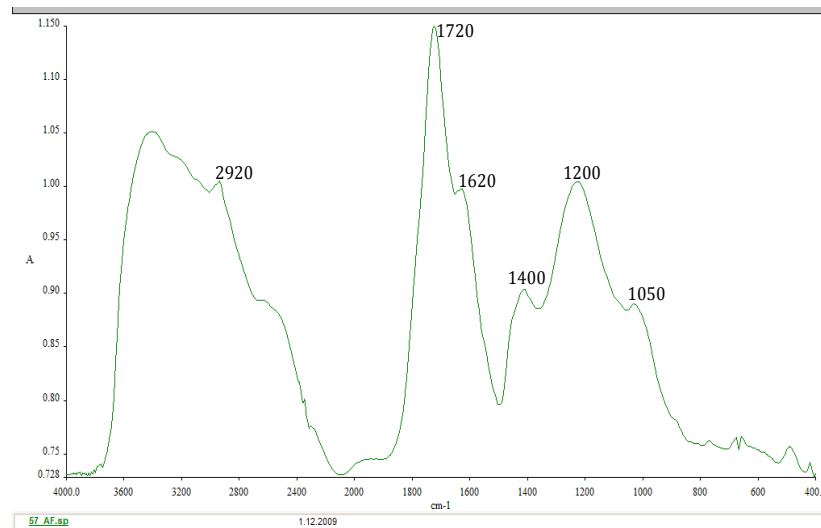
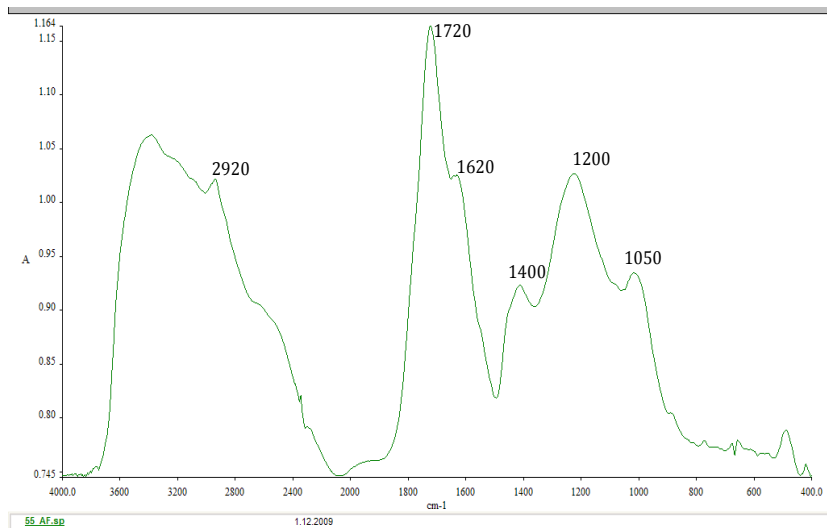


Figura 22 – Spettri FT-IR della frazione di acidi fulvici nella sughereta orizzonte A2

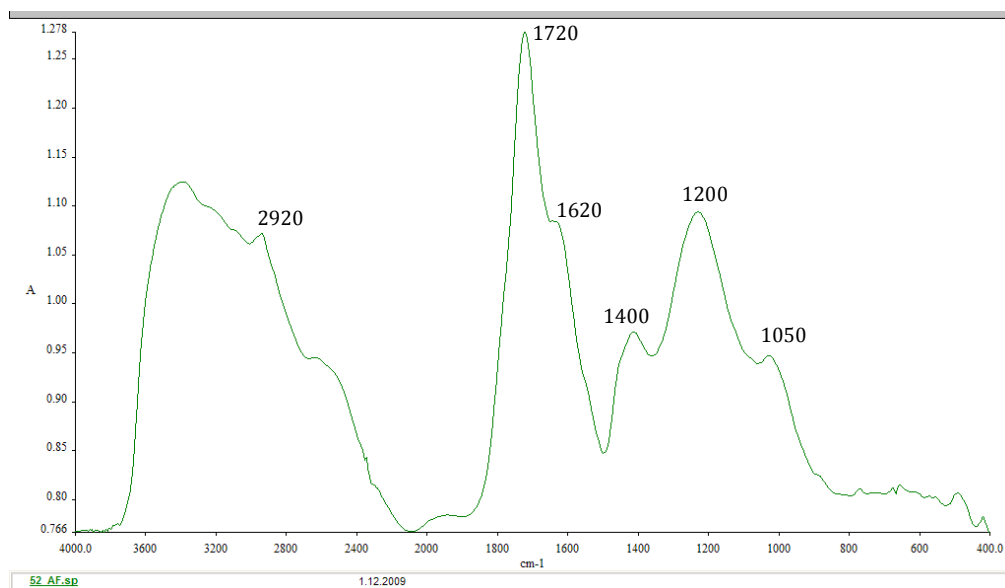


Figura 23 – Spettri FT-IR della frazione di acidi fulvici nell’erbaio sotto chioma orizzonte A2

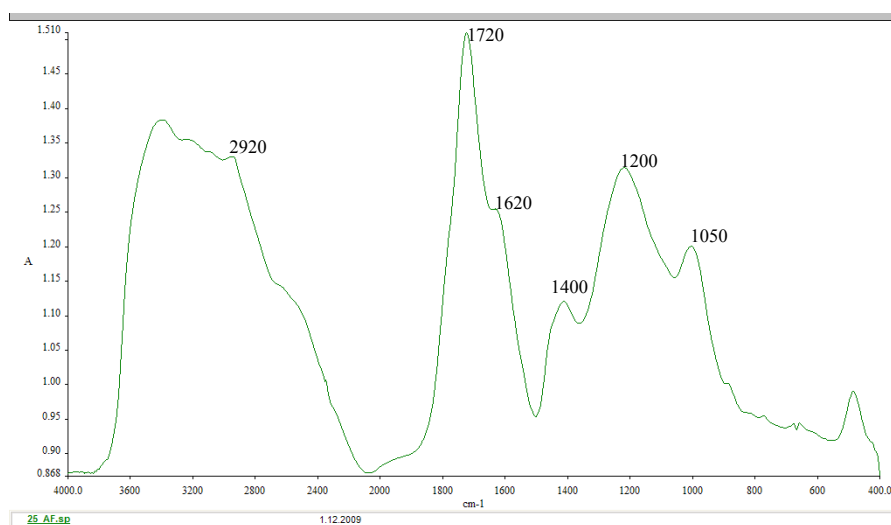


Figura 24 – Spettri FT-IR della frazione degli acidi fulvici nel vigneto inerbito orizzonte A2

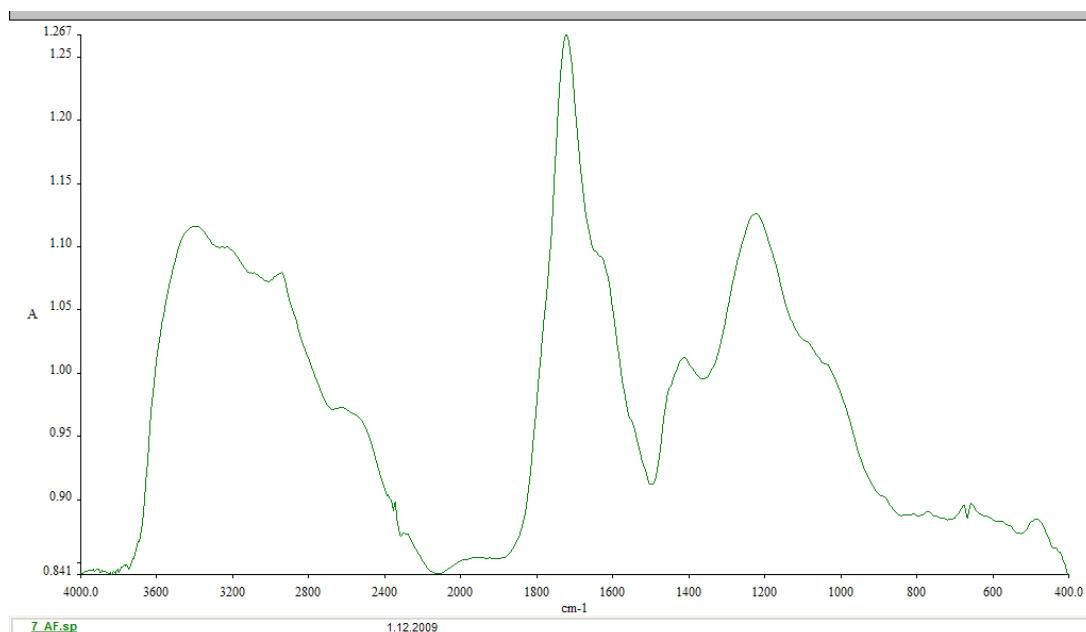


Figura 25 – Spettri FT-IR della frazione degli acidi fulvici nel vigneto lavorato orizzonte Bw

Ringraziamenti

Si desidera ringraziare il Prof. Giuseppe Corti, la Dott.ssa Stefania Cocco e la Dott. Elga Monaci dell'Università Politecnica delle Marche per aver messo a disposizione le loro competenze e le loro attrezzature rendendo possibile la conduzione delle analisi di laboratorio. Si ringrazia il Dott. Alberto Agnelli dell'Università degli Studi di Perugia per il fondamentale supporto scientifico in tutte le fasi del dottorato di ricerca. Si ringraziano inoltre il Prof. Giorgio Tosi e il Dott. Paolo Ferraris del Dipartimento ISAC (Dipartimento di Idraulica, Strade, Ambiente e Chimica) dell'Università Politecnica delle Marche per aver messo a disposizione lo strumento per le analisi spettroscopiche ad infrarosso.

Bibliografia

- Amelung, W., Zech, W., 1999. Minimisation of organic matter disruption during particle-size fractionation of grassland epipedons. *Geoderma* 92, 73–85.
- Aranda, V., Oyonarte, C., 2005. Effect of vegetation with different evolution degree on soil organic matter in a semi-arid environment (Cabo de Gata–Níjar Natural Park, SE Spain). *Journal of Arid Environments*, 62, 631–647.
- Belzile, N., Joly, H.A., Li, H., 1997. Characterization of humic substances extracted from Canadian lake sediments. *Can. J. Chem.* 75, 14–27.
- Caravaca, F., Masciandaro, G., Ceccanti, B., 2002. Land use in relation to chemical and biochemical properties in semiarid Mediterranean environment. *Soil Till. Res.* 68, 23–30.
- Eichhorn, M.P., Paris, P., Herzog, F., Incoll, L.D., Liagre, F., Mantzanas, K., Mayus, M., Moreno, G., Papanastasis, V.P., Pilbeam, D.J., Pisanelli, A., Dupraz, C., 2006. Silvoarable systems in Europe—past, present and future prospects. *Agroforest. Syst.* 67, 29–50.
- Hassink, J., Bouwman, L.A., Zwart, K.B., Brussaard, L., 1993. Relationships between habitable pore space, soil biota and mineralization rates in grassland soils. *Soil Biol. Biochem.* 25, 47–55.
- He, Y., Chen, C., Xu, Z., Williams, D., Xu, J., 2009. Assessing management impacts on soil organic matter quality in subtropical Australian forests using physical and chemical fractionation as well as ¹³C NMR spectroscopy. *Soil Biology & Biochemistry*, 41, 640–650.

- Kaiser, M., Ellerbrock, R.L., 2005. Functional characterization of soil organic matter fractions different in solubility originating from a long-term field experiment. *Geoderma* 127, 196–206.
- Galantini, J.A., Senesib, N., Brunetti, G., Rosell, R., 2004. Influence of texture on organic matter distribution and quality and nitrogen and sulphur status in semiarid Pampean grassland soils of Argentina. *Geoderma* 123, 143–152.
- Gomez-Gutierrez, J.M., Perez-Fernandez, M., 1996. The dehesas, silvopastoral systems in semiarid Mediterranean regions with poor soils, seasonal climate and extensive utilization. In: Etienne, M. (Ed.), *Western European Silvopastoral Systems*. INRA Editions, Paris, pp. 55–70.
- Lal, R., Griffin, M., Apt, J., Lave, L., Morgan, M.G., 2004. Managing soil carbon. *Science*, 304–393.
- Loveland, P., Webb, J., 2003. Is there a critical level of organic matter in the agricultural soils of temperate regions: a review. *Soil & Tillage Research* 70, 1–18.
- Marzaioli, R., D'Ascoli, R., De Pascale, R.A., Rutigliano, F.A., 2010. Soil quality in a Mediterranean area of Southern Italy as related to different land use types. *Applied Soil Ecology* 44, 205–212.
- Morari, F., Lugato, E., Berti, A., Giardini, L., 2006. Long-term effects of recommended management practices (RMPs) on soil carbon evolution and sequestration in North-eastern Italy. *Soil Use Manag.* 22, 71–81.
- Moreno, G., Obrador, J.J., Garcia, A., 2007. Impact of evergreen oaks on soil fertility and crop production in intercropped dehesas. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 119, 270–280.
- Moscatelli, M.C., Di Tizio, A., Marinari, S., Grego, S., 2007. Microbial indicators related to soil carbon in Mediterranean land use systems. *Soil Till. Res.* 97, 51–59.
- Piccolo, A., 1997. Use of humic substances as soil conditions to increase aggregates stability. *Geoderma* 75, 267–277.
- Powlson, D.S., Smith, P., Smith, J.U., 1996. *Evaluation of soil organic matter models*, vol. I 38. Springer Verlag, Berlin.
- Rivas-Martínez, S., Rivas y Sáenz, S., 2007 – <http://www.globalbioclimatics.org/>
- Shrestha, B.M., Certini, G., Forte, C., Singh, B.R., 2008. Soil Organic Matter Quality under Different Land Uses in a Mountain Watershed of Nepal. *SSSAJ*. Vol. 72: number 6. pp. 1563–1569.

- Six, J., Bossuyt, H., Degryze, S., Deneff, K., 2004. A history of research on the link between (micro)aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. *Soil & Tillage Research* 79, 7–31.
- Soil Survey Division Staff, 1993. *Soil survey manual*. Soil Conservation Service. U.S. Department of Agriculture Handbook 18.
- Stevenson, F.J., 1994. *Humus chemistry: genesis, composition, and reactions*. 2nd ed. Wiley-Intersci., New York.
- Tutin, T.G., Burges, N.A., Chater, A.O., Edmondson, J.R., Heywood, V.H., Moore, D.M., Valentine, D.H., Walters, S.M., Webb, D.A., 1993. *Flora Europaea* 2nd Edition, vol. I. University Press, Cambridge, UK.
- U.S. Dept. of Agriculture, Natural Resources Conservation Service, 2006 – *Keys to Soil Taxonomy*. 10th ed., Washington D.C.
- Van Eekeren, N., Bommele', L., Bloem, J., Schouten, T., Rutgers, M., de Goede, R., Reheul, D., Brussaard, L., 2008. Soil biological quality after 36 years of lye-arable cropping, permanent grassland and permanent arable cropping. *Appl. Soil Ecol.* 40, 432–446.
- Vanmechelen, L., Groenemans, R., Van Ranst, E., 1997. *Forest Soil Condition. Results of A Large-scale Soil Survey*. Forest Soil Coordinating Centre, Bruxel.
- Wattel-Koekkoek, E.J.W., Buurman, P., van der Plicht, J., Wattel, E., van Breemen, N., 2003. Mean resistance time of soil organic matter associated with kaolinite and smectite. *Eur. J. Soil Sci.* 54, 269–278.

8. Effetto dell'uso suolo sulla sostanza organica estraibile in acqua e sulla sostanza organica particolata in un sistema agro-forestale semi-arido mediterraneo.

(Effect of land use on soil water extractable and particulate organic matter in agro-forestry system under semi-arid Mediterranean conditions)

Introduzione

Il concetto di sostanza organica del suolo (*Soil Organic Matter*, SOM) include un ampio range di componenti di diversa natura, stabilità e dinamiche, quindi usato in termini generali assume un significato molto vasto. Diversi autori, hanno studiato i pool della SOM che si contraddistinguono per caratteristiche fisiche, chimiche e biochimiche differenti e per una diversa dinamica di degradazione (Lutzow *et al.*, 2006; Six *et al.*, 2002). Alcune frazioni della SOM sono molto labili e suscettibili a un rapido turnover, altre sono molto stabili. Sugli stock di sostanza organica influiscono non solo gli input di C immessi nel suolo, ma anche le dinamiche che caratterizzano gli aggregati e che proteggono e favoriscono l'accumulo della sostanza organica stessa (Jastrow, 1996; Six *et al.*, 1998). Per valutare l'impatto dell'uso suolo e dei cambiamenti degli agro-ecosistemi sul sequestro della sostanza organica, è fondamentale acquisire un'approfondita conoscenza dei pool di sostanza organica, in relazione ai processi che ne controllano la formazione, stabilizzazione e degradazione ed in relazione alla loro influenza sulla formazione e stabilità degli aggregati del suolo (Lal, 2008).

La sostanza organica disciolta (*Dissolved Organic Matter*, DOM) rappresenta la forma più attiva e mobile di sostanza organica. In generale, il termine "DOM" è usato in modo non specifico per indicare il materiale organico che si è realmente dissolto *in situ*, mentre WEOM (*Water Extractable Organic Matter*, sostanza organica estraibile in acqua) rappresenta l'acronimo corretto che fornisce informazioni sul tipo di sostanza organica cui ci si sta riferendo (Corvasce *et al.*, 2006). In particolare, WEOM è la frazione di DOM estratta in condizioni blande, ed è costituita dalla frazione disponibile e mobile della DOM totale (Zsolnay, 1996). La WEOM è un miscuglio eterogeneo di strutture idrosolubili che circolano liberamente nel suolo o sono fisicamente trattenute da questo o sono assorbite nei minerali (Zsolnay, 2003). In confronto alla sostanza organica totale, le concentrazioni di WEOM sono molto piccole (Embacher *et al.*, 2007). Tuttavia, la WEOM ricopre un ruolo determinante nella regolazione dei nutrienti, dei metalli e dell'attività microbica del suolo (Hassouna *et al.*, 2010). Sebbene negli ultimi anni, siano stati condotti numerosi studi e acquisite diverse

informazioni (Embacher *et al.*, 2007; Akagi e Zsolnay, 2008), è necessario un ulteriore approfondimento sull'evoluzione, stabilità e dinamiche nel suolo della WEOM (Corvasce *et al.*, 2006), al fine di comprendere meglio il ruolo che assume nei processi di traslocazione e mineralizzazione, nei fenomeni di umificazione e nell'interazione con i componenti organici e non organici del suolo. In condizioni di pieno campo, l'effetto netto delle pratiche agronomiche rimane spesso poco chiaro perchè molte proprietà del suolo, che interagiscono tra loro e si controbilanciano, possono essere influenzate contemporaneamente da diversi fattori (Chantigny, 2003). La maggior parte degli studi di pieno campo sono stati condotti in ecosistemi forestali, e i risultati riportati sui suoli coltivati sono spesso scarsi e contraddittori (Hagedorn *et al.*, 2004; Fontaine *et al.*, 2007).

Gli aggregati stabili in acqua della sostanza organica potrebbero essere identificati da procedure di frazionamento basate sulla densità che separano la sostanza organica particolata libera (POM-*free*), la sostanza organica particolata racchiusa negli aggregati (POM-*occluded*), e la sostanza organica associata ai minerali (M-OM) (Six *et al.*, 2002; John *et al.*, 2005; Yamashita *et al.*, 2006). La frazione di POM-*free* non protetta rappresenta un pool di sostanza organica labile con un rapido tasso di turnover, e consistente principalmente di fitomassa vegetale relativamente fresca. La POM-*occluded* e la frazione M-OM sono pool molto più stabili, con un turnover che varia da qualche decade a centinaia di anni. Queste frazioni di sostanza organica sono influenzate diversamente dai cambiamenti nella copertura e nell'uso e dalla gestione del suolo. Diversi autori hanno messo in evidenza l'importanza di studiare gli aggregati stabili in acqua della sostanza organica come validi indicatori della degradazione della struttura del suolo (Puget *et al.*, 2000; Six *et al.*, 2000) e di valutare l'impatto degli usi suolo e delle pratiche colturali (Yamashita *et al.*, 2006; Bongiovanni e Lobartini, 2006). Nonostante l'importanza dei processi di aggregazione nel suolo per l'accumulo di C organico, attualmente poco si sa sulla dimensione e composizione delle differenti frazioni di C organico nel suolo a livello di aggregati.

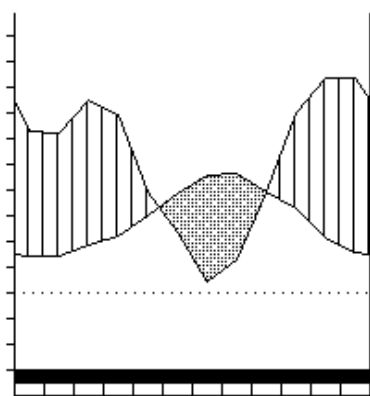
L'obiettivo dello studio è stato quello di valutare l'impatto della qualità della sostanza organica del suolo e della stabilità dei diversi tipi di suolo in un sistema agro-forestale in ambiente semi-arido mediterraneo attraverso la determinazione della sostanza organica estraibile in acqua e della sostanza organica particolata e associata ai minerali, della loro composizione usando un approccio multivariato per identificare tipologie di qualità di suolo in relazione all'uso suolo.

Materiali e Metodi

Descrizione del sito

La ricerca è stata condotta nel Nord-Est della Sardegna (40,82° N 9,29° E, 300-400 m s.l.m.) su formazioni intrusive paleozoiche (graniti), in una cronosequenza della serie mesomediterranea della sughera, con bioclina mediterraneo pluvistagionale oceanico, mesomediterraneo inferiore, subumido inferiore (Rivas-Martínez e Rivas y Sáenz, 2007). Le precipitazioni medie sono di 630 mm l'anno distribuite per il 70% nel periodo da ottobre a marzo mentre la temperatura media annuale è pari a 14,2 °C (Fig. 1). Secondo la Soil Taxonomy USDA (2006) i suoli sono attribuibili al sottogruppo dei Typic Dystroxerepts.

Monti (Italy)			296 m
P= 632	40° 48' N	9° 19' E	24/ 24 a
T= 14.2°	Ic= 16.1	Tp= 1704	Tn= 0
m= 3.2	M= 11.0	Itc= 284	Io= 3.7



**MEDITERRANEAN PLUVISEASONAL-OCEANIC
LOW MESOMEDITERRANEAN LOW SUBHUMID**

Fig. 1 - Climodiagramma Walter - Lieth dell'area di studio

P Precipitazione annua

T Temperatura media annua

Ic Indice di continentalità = t_m (mese + caldo) - t_m (mese + freddo) dove t_m è la temperatura media mensile

Tp Temperatura positiva annua = t_i con $t_i > 0$

Tn Temperatura negativa annua = t_i con $t_i < 0$

m Media delle temperature minime

M Media delle temperature massime

Itc Indice di termicità compensato = $It = 10 (T + M + m) - c$ dove M è la temperatura massima del mese più caldo m la temperatura minima del mese più freddo e c valutato in base all'indice di continentalità

Io indice ombrotermico annuale = $(Pp/Tp) * 10$ dove Pp = precipitazione dei mesi con temperatura media > 0

L'area di studio è rappresentativa dei principali sistemi agro-forestali del bacino del Mediterraneo, caratterizzati da sugherete (*Quercus suber* L.), pascoli arborati e vigneti (zona

del Vermentino di Gallura DOC). Nell'area, che sulla base di caratteristiche pedologiche e di indicatori vegetazionali, è stata riconosciuta omogenea dal punto di vista delle potenzialità ecologiche, sono stati messi a confronto i seguenti usi del suolo, in ordine di intensità decrescente di utilizzazione: vigneto lavorato, vigneto inerbito, erbaio e pascolo arborati con sughera e sughereta. Sulla base dell'analisi storica aerofotogrammetrica dell'uso del suolo, i sistemi colturali risultano stabili da almeno venti anni.

Il vigneto lavorato è stato impiantato nel 1994 con piante della cultivar Vermentino. Il sesto d'impianto è 2,40 x 1,20 m. E' un sistema colturale non irriguo. La forma di allevamento è il guyot e vengono fatte sviluppare 5 – 7 gemme per pianta all'anno. Si effettuano due lavorazioni all'anno nell'interfila: la prima, in aprile, consiste in un'aratura a 40 cm; la seconda, in maggio, consiste in una sarchiatura che determina il livellamento del suolo e la pulizia dalle infestanti. Viene effettuata una potatura secca in febbraio e una verde in giugno-luglio. Entrambe le potature sono manuali e i residui vengono allontanati dal campo. Le concimazioni sono effettuate alla fine di gennaio somministrando 50 kg ha⁻¹ di N e 25 kg ha⁻¹ di P₂O₅. La produzione media annuale di uva è di 7 – 8 t ha⁻¹.

Il vigneto inerbito, con inerbimento permanente naturale, è stato impiantato nel 1991 con piante della cultivar Vermentino. Il sesto d'impianto è 2,4 x 1,0 m. E' un sistema colturale irriguo. La forma di allevamento è a spalliera e vengono fatte sviluppare 15 – 20 gemme per pianta. Si ha un intervento di potatura in febbraio, un altro in giugno-luglio. I residui di potatura vengono lasciati nell'interfila e trinciati. La concimazione viene effettuata somministrando 40 kg ha⁻¹ di N, 50 kg ha⁻¹ di P₂O₅ e 50 kg ha⁻¹ di K₂O. La produzione annuale media di uva è di 7 – 8 t ha⁻¹.

L'erbaio ed il pascolo sono in rotazione complementare secondo il seguente schema: ogni 5 anni il pascolo naturale diventa erbaio e l'erbaio diventa pascolo naturale. L'erbaio autunno-vernino viene seminato ogni anno con un miscuglio di loglio, trifoglio e avena. In presemina viene effettuata un'aratura alla profondità di 40 cm seguita da un'erpatura e vengono somministrati 50 kg ha⁻¹ di N e 90 kg ha⁻¹ di P₂O₅. Durante la fase vegetativa viene praticato il pascolamento con un carico di 3,5 pecore ha⁻¹. Lo sfalcio avviene in maggio con produzioni di circa 5 t ha⁻¹.

Il pascolo ha un carico annuale di 6 ovini ha⁻¹, viene utilizzato tutto l'anno e non viene lavorato.

Sia il pascolo sia l'erbaio sono caratterizzati dalla presenza di alberi di querce da sughero distribuiti in modo sparso. Questi ambienti sono riconducibili alla Dehesa spagnola (Moreno *et al.*, 2007) e sono molto frequenti nel bacino del mediterraneo.

Campionamento del suolo e pre-trattamento

In ciascun uso di suolo sono stati aperti e descritti da 2 a 4 profili pedologici e all'interno dei siti di studio corrispondenti a pascolo e erbaio sono state individuate due tipologie di aree da descrivere e campionare, aree sotto la chioma delle querce da sughero e aree fuori chioma (Tabella 1). I profili di suolo nei due sistemi a vigneto sono stati aperti sulla fila. Sono stati quindi studiati 22 profili di suolo da cui sono stati prelevati campioni di suolo da ciascun orizzonte pedologico individuato. In questo lavoro si riportano i risultati relativi agli orizzonti Ap e A caratterizzati da una profondità massima compresa tra 12 e 43 cm. Ciascun campione di suolo è stato privato dei residui di radici e dei residui animali (> 1 mm), essiccato in stufa a ventilazione forzata, pesato e setacciato a 2 mm prima di sottoporlo alle analisi chimiche.

Tabella 1 – Descrizione dei sette tipi di usi suolo messi a confronto nello studio

Uso suolo	Superficie del sito di studio (ha)	N° profili suolo	Quota media dei profili (m s.l.m.)	Pendenza media dei profili (%)	Esposizione media dei profili (°N)
Sughereta	15	4*	319	15	105
Pascolo sotto chioma	11	3	296	11	203
Pascolo fuori chioma	11	2	295	12	235
Erbaio sotto chioma	3,5	3	305	6	47
Erbaio fuori chioma	3,5	2	306	9	45
Vigneto inerbito	3,4	4	313	7	130
Vigneto lavorato	0,98	4	276	3	148

* La sostanza organica estraibile in acqua e la sostanza organica particolata sono state determinate solo per gli orizzonti A2 (layers di 3-15 cm e 3-25 cm) dei due profili di suolo.

Determinazione della sostanza organica estraibile in acqua (WEOM)

La WEOM è stata ottenuta come descritto da Said-Pullicino *et al.* (2007). Brevemente, i campioni seccati all'aria e setacciati a 2 mm sono stati estratti con acqua distillata (rapporto suolo: acqua di 1:5), tenuti in agitazione per 12 ore a temperatura ambiente. Le sospensioni sono state centrifugate a 4000 giri/min per 30 minuti e il surnatante è stato filtrato con filtri in nylon 0,45 µm. Il particolato (quel che rimane sul filtro) è la prima parte della frazione POM-free.

Determinazione di POM-free, POM-occluded e M-OM

Per estrarre queste frazioni è stata utilizzata la metodica proposta da Golchin *et al.* (1994). Per la separazione di queste tre frazioni i campioni sono stati trasferiti in tubi falcon, a cui è stato aggiunto in rapporto suolo: soluzione di 1: 5, soluzione di sodio meta-tungstato (NaMT) e posti su agitatore meccanico per 12 ore a temperatura ambiente. Una volta completata l'agitazione, il campione disperso è stato centrifugato a 4000 giri/min per 30 minuti e il surnatante filtrato con filtri in nylon da 0,45 µm. Il materiale con dimensione superiore (POM-free) è stato raccolto in recipienti posti in stufa a 40°C per l'asciugatura assieme a quello raccolto dai filtri della WEOM.

La POM-occluded è stata determinata versando nel campione la soluzione filtrata (NaMT) e applicando per diverse ore gli ultrasuoni affinché si disperdessero gli aggregati del suolo. Dopodiché i campioni sono stati sottoposti ad agitazione per 1-2 ore e centrifugati a 4000 giri/min per 30 minuti. Infine il surnatante è stato filtrato con filtri in nylon da 0,45 µm.

Il residuo presente nei tubi da centrifuga rappresenta la M-OM. Questa frazione è stata risciacquata con acqua distillata diverse volte, affinché non rimanesse traccia di sodio, quindi centrifugata e fatta asciugare in stufa a 40°C per qualche giorno.

Determinazione di carbonio e azoto

Il contenuto di C delle frazioni del suolo è stato determinato usando il metodo Walkley-Black (1934) che si basa sull'ossidazione della sostanza organica provocata da una soluzione di bicromato di potassio in presenza di acido solforico concentrato. Il dato che si ottiene a seguito di questa analisi è attribuibile al C in forma umica presente nel campione.

Il contenuto di azoto totale è stato determinato mediante il metodo Kjeldahl (1883). Il metodo prevede la trasformazione dell'azoto organico presente nel campione in azoto ammoniacale. Il dosaggio dell'azoto ammoniacale avviene per distillazione in ambiente alcalino ed assorbimento in acido solforico, il cui eccesso viene titolato con idrossido di sodio.

Analisi statistica

Tutte le variabili oggetto di studio sono state sottoposte ad analisi della varianza secondo un disegno completamente randomizzato sbilanciato usando il software SAS (SAS Institute, 1999). Il grado di associazione tra le principali variabili fisico-chimiche del suolo, il

contenuto di carbonio e azoto totale del suolo con le frazioni della SOM è stato stimato mediante il calcolo dei coefficienti di correlazione di Pearson.

Al fine di identificare tipologie di uso del suolo simili per caratteristiche fisico-chimiche del terreno e per quantità e composizione delle frazioni di sostanza organica è stata effettuata una analisi multivariata previa standardizzazione dei dati.

L'analisi canonica delle corrispondenze ha consentito di evidenziare quali variabili tra quelle studiate per le frazioni di sostanza organica sono risultate maggiormente significative nella discriminazione degli usi del suolo.

Risultati e discussione

I profili di suolo analizzati erano ubicati lungo una serie di versanti da pianeggiante a collinare (pendenze dal 3 al 15%) e a diversa esposizione da Nord-Est (erbaio fuori chioma e erbaio sotto chioma), Sud-Est (bosco di querce, vigneto lavorato e vigneto inerbito) a Sud-Ovest (prati e pascoli sotto chioma), mentre si trovavano ad una quota simile (circa 300 m slm) e il suolo corrispondente presentava tessitura simile da sabbioso-limoso a argilloso-sabbioso (Soil Survey Staff, 1993) (Tabella 1). Pertanto, si è ipotizzato che eventuali differenze di qualità del suolo potessero essere attribuite ad un diverso uso suolo.

La densità apparente ha variato da 1,0 nel suolo del bosco di quercia a 1,4 g cm⁻³ del pascolo sotto gli alberi di quercia (Tabella 2).

I suoli del vigneto inerbito hanno mostrato valori di pH significativamente più alti rispetto a tutti gli altri usi del suolo (Tabella 2), e possono essere classificati come “fortemente acidi”, mentre i suoli dell'erbaio sotto gli alberi di quercia e del bosco di querce rientrano nella categoria “molto fortemente acidi” e gli altri suoli possono essere classificati come “estremamente acidi” secondo la Soil Survey Staff (1993).

Il contenuto di carbonio organico totale del suolo (TOC) ha presentato valori generalmente più elevati nel bosco di querce, nei due usi del suolo basati sul pascolo e nei vigneti, e ha mostrato valori intermedi in entrambi i sistemi erbaio (Tabella 2). Questi risultati sono coerenti con quanto riportato da Marzaioli *et al.* (2010) che hanno osservato un più elevato contenuto di carbonio organico nel suolo delle foreste di conifere e miste (latifoglie e conifere) rispetto al vigneto lavorato (13 g kg⁻¹ di TOC). Il carbonio organico totale nel bosco di querce da sughero è risultato, in media, leggermente più alto rispetto ai valori riportati da Moreno *et al.* (2007) per un sistema Dehesa dominato da lecci (*Quercus ilex* L.) nella parte centro-occidentale della Spagna, ma circa il 60% inferiore al range di valori che

caratterizzano i suoli delle foreste italiane (Vanmechelen *et al.*, 1997). I valori relativamente bassi di TOC del bosco in questo studio potrebbero essere spiegati considerando le condizioni climatiche semi-aride e la tessitura prevalentemente sabbiosa che ha influenzato la fertilità complessiva del suolo. In sistemi agro-forestali simili alla Dehesa, la TOC sotto la copertura vegetale è stata circa il doppio di quella misurata fuori chioma (Moreno *et al.*, 2007). Al contrario, in questo studio, la TOC rilevata nei campioni di suolo prelevati in corrispondenza dei pascoli sotto il bosco di querce, che possono essere considerati analoghi a quelli sotto la copertura vegetale della Dehesa, non ha mostrato valori significativamente superiori di TOC rispetto al pascolo fuori chioma. La gestione del pascolo nell'area di studio, basata su una rotazione con colture foraggere annuali ogni 4-5 anni, probabilmente ha limitato l'effetto positivo del pascolamento sull'accumulo di TOC del suolo. Infatti, non sono state osservate differenze significative per la TOC del suolo tra i pascoli (con 6 pecore ha⁻¹ al pascolo durante tutto l'anno) e l'erbaio, destinato alla produzione di fieno e spesso pascolato con 3,5 pecore ha⁻¹ durante l'inverno e all'inizio della primavera. Un effetto positivo del pascolo sulla TOC del suolo è stato riportato da alcuni autori che nei loro studi hanno messo a confronto pascoli permanenti e seminativi permanenti (van Eekeren *et al.*, 2008; Moscatelli *et al.*, 2007).

L'azoto totale del suolo (TN) non è stato significativamente influenzato dall'uso del suolo (Tabella 2).

Il pascolo fuori chioma, ha mostrato un rapporto C/N significativamente più alto rispetto all'erbaio fuori chioma e il vigneto inerbito, mentre non è stato diverso da altri usi del suolo (Tabella 2). Il rapporto C/N del vigneto lavorato è risultato essere diverso dagli usi del suolo non coltivati, come il bosco di querce da sughero, e i sistemi colturali meno intensivi, come i pascoli. Questo potrebbe essere dovuto all'apporto di materia organica al suolo sotto forma di deiezioni da parte delle pecore che pascolano nel vigneto lavorato durante l'inverno.

L'effetto dell'uso del suolo sulla concentrazione di C della WEOM è risultato limitato con valori tra 0,21 e 0,44 g kg⁻¹ nell'erbaio sotto chioma (Tabella 3). Nella maggior parte degli studi è stato riportato un maggior contenuto di C della WEOM nei suoli delle foreste e dei pascoli rispetto a quelli di sistemi coltivati, in particolare negli orizzonti A del suolo (Khomutova *et al.*, 2000; Haynes *et al.*, 2000), mentre solo poche ricerche hanno evidenziato risultati simili a quelli ottenuti in questo studio con differenze poco marcate tra diversi usi del suolo (Corre *et al.*, 1999). Il contenuto di C della frazione POM-free era superiore nei due usi del suolo sotto chioma. Il pascolo sotto chioma ha mostrato anche la più elevata concentrazione di C nella frazione POM-occluded. Le differenze tra gli usi del suolo sono

risultate piuttosto contenute in termini di C della M-OM con valori significativamente maggiori nel suolo del pascolo sotto chioma rispetto al vigneto inerbito.

Gli usi del suolo messi a confronto non hanno influenzato significativamente la concentrazione di N di tutte le frazioni di SOM, con la sola eccezione della frazione M-OM caratterizzata da doppie concentrazioni di N nel pascolo e nell'erbaio sotto chioma rispetto al bosco di sughera (Tabella 4).

Il rapporto C/N ha mostrato piccole variazioni tra usi del suolo per la WEOM, la POM-free e la M-OM (Tabella 5). Nelle frazioni POM-free e M-OM è stato osservato un generale incremento del rapporto C/N passando dai sistemi più intensivi (vigneti) ai sistemi pascolati (pascolo e erbaio) e infine al bosco di sughera. La frazione POM-occluded nel suolo del bosco di querce è risultata caratterizzata da un più basso rapporto C/N rispetto ai suoli del pascolo sotto chioma e dell'erbaio fuori chioma. Considerando il rapporto C/N come un indicatore del grado di decomposizione della sostanza organica del suolo (Yamashita *et al.*, 2006), gli usi del suolo messi a confronto hanno mostrato lo stesso ordine crescente di livello di degradazione e umificazione della SOM: WEOM < POM-occluded < M-OM < POM-free.

Il contenuto di C della WEOM e della M-OM sono risultati correlati positivamente con il contenuto di argilla del suolo (Tabella 6). Il contenuto di argilla era inoltre significativamente correlato con la concentrazione di N della M-OM e con il rapporto C/N della POM-occluded e della M-OM. Questi risultati sono coerenti con quanto osservato da Galantini *et al.* (2004) che suggerirono un incremento dei meccanismi di protezione delle frazioni della SOM all'aumentare della componente tessiturale fina. Uno dei principali fattori considerati responsabili della maggiore protezione della SOM è la formazione di complessi organo-minerali con i materiali organici umificati (Oades, 1988; Hassink *et al.*, 1993). I suoli caratterizzati dalle più alte concentrazioni di TOC mostravano anche il più alto contenuto di C nelle frazioni POM-occluded e M-OM, mentre il C della POM-free non risultava correlato con la TOC. Significativi coefficienti di correlazione sono stati inoltre osservati tra TN e contenuti di N delle frazioni POM-occluded e M-OM.

L'analisi delle componenti principali ha mostrato che le prime due componenti principali spiegavano circa il 73% della varianza totale (Fig. 2) e ha consentito di differenziare quattro tipologie di usi del suolo: 1) LU1: i suoli del bosco di querce erano caratterizzati da un basso contenuto di C delle frazioni POM-occluded e M-OM e un alto rapporto C/N della frazione POM-free; 2) LU2: i suoli del vigneto lavorato sono risultati con un contenuto intermedio di C e N in tutte le frazioni di SOM e con un basso rapporto C/N

della WEOM, POM-free e POM-occluded; 3) LU3: una cluster che comprendeva tre usi del suolo (pascolo fuori chioma, erbaio fuori chioma e vigneto inerbito) caratterizzati da alto rapporto C/N nella POM-occluded e basso rapporto C/N nella M-OM; 4) LU4: una cluster comprendente i due usi del suolo sotto chioma con alto contenuto di C e N e alto rapporto C/N in tutte le frazioni della SOM.

La concentrazione di C di WEOM, POM-free e POM-occluded erano i fattori maggiormente discriminanti, con correlazioni significative con la prima componente principale ($r = 0.43, 0.46$ and 0.46 , rispettivamente), mentre la seconda componente principale risultava significativamente correlata con il rapporto C/N della POM-free ($r = 0.62$) e della POM-occluded ($r = 0.59$).

Tabella 2 – Caratteristiche fisico – chimiche medie degli orizzonti Ap/A per ogni uso suolo messo a confronto. L'errore standard è riportato tra parentesi.

Uso suolo	Profondità orizzonte (cm)	Sabbia (2,0-0,02 mm) (g kg ⁻¹)	Limo (20-2 µm) (g kg ⁻¹)	Argilla (< 2 µm) (g kg ⁻¹)	Densità apparente (g cm ⁻³)	pH (KCl)	TOC (g kg ⁻¹)	TN (g kg ⁻¹)	C/N
Sughereta	12 (5)	75,2 (1,6)	12,7 (1,1)	12,1 (0,6)	1,0 (0,3)	4,7 (0,3)	36,4 (13,7)	3,1 (1,3)	13,2 (1,3)
Pascolo sotto chioma	25 (5)	73,2 (0,3)	13,7 (0,4)	13,1 (0,7)	1,4 (0,1)	4,2 (0,2)	27,0 (7,0)	2,0 (0,7)	14,1 (2,2)
Pascolo fuori chioma	43 (2)	73,6 (0,0)	13,5 (0,1)	13,0 (0,1)	1,3 (0,1)	4,0 (0,0)	20,3 (5,1)	1,3 (0,1)	15,9 (2,3)
Erbaio sotto chioma	26 (7)	72,5 (0,5)	13,9 (0,6)	13,5 (0,7)	1,3 (0,1)	4,6 (0,3)	18,9 (2,7)	1,9 (0,5)	10,5 (1,6)
Erbaio fuori chioma	35 (0)	74,0 (0,4)	12,9 (0,2)	13,1 (0,2)	1,3 (0,1)	3,9 (0,1)	17,4 (3,5)	2,0 (0,1)	8,8 (2,3)
Vigneto inerbito	25 (5)	80,0 (0,5)	9,0 (2,3)	11,0 (0,8)	1,3 (0,0)	5,4 (0,0)	9,6 (2,8)	0,9 (0,1)	8,9 (1,6)
Vigneto lavorato	19 (2)	82,9 (1,9)	4,9 (2,3)	12,2 (0,8)	1,2 (0,0)	3,9 (0,0)	14,3 (2,8)	1,0 (0,1)	14,2 (1,6)

Tabella 3 – Contenuto medio in C della sostanza organica estraibile in acqua (WEOM), POM-*free*, POM-*occluded* e M-OM negli orizzonti Ap/A in relazione all'uso suolo.

Uso suolo	WEOM (g kg ⁻¹)	POM- <i>free</i> (g kg ⁻¹)	POM- <i>occluded</i> (g kg ⁻¹)	M-OM (g kg ⁻¹)
Sughereta	0,22 b	12,15 b	1,69 b	13,57 ab
Pascolo sotto chioma	0,31 ab	45,70 a	11,24 a	32,08 a
Pascolo fuori chioma	0,21 b	11,67 b	2,08 b	16,77 ab
Erbaio sotto chioma	0,44 a	52,88 a	4,69 b	28,14 a
Erbaio fuori chioma	0,21 b	15,72 b	3,10 b	20,38 ab
Vigneto inerbito	0,22 b	20,01 b	2,11 b	11,54 b
Vigneto lavorato	0,21 b	11,86 b	2,21 b	17,13 ab

Medie con lettere diverse sono significativamente differenti per $P \leq 0,05$

Table 4 – Contenuto medio in N della sostanza organica estraibile in acqua (WEOM), POM-*free*, POM-*occluded* e M-OM negli orizzonti Ap/A in relazione all'uso suolo.

Uso suolo	WEOM (g kg ⁻¹)	POM- <i>free</i> (g kg ⁻¹)	POM- <i>occluded</i> (g kg ⁻¹)	M-OM (g kg ⁻¹)
Sughereta	0,06 a	0,40 a	0,30 a	0,70 b
Pascolo sotto chioma	0,06 a	2,25 a	0,85 a	1,41 a
Pascolo fuori chioma	0,06 a	0,81 a	0,25 a	1,07 ab
Erbaio sotto chioma	0,07 a	3,51 a	0,47 a	1,42 a
Erbaio fuori chioma	0,05 a	0,67 a	0,25 a	1,22 ab
Vigneto inerbito	0,05 a	0,90 a	0,28 a	0,85 ab
Vigneto lavorato	0,08 a	0,57 a	0,34 a	0,98 ab

Tabella 5 – Rapporto C/N della sostanza organica estraibile in acqua (WEOM), POM-*free*, POM-*occluded* e M-OM negli orizzonti Ap/A in relazione all'uso suolo.

Uso suolo	WEOM (g kg ⁻¹)	POM- <i>free</i> (g kg ⁻¹)	POM- <i>occluded</i> (g kg ⁻¹)	M-OM (g kg ⁻¹)
Sughereta	4,02 ab	30,36 a	5,74 c	19,29 ab
Pascolo sotto chioma	4,64 ab	22,82 ab	10,64 ab	21,06 a
Pascolo fuori chioma	3,72 ab	18,58 b	8,26 bc	15,56 ab
Erbaio sotto chioma	6,87 a	22,90 ab	9,55 ac	19,64 ab
Erbaio fuori chioma	4,20 ab	23,48 ab	12,61 a	16,67 ab
Vigneto inerbito	4,70 ab	20,03 ab	7,22 bc	12,67 b
Vigneto lavorato	3,57 b	21,12 ab	6,67 bc	17,30 ab

Tabella 6 – Coefficienti di correlazione di Pearson tra TOC, TN, le frazioni della sostanza organica e alcuni caratteri fisico–chimici del suolo. I coefficienti di correlazione in grassetto sono significativi per $P \leq 0,01$ (n=20)

	C	N	C/N	C	N	C/N	C	N	C/N	C	N	C/N
	WEOM	WEOM	WEOM	POM- <i>f</i>	POM- <i>f</i>	POM- <i>f</i>	POM- <i>o</i>	POM- <i>o</i>	POM- <i>o</i>	M-OM	M-OM	M-OM
	(g kg ⁻¹)	(g kg ⁻¹)		(g kg ⁻¹)	(g kg ⁻¹)		(g kg ⁻¹)	(g kg ⁻¹)		(g kg ⁻¹)	(g kg ⁻¹)	
Esposizione	-0,17	0,01	-0,27	0,01	-0,04	-0,30	0,29	0,29	-0,12	0,03	-0,06	-0,05
Pendenza	-0,20	-0,24	-0,08	-0,16	-0,21	0,47	-0,05	-0,10	-0,03	-0,15	-0,20	-0,08
Quota	0,20	-0,21	0,34	0,16	0,12	0,10	0,07	0,03	0,18	0,02	-0,02	0,02
Sabbia	-0,32	0,27	-0,38	-0,34	-0,32	-0,03	-0,31	-0,23	-0,51	-0,45	-0,50	-0,31
Limo	0,18	-0,39	0,30	0,29	0,30	0,04	0,20	0,13	0,40	0,30	0,37	0,17
Argilla	0,52	0,30	0,37	0,22	0,15	0,00	0,42	0,39	0,49	0,60	0,56	0,53
Densità apparente	0,07	0,15	-0,25	0,34	0,34	0,20	0,18	0,24	-0,15	0,10	0,01	0,20
pH	0,25	-0,13	0,39	0,16	0,08	-0,04	0,11	0,09	-0,03	-0,06	-0,12	-0,14
TOC	0,61	0,37	0,28	0,44	0,30	-0,01	0,72	0,69	0,62	0,77	0,64	0,77
TN	0,62	0,10	0,54	0,44	0,27	0,14	0,73	0,65	0,74	0,73	0,63	0,67
C/N	0,01	0,47	-0,41	-0,01	0,05	-0,02	-0,05	0,03	-0,16	0,09	0,07	0,31

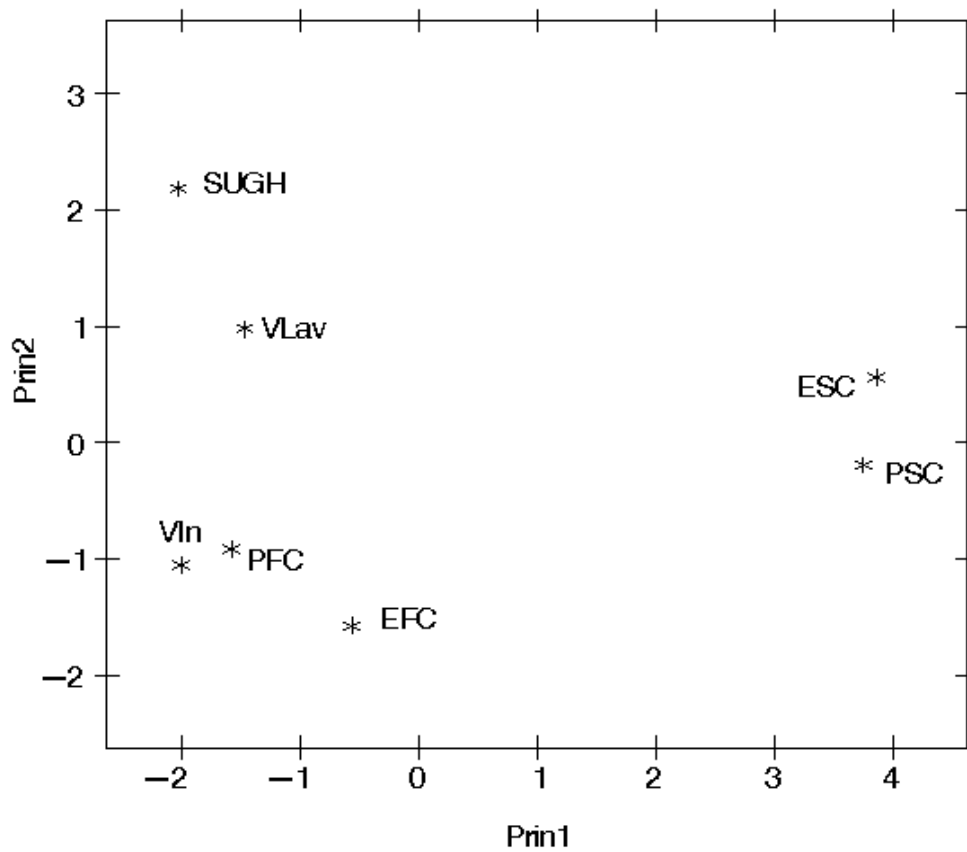


Fig. 2 - Plot dei valori dei 7 usi suolo (SUGH = sughereta, PSC = pascolo sotto chioma, PFC = pascolo fuori chioma, ESC = erbaio sotto chioma, EFC = erbaio fuori chioma, VIn = vigneto inerbito, VLav = vigneto lavorato) per le prime due principali componenti e sulla base di 12 variabili del suolo (C, N e C/N della WEOM; C, N e C/N della POM-free; C, N e C/N della POM-occluded; C, N e C/N della M-OM)

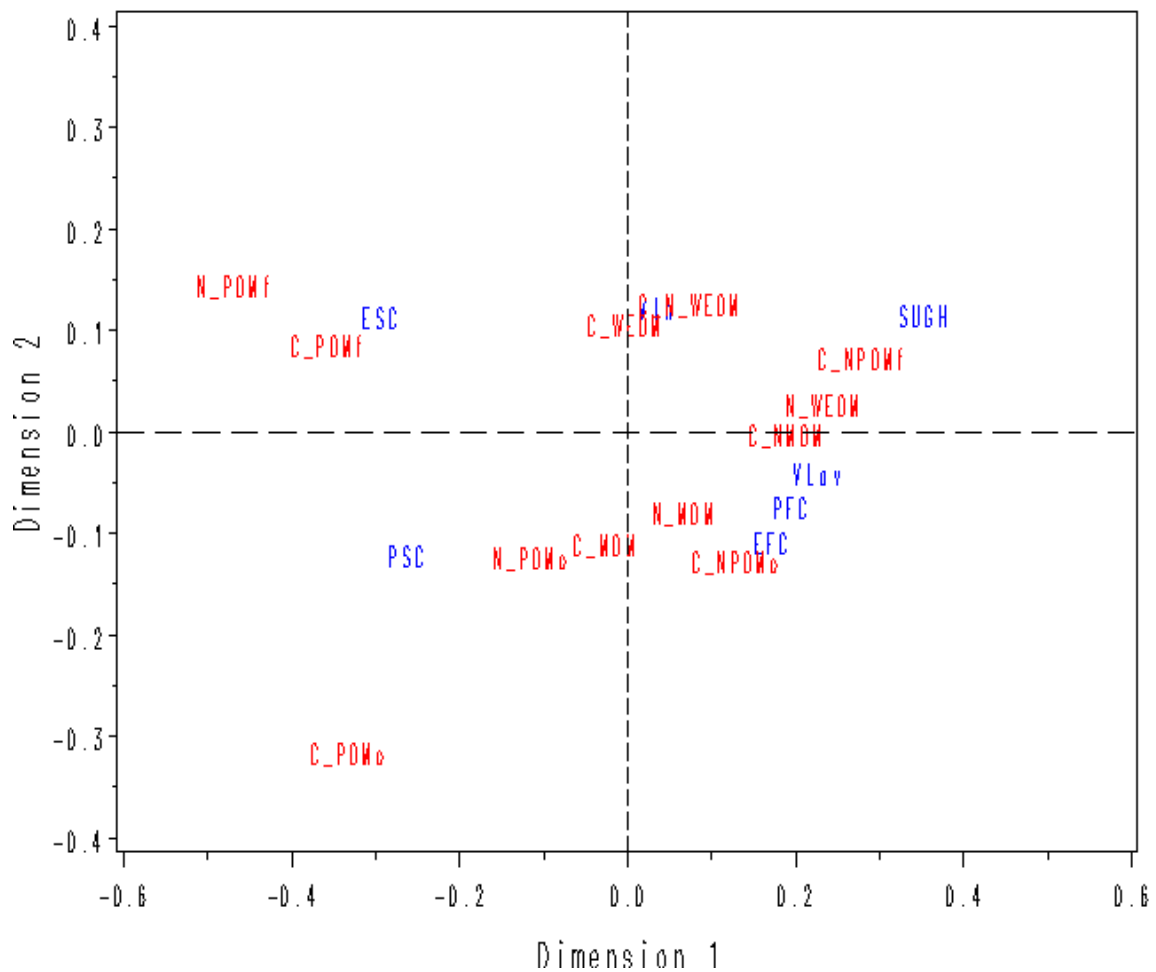


Fig. 3 - Biplot tra i 7 usi suolo (SUGH = sughereta, PSC = pascolo sotto chioma, PFC = pascolo fuori chioma, ESC = erbaio sotto chioma, EFC = erbaio fuori chioma, VIn = vigneto inerbito, VLav = vigneto lavorato) e 12 variabili del suolo (C, N e C/N della WEOM; C, N e C/N della POM-free; C, N e C/N della POM-occluded; C, N e C/N della M-OM) in base alla analisi canonica delle corrispondenze

Ringraziamenti

Si desidera ringraziare il Prof. Giuseppe Corti, la Dott.ssa Stefania Cocco e la Dott. Elga Monaci dell'Università Politecnica delle Marche per aver messo a disposizione le loro competenze e le loro attrezzature rendendo possibile la conduzione delle analisi di laboratorio. Si ringrazia il Dott. Alberto Agnelli dell'Università degli Studi di Perugia per il fondamentale supporto scientifico in tutte le fasi del dottorato di ricerca.

Bibliografia

- Akagi, J., Zsolnay, A., 2008. Effects of long-term de-vegetation on the quantity and quality of water extractable organic matter (WEOM): Biogeochemical implications. *Chemosphere*, 72, 1462–1466.
- Bongiovanni, M.D., Lobartini, J.C., 2006. Particulate organic matter, carbohydrate, humic acid contents in soil macro- and microaggregates as affected by cultivation. *Geoderma*, 136, 660–665.
- Chantigny, M.H., 2003. Dissolved and water-extractable organic matter in soils: a review on the influence of land use and management practices. *Geoderma* 113, 357–380.
- Corre, M.D., Schnabel, R.R., Shaffer, J.A., 1999. Evaluation of soil organic carbon under forest, cool-season and warm-season grasses in the northeastern US. *Soil Biol. Biochem.* 31, 1531– 1539.
- Corvasce, M., Zsolnay, A., D'Orazio, V., Lopez, R., Miano, T.M., 2006. Characterization of water extractable organic matter in a deep soil profile. *Chemosphere* 62, 1583–1590.
- Embacher, A., Zsolnay, A., Gattinger, A., Munch, J.C., 2007. The dynamics of water extractable organic matter (WEOM) in common arable topsoils: I. Quantity, quality and function over a three year period. *Geoderma*, 139, 11–22.
- Fontaine, S., Barot, S., Barré, P., Bdioui, N., Mary, B., Rumpel, C., 2007. Stability of organic carbon in deep soil layers controlled by fresh carbon supply. *Nature* 450, 277–280.
- Galantini, J.A., Senesib, N., Brunetti, G., Rosell, R., 2004. Influence of texture on organic matter distribution and quality and nitrogen and sulphur status in semiarid Pampean grassland soils of Argentina. *Geoderma* 123, 143–152.
- Golchin, A., Oades, J.M., Skjemstad, J.O., Clarke, P., 1994. Study of free and occluded particulate organic matter in soils by solid-state ¹³C CP/MAS spectroscopy and scanning electron microscopy. *Australian Journal of Soil Research* 32, 285-309.

- Hagedorn, F., Saurer, M., Blaser, P., 2004. A ^{13}C tracer study to identify the origin of dissolved organic carbon in forested mineral soils. *Eur. J. Soil Sci.*, 55, 91–100.
- Haynes, R.J., 2000. Labile organic matter as an indicator of organic matter quality in arable and pastoral soils in New Zealand. *Soil Biol. Biochem.* 32, 211–219.
- Hassink, J., Bouwman, L.A., Zwart, K.B., Bloem, J., Brussard, L., 1993. Relationship between soil texture, physical protection of organic matter, soil biota, and C and N mineralization in grassland soils. *Geoderma* 57, 105–128.
- Hassouna, M., Massiani, C., Dudal, Y., Pech, N., Theraulaz, F., 2010. Changes in water extractable organic matter (WEOM) in a calcareous soil under field conditions with time and soil depth. *Geoderma*, 155, 75–85.
- Khomutova, T.E., Shirshova, L.T., Tinz, S., Rolland, W., Richter, J., 2000. Mobilization of DOC from sandy loamy soils under different land use (Lower Saxony, Germany). *Plant Soil* 219, 13–19.
- Kjeldahl, J., 1883. Neu Methode zur Bestimmung des Stickstoffs in organischen Korpen. *Z. Anal. Chem.* 22:366-382.
- Jastrow, J.D. 1996. Soil aggregate formation and the accrual of particulate and mineralassociated organic matter. *Soil Biology & Biochemistry* 28:665–676.
- John, B., Yamashita, T., Ludwig, B., Flessa, H., 2005. Storage of organic carbon in aggregate and density fractions of silty soils under different types of land use. *Geoderma*, 128, 63–79.
- Lal, R. 2008. Soil carbon stocks under present and future climate with specific reference to European ecoregions. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 81, 113–127.
- Lutzow, M.V., Kogel-Knabner, I., Ekschmitt, K., Matzner E, Guggenberger G, Marschner B; Flessa H, 2006. Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions – a review. *European Journal of Soil Science*, 57, 426–445.
- Marzaioli, R., D’Ascoli, R., De Pascale, R.A., Rutigliano, F.A., 2010. Soil quality in a Mediterranean area of Southern Italy as related to different land use types. *Applied Soil Ecology*, 44, 205-212.
- Moreno, G., Obrador, J.J., García, A., 2007. Impact of evergreen oaks on soil fertility and crop production in intercropped dehesas. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 119, 270-280.

- Moscatelli, M.C., Di Tizio, A., Marinari, S., Grego, S., 2007. Microbial indicators related to soil carbon in Mediterranean land use systems. *Soil Till. Res.* 97, 51–59.
- Oades, J., 1988. The retention of organic matter in soils. *Biogeochemistry* 5, 35–70.
- Puget, P., Chenu, C., Balesdent, J., 2000. Dynamics of soil organic matter associated with particle-size fractions of water-stable aggregates. *European Journal of Soil Science*, 51, 595–605.
- Rivas-Martínez S. & Rivas y Sáenz S., 2007. - <http://www.globalbioclimatics.org/>
- Said-Pullicino D., Erriquens F.G., Gigliotti G., 2007. Changes in the chemical characteristics of water-extractable organic matter during composting and their influence on compost stability and maturity. *Bioresource Technology*, 98, 1822–1831.
- Six, J., E.T. Elliott, K. Paustian, e J.W. Doran. 1998. Aggregation and soil organic matter accumulation in cultivated and native grassland soils. *Soil Science Society of America Journal* 62:1367–1377.
- Six, J., Elliott, E.T., Paustian, K., 2000. Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. *Soil Biology & Biochemistry*, 32, 2099–2103.
- Six, J., Conant, R.T., Paul, E.A., Paustian, K., 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturation of soils. *Plant and Soil* 241, 155–176.
- Soil Survey Division Staff. 1993. *Soil survey manual*. Soil Conservation Service. U.S. Department of Agriculture Handbook 18.
- Yamashita, T., Flessa, H., John, B., Helfrich, M., Ludwig, B., 2006. Organic matter in density fractions of water-stable aggregates in silty soils: effect of land use. *Soil Biology & Biochemistry*, 38, 3222–3234.
- van Eekeren, N., Bommele, L., Bloem, J., Schouten, T., Rutgers, M., de Goede, R., Reheul, D., Brussaard, L., 2008. Soil biological quality after 36 years of lye-arable cropping, permanent grassland and permanent arable cropping. *Appl. Soil Ecol.*, 40, 432–446.
- Vanmechelen, L., Groenemans, R., Van Ranst, E., 1997. *Forest Soil Condition. Results of A Large-scale Soil Survey*. Forest Soil Coordinating Centre, Bruxel.
- Walkley, A., Black, I.A., 1934. An examination of Degtjareff method for determining soil organic matter e a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil. Sci.*, 37, 29-38.
- Zsolnay, A., 1996. Dissolved humus in soil waters. In: Piccolo, A. (Ed.), *Humic substances in terrestrial ecosystems*. Elsevier, Amsterdam, pp. 171– 223.

Zsolnay, A., 2003. Dissolved organic matter: artefacts, definitions and function. *Geoderma* 113, 187–209.