

UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI NAPOLI FEDERICO II



DIPARTIMENTO DI BIOLOGIA STRUTTURALE E FUNZIONALE

TESI DI DOTTORATO

in

BIOLOGIA APPLICATA

XIX CICLO

**VALUTAZIONE DELLA QUALITÀ DEL SUOLO MEDIANTE PARAMETRI  
FISICI, CHIMICI E BIOLOGICI E STRUMENTI DI ELABORAZIONE  
CARTOGRAFICA**

**COORDINATORE**

**Ch.ma Prof. ssa AMALIA VIRZO DE SANTO**

A handwritten signature in black ink, appearing to read 'Amalia Virzo De Santo', is written over the printed name.

**CANDIDATA**

**Dott.ssa Rossana Marzaioli**

**TUTORE**

**Ch.ma Prof. ssa FLORA ANGELA RUTIGLIANO**

**ANNO ACCADEMICO 2005-2006**

**INDICE**  
**RIASSUNTO**

<b>CAPITOLO 1.....</b>	<b>5</b>
<b>1.1 - Il suolo .....</b>	<b>7</b>
<b>1.2 - Processi di degradazione del suolo .....</b>	<b>10</b>
<i>1.2.1 - Erosione del suolo.....</i>	<i>11</i>
<i>1.2.2. Processi di salinizzazione e sodicizzazione del suolo .....</i>	<i>13</i>
<i>1.2.3 Fenomeni di compattazione del suolo .....</i>	<i>14</i>
<i>1.2.4 - Contaminazione dei suoli.....</i>	<i>16</i>
<i>1.2.4.1 - Contaminazione del suolo da metalli pesanti .....</i>	<i>18</i>
<b>1.3 Qualità del suolo .....</b>	<b>20</b>
<b>1.4 -Valutazione della qualità del suolo .....</b>	<b>24</b>
<i>1.4.1 - Indicatori di qualità del suolo.....</i>	<i>25</i>
<i>1.4.2 - Indici di qualità del suolo .....</i>	<i>29</i>
<i>1.4.3 - Indicatori e indici di qualità del suolo nell'ambito del modello DPSIR.....</i>	<i>32</i>
<b>CAPITOLO 2 OBIETTIVO DELLA RICERCA .....</b>	<b>38</b>
<b>CAPITOLO 3 GLI INDICATORI DI QUALITÀ DEL SUOLO PROPOSTI PER QUESTO STUDIO .....</b>	<b>40</b>
<b>3.1 - Indicatori fisici .....</b>	<b>40</b>
<i>3.1.1 - Capacità di campo.....</i>	<i>41</i>
<i>3.1.2 - Bulk density.....</i>	<i>41</i>
<i>3.1.3 - Porosità.....</i>	<i>42</i>
<i>3.1.4 - Tessitura.....</i>	<i>43</i>
<b>3.2. - Indicatori chimici di qualità del suolo.....</b>	<b>45</b>
<i>3.2.1 - pH.....</i>	<i>46</i>
<i>3.2.2 - Capacità di scambio cationico .....</i>	<i>47</i>
<i>3.2.3 - Conducibilità elettrica.....</i>	<i>48</i>
<i>3.2.4 - Contenuto in carbonio organico.....</i>	<i>48</i>
<i>3.2.5 - Contenuto in nutrienti.....</i>	<i>50</i>
<i>3.2.6 - Contenuto in metalli pesanti.....</i>	<i>51</i>
<b>3.3 - Indicatori biologici di qualità del suolo.....</b>	<b>52</b>
<i>3.3.1 - Biomassa microbica .....</i>	<i>52</i>
<i>3.3.2 - Biomassa fungina .....</i>	<i>53</i>
<i>3.3.3 - Respirazione del suolo .....</i>	<i>54</i>

3.3.4 - <i>Azoto potenzialmente mineralizzabile</i> .....	54
<b>CAPITOLO 4 MATERIALI E METODI</b> .....	<b>56</b>
<b>4.1 - Area di studio</b> .....	<b>56</b>
<b>4.2 - Campionamento del suolo</b> .....	<b>63</b>
<b>4.3 - Analisi fisiche</b> .....	<b>64</b>
4.3.1 - <i>Capacità di campo</i> .....	64
4.3.2 - <i>Bulk Density</i> .....	64
4.3.3 - <i>Porosità</i> .....	65
4.3.4 - <i>Tessitura</i> .....	65
<b>4.4 - Analisi chimiche</b> .....	<b>67</b>
4.4.1 - <i>pH</i> .....	67
4.4.2 - <i>Capacità di scambio cationico</i> .....	67
4.4.3 - <i>Conducibilità elettrica</i> .....	68
4.4.4 - <i>Contenuto in carbonio organico e azoto totale</i> .....	69
4.4.5 - <i>Azoto minerale</i> .....	70
4.4.6 - <i>Contenuto di nutrienti disponibili (calcio, potassio, magnesio)</i> .....	71
4.4.7 - <i>Contenuto totale di metalli pesanti</i> .....	72
<b>4.5 - Analisi biologiche</b> .....	<b>73</b>
4.5.1 - <i>Biomassa microbica</i> .....	73
4.5.2 - <i>Micelio fungino metabolicamente attivo</i> .....	76
4.5.3 - <i>Respirazione potenziale del suolo</i> .....	76
4.5.4 - <i>Azoto potenzialmente mineralizzabile</i> .....	77
<b>4.6 - Analisi statistica dei dati</b> .....	<b>78</b>
4.6.1 <i>Analisi statistica semplice</i> .....	78
4.6.2 - <i>Analisi multivariata</i> .....	78
<b>CAPITOLO 5 RISULTATI E DISCUSSIONE</b> .....	<b>80</b>
<b>5.1 Valutazione degli indicatori fisici, chimici e biologici</b> .....	<b>80</b>
5.1.1 - <i>Indicatori fisici</i> .....	80
5.1.2 - <i>Indicatori chimici</i> .....	83
5.1.3 - <i>Indicatori biologici</i> .....	101
<b>5.2 - Valutazione della qualità dei suoli mediante analisi multivariata dei dati</b> .....	<b>106</b>
5.2.1 - <i>Analisi delle Componenti Principali applicata alle matrici relative ai dati medi annui e ai dati ottenuti in ciascun campionamento.</i> .....	106

5.2.2 <i>Proposta di riduzione del numero di campionamenti e del numero di indicatori per la valutazione della qualità del suolo, sulla base dell' Analisi delle Componenti Principali.</i> .....	107
<b>5.3 - Elaborazione dell'indice di qualità del suolo</b> .....	<b>114</b>
<b>CAPITOLO 6 CARTA DI QUALITÀ DEL SUOLO RELATIVA ALL'AREA DI STUDIO</b> .....	<b>118</b>
<b>6.1 – Sistemi Informativi Territoriali (SIT)</b> .....	<b>118</b>
<b>6.2 Cartografia tematica</b> .....	<b>120</b>
<b>CAPITOLO 7</b> .....	<b>130</b>
<b>CONCLUSIONI</b> .....	<b>130</b>
<b>BIBLIOGRAFIA</b> .....	<b>132</b>

## RIASSUNTO

Negli ultimi anni la ricerca scientifica in campo ambientale ha rivolto l'attenzione, in misura sempre crescente, alla gestione, alla valorizzazione e alla conservazione del sistema suolo. Il suolo costituisce lo strato più superficiale della crosta terrestre e trae origine dall'alterazione della roccia madre ad opera di fattori chimici, fisici e biologici, rappresentando da un lato un substrato per gli organismi viventi, dall'altro il prodotto delle loro attività. In sede di pianificazione il suolo, insieme con l'acqua, la vegetazione, l'aria, viene considerato tra le principali risorse naturali.

Nell'ultimo ventennio lo studio del suolo si è basato sulla determinazione di un insieme di parametri che permettono di definirne la qualità. La qualità del suolo indica la capacità di uno specifico suolo di interagire con l'ecosistema per sostenere la produttività biologica, mantenere la qualità ambientale e promuovere la salute delle piante e degli animali (Karlen, 1997). La definizione della qualità del suolo si basa sull'analisi di un insieme di caratteristiche che sono in stretta relazione con il suo funzionamento, in particolare la capacità di riciclare i nutrienti, grazie ad una comunità edafica ben sviluppata, la capacità di trattenere gli elementi nutritivi e l'acqua e di adsorbire gli inquinanti in modo da ridurre la tossicità. Tali caratteristiche non sono analizzabili in maniera diretta, ma richiedono l'utilizzo di opportuni indicatori ambientali, cioè criteri di natura fisica, chimica o biologica particolarmente sensibili ad un disturbo, che possono essere definiti come strumenti in grado di rappresentare, con diversi livelli di approssimazione, i cambiamenti delle condizioni ambientali (Benedetti e De Bertoli, 2000). Gli indicatori proposti in letteratura per lo studio della qualità del suolo fanno riferimento al *Minimum Data Set* (MDS) proposto da Doran e Parkin nel 1994. Esso individua una lista di indicatori di tipo fisico, di tipo chimico e di biologico, evidenzia le relazioni di questi ultimi con i processi del suolo e propone le metodologie per la loro identificazione.

La qualità del suolo può essere alterata dall'attività antropica che cambia a seconda della gestione del territorio in esame (es. gestione agricola, pastorale, ecc.) Pertanto questo lavoro ha avuto come obiettivo quello di valutare l'effetto della differente gestione del territorio sulla qualità del suolo, definita, attraverso indicatori precedentemente selezionati, quali indicatori fisici (tessitura, porosità, bulk density), chimici (pH, capacità di scambio cationico, carbonio organico, conducibilità elettrica, disponibilità dei nutrienti, contenuto di metalli pesanti) e biologici (biomassa microbica, biomassa fungina, azoto potenzialmente mineralizzabile e respirazione potenziale) e di individuare, tra questi indicatori, quelli più idonei a descrivere

l'impatto dell'attività antropica sulla qualità del suolo. Inoltre allo scopo di proporre una riduzione anche del numero di campionamenti per la determinazione dei parametri che possono risentire della variazione stagionale dei fattori climatici, le misure sono state ripetute nelle diverse stagioni in modo da poter stabilire quale stagione di campionamento sia più idonea a descrivere la condizione media annuale.

In particolare sono stati studiati suoli del territorio comunale di Maddaloni (CE) prelevati in aree a differente gestione (pascoli e coltivazioni arboree come agrumeti, oliveti, vigneti e pescheti), in arbusteti, che si sono sviluppati in coltivi abbandonati, e in boschi relativamente indisturbati. Nei 14 siti, scelti sulla base della carta di uso del suolo del comune, sono stati effettuati 4 campionamenti di suolo (06/09/2004; 05/05/2005; 19/12/2005; 08/03/2006). Sui campioni di suolo, prelevati ad una profondità di 10 cm, sono stati determinati gli indicatori fisici, chimici e biologici. I dati sono stati elaborati sia mediante analisi statistica semplice (media, deviazione standard, analisi della varianza ad una via) sia mediante analisi multivariata. In particolare è stata applicata l'analisi delle componenti principali (PCA) allo scopo di evidenziare meglio le differenze tra i siti, considerando tutti i parametri simultaneamente. Tale analisi ha permesso anche di individuare i parametri più importanti nel determinare una discriminazione tra i suoli, consentendo di ridurre il *Minimum Data Set*, e di individuare il campionamento stagionale più rappresentativo della condizione media annuale della qualità del suolo.

I risultati di queste analisi hanno mostrato una estrema variabilità dei parametri tra i siti considerati; in particolare i suoli delle colture arboree hanno mostrato la peggiore qualità rispetto agli altri suoli considerati. All'altro estremo i suoli con migliore qualità sono risultati i boschi misti di conifere e latifoglie. Gli arbusteti, che si sono sviluppati su coltivi abbandonati, stanno ritornando a condizioni vicine a quelle dei suoli più indisturbati.

Gli indicatori scelti sono stati utilizzati per l'elaborazione di un indice di qualità del suolo e per l'identificazione di differenti classi di qualità del suolo tra i siti considerati, anche con il supporto della *Cluster Analysis*.

Tutti i dati sono poi stati inseriti in sistema informativo geografico (GIS) al fine di rappresentare l'andamento spaziale degli indicatori sul territorio sia in termini di distribuzione che di estensione delle aree di studio. E' stata anche redatta una carta di qualità del suolo utilizzando i valori dell'indice di qualità del suolo e tale rappresentazione ha messo in evidenza che le colture arboree sono caratterizzate dai suoli di bassa qualità. Questo dato risulta particolarmente preoccupante considerando l'elevata estensione (l'80% dell'area di studio) delle coltivazioni e il ruolo importante svolto dall'agricoltura nell'economia dell'area in esame.

# CAPITOLO 1

## INTRODUZIONE

### 1.1 - Il suolo

Negli ultimi anni, la ricerca scientifica in campo ambientale ha rivolto l'attenzione, in misura sempre crescente, alla gestione, alla valorizzazione e alla conservazione del sistema suolo.

Il suolo, secondo la definizione proposta dalla *Soil Science Society of America* (1996), è un sistema naturale costituito da particelle minerali ed organiche che trae origine dall'alterazione chimico-fisica della roccia madre e dalle trasformazioni biologiche e biochimiche dei residui organici presenti al suo interno. Il suolo, pertanto, conserva le caratteristiche degli strati geologici sottostanti, ma nello stesso tempo dà vita a caratteristiche proprie che riflettono le continue interazioni che avvengono al suo interno; esso è, infatti, caratterizzato da una propria atmosfera interna, da una propria rete idrica e da una flora e una fauna ben determinate che nell'insieme concorrono a regolare le interazioni dinamiche tra i vari compartimenti ambientali (atmosfera, litosfera, idrosfera e biosfera) e ad assicurargli i requisiti di supporto idonei a sostenere gli organismi viventi. Il suolo non può essere, quindi, considerato come un compartimento ambientale statico, ma piuttosto esso è un complesso dinamico in continua evoluzione che comprende una matrice di costituenti organici e minerali, sottoposta ad una continua circolazione, attraverso i pori, di aria e acqua e a continue modificazioni biochimiche determinate dai microrganismi che vivono al suo interno. Tutti questi processi sono la risultante della natura e dell'intensità di una serie di fattori che condizionano la formazione e lo sviluppo del suolo che possono essere sinteticamente rappresentati dall'equazione di *Jenny* (1941):

$$S = f(cl, o, r, p, t \dots)$$

Questa equazione considera la formazione del suolo (*S*) come la risultante dell'azione combinata di cinque fattori: il clima (*cl*), la componente biotica (*o*), comprendente la componente animale, vegetale ed antropica, la morfologia (*r*), il substrato (*p*) ed il tempo (*t*). In questa equazione si possono identificare dei fattori interni e dei fattori esterni al suolo che agiscono insieme nel tempo e nello spazio con modalità molto variabili, dando origine a suoli molto diversi tra loro anche in zone apparentemente omogenee dal punto di vista ambientale. Il fattore interno più rilevante è rappresentato dal substrato e riguarda la natura geochimica, fisica, mineralogica e sedimentaria della roccia madre, la sua propensione all'alterazione e alla trasformazione in

suolo. I fattori esterni al suolo sono rappresentati dal clima, soprattutto il regime della temperatura e delle precipitazioni, e dalla morfologia, in base alla quale si esplica l'azione dell'acqua e i principali fenomeni di modellamento del suolo. La componente biotica del suolo viene intesa sia come fattore interno ~~ehesia~~ come fattore esterno e in essa rientra anche l'azione dell'uomo che nel corso dei secoli ha operato intense trasformazioni del territorio interagendo con i processi naturali e determinando vistosi fenomeni di degrado. Il fattore tempo è inteso come tempo assoluto di formazione del suolo.

A partire dalla fine del ventesimo secolo è aumentata la percezione dell'importanza del suolo, che viene considerato; non più solo come un substrato, ma anche come un compartimento ambientale fondamentale per la sopravvivenza degli organismi terrestri. Il suolo ~~infatti, infatti,~~ svolge numerose funzioni, che possono essere distinte in due grandi categorie (Tab.1.1): funzioni ecologiche e funzioni socio-economiche; (Blum, 1998).

Tabella 1.1 - Funzioni del suolo (Blum, 1998)

<b>Funzioni ecologiche del suolo</b>	Produzione di biomassa	Produzione di biomassa come approvvigionamento di sostanze alimentari per l'uomo e per gli animali
	Filtraggio, mantenimento e trasformazione di sostanze diverse	Capacità dei suoli di filtrare sostanze organiche ed inorganiche, nocive e/o tossiche; capacità di <del>adsorbirle</del> e trasformarle, impedendone il trasferimento negli altri comparti ambientali
	Riserva genetica e protezione della flora e della fauna	Mantenimento di peculiarità e biodiversità degli organismi che vivono al suo interno
<b>Funzioni socio-economiche del suolo</b>	Base fisica per gli insediamenti umani, gli insediamenti produttivi e le infrastrutture	Base fisica per la costruzione di case, strade e industrie
	Fonte di approvvigionamento di materie prime	Sede di attività estrattive di materie prime, come l'acqua, l'argilla, la ghiaia, la sabbia; i minerali e i combustibili (carbone e oli)
	Luogo di protezione e mantenimento del patrimonio culturale	Conservazione di una serie di giacimenti paleontologici e archeologici fondamentali per lo studio e la comprensione dell'evoluzione della Terra e dell'umanità

Quando viene alterata la capacità del suolo di esplicare correttamente le sue funzioni, principalmente a causa dell'utilizzazione e della gestione antropica, insorgono fenomeni di degradazione fisica, chimica e biologica del suolo stesso che si riflettono nel tempo su tutti i compartimenti ambientali.

## 1.2 - Processi di degradazione del suolo

I due terzi dei suoli del nostro paese presentano preoccupanti problemi di degradazione a causa di una gestione territoriale spesso non corretta, che generalmente non si è ispirata ai criteri fondamentali della conservazione del suolo (ANPA, 2001). La modernizzazione dell'agricoltura degli ultimi 30 anni, per esempio, se da un lato ha comportato un aumento della resa, dall'altro ha prodotto tangibili fenomeni di degradazione del suolo e quindi dell'ambiente. La pianificazione "urbanistica" del territorio (destinazione di aree industriali e urbane con le relative infrastrutture) raramente, specialmente in passato, ha tenuto conto degli impatti prodotti sul suolo, con conseguente innesco di fenomeni di degradazione spesso molto spinta.

La degradazione del suolo è uno dei maggiori problemi a livello planetario; è stato stimato, infatti, che in Europa 72000 km<sup>2</sup> delle terre coltivate, 54000 km<sup>2</sup> delle terre a pascolo, 26000 km<sup>2</sup> dei suoli forestali sono interessati da qualche aspetto di degradazione del suolo (EEA, 2000) che può culminare, nei casi ~~più estremi~~, nella desertificazione. ~~Secondo~~. Tali processo ~~secondo~~ la Convenzione delle Nazioni Unite per la Lotta alla Desertificazione (UNCCD), firmata a Parigi nel 1994 e ratificata dall'Italia con legge n.170 del 4 giugno 1997, ~~per definisce~~ il degrado del suolo come il "degrado del territorio nelle aree aride, semi aride, secche e sub-umide, conseguente all'azione di vari fattori, incluse le variazioni climatiche e le attività umane". In tale definizione, nel termine territorio sono inclusi il suolo, la vegetazione naturale, le risorse agricole e quelle idriche superficiali; con il termine degrado del suolo si intende quindi una riduzione progressiva della potenziale produttività, una diminuzione della capacità di sostenere comunità vegetali e animali, attività agricole e forestali. Si tratta di una minaccia che, a livello europeo, interessa le regioni dell'Europa meridionale (Spagna, Portogallo, Italia e Francia) e sud orientale (Grecia, in particolare Malta e Cipro) e che generalmente è tipica delle zone interessate da limitata disponibilità di acqua dolce, da precipitazioni scarse e frequenti periodi di siccità (EEA, 2000). Le principali evidenze del processo di desertificazione in queste zone consistono nella riduzione della crescita della vegetazione, nel depauperamento delle risorse idriche superficiali e sotterranee, nell'aumento dell'esposizione ai processi di degrado e nella perdita della biodiversità.

La degradazione del ~~suolo~~ suolo è la risultante di uno o più processi, alcuni dei quali naturali, altri indotti dall'antropizzazione; quali tra loro, l'erosione del suolo, con conseguente perdita di sostanza organica e di elementi nutritivi, la salinizzazione, la sodicizzazione, il deterioramento della struttura, con conseguente compattazione e/o formazione di croste superficiali, la contaminazione con sostanze tossiche.

### ***1.2.1 - Erosione del suolo***

L'erosione è un processo fisico che determina la rimozione di materiale dalla superficie dei suoli, per azione dell'acqua (erosione idrica) e/o del vento (l'erosione eolica) e che comporta un continuo rimodellamento della superficie terrestre. In ecosistemi non alterati dall'uomo l'erosione è un fenomeno naturale, attraverso la sua azione di asporto, trasporto e deposito, che determina benefici, oltre che inconvenienti. Senza erosione non ci sarebbe, infatti, sedimentazione, ci sarebbero poche terre coltivabili e nessuna zona fertile lungo le sponde dei fiumi. Basti pensare che in ambiente mediterraneo molte coltivazioni si trovano su sedimenti accumulati grazie a processi erosivi avvenuti in passato e che l'erosione dell'Etiopia, nel corso dei millenni, ha portato all'accumulo di limo e minerali disciolti lungo il Nilo rendendo fertili i suoli dell'Egitto lungo tutto il corso del fiume (Grove e Ranchkam, 2001). Tuttavia, quando subisce un'accelerazione a causa delle attività dell'uomo, l'erosione del suolo tende a provocare un degrado progressivo della fertilità e quindi della produttività potenziale dei suoli.

Essendo un processo complesso, esso è influenzato da numerosi fattori, quali il clima, il tipo di suolo, la morfologia del paesaggio, l'idrologia, la vegetazione e le colture, nonché i sistemi di lavorazione e di coltivazione. Tali fattori sono correlati tra loro ed in grado di determinare, in differente misura, l'entità del processo erosivo e le sue variazioni nello spazio e nel tempo. La diffusione dell'agricoltura intensiva negli ultimi 50 anni ha influito in misura sostanziale sull'espansione del fenomeno, in particolare nell'Europa occidentale, dove essa maggiormente si è diffusa. La crescente meccanizzazione, l'aratura di terreni in pendenza, l'abbandono della rotazione delle colture in alcuni sistemi agricoli, l'eccesso di pascolo e il drenaggio del terreno sono tra i maggiori fattori di pressione (Tab. 1.2), così come l'eliminazione di siepi, muretti e steccati per lasciare spazio a campi più estesi e a tecniche agricole più efficienti.

Tabella 1.2 - Cause, tipologie ed effetti dell'erosione

Cause dell'erosione	Tipologia di impatto	Effetti sul suolo
<b>Agricoltura intensiva</b>	Sfruttamento eccessivo e coltivazioni in condizioni di scarsa umidità:  Utilizzo di macchinari pesanti  Pascolo intensivo  Tecniche di coltura meccanizzate praticate sui terreni in pendenza	Deterioramento della struttura del suolo  Aumento della compattazione del suolo  Compattazione del suolo, diradamento della vegetazione, riduzione del contenuto di materiale organico del suolo  Incremento del ruscellamento superficiale e del trasporto di sedimenti, con conseguente perdita di sostanza organica e nutrienti
<b>Abbandono delle campagne</b>	Abbandono del terreno agricolo fragile	Perdita dei terrazzamenti agricoli
<b>Deforestazione</b>	Taglio dei boschi Incendi delle foreste	Riduzione della copertura vegetale
<b>Alterazione del territorio</b>	Attività estrattive (miniere, cave), discariche	Distruzione del manto vegetale Alterazione della topografia della zona
<b>Espansione urbana e industriale</b>	Costruzione di strade e infrastrutture	Distruzione del manto vegetale

Tutti i paesi europei sono interessati in qualche misura da questo fenomeno (Van Lynden, 1995); è stato stimato, infatti, che circa 115 milioni di ettari, pari a 12% della superficie europea totale, sono esposti all'erosione idrica, mentre all'incirca 42 milioni di ettari, pari al 4% del totale, sono interessati dall'erosione eolica (Oldeman *et al.*, 1991-1994). Allo stato attuale, quindi, l'erosione rappresenta una delle principali cause di degrado del suolo in molte zone d'Europa (Ernstsen *et al.*, 1995; Blum, 1998).

Il processo di erosione del suolo determina, specialmente nei suoli con elevata pendenza una perdita di sostanza organica del suolo, ~~ehe-comprende~~cioè l'insieme dei componenti organici che si trovano nel suolo, ivi compresi gli organismi edafici. La sostanza organica del suolo è il risultato di una complessa interazione tra gli organismi presenti nel suolo e i vari composti organici che giungono al suolo stesso, attraverso i processi di degradazione, umificazione e mineralizzazione. I principali ruoli svolti dalla sostanza organica per gli equilibri ambientali e per la fertilità fisica, chimica e biologica dei suoli possono essere riassunti nella ~~tab~~-tabella 1.3.

Tabella 1.3 Ruolo della sostanza organica nel suolo

<b>Ruoli della sostanza organica nel suolo</b>	<b>Effetti sul suolo</b>
Effetto positivo sulla struttura, la porosità e quindi l'aerazione e il drenaggio	Aumento della disponibilità di acqua e aria della resistenza alla compattazione, alla formazione di croste superficiali e all'erosione
Influenza sullo sviluppo, sull'attività e sulla diversità microbica	Effetto positivo sul ciclo dei nutrienti
Incremento della capacità dei suoli di adsorbire metalli	Riduzione della disponibilità di metalli pesanti per gli organismi viventi

### ***1.2.2. Processi di salinizzazione e sodicizzazione del suolo***

Tutti i suoli contengono sali, in concentrazioni variabili a seconda delle condizioni climatiche, morfologiche, pedologiche ed idrologiche del territorio. Quando la concentrazione di sali solubili (solfati, cloruri e bicarbonati di sodio, potassio, calcio e magnesio) diviene eccessiva, danneggiando le colture, il suolo viene classificato come salino o come sodico, nel caso particolare che sia presente una concentrazione eccessiva di sali di sodio. La salinizzazione è un processo tipico degli ambienti in cui la quantità di acqua che giunge al suolo attraverso le precipitazioni non compensa le perdite di acqua per evaporazione. In genere il fenomeno si accentua in presenza di falde acquifere poco profonde dalle quali, in condizioni di aridità, l'acqua tende a salire verso la superficie trasportando con sé i sali solubili. Una certa quantità di sali si può accumulare anche in climi moderatamente umidi, nelle depressioni del suolo con fondo impermeabile, dove confluiscono le acque provenienti dalle aree circostanti i cui terreni o sedimenti contengono sali. Un tipo di salinizzazione, nota come salinizzazione secondaria, è frequente nei terreni irrigati ed è legata all'apporto di acque di irrigazione ricche di sali, che si concentrano nel suolo per effetto della evapotraspirazione. L'effetto della salinizzazione si traduce nel limitare la crescita delle piante riducendo la capacità di assorbimento dell'acqua da parte delle radici, provocando squilibri nutrizionali e inducendo fenomeni di tossicità. Questo fenomeno può portare ad una riduzione della produzione fino al 20%—anche nel caso in cui non siano ancora evidenti i danni provocati dall'eccesso di sali. A concentrazioni molto elevate di

sali, le piante non tolleranti manifestano segni di sofferenza, ad esempio le foglie assumono colorazione sempre meno brillante, spesso verde bluastra, e si coprono di un deposito ceroso. Il fenomeno della salinizzazione in Europa riguarda una superficie complessiva di 4 milioni di ettari, interessando soprattutto i suoli dei paesi mediterranei sud-orientali (Oldeman ~~et al.~~, 1991; Szabolcs, 1991).

### ***1.2.3 Fenomeni di compattazione del suolo***

La compattazione del suolo si verifica quando una massa di suolo viene compressa in un volume più piccolo. Essa determina cambiamenti significativi nella struttura del suolo, cambiamenti che a loro volta causano una riduzione dell'infiltrazione dell'acqua nel suolo e un'alterazione nella conduttività idraulica e termica e nella porosità, con conseguente induzione di condizioni di asfissia e alterazioni dell'equilibrio tra le fasi liquide e gassose del suolo stesso. Tutto ciò incide negativamente sullo sviluppo delle piante, che incontrano, ~~peraltro~~ peraltro una maggiore resistenza meccanica alla crescita e all'approfondimento delle radici, con effetti negativi sulla produttività primaria. Questo a sua volta, comporta una minore produzione di lettiera che, associata alla scarsa disponibilità di ossigeno, determina una riduzione dell'attività biologica del suolo. Il prolungarsi di condizioni di anaerobiosi nel suolo favorisce, inoltre, la denitrificazione, con conseguente incremento delle emissioni di N<sub>2</sub>O in atmosfera e la mobilizzazione dei metalli pesanti. Il compattamento può interessare non solo gli strati superficiali del suolo, ma anche quelli più profondi, determinando la formazione di uno strato compatto (suolo d'aratura) al limite inferiore dell'orizzonte lavorato (Vignozzi, 2000). Questo problema si accentua in seguito all'eccessiva specializzazione in agricoltura ed in particolare con l'adozione di monosuccessioni con arature profonde.

Il compattamento del suolo può essere provocato, perciò, dalla combinazione di fattori naturali e da attività antropica, in primo luogo l'utilizzo eccessivo di macchine agricole ~~Tale~~ che attività produce un effetto compattante decisamente superiore a quello provocato dagli agenti naturali (precipitazioni, rigonfiamenti del suolo, crepacciamenti, ecc.). L'entità della compattazione ~~viene~~ è valutata solitamente in termini di porosità (da cui dipende la disponibilità di aria, ma anche l'infiltrazione dell'acqua) e di resistenza del suolo alla ~~penetrazione~~ penetrazione. I risultati disponibili in letteratura (Benedetti ~~et al.~~ et al., ~~1995~~ 1994), riguardanti la compattazione provocata dal passaggio di macchine agricole, evidenziano che i valori di porosità totale subiscono diminuzioni

significative (3-4 volte) rispetto ai valori normali e che tale fenomeno si amplifica con il passaggio consecutivo delle macchine agricole sulla stessa traccia.

#### 1.2.4 - Contaminazione dei suoli

La recente Comunicazione della Commissione delle Comunità Europee “*Verso una strategia tematica per la protezione del suolo*” (CEE-COM179 2002) considera la contaminazione del suolo come uno dei principali fattori di degrado ambientale. ~~Per~~ Secondo questa commissione, per contaminazione s’intende “l’introduzione di sostanze contaminanti nel suolo che possono danneggiare o distruggere le diverse funzioni del suolo e provocare una contaminazione indiretta dell’acqua”. La presenza di sostanze contaminanti in concentrazioni tali da compromettere le potenzialità d’uso del suolo, può avere come conseguenza estrema l’incapacità del suolo a produrre beni e servizi (Knox ~~et al.~~, et al., 1999). L’uso eccessivo dei composti chimici in agricoltura, il rilascio di sostanze tossiche durante i processi industriali, l’uso improprio del territorio come discarica per i rifiuti e l’aumento del traffico veicolare, costituiscono le principali cause della contaminazione dei suoli. L’impatto dei contaminanti dipende non solo dalla loro concentrazione nel suolo, ma anche dal loro comportamento; ~~per esempio~~, per esempio, composti disponibili nelle soluzioni del suolo possono avere effetti negativi ~~più~~ più pronunciati rispetto a ~~composti~~ composti che tendono a legarsi alle particelle del suolo.

In base alle modalità di input di contaminanti al suolo, è possibile distinguere la contaminazione del suolo in due principali categorie: contaminazione locale o puntiforme e contaminazione diffusa (Knox ~~et al.~~, et al., 1999; CEE-COM179 2002). La contaminazione puntiforme riguarda sostanze immesse in punti definiti, generalmente associate alle attività industriali e urbane. Tra queste, particolare rilevanza rivestono l’industria mineraria e le discariche di rifiuti. Il degrado del suolo associato all’attività mineraria è collegato all’abbandono delle aree estrattive e in particolar modo all’abbandono degli impianti di flottazione (Massoli-Novelli, 1992). Il problema dei depositi provenienti da impianti di flottazione è un problema largamente diffuso (Piemonte, Trentino-Alto Adige, Toscana, Sardegna, Calabria e Sicilia), ma poco conosciuto e ampiamente sottovalutato. Si tratta di impianti dove il materiale estratto, dopo aver subito le ~~fase~~ fasi di frantumazione e macinazione, viene sottoposto ad un trattamento chimico, la flottazione appunto, che consente di separare i minerali metallici di interesse da quelli di scarto e da quelli della roccia madre. Il risultato di questo processo è la formazione di fanghi di scarto ricchi di metalli come Cd, Zn e Hg, che devono essere ‘abbancati’ e che, invece, spesso vengono abbandonati senza essere sottoposti a specifici trattamenti di smaltimento. La contaminazione locale associata alle discariche dei rifiuti domestici ed industriali può portare alla

contaminazione del suolo in diversi modi. Quando le discariche non vengono gestite correttamente si può verificare la dispersione di alcuni metalli, tra i quali Cd, Cu, Pb, Sn, Zn, nel suolo, nelle acque superficiali e sotterranee, mentre l'incenerimento dei rifiuti può portare al rilascio di *aerosols* contenenti particelle metalliche (Cd, Pb). Anche il semplice stoccaggio temporaneo dei rifiuti può determinare una contaminazione del suolo che può risultare non evidente fino a quando non vengono effettuate delle analisi per verificare l'idoneità del suolo ad un altro uso (Alloway, 1990).

La contaminazione del suolo da fonti diffuse, invece, è tipicamente associata alle deposizioni atmosferiche, alla dispersione di fitofarmaci e fertilizzanti in agricoltura. Questo tipo di contaminazione determina ~~una~~un'alterazione profonda degli equilibri chimici e biologici del suolo tali da comprometterne la fertilità (Knox *et al., et al.*, 1999). La distribuzione di composti chimici nei campi coltivati costituisce una delle principali cause di contaminazione diffusa del suolo. Tra i composti chimici usati in agricoltura, i fitofarmaci, essendo poco o affatto biodegradabili, possono dar luogo a biomagnificazione lungo la catena alimentare e possono apportare al suolo metalli pesanti (Sequi, 1989). Molti sono poi anche gli elementi e le sostanze che arrivano al suolo tramite i residui di attività urbano-industriale utilizzati come fertilizzanti, quali i fanghi derivanti dalla depurazione di acque reflue, i rifiuti organici, gli effluenti di allevamenti zootecnici, alcuni scarti organici delle industrie. Tali residui, pur apportando al suolo sostanza organica ed elementi nutritivi, possono presentare alcuni problemi in relazione alla presenza, nelle matrici organiche, di metalli pesanti e di sostanze indesiderate provenienti da attività antropiche estranee all'agricoltura. Le biomasse ottenute dai rifiuti, ad esempio, possono contenere, oltre agli eccessi di elementi nutritivi, metalli ed altri elementi indesiderati, residui di principi attivi di prodotti zoo e fitosanitari, idrocarburi aromatici, etc.. Inoltre, ~~i~~i concimi minerali (principalmente sali di azoto, fosforo e potassio), ~~essendo forniti~~quando sono forniti in quantità eccessive rispetto alle esigenze delle piante, possono creare una situazione di squilibrio nutrizionale nel suolo ed essere trasportati dall'acqua verso i corpi idrici superficiali e sotterranei.

Tra i contaminanti del suolo sono stati presi in considerazione, in questo lavoro di tesi, i metalli pesanti.

#### 1.2.4.1 - Contaminazione del suolo da metalli pesanti

Per metalli pesanti si intendono gli elementi inorganici presenti in natura come ioni con singola o doppia carica positiva e caratterizzati da un peso atomico abbastanza elevato ( $>50$ ) e una densità superiore ai  $5.0 \text{ g/cm}^3$ . Essi possiedono diversi stati di ossidazione a seconda delle condizioni di pH che si instaurano nel suolo, sono scarsamente solubili come idrati, ma mostrano una spiccata attitudine a formare complessi stabili e una spiccata affinità per i solfuri nei quali si concentrano. I metalli pesanti presenti nel suolo possono avere un'origine naturale, dipendente quindi dal substrato pedogenetico, o un'origine antropica, come risultante di attività industriali, civili ed agricole. I metalli originati dal substrato pedogenetico vengono definiti inquinanti geochimici e determinano una contaminazione del suolo generalmente limitata ad aree ristrette. La presenza di un metallo in un substrato ~~dipende~~ si spiega dal con la capacità del metallo di sostituirsi, nella struttura cristallina, ad altri elementi a raggio ionico e a carica simile ~~ed è~~ come affermato, un fenomeno naturale. La contaminazione del suolo da metalli pesanti provenienti dalle attività antropiche, invece, può essere determinata da cause dirette (per aggiunta al suolo di fanghi di depurazione delle acque reflue industriali contaminate) o da cause indirette attraverso l'usura di sostanze a loro volta inquinanti (vernici, pneumatici) o attraverso l'uso di combustibili fossili. I fanghi di depurazione delle acque reflue industriali contengono metalli pesanti di tipologia e quantità variabile a seconda delle lavorazioni e delle dimensioni dell'industria. Generalmente il metallo pesante presente in concentrazioni maggiori è lo Zn, seguito da Cu, Pb, Cr e Ni. Le fonderie, le industrie elettrolitiche, i processi di fotoincisione, di vulcanizzazione e generalmente tutti i processi che utilizzano l'elettrolisi sono tra le maggiori fonti di metalli pesanti quali Cu, Ni, Zn, Pb, Cr, Cd e Hg. La concentrazione di questi metalli nei fanghi di depurazione è tale che spesso anche la distribuzione sul suolo per pochi anni e in quantità non eccessive è sufficiente per superare le concentrazioni massime riscontrate nei suoli naturali. Un'altra importante fonte di metalli pesanti, legata alle attività industriali, è rappresentata dagli aerosol e in genere dai fumi industriali. L'uso di combustibili fossili nelle industrie è responsabile, infatti, di emissioni di metalli pesanti, in forma gassosa che possono raggiungere il suolo attraverso le precipitazioni o le deposizioni secche. Analogamente, l'inquinamento da metalli pesanti da parte delle attività civili è principalmente connesso all'uso di combustibili fossili negli impianti di riscaldamento e nei veicoli. In questi ultimi la combustione dei carburanti e dei lubrificanti produce prevalentemente Pb e Cd, mentre dal consumo dei pneumatici si liberano soprattutto Zn e Cd. Un'altra fonte di inquinamento da attività civili deriva dalla corrosione delle condutture metalliche (tubature e gronde), dagli escrementi umani e

dai prodotti utilizzati quotidianamente dall'uomo (prodotti per l'igiene personale, scatolame, medicinali). I metalli pesanti rilasciati si raccolgono nelle acque di scarico e si concentrano nei fanghi di depurazione che, quando usati come ammendanti, rappresentano una delle cause della contaminazione da metalli pesanti dovuta alle attività agricole. Anche altre attività, più tipicamente agricole, possono apportare metalli pesanti al suolo. In particolare l'utilizzo di fitofarmaci, responsabile dell'apporto di Cu, Hg, Mn, Pb e Zn, e l'utilizzo di concimi chimici, come ad esempio i fertilizzanti fosfatici, sono tra le più importanti fonti di Cd, Cr, Mo e Pb. Pur essendo modesto il contributo annuo alla contaminazione da metalli pesanti derivante dall'utilizzo dei concimi, esso, ~~in realtà~~ però, non è trascurabile dato che la concimazione viene effettuata ogni anno (Sequi, 1989).

Gli effetti della contaminazione del suolo da metalli pesanti sulla salute umana e sulla vitalità degli ecosistemi sono stati, purtroppo, per lungo tempo trascurati. Per molti anni, infatti, si è ritenuto che il suolo possedesse la capacità di trattenere ingenti quantità di sostanze e composti chimici tossici in forme chimiche innocue per gli ecosistemi. Tale capacità del suolo, ~~è~~ nota come capacità tampone, ~~ed~~ è il risultato di delicati equilibri che si instaurano tra gli inquinanti e le componenti del suolo: gas, soluzioni, minerali e sostanza organica (Sequi, 1989). Le ricerche condotte negli ultimi anni (Alloway, 1990, Stigliani, 1992) hanno messo in evidenza come la capacità tampone del suolo possa essere rapidamente abbassata a causa dei cambiamenti ambientali che, come le piogge acide, le pratiche agricole o il cambiamento d'uso dei terreni, determinano rapide variazioni delle proprietà chimiche e fisiche del suolo. All'abbassamento della capacità tampone del suolo segue una brusca trasformazione degli inquinanti immagazzinati nel suolo dalle forme insolubili non tossiche, alle forme solubili altamente tossiche. Quando, in seguito all'instaurarsi di questi fenomeni, la contaminazione da metalli pesanti nel suolo raggiunge livelli sufficientemente elevati, i metalli pesanti vengono rilasciati con conseguenze di difficile reversibilità. Uno dei principali effetti dell'inquinamento da metalli pesanti nei suoli è l'alterazione della comunità microbica in termini di composizione e di crescita (Bååth, 1989; Giller, 1997). L'esposizione cronica ~~ad~~ ad elevate concentrazioni di metalli pesanti, infatti, può indurre un cambiamento nella composizione della microflora edafica selezionando i microrganismi metallo-resistenti, con conseguente progressiva riduzione delle specie più sensibili (Mergeay, 2000). In particolare, il micelio fungino risulta particolarmente sensibile alla contaminazione da metalli pesanti che può causare una riduzione sia della biomassa totale che della diversità fungina (Nordgren ~~et al~~ et al., 1983; Frostegård ~~et al~~ et al., 1996). È stato osservato, inoltre, che la presenza di metalli pesanti in dosi elevate nel suolo interferisce, inibendo l'attività catalitica degli enzimi, interferendo così con i processi biologici che

presiedono alla produzione delle proteine e conduce alla sintesi di proteine denaturate (Payn, 1998).

### 1.3 Qualità del suolo

~~A partire dalla~~Dalla fine degli anni 80, si è assistito ad un cambiamento nella percezione generale dell'importanza del suolo come compartimento ambientale, sottolineando l'importanza di preservare la capacità del suolo di assolvere alle sue molteplici funzioni. A ciò si è accompagnato il riconoscimento 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 tempi relativamente brevi, fenomeni irreversibili di degrado o addirittura perdita di suolo. Per poter tutelare la risorsa suolo è necessario conoscere in ogni momento in che condizioni essa si trovi, e quali processi siano in atto; in altre parole è necessario conoscere la qualità del suolo. Le prime definizioni di qualità del suolo (Tab. 1.4) risalgono alla fine degli anni Ottanta (SSSA, 1987; Power e Myers, 1989; Carter *et al.*, 1997); esse considerano come attributi della qualità del suolo principalmente le caratteristiche fisiche (lavorabilità, compattazione, ~~l'~~aggregazione, ecc.) e quelle chimiche (ad es. il pH), sottolineando l'importanza dei suoli soprattutto in funzione del mantenimento di un'agricoltura sostenibile. Il concetto di qualità del suolo è stato successivamente ampliato considerando, anche le interazioni tra il suolo e l'ecosistema (Larson e Pierce, 1991); in definitiva, quindi, la qualità del suolo è stata intesa come la capacità di un suolo di funzionare all'interno di un ecosistema e di interagire positivamente con l'ambiente esterno a questo ecosistema, in modo da garantire un mezzo di crescita delle piante, da regolare e da ripartire il flusso delle acque attraverso l'ambiente ed, infine, da assolvere alla funzione di filtro ambientale. Molta importanza ~~viene~~è attribuita, in questo caso, alle proprietà intrinseche dei suoli (ad es. tessitura, mineralogia, ecc.); determinate dai fattori pedogenetici, come clima, vegetazione, topografia e tempo. Tali proprietà concorrono a definire la qualità intrinseca del suolo, la

cosiddetta *soil capability* (Carter, 1987), che viene utilizzata quando è necessario comparare i suoli per valutarne la loro vocazione per usi specifici. Più recentemente, invece, maggiore attenzione è stata rivolta alle interazioni tra la qualità del suolo e le componenti antropiche dell'ecosistema che concorrono a definire le qualità dinamiche del suolo (Doran e Zeiss, 2000~~et al.~~). Queste ultime sono intese come tutte le modificazioni, sia positive ~~e~~ sia 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, e quindi sui flussi di aria e di acqua del suolo, e sulla qualità del suolo. Quando si valuta la qualità del suolo è, inoltre, necessario considerare anche l'aspetto legato alla sua produttività e allo stato di salute degli organismi che con esso interagiscono (Parr ~~et al.~~, et al., 1992). La considerazione della componente biologica dei suoli consente di valutare un aspetto preciso della qualità del suolo che prende il nome di *soil health*. La *soil health* indica la capacità del suolo di svolgere le proprie funzioni in modo da sostenere la produttività primaria, garantire una buona qualità dell'acqua e dell'aria e promuovere la salute degli animali e delle piante, focalizzando l'attenzione sulle componenti biotiche e sulla loro funzione nella regolazione dei cicli dei nutrienti (Doran e Zeiss, 2000). Tra le varie componenti biotiche del suolo, un ruolo fondamentale è rivestito dalla microflora edafica (Tate, 2000), che svolge un'ampia gamma di funzioni essenziali per la corretta funzionalità e salute del suolo. Oltre ad essere coinvolta, infatti, nei processi di pedogenesi e di erosione, la microflora edafica è responsabile della degradazione della sostanza organica e della produzione di humus e costituisce una riserva di elementi minerali come l' N, proteggendoli dalla lisciviazione e rendendoli progressivamente disponibili alle piante (Smith ~~et al.~~, et al., 1993). La *Soil Science Society of America Ad Hoc Committed on Soil Health* (S-581; Karlen ~~et al.~~, et al., 1997) ha elaborato una definizione di qualità del suolo che comprende tutti gli aspetti fin qui esaminati e la intende 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'umana''. Questa definizione di qualità del suolo può essere considerata quella più esaustiva (De Clerck ~~et al.~~, 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, che nelle definizioni precedenti venivano privilegiate a turno (Tab. 1.4).



Tabella 1.4 - Principali definizioni della qualità del suolo (Dazzi, 2001)

SSSA, 1987	Attributi intrinseci dei suoli dedotti dalle caratteristiche del suolo o da osservazioni indirette (p. es. compattabilità, erodibilità e fertilità)
Power e Myers, 1989	Abilità del suolo a sostenere la crescita delle colture. Sono inclusi fattori quali il grado di lavorabilità, l'aggregazione, il contenuto in materia organica, la profondità, la capacità di ritenzione idrica, la velocità di infiltrazione, i cambiamenti del pH, la capacità nutritiva, e così via
Larson e Pierce, 1991	Capacità del suolo di funzionare entro i limiti dell'ecosistema e di interagire positivamente con l'ambiente esterno a questo ecosistema
Parr <del>et al.</del> , <u>et al.</u> , 1992	Capacità del suolo di garantire una produttività tale da sostenere e incrementare la salute dell'uomo e degli animali senza deteriorare le risorse naturali e danneggiare l'ambiente
Doran e Parkin, 1994	La capacità del suolo di funzionare entro i limiti dell'ecosistema per sostenere la produttività biologica, per mantenere la qualità ambientale e per promuovere la salute vegetale e animale
Papendick, <del>1996</del> <u>1995</u>	Abilità del suolo a fornire un mezzo ottimale di crescita e sviluppo delle piante mitigando l'erosione, minimizzando gli stress ambientali per le piante
SSSA, 1997 e Karlen <del>et al.</del> , <u>et al.</u> , 1997	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

## 1.4 -Valutazione della qualità del suolo

La difficoltà di definire e identificare in maniera univoca che cosa rappresenta la qualità del suolo rende molto attuale il problema della sua valutazione. Numerosi studi (Doran e Parkin, 1994; Wander e Bollero, 1999; Andrews e Carroll, 2001; Karlen, 2003) hanno avanzato proposte per la definizione degli strumenti che consentono la valutazione della qualità del suolo. Si tratta di parametri di qualità scelti tra le caratteristiche fisiche, chimiche e biologiche di un suolo e in grado descrivere i processi e le relazioni che regolano il corretto funzionamento del suolo. Per la valutazione della qualità del suolo sono stati proposti diversi set di parametri (Karlen ~~et al.~~ *et al.*, 2003):

- √ Schede segnapunti (Romig ~~et al.~~ *et al.*, 1996)
- √ Test kits di qualità del suolo (Liebig ~~et al.~~ *et al.*, 1996)
- √ Indicatori di qualità (Karlen ~~et al.~~ *et al.*, 1999; Liebig e Doran, 1999)
- √ Indici di qualità (Wander e Bollero, 1999; Hussain ~~et al.~~ *et al.*, 1999; Andrews e Carroll, 2001)

L'utilizzo di schede segnapunti è stata proposto per la prima volta da Romig e collaboratori nel ~~1995-1996~~ nell'ambito del programma nazionale sulla gestione agricola approvato dallo stato del Wisconsin (USA). L'obiettivo di queste schede è quello di fornire agli agricoltori degli strumenti qualitativi che permettano di effettuare una autovalutazione della qualità del suolo e delle pratiche agricole tramite l'assegnazione di punteggi di qualità, allo scopo di definire tre classi di qualità del suolo (bassa, media e alta). L'assegnazione del punteggio si basa sull'osservazione di alcune caratteristiche dei suoli, come la capacità del suolo di trattenere e/o rilasciare l'acqua, lo stato di salute delle piante, la facilità alla lavorabilità, il tipo di vegetazione presente. Lo sviluppo delle schede segnapunti ha permesso di promuovere la conoscenza del suolo indirizzando l'informazione direttamente ai gestori di questa risorsa, fornendo loro gli strumenti per ~~gestire gestirla questa risorsa~~ in modo lungimirante. Parallelamente alla diffusione delle schede segnapunti, sono stati sviluppato dei test kits come strumento di valutazione della qualità del suolo. I test kits, proposti per la prima volta da Doran (Doran, 1994), sono delle vere e proprie guide alla valutazione della qualità dei suoli agricoli (Karlen ~~et al.~~ *et al.*, 2003). I considerati in tali test sono la *bulk density*, la capacità di campo, la porosità ed il grado di infiltrazione, il pH, la conducibilità elettrica, il contenuto di nitrati e la respirazione del suolo. Questo strumento di valutazione ha rappresentato una potenziale semplificazione nel monitoraggio della qualità del

suolo, sebbene ha mostrato come punto critico la mancanza di una guida precisa che aiutasse nell'interpretazione dei risultati (Lewandowski *et al.*, 1999). Da ciò è nata l'esigenza di approfondire la ricerca di strumenti più precisi per la valutazione della qualità del suolo, mediante la definizione di indicatori e indici di qualità del suolo.

#### **1.4.1 - Indicatori di qualità del suolo**

La valutazione della qualità del suolo richiede l'utilizzo di strumenti fruibili in modo semplice, che forniscano in maniera piuttosto immediata una risposta sullo stato del suolo. Questi strumenti prendono il nome di indicatori della qualità del suolo; si tratta di attributi desunti dalle caratteristiche stesse del suolo in grado di rappresentare, con differenti livelli di approssimazione, sia lo stato del suolo sia i suoi continui cambiamenti (Benedetti e De Bertoldi, 2000). Un indicatore, in generale, è una misura che fornisce nel tempo informazioni sullo stato e sull'evoluzione di un fenomeno ambientale il cui significato assume importanza non solo nel suo valore esplicito (cioè il dato numerico), ma anche nelle informazioni relative ai processi e alle funzioni del suolo ad esso collegati (OECD, 1994, 1999). La valutazione della qualità del suolo, ma anche di qualsiasi altra matrice ambientale, non può essere desunta, naturalmente, da un unico indicatore, ma deve combinare le informazioni relative a più indicatori che possano contribuire con importanza differente alla descrizione del fenomeno considerato. Affinché un indicatore sia adatto a valutare la qualità del suolo, è necessario che risponda ai seguenti requisiti (OECD, 1999):

- √ Rappresentatività: un buon indicatore deve essere altamente correlato, con un valore minimo di dispersione statistica, con il fenomeno che rappresenta
- √ Funzionalità: un buon indicatore deve descrivere in maniera sensibile le funzioni del suolo
- √ Generalizzabilità: sebbene identificato per una situazione puntuale, un buon indicatore deve essere applicabile a tematiche regionali di rilevanza nazionale ed essere generalizzabile nel tempo e nello spazio a molte situazioni analoghe, anche se non necessariamente identiche
- √ Validità analitica: un buon indicatore deve possedere delle basi teoriche solide in termini tecnici e scientifici

- √ **Accessibilità**: un buon indicatore deve essere economicamente accessibile e facilmente stimabile con soglie di rilevabilità analitica misurabili con tecniche standard

La necessità di integrare informazioni provenienti da più indicatori ha determinato la definizione del *Minimum Data Set* (MDS), che può essere considerato come una raccolta di indicatori capaci di misurare sia lo stato del suolo che i suoi continui cambiamenti.

Attualmente sono stati proposti differenti esempi di MDS (Tab. 1.5 e 1.6). In entrambi i casi il MDS è costituito da una lista di indicatori che descrivono le caratteristiche fisiche, chimiche e biologiche del suolo e, in alcuni casi, le metodologie per la loro determinazione.

Tabella 1.5 - *Minimum Data Set* proposto da Larson e Pierce (1991).

Indicatori fisici	Indicatori chimici	Indicatori biologici
bulk density	pH	biomassa microbica
profondità delle radici	conducibilità elettrica	azoto potenzialmente mineralizzabile
grado di infiltrazione dell'acqua	capacità di scambio cationico	respirazione del suolo
capacità di campo	contenuto di sostanza organica	contenuto di lombrichi ( <i>earthworms</i> )
stabilità degli aggregati	azoto mineralizzabile	
	contenuto di calcio e potassio disponibile	

Tabella 1.6 - *Minimum Data Set* proposto da Doran e Parkin (1994)

Caratteristiche del suolo	Metodologie
Indicatori Fisici	
Tessitura del suolo	Metodo dell'idrometro
Profondità del suolo e degli apparati radicali	Estrazione e scavo dal suolo
Densità apparente e infiltrazione	Determinazione di campo con l'uso di anelli di infiltrazione
Caratteristiche di ritenzione idrica	Contenuto idrico ad una tensione di -33 e 1500 Pa
Contenuto idrico	Analisi gravimetrica
Temperatura del suolo	Termometro a mano
Indicatori Chimici	
C e N organici totali	Combustione (metodo volumetrico)
pH	Determinazione di campo e di laboratorio mediante pHmetro
Conducibilità elettrica	Determinazione di campo e di laboratorio
N (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ; NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ), P, K minerali	Determinazione di campo e di laboratorio
Indicatori Biologici	
C e N biomassa microbica	Fumigazione/incubazione con cloroformio (metodo volumetrico)
N potenzialmente mineralizzabile	Incubazione anaerobica (metodo volumetrico)
Respirazione del suolo	Determinazione di campo mediante anelli coperti e in laboratorio tramite misura della biomassa
C <sub>biomassa</sub> /C <sub>organico</sub>	Stabilità dell'ecosistema
Respirazione / biomassa	Stabilità dell'ecosistema

Questi esempi appena citati di MDS rappresentano il punto di partenza per la valutazione della qualità del suolo e comprendono sempre indicatori adatti a descrivere lo stato di salute del suolo in un punto preciso dello spazio e del tempo. L'esigenza di estendere le informazioni ottenute a questa scala ad un livello regionale, nazionale e internazionale, ha portato alla definizione di vari livelli di dettaglio nella definizione della qualità del suolo (Karlen *et al.*, 1997). Gli indicatori proposti da Larson e Pierce (1991; Tab. 1.5) e da Doran e Parkin (1996; Tab. 1.6) sono idonei per studi condotti ad una scala di misura molto dettagliata (singoli punti di misura o piccole aree). Quando, invece, la valutazione della qualità si allarga ad una scala più ampia, dalla scala di bacino idrografico fino a quella internazionale, oltre gli indicatori citati, devono essere considerati tutti i processi che incidono sulla qualità del suolo alla scala considerata (Tab. 1.7 e Tab. 1.8).

Tabella 1.7- Indicatori potenziali alla scala di campi, fattorie e bacini idrografici della qualità del suolo (Karlen *et al., et al.*, 1997)

<b>Indicatori di qualità del suolo alla scala di campi, fattorie e grossi bacini</b>		
<b>Indicatori fisici</b>	<b>Indicatori chimici</b>	<b>Indicatori biologici</b>
spessore dell'orizzonte superficiale del suolo	cambiamenti nel contenuto di sostanza organica	tipo e stato dei coltivi
colore del suolo	cambiamenti di pH	deficit di nutrienti
esposizione del sottosuolo	disponibilità di fosforo e potassio e di azoto	presenza di lombrichi
grado di compattazione	contenuto di metalli pesanti	velocità di decomposizione della lettiera
crepacciamento	salinità	crescita delle radici
grado di infiltrazione	perdita di nutrienti per ruscellamento e/o percolamento	
ruscellamento		
tipo di erosione		
facilità alla lavorabilità		
struttura del suolo		

Tabella 1.8 - Indicatori potenziali alla scala regionale, nazionale e internazionale della qualità del suolo (Karlen *et al., et al.*, 1997)

<b>Indicatori di qualità del suolo alla scala di campi, fattorie e grossi bacini</b>		
<b>Indicatori fisici</b>	<b>Indicatori chimici</b>	<b>Indicatori biologici</b>
desertificazione	trend del contenuto di sostanza organica	produttività (stabilità dei campi)
perdita di copertura vegetale	acidificazione	diversità tassonomica a livello di gruppo
erosione eolica	salinizzazione	ricchezza in specie e diversità
erosione idrica	qualità delle acque	presenza di specie chiave
straripamento di laghi e fiumi	qualità dell'aria	densità ed abbondanza di biomassa

L'estensione del *Minimum Data Set* a studi di qualità del suolo su scala regionale è tuttora interesse della comunità scientifica (Glover *et al., et al.*, 2000; Liebig *et al., et al.*, 2001) e richiede approcci di tipo interdisciplinare. Nel passaggio da una valutazione della qualità dalla

scala locale a quella regionale possono, però, presentarsi problemi di interpretazione dovuti ~~alla~~ all'estrema variabilità nella tipologia e ~~nelle differenti gestione~~nella differente gestione dei suoli. In questi casi il MDS può non essere sufficientemente adeguato a valutare queste differenze.

#### **1.4.2 - Indici di qualità del suolo**

La necessità di monitorare nel tempo i cambiamenti del suolo e di comparare tra loro i suoli a scala regionale ha richiamato l'attenzione della comunità scientifica (Karlen ~~et al.~~et al., 1997, Herrick, 2000; Arshad e Martin, 2002; Bouma, 2002; Andrews ~~et al~~et al., 2002) sulla necessità di introdurre delle funzioni per riassumere la variazione spaziale e temporale dei dati relativi alla qualità del suolo. Tutto ciò si è tradotto nella necessità di combinare le misure ricavate dagli indicatori della qualità del suolo in indici numerici. Gli indici di qualità del suolo sono strumenti sintetici che, combinando tra loro le molteplici informazioni sulle funzioni del suolo, possono costituire un valido supporto nella valutazione degli effetti dei differenti usi sul suolo. Essi sono stati utilizzati, infatti, per comparare tra loro differenti pratiche agricole (Wander e Bollero, 1999; Hussain ~~et al.~~et al., 1999), differenti sistemi di produzione vegetale (Andrews ~~et al~~et al., 2002), differenti pratiche di gestione della lettiera (Andrews e Carroll, 2001) e per valutare a scala regionale la variazione degli indicatori di qualità del suolo (Brejda ~~et al.~~et al., 2000). La formulazione di un indice di qualità del suolo prevede tra fasi (Fig 1.1). La prima fase consiste nella definizione del *Minimum Data Set* comprensivo di indicatori di qualità del suolo scelti opportunamente in modo da consentire di monitorare le funzioni chiave del suolo (es. ciclo dei nutrienti, supporto alla crescita delle piante, bilancio idrico). La seconda fase prevede la normalizzazione di questi indicatori attraverso l'utilizzo di funzioni matematiche (*scoring function*) scelte tra quelle che meglio si adattano a descrivere la distribuzione dei dati a disposizione. Questa operazione è necessaria quando si vogliono combinare informazioni provenienti da differenti indicatori (fisici, chimici e biologici) descritti con differenti unità di misura. Il risultato di ~~questa—questa~~ operazione, la determinazione cioè di indicatori adimensionali, confluisce nella determinazione dell'indice di qualità del suolo (fase 3).

La trasformazione dell'indicatore in indice richiede la conoscenza della relazione tra i valori assunti dall'indicatore e il loro comportamento rispetto al corretto funzionamento del suolo (Andrews ~~et al~~et al., 2002): i valori assunti dagli indicatori possono essere ~~infatti, infatti~~ in accordo con il principio “*more is better*”, secondo il quale a valori alti corrispondono condizioni migliori per il suolo (come nel caso contenuto di sostanza organica), oppure essere in accordo con il principio “*less is better*”, applicabile agli indicatori (ad es. il contenuto di metalli pesanti)

per i quali la presenza in concentrazioni molto elevate non garantisce il mantenimento della corretta funzionalità del suolo. Dopo questa scelta, è necessario individuare la metodologia più adatta per attribuzione di un punteggio all'indicatore. Le tecniche maggiormente utilizzate sono:

- √ Punteggi lineari: gli indicatori vengono raggruppati in ordine ascendente o discendente, a seconda che l'assunzione di valori alti risulti positiva o negativa per la funzionalità del suolo. Se si applica il principio "*more is better*", allora tutti i valori vengono divisi per il valore più alto e il valore più alto risultante riceve il punteggio di 1. Nel caso della situazione "*less is better*" allora si divide il valore più basso per tutti i valori osservati e al valore più basso risultante si attribuisce il punteggio di 1 (Liebig ~~et al.~~ *et al.*, 2001).
- √ Punteggi non lineari: questa tecnica prevede l'utilizzo di funzioni di punteggio curvilinee che possono assumere tre forme (Fig.1.1). La forma sigmoideale con un asintoto superiore si applica quando i valori alti degli indicatori scelti hanno un effetto positivo sul suolo, rispettando il principio "*more is better*". La forma sigmoideale con asintoto inferiore, invece, si applica agli indicatori per i quali ai valori bassi è associata la situazione migliore per il suolo, nel rispetto del principio "*less is better*". Quando invece nel set di indicatori scelti si individua un valore di optimum che ha un ruolo positivo, mentre valori troppo bassi o troppo alti hanno un effetto negativo sul suolo (come nel caso del pH) allora si applica la distribuzione gaussiana, ossia la caratteristica curva a campana (Wienhold ~~et al.~~ *et al.*, 2004).

I valori ottenuti tramite ~~questa~~ questa operazione sono poi combinati tra loro, tramite tecniche moltiplicative, additive o di media pesata, in modo da definire l'indice di qualità del suolo (Fig. 1.1). Uno degli esempi più semplici di indice moltiplicativo è dato dallo *Storie Index Rating* (SIR; Storie, 1933) in cui la produttività di un suolo agricolo viene valutata attraverso il prodotto (espresso in percentuale) di nove fattori quali la morfologia, la tessitura, la pendenza, il drenaggio, la sodicità, l'acidità, l'erosione, il microrilievo e la fertilità. Gli esempi di indici di qualità del suolo di tipo additivo sono molteplici. Karlen e Scott (~~(1994)~~) suggeriscono un ~~in~~ in semplice modello additivo, il *Soil Quality Index* (QI), costruito sommando tra loro gli indicatori normalizzati, dopo averli moltiplicati per i loro relativi pesi. L'attribuzione del peso, in questo caso, avviene utilizzando dei criteri soggettivi, assegnando dei valori numerici variabili tra zero e uno in base all'importanza assunta da questo indicatore rispetto al corretto funzionamento del

suolo. Un altro esempio di **indice** di qualità del suolo additivo è quello proposto da Andrews e collaboratori (2002). Si tratta di un indice che si sviluppa su un modello concettuale articolato in tre fasi:

- ✓ scelta del *Minimum Data Set* utilizzando tecniche di statistica multivariata;
- ✓ normalizzazione dei parametri utilizzando le *scoring functions*
- ✓ elaborazione del *Soil Quality Index* (SQ).

I valori dell'indice sono ricavati dall'equazione:

$$QI = \frac{(\sum S_i)}{n} \times 10$$

dove:

S rappresenta il valore dell'indicatore normalizzato e n il numero di indicatori *del Minimum Data Set*. Il fattore 10 rappresenta un fattore di correzione necessario quando non tutti gli indicatori sono determinati nella stessa stagione di campionamento. Questa correzione produce un indice i cui valori variano tra 0 e 10 piuttosto che tra 0 e 1 come accade per gli altri tipi di indici.

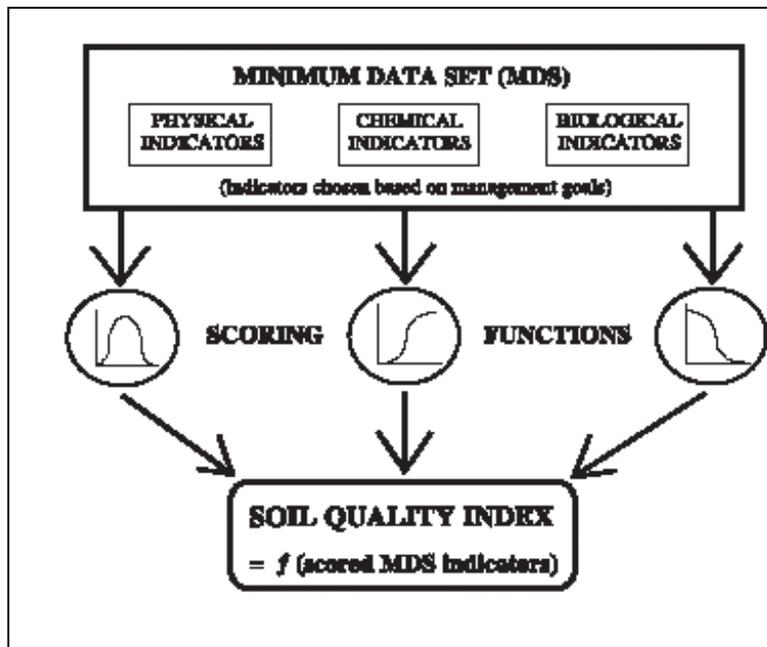


Fig. 1.1 – Modello concettuale di trasformazione del MDS in indice di qualità del suolo (Karlen *et al., et al.*, 2003).

L'applicazione degli indici di qualità del suolo a situazioni differenti (Wander e Bollero, 1999; Hussain *et al.*, 1999; Liebig *et al.*, 2001; Andrews *et al.*, 2002) ha messo in evidenza ~~che~~ come questi costituiscano utili strumenti per valutare la qualità del suolo utilizzando un numero ristretto di indicatori e permettano di comparare differenti pratiche di gestione dei suoli anche a scala regionale.

### ***1.4.3 - Indicatori e indici di qualità del suolo nell'ambito del modello DPSIR***

In ambito europeo, lo schema maggiormente utilizzato per la descrizione del comportamento di una qualsiasi matrice ambientale, tra cui il suolo, è quello adottato dalla EEA (*European Environmental Agency*, EEA, 2001), noto come schema DPSIR (Fig. 1.2) che comprende 5 moduli, *Driving Forces* (Forze Determinanti), *Pressures* (Pressioni), *State* (Stato), *Impact* (Impatto) e *Responses* (Risposte), legati tra loro da una catena di relazioni di tipo causale. Il modulo 'Forze determinanti' comprende tutti i comportamenti e le attività umane che sono in grado di generare pressioni sull'ambiente. Tali pressioni rappresentano tutte le azioni che insistono sull'ambiente e che sono generate dall'attività e dai comportamenti umani. Tutte i compartimenti caratteristiche delle risorse ambientali che possono essere compromessi dall'azione delle pressioni rientrano nel modulo degli Stati. Il modulo dell' 'Impatto', invece, include tutti i cambiamenti significativi dello stato dell'ambiente che si manifestano come alterazioni del corretto funzionamento degli ecosistemi. Tutte le azioni di governo, sotto forma di obiettivi, di programmi, di piani, di interventi, di verifiche o di controlli, attuate per fronteggiare gli impatti e indirizzate verso una qualsiasi delle componenti del DPSIR, rientrano nel modulo delle 'Risposte'.

Lo schema DPSIR definito dall'EEA (*European Environmental Agency*, 2001) per il suolo è riportato in Fig. 1.3. Tra le Forze determinanti rientrano per esempio le diverse attività antropiche, quali l'agricoltura e l'attività industriale, ma anche fattori naturali, come le calamità naturali. Queste attività determinano delle pressioni, quali emissioni di inquinanti nei diversi compartimenti ambientali, che possono influire sullo stato del suolo (per esempio, producendo una contaminazione da sostanze tossiche), producendo un impatto (per esempio, perdita di funzioni del suolo). L'emanazione di direttive volte a limitare la contaminazione del suolo (per esempio, direttiva sui nitrati) rientra nelle 'risposteRisposte'.



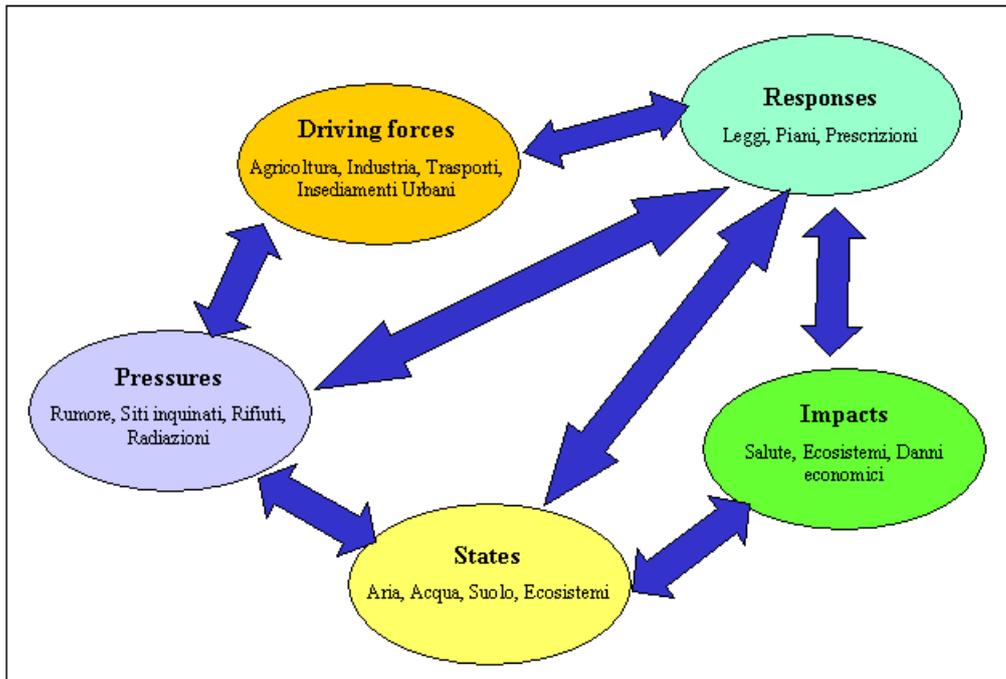


Fig. 1.2 - Rappresentazione dei processi ambientali secondo lo schema DPSIR (OECD,1999)

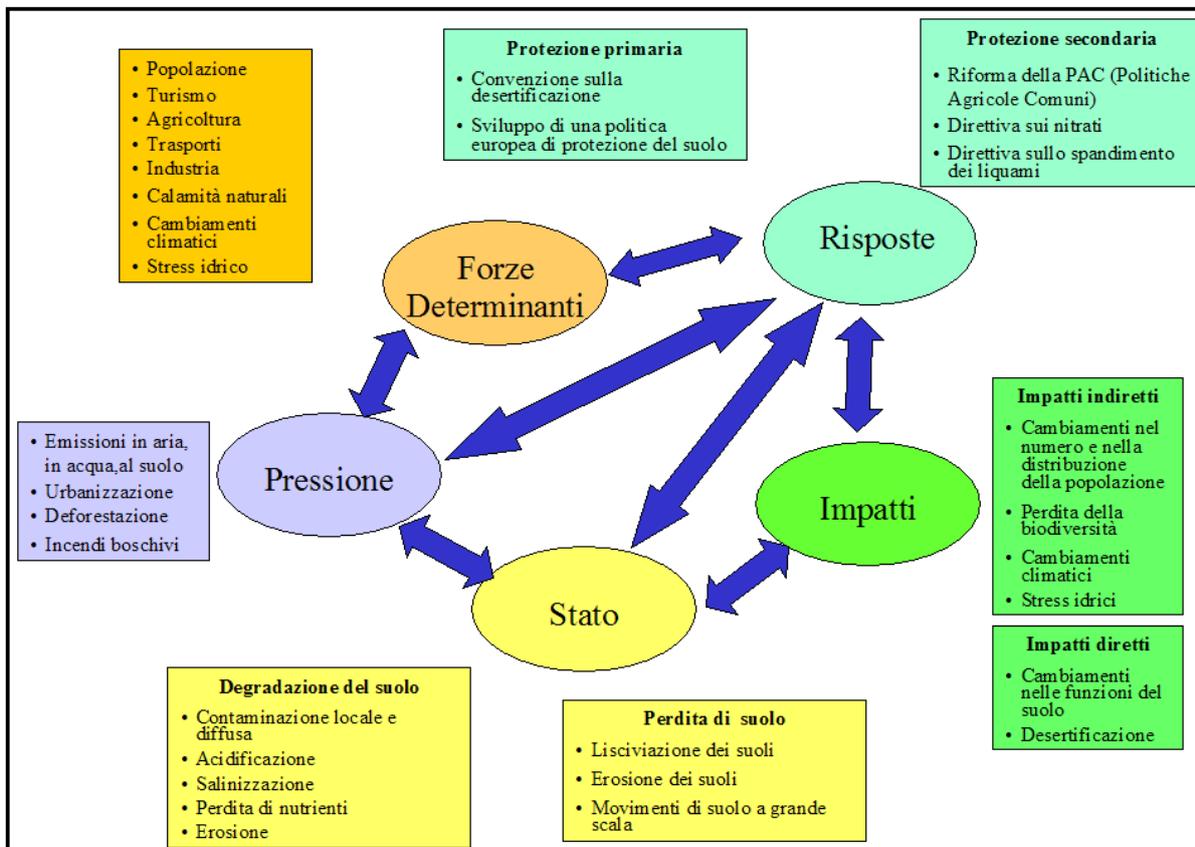


Fig. 1.3 - Schema DPSIR applicato al suolo dall'European Environmental Agency (2001, modificato)

Per ciascun modulo devono essere identificati opportuni indicatori ~~a seconda~~ dellasecondo la forza determinante che si vuole analizzare. Per esempio se si considera l'attività industriale, gli indicatori che rientrano nella categoria 'Forze determinanti' possono essere numero e tipologia di impianti nell'area considerata. La loro identificazione viene utilizzata come base per la pianificazione e lo sviluppo di programmi di gestione della risorsa suolo a lungo termine. Tra gli indicatori di pressione, idonei a quantificare le cause di eventuali impatti sul suolo, si può includere l'emissione di metalli pesanti in atmosfera, che possono poi ricadere sul suolo. Tra gli indicatori di stato, nell'esempio riportato, rientra il contenuto di metalli pesanti nel suolo, mentre tra gli indicatori di impatto, utilizzati per mettere in relazione la relazione causa-effetto sul suolo, si può considerare la riduzione dell'attività microbica. Gli indicatori di risposta (ad es. numero di piani regionali di bonifica) sono in grado di monitorare il livello di risposta ai cambiamenti e alle problematiche realtive relative al suolo.

Gli indicatori sono anche stati classificati dall'EEA (*European Environmental Agency*, 2001) in:

- √ Indicatori descrittivi (di tipo A): si tratta di indicatori in grado di fornire informazioni sui processi in atto nel suolo rispondendo alla domanda *what is happening?* Esempi sono rappresentati dal contenuto di sostanza organica e dal contenuto di metalli pesanti nel suolo.
- √ Indicatori di performance (tipo B): sono indicatori che descrivono il comportamento degli indicatori descrittivi rispondendo alla domanda "*Does it matter?*". Ad esempio, la relazione tra i valori assunti dagli indicatori descrittivi e i valori di riferimento normativo.
- √ Indicatori di efficienza (tipo C): questi indicatori misurano efficienza dei processi di mantenimento della qualità del suolo, rispondendo alla domanda "*Are we improving?*". Un esempio può essere rappresentato dal rapporto tra l'uso dei fertilizzanti e la produzione agricola.
- √ Indicatori di benessere totale (tipo D): sono indicatori che danno indicazioni sulle modalità per raggiungere e mantenere la migliore qualità del suolo rispondendo alla domanda "*Are we on the whole better off?*". Esempi sono dati dagli indicatori di benessere totale.

Il punto cruciale nell'applicazione dello schema DPSIR al suolo è rappresentato dall'individuazione di indicatori rilevanti per questa matrice ambientale. L'EEA ha proposto una procedura per la scelta degli indicatori rilevanti per il suolo basata sull'applicazione di un

processo iterativo suddiviso in varie fasi (EEA, 2001). La prima fase consiste nell'identificazione di un modello (*multi function/multi approach model*, EEA, 2001) che identifica i rapporti di questa matrice con tutte le principali cause di degrado ambientale (acidificazione, cambiamenti climatici, stress idrici e riduzione della biodiversità; Fig. 1.4) .

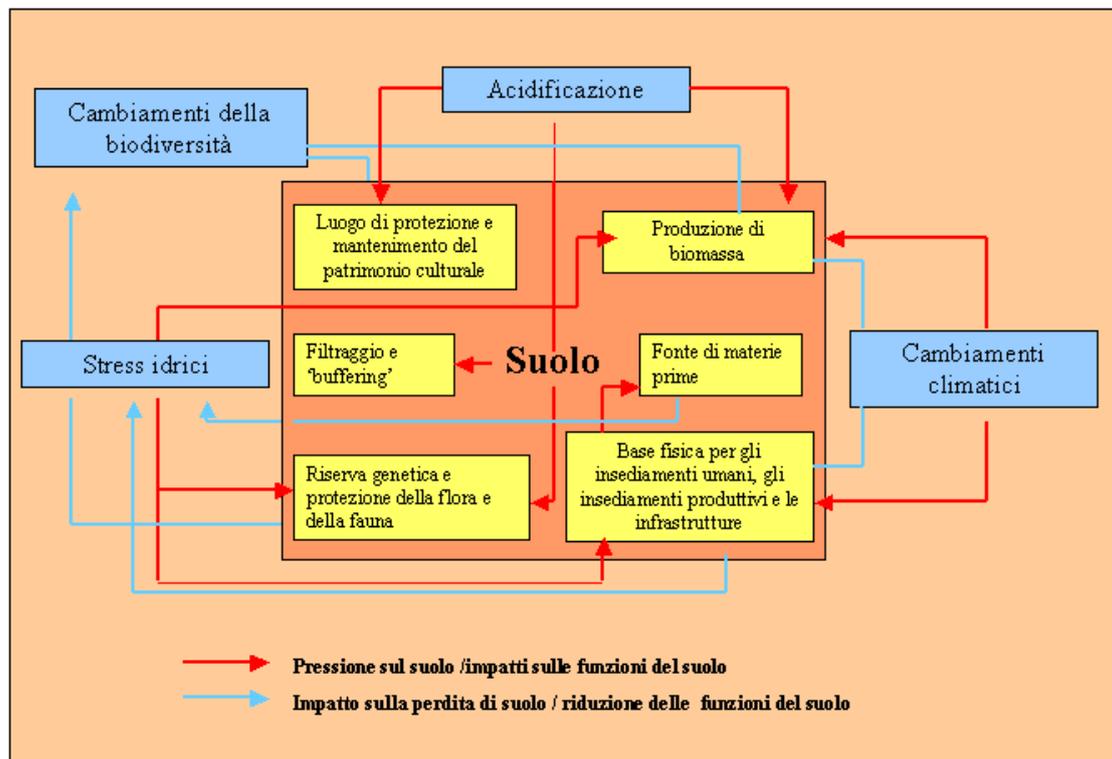


Fig. 1.4 - Approccio multifunzionale e multi-approccio (EEA, 2001)

L'analisi di questi rapporti consente di identificare una possibile lista di indicatori scelti sulla base del modello DPSIR; dall'integrazione tra le informazioni relative dell'aspetto del suolo in esame e i possibili indicatori individuati, viene effettuato uno screening che fornisce come risultato la lista degli indicatori di qualità del suolo.

Il tema della qualità del suolo viene affrontato in ambito nazionale dai Centri Tematici Nazionali sul Suolo e Siti Contaminati (CTN\_SSC). Essi rappresentano il principale strumento di supporto operativo all'APAT (Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente e per i servizi Tecnici) per l'espletamento e il coordinamento generale delle attività in materia di suolo e siti contaminati. Le attività di questi centri comprendono l'esame della domanda di informazione sul suolo, derivante da leggi e norme europee e nazionali, l'individuazione di un set di indicatori e di indici utili a descrivere la matrice suolo e le indicazioni per la loro definizione attraverso

l'utilizzo di metodologie standard. Sulla base delle richieste dell'EEA, i CTN\_SSC hanno avviato ~~una~~un'attività di ricerca degli indicatori idonei alla valutazione della qualità del suolo che è culminata nella pubblicazione in rete di un Atlante degli Indicatori del Suolo (2004) che ha rappresentato il primo contributo, in ambito nazionale, alla definizione degli strumenti per la valutazione della qualità del suolo.

## CAPITOLO 2

### OBBIETTIVO DELLA RICERCA

Il suolo costituisce un'importante risorsa ambientale in quanto in esso si svolgono processi fondamentali per il riciclo della materia e quindi per la produttività degli ecosistemi stessi. L'importanza della protezione del suolo è pertanto ampiamente riconosciuta a livello internazionale, com'è stato sottolineato, per esempio, nella Convenzione delle Nazioni Unite per combattere la Desertificazione del 1994 ([www.unccd.int/convention/text/convention.php](http://www.unccd.int/convention/text/convention.php)) e in numerosi documenti della Comunità Europea, quale il rapporto n. 179 del 2002 "*Towards a thematic strategy on soil protection*" ([http://europa.eu.int/eur-lex/en/com/pdf/2002/com2002\\_0179en01.pdf](http://europa.eu.int/eur-lex/en/com/pdf/2002/com2002_0179en01.pdf)). In questa ottica la conservazione della qualità del suolo deve essere considerata un obiettivo prioritario per chiunque operi in campo ambientale.

La qualità del suolo indica la capacità di uno specifico suolo di interagire con l'ecosistema per sostenere la produttività biologica, mantenere la qualità ambientale e promuovere la salute delle piante e degli animali (Karlen, 1997). Essa viene valutata analizzando un insieme di caratteristiche che sono in stretta relazione con il suo funzionamento. Tali caratteristiche non sono analizzabili in maniera diretta, ma richiedono l'utilizzo di opportuni indicatori, cioè caratteristiche di natura fisica, chimica o biologica particolarmente sensibili ad un disturbo, che possono essere definite come strumenti in grado di rappresentare, con diversi livelli di approssimazione, i cambiamenti delle condizioni ambientali (Benedetti e De Bertoli, 2000).

La qualità del suolo può essere influenzata dalla gestione del territorio che può alterare le caratteristiche chimico fisiche del suolo, producendo alterazioni anche nella comunità microbica.

La ricerca condotta ha avuto l'obiettivo di valutare l'effetto della differente gestione del territorio sulla qualità dei suoli del territorio comunale di Maddaloni (CE), valutata attraverso un numero selezionato di indicatori e attraverso strumenti di elaborazione statistica e cartografica.

In particolare, la prima fase di studio è consistita nella scelta degli indicatori fisici, chimici e biologici più adatti a valutare la qualità del suolo di aree soggette a diversi tipi di pressione antropica (attività agricola-pastorale, traffico autoveicolare, attività estrattiva) integrando le numerose informazioni sui *Minimum Data Set* proposti in letteratura (Larson e Pierce, 1991; Doran e Parkin, 1994; Karlen *et al.*, 1997) con le caratteristiche dell'area esaminata (Cap. 3).

Successivamente si è proceduto alla scelta delle aree di campionamento, utilizzando la carta di uso del suolo del Comune di Maddaloni. In particolare sono state identificate 5 tipologie di uso del suolo (boschi di conifere, boschi misti, arbusteti, coltivazioni arboree e pascoli) che, in alcuni

casi, sono state ulteriormente differenziate in base alla localizzazione. Nei siti prescelti sono stati poi effettuati quattro campionamenti di suolo con cadenza stagionale (06/09/2004; 05/05/2005; 19/12/2005; 08/03/2006) e sono stati determinati gli indicatori previsti per il progetto di tesi, come descritto nel capitolo 4.

I dati ottenuti (Cap. 5) sono stati elaborati sia con l'analisi statistica semplice (media, deviazione standard, analisi della varianza ad una via) sia con l'analisi multivariata (analisi delle componenti principali, paragrafo 5.2). Quest'ultima elaborazione ha avuto sia lo scopo di evidenziare meglio eventuali differenze tra i siti, considerando tutti i parametri simultaneamente, sia quello di fornire un supporto per proporre una riduzione del numero di campionamenti (individuando quello più rappresentativo della condizione media annua) e del numero di indicatori (scartando quelli che forniscono informazioni ridondanti). L'elevato numero di indicatori proposti attualmente in letteratura rende infatti di difficile attuazione i programmi di monitoraggio, che invece dovrebbero costituire un utile supporto per la pianificazione in campo ambientale da parte degli enti pubblici (Comuni, Province, ecc.).

Gli indicatori così selezionati sono stati utilizzati per l'elaborazione di un indice di qualità del suolo in modo da ottenere uno strumento sintetico che, combinando le molteplici informazioni sulle funzioni del suolo, possa costituire un valido supporto nella valutazione degli effetti dei differenti usi sul suolo.

I risultati ottenuti sono stati infine utilizzati per la redazione di carte tematiche e di una carta derivata di qualità del suolo (Cap. 6). Quest'ultima ha permesso di mettere in evidenza in modo immediato sia la distribuzione che l'estensione delle aree a diversa gestione, caratterizzate da diversa qualità del suolo.

## CAPITOLO 3

### GLI INDICATORI DI QUALITÀ DEL SUOLO PROPOSTI PER QUESTO STUDIO

Il Minimum Data Set proposto per questo studio è stato definito in accordo con i principi enunciati nei paragrafi precedenti, scegliendo come indicatori della qualità del suolo quelle proprietà che sono più sensibili a mostrare eventuali cambiamenti di questo compartimento per effetto delle attività antropiche che si svolgono nell'area di studio, cioè attività agricolo-pastorale, attività estrattiva e sostenuto traffico autoveicolare. In particolare sono stati individuati i seguenti indicatori per la valutazione della qualità del suolo (Tab. 3.1):

Tabella 3.1 - Indicatori di qualità del suolo proposti per questo studio

<b>Indicatori Fisici</b>	<b>Indicatori chimici</b>	<b>Indicatori biologici</b>
Capacità di campo	pH	Biomassa microbica
Bulk density	Capacità di scambio cationico	Biomassa Fungina
Porosità	Conducibilità elettrica	Azoto potenzialmente mineralizzabile
Tessitura	Contenuto in carbonio organico	Respirazione potenziale
	Contenuto in azoto totale e inorganico (in forma nitrica e ammoniacale)	
	Contenuto in nutrienti disponibili (Ca, K, Mg)	
	Contenuto in metalli pesanti (Cd, Cr, Cu, Pb, Zn)	

Di seguito sono descritte le principali caratteristiche degli indicatori proposti e la loro influenza sulla qualità del suolo.

#### 3.1 - Indicatori fisici

Gli indicatori fisici di qualità del suolo includono tutte le proprietà del suolo che regolano gli aspetti strutturali, come ad esempio il grado di penetrazione, di crescita e di espansione delle radici, la resistenza alle deformazioni e i principali processi di trasporto di acqua, soluti e gas. Alcune di queste proprietà possono essere considerate proprietà statiche nel tempo, come ad esempio la tessitura o la profondità dei suoli, la porosità e la bulk density (Larson e Pierce, 1991; Arshad e Coen, 1992; Doran e Parkin, 1994; Powers, 1998); tutte le proprietà che subiscono

variazioni temporali sia per cause naturali che per cause antropiche possono essere considerate proprietà dinamiche. In questa categoria rientrano tutte le proprietà che fanno riferimento ai processi di trasporti del suolo, come ad esempio i flussi di aria e di soluti. Tutte le proprietà fisiche hanno un grosso effetto sui processi chimici e biologici del suolo e concorrono a definire la qualità fisica del suolo, che rappresenta un aspetto centrale nella valutazione della qualità del suolo. In questo studio sono stati scelti come indicatori fisici della qualità del suolo la capacità di campo, la bulk density, la porosità e la tessitura.

### **3.1.1 - Capacità di campo**

La capacità di campo è definita come la quantità massima di acqua che può essere trattenuta dal suolo contro la forza gravitazionale che tenderebbe ad allontanarla (Florenzano, 1983). L'acqua è contenuta nei pori del suolo ed è una risorsa di vitale importanza per la crescita delle piante e per la sopravvivenza a degli organismi del suolo. Essa concorre a definire la struttura fisica del suolo incidendo sulla forza, sul grado di compattamento, sulla resistenza alla penetrazione e sulla bulk density, mentre risulta fortemente influenzata dalla tessitura, che determina l'entità dei pori, e dalle lavorazioni del suolo, che, modificando le condizioni di porosità, condizionano l'andamento dell'infiltrazione.

### **3.1.2 - Bulk density**

La *bulk density*, o densità apparente del suolo, rappresenta il rapporto tra la massa del suolo e il suo volume totale, inteso come somma tra il volume occupato dal solido e quello degli spazi vuoti (Allen, 1989). La *bulk density* può essere influenzata dall'origine dei suoli, dalla tessitura e dal tipo di coltivazione a cui il suolo è stato sottoposto (Logdson e Karlen, 2004). Tipicamente la *bulk density* varia tra 1.4 e 1.9  $\text{mg m}^{-3}$ , per i suoli sabbiosi, e tra 0,9 e 1,4  $\text{mg m}^{-3}$  per i suoli argillosi. Essa è correlata al grado di compattazione del suolo che comporta la riduzione del volume di una data massa di suolo. La compattazione, infatti, induce una riduzione del volume dei pori che si traduce in un aumento dei valori di *bulk density* (Dexter, 2004). Tale riduzione comporta, inoltre, un cambiamento nella distribuzione delle dimensioni dei pori ed ha una influenza diretta sia sui meccanismi di scambio dei gas che sul contenuto d'acqua del suolo (Katou *et al.*, 1987). Parallelamente, l'aumento della *bulk density* produce un effetto immediato anche sulle attività biologiche del suolo, inducendo l'insorgere di fenomeni di anossia che favoriscono ad esempio i processi di denitrificazione e la scomparsa delle micorrize. Per tutte

queste ragioni, la *bulk density* è stata spesso considerata come un indicatore sensibile a descrivere la qualità del suolo ed è stata, pertanto, inclusa nel minimum data set proposto da diversi autori (Larson e Pierce, 1991; Doran e Parkin, 1994).

### **3.1.3 – Porosità**

La porosità del suolo del suolo è data dal rapporto tra il volume degli spazi non occupati da particelle solide e il volume totale del suolo. La porosità ha influenza diretta sulla circolazione dell'acqua, sulla capacità del suolo di trattenerla e sulla circolazione dell'aria. I rapporti tra il diametro dei pori e la circolazione dell'acqua e dell'aria consentono di individuare tre tipologie di pori distinti in funzione del diametro (Sequi, 1989):

- √ Fessurazioni: diametro  $>$  di 0.5 mm. Assicurano movimenti di grosse masse di fluidi, in particolare il drenaggio di forti eccessi di acqua; rappresentano il luogo in cui è possibile trovare la mesofauna e le radici delle piante
- √ Pori di trasmissione: diametro compreso tra 50-500  $\mu\text{m}$ . Consentono i movimenti dell'acqua gravitazionale e assicurano, insieme alle fessurazioni, gli scambi gassosi. Sono occupati dalla microfauna e dalle piccole radici.
- √ Pori della riserva idrica: diametro compreso tra 0.5-50  $\mu\text{m}$ . Consentono il drenaggio gravitazionale dell'acqua che pertanto è disponibile per le piante. Ospitano batteri, ife fungine e peli radicali.
- √ Pori delle riserve nutritive: diametro  $<$  50  $\mu\text{m}$ . In questi pori avvengono tutte le interazioni chimico- fisiche tra i costituenti del suolo e tutte le reazioni chimiche che riguardano gli elementi nutritivi. L'acqua presente in questi pori non è disponibile per le piante.

Le migliori condizioni di fertilità fisica si verificano quando nel suolo coesiste un sistema eterogeneo dal punto di vista morfologico e dimensionale dei pori, in modo da trattenerne l'acqua e renderla disponibile per le piante e al tempo stesso consentire anche una buona circolazione dell'aria. Poiché acqua e aria sono di vitale importanza per la vita delle piante e degli organismi del suolo, ne consegue che un suolo ideale debba avere dei valori di porosità intorno al 50% (Sequi, 1989). La porosità, oltre ad essere influenzata dalla distribuzione e dalla forma delle particelle del suolo e dalla loro aggregazione, risulta anche strettamente collegata al tipo di

gestione del suolo e alle sue variazioni. Per tutti questi motivi può essere considerata un buon indicatore della qualità del suolo (Powers *et al.*, 1998).

### 3.1.4 – Tessitura

Il suolo è costituito da componenti inorganiche che si presentano sotto forma di particelle aventi una composizione granulometrica molto eterogenea, con dimensioni che possono essere maggiori di 2 mm, frazione nota come scheletro, o minori di 2 mm, frazione nota come terra fine (< 2 mm). La tessitura rappresenta la distribuzione percentuale, nella terra fine, delle diverse frazioni granulometriche, ossia sabbia, limo e argilla (Radaelli, 1989). L'intervallo di dimensioni relativo alle diverse frazioni granulometriche cambia a seconda del sistema di classificazione considerato. Le classificazioni attualmente adottate (Tab. 3.2) sono quelle della Società Internazionale di Scienza del Suolo (ISSS) e quella del Dipartimento di Agricoltura degli Stati Uniti (USDA).

Tabella 3.2n- Classificazioni delle frazioni granulometriche adottate dalla ISSS e dall'USDA (Sequi, 1989)

Classificazione ISSS		Classificazione USDA	
Frazione	Intervallo di diametro (mm)	Frazione	Intervallo di diametro (mm)
Sabbia grossa	0.2-2	Sabbia molto grossa	1-2
		Sabbia grossa	0.5-1
Sabbia fine	0.02-0.2	Sabbia media	0.25-0.5
		Sabbia fine	0.10-0.25
		Sabbia molto fine	0.05-0.10
Limo	0.002-0.02	Limo	0.002-0.05
Argilla	< 0.002	Argilla	< 0.002

Entrambe le classificazioni considerano incluse nella terra fine la sabbia (distinta solo in grossa e fine, nella classificazione ISSS, ulteriormente suddivisa, nella classificazione USDA) nonché il limo e l'argilla. Le caratteristiche di queste tre componenti possono essere così riassunte di seguito:

- √ Sabbia: comprende le particelle caratterizzate da diametri relativamente elevati che determinano la presenza di pori abbastanza grandi da favorire i rapporti del suolo con l'aria. I suoli sabbiosi infatti sono sempre ben aerati, dotati di un buon drenaggio ma con scarsa attitudine a trattenere l'acqua.
- √ Limo: le particelle appartenenti a questa categoria hanno dimensioni intermedie tra quelle della sabbia e quelle dell'argilla. I suoli limosi presentano pertanto proprietà di attività superficiale, di drenaggio e di aerazione intermedie tra quelle della sabbia e quelle dell'argilla.
- √ Argilla: comprende le particelle con diametri molto ridotti; con una frequente attitudine a rigonfiarsi a contatto con l'acqua e caratterizzate da una elevata attività superficiale. I suoli nei quali prevale questa frazione sono caratterizzati da scarsa aerazione e da difficile drenaggio; mentre l'elevata attività superficiale determina notevole ritenzione di acqua ed elementi nutritivi.

Una volta determinate le percentuali di sabbia, limo ed argilla, per stabilire la tessitura è necessario avvalersi del triangolo tessiturale (Fig. 3.1). Sui lati di questo triangolo equilatero sono riportati, rispettivamente, i valori percentuali di sabbia, limo ed argilla, mentre al suo interno sono definiti una serie di poligoni, ognuno dei quali individua una specifica classe tessiturale. Incrociando tra loro i valori delle tre frazioni granulometriche, si individua il poligono specifico che determina la classe tessiturale relativa al suolo considerato. I suoli franchi, costituiti da quantità significative di tutte le frazioni granulometriche, sono anche i più equilibrati in termini di disponibilità sia di acqua che di aria.

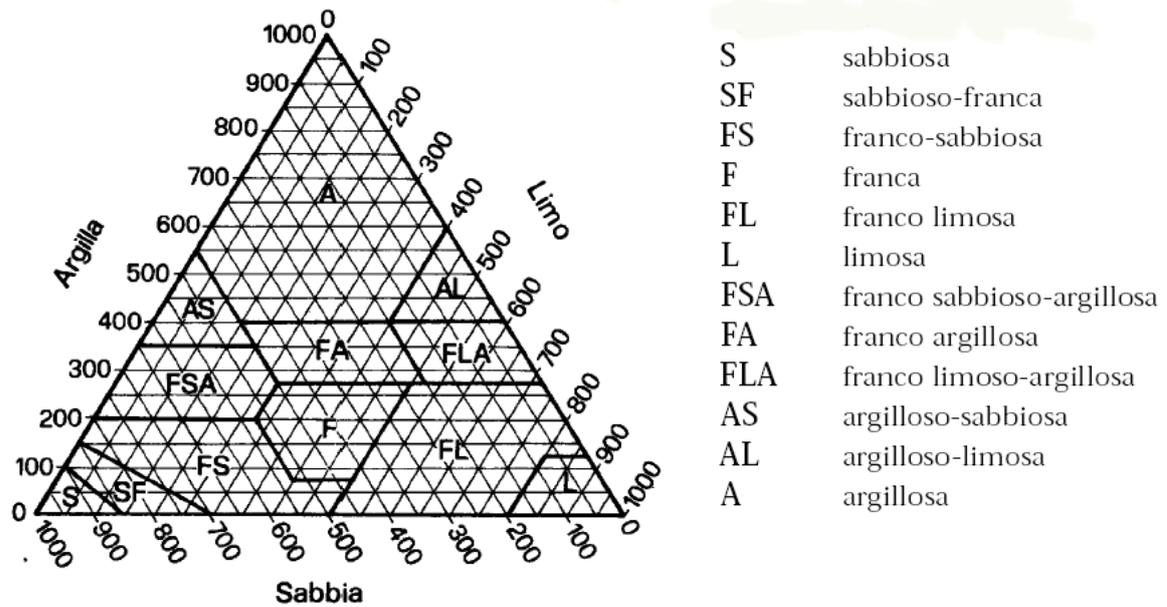


Fig. 3.1 - Triangolo tessiturale U.S.D.A. (SSIS, 1985)

### 3.2. - Indicatori chimici di qualità del suolo

Gli indicatori chimici di qualità del suolo possono essere suddivisi, in base alla specifica funzione del suolo che descrivono, in quattro categorie (Schoenholtz *et al.*, 2000) riferite, rispettivamente, allo stato del carbonio nel suolo, alla misura dell'acidità, alla misura della disponibilità dei nutrienti e dei contaminanti nei suoli. Gli indicatori chimici utilizzati per questo lavoro sono stati scelti in modo che fossero rappresentativi di queste quattro categorie. Pertanto è stato considerato come indicatore dello stato di carbonio nel suolo il contenuto di carbonio organico, mentre come indicatore dell'acidità del suolo è stato considerato il pH. La capacità di scambio cationico, la conducibilità elettrica, il contenuto di nutrienti disponibili (Ca, K, Mg) e il contenuto di azoto totale e disponibile (nitrato e ammonio) sono stati considerati come indicatori sensibili a descrivere la disponibilità dei nutrienti, mentre il contenuto totale di metalli pesanti (Cd, Cr, Pb, Cu e Zn) è stato considerato come indicatore della presenza di contaminanti nel suolo.

### 3.2.1 – pH

Il pH rappresenta il grado di reazione di un suolo, cioè la misura della sua acidità o alcalinità, ed è espresso in termini di variazione dalla concentrazione idrogenionica nella fase liquida del suolo. Tale variazione è legata, fondamentalmente, alla natura della matrice litologica e all'andamento dell'evoluzione pedogenetica, quest'ultima strettamente correlata alle condizioni climatiche del sito in esame. Inoltre altri fattori, sia interni che esterni, concorrono a determinare variazioni della reazione del suolo: la presenza di particolari sostanze, l'eterogeneità del sistema, le caratteristiche climatiche stagionali e le tecniche colturali (l'aratura profonda o fertilizzazione con concimi minerali costituiti da sali a reazione acida). Normalmente i valori di pH variano tra 4.0 e 8.5 anche se in condizioni particolari si possono riscontrare suoli con pH inferiore a 3 o superiori a 10 (Gessa e Testini, 1989). Sulla base dei valori assunti dal pH in acqua, i suoli vengono classificati secondo lo schema riportato in tabella 3.3.

Tabella 3.3 - Classificazione dei suoli in base al pH (in acqua; classificazione USDA, 1951)

<b>Cassificazione</b>	<b>Valori di pH</b>
Ultraacido	< 4.5
Molto fortemente acido	4.5 – 5.0
Moderatamente acido	5.1 – 6.0
Debolmente acidi	6.1 – 6.5
Neutri	6.6 – 7.3
Debolmente alcalino	7.4 – 7.8
Moderatamente alcalini	7.9 – 8.4
Fortemente alcalini	8.4 – 9.0
Molto fortemente alcalini	> 9.0

Anche il pH del suolo, come la sostanza organica, è in grado di influenzare molti processi fisici, chimici e biologici del suolo, rappresentando quindi un indicatore chiave nella valutazione della qualità del suolo. Esso influenza l'attività dei microrganismi responsabili della maggior parte delle trasformazioni chimiche che avvengono nel suolo e la disponibilità degli elementi nutritivi per le piante. Aumenti di pH determinano una minore disponibilità per le piante di calcio, magnesio, boro, ferro, manganese, rame e zinco. Anche molti metalli pesanti diventano più solubili in condizioni di acidità, aumentando in tal modo il rischio di arrivare alle falde, nei fiumi e nei laghi. Rilevanti, poi, sono gli effetti del pH su alcune attività biologiche del suolo.

L'instaurarsi di condizioni di acidità, ad esempio, riduce o inibisce numerose attività batteriche, incidendo sensibilmente sui processi di azoto-fissazione e di nitrificazione, mentre favorisce lo sviluppo e le attività dei funghi. Non meno importanti sono gli effetti del pH sulle caratteristiche chimico-fisiche del suolo; in particolare la dispersione delle argille, la distruzione degli aggregati del suolo, la riduzione della permeabilità all'acqua, la contrazione del volume per essiccamento risultano fortemente influenzati dal grado di reazione (Sequi, 1989).

### ***3.2.2 - Capacità di scambio cationico***

La capacità di scambio cationico (CSC) rappresenta la quantità massima di cationi adsorbibili (cationi scambiabili) dai colloidi organici e minerali del suolo (Gessa e Testini, 1989). Il valore di capacità di scambio cationico, espresso in meq/ 100 g di suolo, è funzione diretta della carica netta che rappresenta la somma tra la carica permanente e quella variabile. Poiché quest'ultima è dipendente anche dal pH, se ne deduce che la CSC assume valori diversi in corrispondenza di diversi valori di pH.

La capacità di scambio cationico rappresenta un buon indicatore di qualità del suolo, in quanto fornisce un'indicazione sulla fertilità potenziale e sulla natura dei minerali argillosi. L'assorbimento per scambio ionico rappresenta, infatti, il meccanismo più importante di trattenimento degli ioni nel suolo e coinvolge quasi esclusivamente i cationi, tra cui quelli utili alla nutrizione delle piante come calcio, magnesio, potassio e sodio. Questi cationi sono fissati solo temporaneamente sui minerali argillosi e le sostanze umiche e possono essere facilmente sostituiti da altri cationi al mutare della composizione ionica della soluzione del suolo, diventando prontamente disponibili per le piante. La capacità di scambio cationico è correlata al contenuto di sostanza organica (spesso superiore a 300 meq/100 g di sostanza organica) e a quello di argilla. Essa oscilla tra un minimo di 5 ad un massimo di 50 meq/100 g di suolo nei suoli coltivati, mentre raggiunge valori superiori a 200 meq/100g di suolo nei suoli torbosi.

In base ai valori assunti, la capacità di scambio può essere valutata secondo lo schema riportato in tabella:

Tabella 3.4 - Valutazione della CSC (SSIS, 1985)

<b>Valori di CSC (meq /100 g di suolo)</b>	<b>Valutazione</b>
< 5	Molto bassa
5 - 10	Bassa
10 - 20	Media
> 20	Alta

### **3.2.3 - Conducibilità elettrica**

La conducibilità elettrica rappresenta la misura indiretta della concentrazione totale dei sali disciolti in una soluzione di suolo e costituisce un buon indicatore dei potenziali effetti negativi della salinità sul potenziale osmotico e sullo squilibrio dei nutrienti nei suoli. La conducibilità elettrica dipende dal chimismo del suolo e risulta fortemente influenzato dal contenuto d'acqua, dal pH, dalla capacità di scambio cationico, dal potenziale di ossido-riduzione, dalla quantità di sostanze umiche, dall'attività microbica, ma anche da fattori esterni, quale il clima, e fattori antropici, come le acque di irrigazione e le concimazioni. Si tratta di un indicatore particolarmente adatto a descrivere le variazioni di qualità per i suoli agricoli, che sono caratterizzati dalla presenza di sali solubili (costituiti prevalentemente dai cationi sodio, calcio e magnesio e dagli anioni cloruro, solfato e bicarbonato). Un aumento della salinità in questi suoli può provocare effetti negativi sulle colture sia per la presenza di alcuni elementi tossici (effetto specifico) sia per l'effetto dovuto all'inibizione dell'assorbimento di acqua per aumento della pressione osmotica della soluzione del terreno (effetto aspecifico). Ciò produce una diminuzione dei raccolti (anche del 20%), una riduzione della germinazione dei semi, un'alterazione dello sviluppo delle foglie. I valori di conducibilità ottimali per terreni non salini, in termini di buona potenzialità produttiva, variano tra 0.2 e 2.0 dS/m.

### **3.2.4 - Contenuto in carbonio organico**

Il contenuto in carbonio organico del suolo è in stretta relazione con quello della sostanza organica, che a sua volta rappresenta il principale indicatore chimico della qualità del suolo (Schoenholtz *et al.*, 2000). La sostanza organica del suolo può assumere valori variabili da meno di 0.5% (dotazione bassa) ad oltre il 4% (dotazione alta) secondo *Soil Conservation Service* (Russell, 1994; Tab. 3.5).

La sostanza organica nel suolo ha una composizione molto eterogenea e risulta costituita principalmente da cellule di microrganismi, da residui animali e vegetali a diverso stadio di decomposizione, dalle sostanze secrete sia dalle radici che a livello della superficie delle foglie (Sequi, 1989). La sostanza organica ha un effetto diretto sulla qualità del suolo grazie alla sua influenza sulle proprietà fisiche, chimiche e biologiche che ne determinano il suo corretto funzionamento. Più precisamente essa svolge un ruolo chiave nella determinazione della struttura del suolo attraverso lo sviluppo di aggregati, di dimensioni variabili a seconda delle caratteristiche di tessitura del suolo, i quali tendono a disporsi e organizzarsi spazialmente determinando la forma e le dimensioni degli spazi vuoti (o pori) all'interno del suolo. La presenza di sostanza organica garantisce una buona porosità, che aumentando l'aerazione e il drenaggio del suolo, favorisce lo sviluppo delle radici, l'attività della biomassa microbica e quindi i processi coinvolti nei cicli degli elementi nutritivi. Oltre che sulle proprietà strutturali del suolo, la sostanza organica esercita un'influenza combinata sulla capacità di ritenzione idrica e sul colore del suolo. Grazie alla formazione degli aggregati e all'influenza sulla porosità, la sostanza organica consente di trattenere nel suolo grandi quantitativi di acqua come acqua di idratazione, influenzando notevolmente il regime di temperatura del suolo. A causa dell'elevato calore specifico dell'acqua, nei suoli umidi si verificano, infatti, variazioni di temperatura più lente. La presenza nel suolo di sostanza organica umificata tende, poi, 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.

Tabella 3.5 – Valutazione della riserva di sostanza organica nel suolo (%) secondo *Soil Conservation Service* (Russell, 1994)

<b>Sostanza organica (%)</b>	<b>Valutazione</b>
<0.5	Molto bassa
0.5-1.0	Bassa
1.0-2.0	Moderatamente bassa
2.0-4.0	Media
>4.0	Alta

### 3.2.5 – *Contenuto in nutrienti*

La valutazione della concentrazione di elementi nutritivi nel suolo è di fondamentale importanza nella determinazione della qualità del suolo, in quanto dalla presenza di tali elementi dipende la nutrizione delle piante.

L'**azoto** è uno dei nutrienti più importanti a causa del suo ruolo chiave negli acidi nucleici, nelle proteine e in una serie di composti di grande importanza biologica, come i nuclei porfirinici. Nei suoli, l'azoto è presente quasi esclusivamente in forma organica (90-95% del contenuto totale) e la sua disponibilità è legata al *turnover* della sostanza organica. Una piccola frazione di azoto è rappresentata, però, dalle forme inorganiche prontamente assimilabili da parte delle piante. Nel complesso l'azoto totale nei suoli delle colture arboree assume valori variabili tra 0.1 e 0.15 % , mentre nei suoli di montagna assume valori più elevati, in media 0.3%, che possono arrivare anche a 2.5% nei suoli torbosi (Petronici, 1989). La frazione di azoto prontamente assimilabile dalle piante è rappresentata dalla forma nitrica, libera nella fase liquida e prontamente disponibile, e da quella ammoniacale più lentamente disponibile, adsorbita sul complesso di scambio ed in equilibrio con una piccola parte presente in soluzione. Gli intervalli di concentrazione nei suoli di azoto ammoniacale e di azoto nitrico sono compresi rispettivamente tra 0.2 e 3 mg su 100 g di suolo e tra 0.1 e 2 mg su 100 g di suolo (Allen, 1989). La disponibilità di queste due forme nel suolo è funzione dei processi di mineralizzazione, per la produzione di ammonio, e di nitrificazione per la produzione di nitrato. Tali processi sono influenzati a loro volta dal grado di aerazione del suolo, dal pH e dalle attività dei microrganismi del suolo. I processi di mineralizzazione dell'azoto possono essere valutati attraverso la determinazione del rapporto C/N. Questo indicatore rappresenta il rapporto in peso tra la quantità di carbonio organico (C) e la quantità di azoto totale (N) presenti in un suolo. Nei terreni ricchi di sostanza organica ben umificata, tale rapporto è compreso tra 8 e 12; valori oltre 15 sono individuati nei terreni biologicamente meno attivi e caratterizzati da processi di mineralizzazione più lenta.

Il **potassio** si trova nel suolo per il 90-98 % nei minerali, principalmente nei feldspati e nelle miche, intrappolato nei reticoli cristallini e in forma non scambiabile, disponibile per le piante solo nel corso dei processi di alterazione. La frazione prontamente disponibile per le piante è rappresentata dal potassio adsorbito sul complesso di scambio e da quello solubile, presente nelle soluzioni del suolo. La quantità di potassio scambiabile non supera di norma 1–2% di quello totale, mentre quello solubile può rappresentare al massimo l'1% del potassio scambiabile (Petronici, 1989). Il potassio rappresenta un elemento indispensabile in alcuni processi fisiologici, tra i quali il metabolismo dei carboidrati, il bilancio idrico della pianta e lo sviluppo dei tessuti meristemati.

Il contenuto di **calcio** nel suolo è molto variabile a causa della diffusione di questo elemento sia tra i minerali della rocce eruttive che tra quelli delle rocce sedimentarie. Mediamente il suo contenuto si attesta intorno a valori compresi tra lo 0.1 e 1.5%, raggiungendo valori molto elevati solo nei suoli calcarei. Il calcio viene assimilato dalle piante in forma ionica ( $\text{Ca}^{2+}$ ) e riveste un ruolo fondamentale nella struttura dei tessuti vegetali, offrendo azioni di sostegno e rinforzo nelle lamelle mediane delle membrane cellulari. A questa funzione si aggiunge la capacità di questo elemento di favorire la deposizione di ossalati, carbonati e fosfati nei vacuoli cellulari (Petronici, 1989).

Il **magnesio** si trova in molti minerali silicatici (olivine, pirosseni e anfiboli) e in alcuni allumosilicati come ad esempio le miche. Il suo contenuto nei suoli oscilla tra 0.05 e 0.5%, raggiungendo valori massimi solo nei suoli argillosi. Le quantità di magnesio disponibile e solubile, che rappresentano le forme assimilabili dalle piante, sono, in genere, minori del 5% del magnesio totale (Petronici, 1989). Il magnesio svolge un ruolo fondamentale nelle piante nella formazione dei composti metallorganici di cui il più importante è la clorofilla. A ciò si aggiunge il suo ruolo di attivatore di molti enzimi tra cui quelli che coinvolgono l'ATP.

### ***3.2.6 - Contenuto in metalli pesanti***

Per quanto riguarda gli indicatori della qualità del suolo legati alla presenza di eventuali contaminanti, per questo studio si è scelto di considerare il contenuto totale di metalli pesanti, quali cadmio, cromo, piombo, rame e zinco. Poiché ampia trattazione è stata dedicata alle caratteristiche e alle funzioni di questi elementi nel suolo (cfr par. 1.2.4.1), di seguito vengono schematizzate (Tab. 3.6) le concentrazioni medie di questi elementi nel suolo i limiti normativi di concentrazione massima ammissibile.

Tabella 3.6 - Concentrazioni e limiti normativi per il contenuto di metalli pesanti nel suolo

Elemento	Concentrazione media nei suoli (Allen, 1999)	Valore limite massimo ammissibile espresso in mg kg <sup>-1</sup> (DM 471/1999)
Cadmio	0.03 – 0.3 µg g <sup>-1</sup>	2
Cromo	10 - 200 µg g <sup>-1</sup>	150
Piombo	2 - 20 µg g <sup>-1</sup>	100
Rame	0.1 - 3 µg g <sup>-1</sup>	120
Zinco	1 - 40 µg g <sup>-1</sup>	150

### 3.3 - Indicatori biologici di qualità del suolo

L'importanza della componente biologica nella valutazione della qualità del suolo è stata riconosciuta da molti autori (Doran e Parkin, 1994; Elliot, 1994; Hofman *et al.* 2003, Schloter *et al.*, 2003) in virtù della stretta relazione esistente tra questa componente (in particolare con la frazione microbica) dei suoli e tutti i processi legati al funzionamento del suolo (ad esempio, cicli dei nutrienti). A ciò si aggiunge la capacità della componente microbica a rispondere in maniera rapidissima ai cambiamenti della qualità del suolo che rende i parametri microbici indicatori particolarmente sensibili a fattori di disturbo.

Sebbene le tipologie di indicatori biologici e le metodiche di misura siano ancora argomento di discussione per la comunità scientifica (Schloter *et al.*, 2003), i programmi nazionali e internazionali per il monitoraggio della qualità del suolo attualmente includono tra gli indicatori biologici di qualità la biomassa microbica, la respirazione potenziale e l'azoto potenzialmente mineralizzabile (Bloem *et al.*, 2003). Oltre a questi indicatori microbici in questo studio è stata considerata anche la biomassa fungina.

#### 3.3.1 - Biomassa microbica

La biomassa microbica nel suolo è costituita da batteri, funghi, actinomiceti, alghe, protozoi e rappresenta circa un quarto della biomassa totale nel suolo (Pankhurst *et al.*, 1996). Essa rappresenta un buon indicatore di qualità del suolo sia negli ambienti naturali che in quelli antropici poiché i microrganismi svolgono un'ampia gamma di funzioni ecologiche che risultano essenziali per la corretta funzionalità e salute del suolo. Oltre a essere coinvolti nei processi di pedogenesi, i microrganismi svolgono un ruolo fondamentale nella degradazione della sostanza organica e nella produzione di humus. Partecipando attivamente ai cicli dei nutrienti, assicurano il rinnovamento e l'approvvigionamento della maggior parte degli ioni del suolo e si comportano da riserva di elementi minerali, come l'N, trattenendoli negli orizzonti superficiali del suolo, proteggendoli dalla lisciviazione, e rilasciandoli progressivamente alle piante (Smith e Paul, 1990; Pankhurst *et al.*, 1995; Kennedy e Papendick, 1995).

La natura dinamica della biomassa microbica, cioè la capacità di cambiare e adattarsi continuamente ai cambiamenti ambientali, la rende un indicatore particolarmente sensibile ai cambiamenti determinati dall'uomo sul suolo. Numerosi studi hanno focalizzato l'attenzione sulla comunità microbica del suolo in sistemi forestali gestiti (Rutigliano *et al.*, 1993b; Hossain *et al.*, 1995), in agroecosistemi (Fließbach e Mäder, 2000; Castrillo e Jorgensen, 2001), in sistemi silvopastorali (Tracy e Frank, 1998). Particolare attenzione poi, è stata dedicata anche a valutare la risposta della biomassa microbica a differenti tipi di disturbo antropico, come gli incendi (Prieto-Fernandez *et al.*, 1998; Rutigliano *et al.*, 2002b) o l'inquinamento da metalli pesanti (Rutigliano *et al.*, 1993a; Renella *et al.*, 2002; D'Ascoli *et al.*, 2006).

La biomassa microbica è influenzata dalla sostanza organica del suolo, dalle condizioni climatiche, dal contenuto di acqua, dalla temperatura, dal pH, dalla struttura e dalla tessitura del suolo, oltre che da tutti i tipi di interventi dell'uomo nella gestione di suoli.

### **3.3.2 - Biomassa fungina**

Una componente della biomassa microbica particolarmente sensibile alle variazioni delle condizioni del suolo è rappresentata dai funghi. Si tratta di una componente molto abbondante nei suoli, circa 500 kg di biomassa fungina in un ettaro di suolo di media fertilità (Florenzano, 1983), che esplica differenti attività nel suolo. Le specie saprofiti svolgono un ruolo fondamentale nella decomposizione della sostanza organica, degradando sostanze più recalcitranti, come la lignina; altre specie sono parassite delle piante o in grado di formare importanti rapporti simbiotici con le radici delle piante (micorrize).

Il contenuto nel suolo della componente fungina rappresenta un buon indicatore della qualità del suolo poiché i funghi risultano particolarmente sensibili alle alterazioni chimico-fisiche dell'ambiente. L'abbondanza di funghi nel suolo è influenzata dal pH del suolo. I funghi, infatti, sono la componente microbica dominante nei suoli acidi, dove l'instaurarsi di questa condizione è fortemente limitante per i batteri. Trattandosi, poi, di organismi eterotrofi la loro distribuzione nel suolo risulta fortemente influenzata dalla disponibilità della sostanza organica, che determina sensibili riduzioni del micelio fungino al diminuire della sua disponibilità (Iovieno *et al.*, 1996).

### **3.3.3 - Respirazione del suolo**

La componente microbica può fornire informazioni sulla qualità del suolo non solo in termini di biomassa, ma anche in termini di attività. L'attività microbica viene determinata come respirazione del suolo, misurando la CO<sub>2</sub> prodotta dall'ossidazione della sostanza organica. Si tratta di un parametro che offre indicazioni sull'attività dei processi di decomposizione operati dai microrganismi del suolo (Brookes, 1985). È stato stimato (Parker e Dopxtader, 1983), infatti, che la microflora edafica è responsabile del 71% dell'evoluzione di CO<sub>2</sub> totale dal suolo. La respirazione del suolo dipende in larga misura dallo stato fisiologico delle cellule microbiche ed è principalmente legata alle variazioni del contenuto di sostanza organica, della temperatura e dell'umidità del suolo, che in molti suoli costituiscono fattori limitanti per la comunità microbica.

### **3.3.4 - Azoto potenzialmente mineralizzabile**

Tra i vari indicatori proposti per la determinazione della qualità del suolo, molti autori (Doran e Parkin, 1994; Wander e Bollero, 1999; Brejda *et al.*, 2000) hanno suggerito di considerare l'azoto potenzialmente mineralizzabile (PMN). Il PMN rappresenta la quantità di azoto organico mineralizzabile nel suolo e comprende l'azoto della biomassa microbica e l'azoto prontamente disponibile (composti organici azotati e liberi nella matrice del suolo). Esso stima la conversione dell'azoto organico nelle forme di N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, che rappresentano il risultato di una serie di trasformazioni biochimiche (ammonificazione e nitrificazione) mediate dai microrganismi del suolo e risulta, pertanto, influenzato da tutti i fattori che agiscono sull'attività microbica come l'umidità, la temperatura e il pH del suolo. Tale misura rappresenta, quindi, uno strumento utile nella valutazione della capacità del suolo di rifornirsi di azoto per la crescita delle piante. Di conseguenza la sua determinazione può rappresentare un valido strumento di supporto per i piani

di ottimizzazione della quantità di fertilizzanti a base azotata applicabile a diverse tipologie di suoli coltivati.

## CAPITOLO 4

### MATERIALI E METODI

#### 4.1 - Area di studio

L'area oggetto del presente studio corrisponde al territorio comunale di Maddaloni. Esso è rappresentato interamente nel Foglio n°172 "Caserta" della Carta Topografica d'Italia ed occupa la parte orientale del margine Nord-Est della Piana Campana (Fig. 4.1). L'intero territorio è delimitato a Nord e ad Est dalle propaggini orientali dei Monti Tifatini, mentre da NW a SE si apre sulla Piana Campana fino ai limiti comunali di Caserta, S. Marco Evangelista, Marcianise, Acerra e S. Maria a Vico. Tutta l'area comunale è compresa tra le quote altimetriche di 40 e 420 m sul livello del mare.

Il territorio comunale si presenta costituito prevalentemente da due unità morfologiche, che conferiscono un diverso aspetto al paesaggio. La prima unità, situata nella porzione nord-orientale, è delimitata dalle propaggini orientali della dorsale carbonatica dei Monti Tifatini (M.te S.Michele, M.te Decoro) e presenta una morfologia articolata e a tratti accidentata, fortemente condizionata dagli affioramenti delle rocce carbonatiche ricoperte, nelle zone meno acclivi, da depositi piroclastici. A tale paesaggio si contrappone, fino ai limiti comunali, quello della pianura sottostante, morfologicamente condizionata dalla messa in posto dei detriti vulcanici. Il passaggio tra le due unità è graduale ai bordi dei rilievi calcarei, dove è presente una fascia detritica calcarea, frammista a piroclastiti rimaneggiate. Nel complesso, la zona presenta un andamento prevalentemente pianeggiante. Il comune ha un'estensione totale di 33.33 km<sup>2</sup> e comprende alcune frazioni, Montedecoro, Lamia, Pioppolungo, poste tutte nella zona sub-pianeggiante, mentre il centro della città si sviluppa tra questa e la zona pedemontana. Il territorio è attualmente soggetto ad una forte urbanizzazione e ad una intensa e incontrollata attività estrattiva.

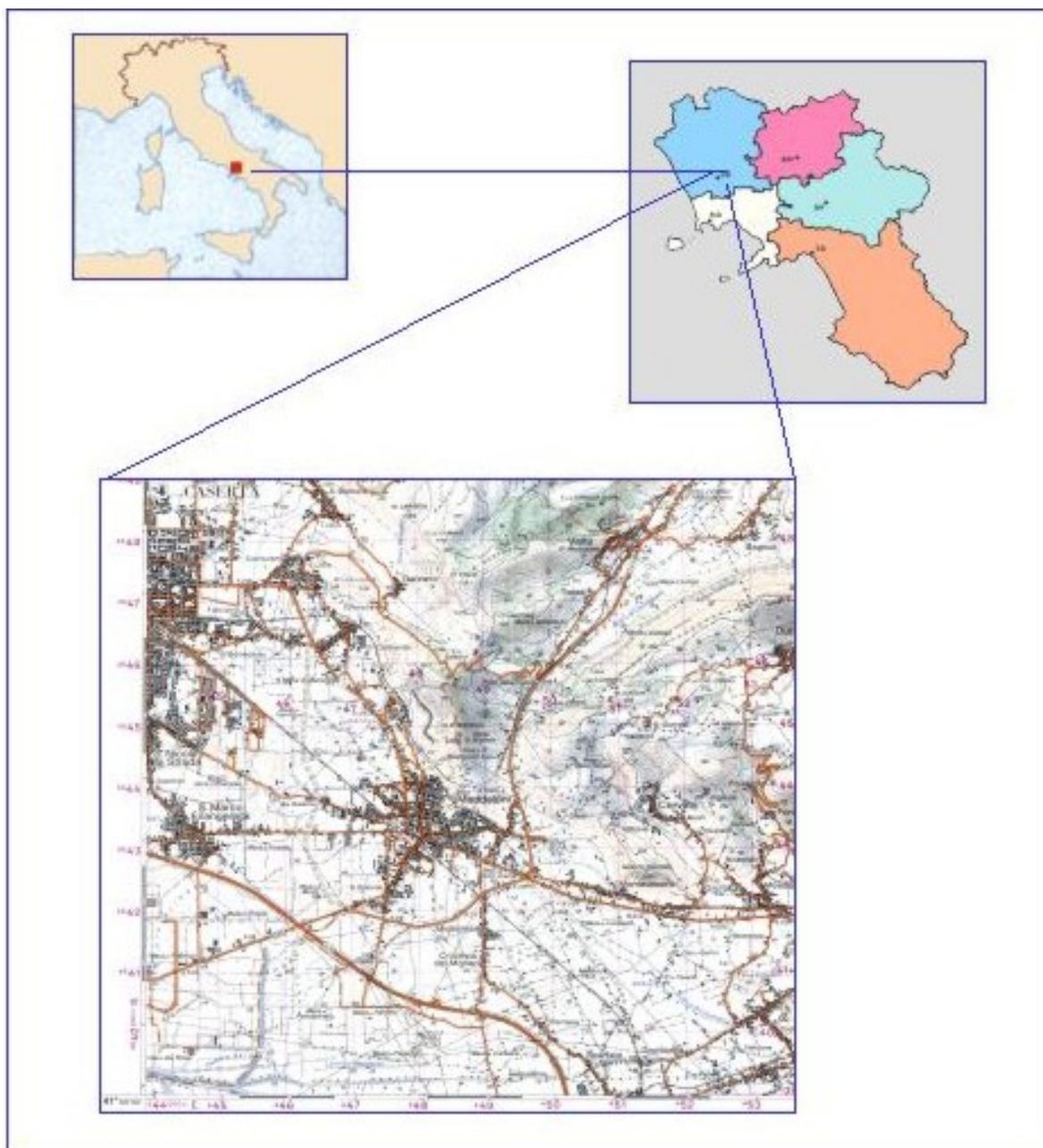


Fig. 4.1 - Inquadramento geografico dell'area di studio



Per la scelta delle aree di campionamento è stata utilizzata la seguente documentazione cartografica relativa al territorio comunale di Maddaloni:

- √ carta topografica in scala 1:5000 del 1999 (redatta dalla ditta Zappariello)
- √ ortofotopiano digitale in scala 1:10.000 del 1999 (C.G.R.A. di Parma)
- √ carta della vegetazione e dell'uso del suolo in scala 1: 5000 (Petriccione, Tesi di Laurea sperimentale, Seconda Università degli Studi di Napoli, Facoltà di Scienze Ambientali, 2002).

La carta di uso del suolo è stata realizzata in accordo alla legenda CORINE Land Cover. Questa legenda è nata, nel 1985, dal Programma della Commissione Europea CORINE (*Coordination of Information on the Environment*) con lo scopo principale di ottenere informazioni ambientali e coordinarle a livello europeo. La legenda CORINE è composta da 44 voci organizzata su tre livelli gerarchici.

A partire dall'ortofotopiano digitale sul quale sono state sovrapposte la carta topografica e la carta della vegetazione e dell'uso del suolo, redatta nel 2002, è stata rielaborata quest'ultima, mediante rilievi di campo, in modo da ottenere una carta della vegetazione e dell'uso del suolo aggiornata al 2004.

Integrando le informazioni ottenute dagli strumenti cartografici a disposizione, sono state individuate 4 tipologie di uso del suolo (Fig. 4.3) distinte in pascoli, coltivazioni arboree (agrumeti, oliveti, vigneti e pescheti), arbusteti, sviluppati in coltivi abbandonati, e boschi relativamente indisturbati. In alcuni casi queste tipologie sono state ulteriormente differenziate considerando la differente posizione geografica (montana, pedemontana e di valle). La tabella 4.1 mostra le aree individuate, il livello di appartenenza nella CORINE Land Cover, la sigla con cui queste sono state rappresentate nel corso dello studio e, ove presente, la distinzione in base alla posizione geografica. Le foto alcuni dei siti di campionamento sono riportate in Fig. 4.4.

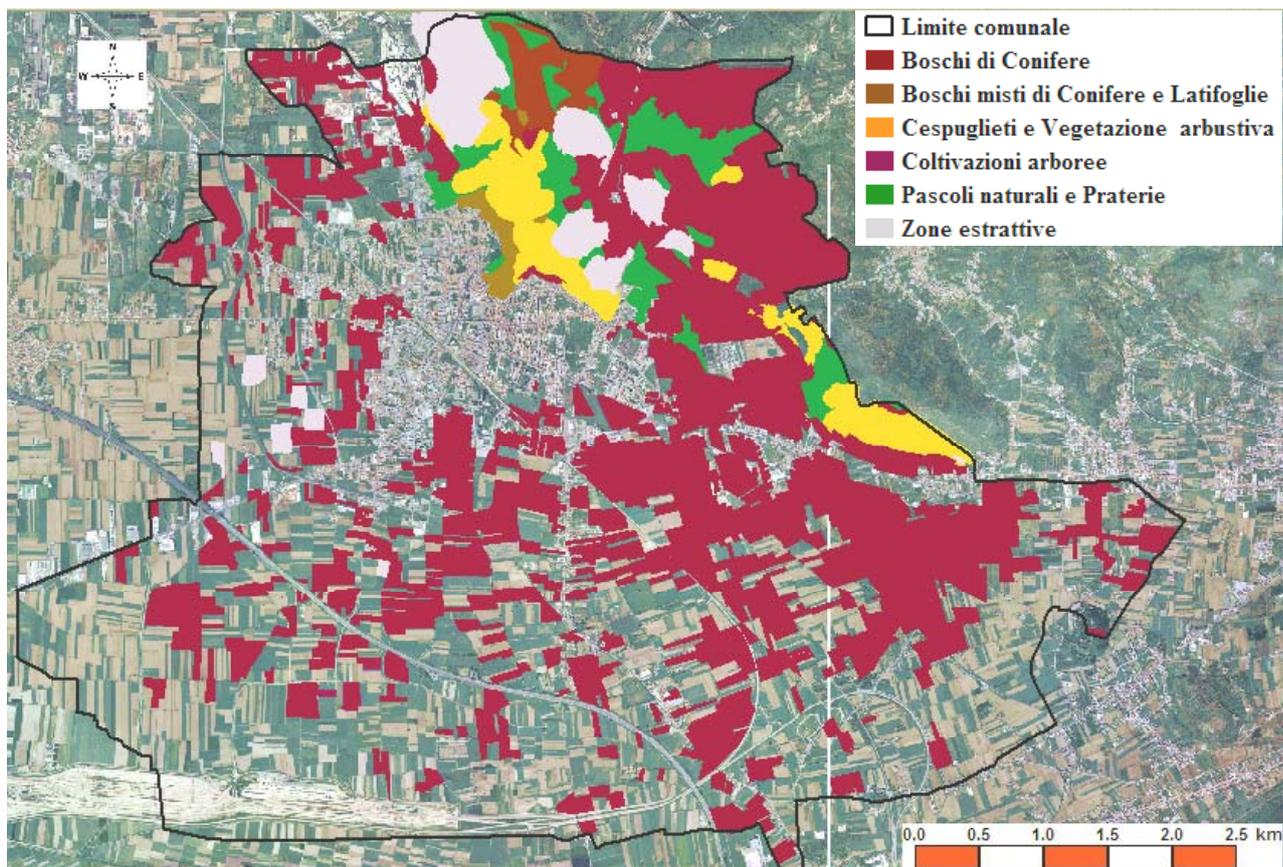


Fig. 4.3 – Tipologie di uso del suolo individuate integrando le informazioni ottenute dagli strumenti cartografici a disposizione.

Tabella 4.1 - Aree di campionamento, livelli di CORINE Land Cover, posizione geografica, sigla identificativa.

<b>Area di campionamento</b>	<b>Livello di CORINE Land Cover</b>	<b>Posizione geografica</b>	<b>Sigla</b>
Bosco di conifere	3.1.2	montano (m)	Cm
Boschi misti di conifere e latifoglie	3.1.3	montano (m) pedemontano (p)	Clm Clp
Arbusteti	3.2.2	montano (m) pedemontano (p)	Arm Arp
Agrumeti	2.2.2	pedemontano (p) valle (v)	Agp Agv
Pescheti	2.2.2	valle (v)	Pev
Vigneti	2.2.1	valle (v)	Vv
Oliveti	2.2.3	montano (m) pedemontano (p) valle (v)	Om Op Ov
Pascoli	3.1.1	montano (m) pedemontano (p)	Pm Pp

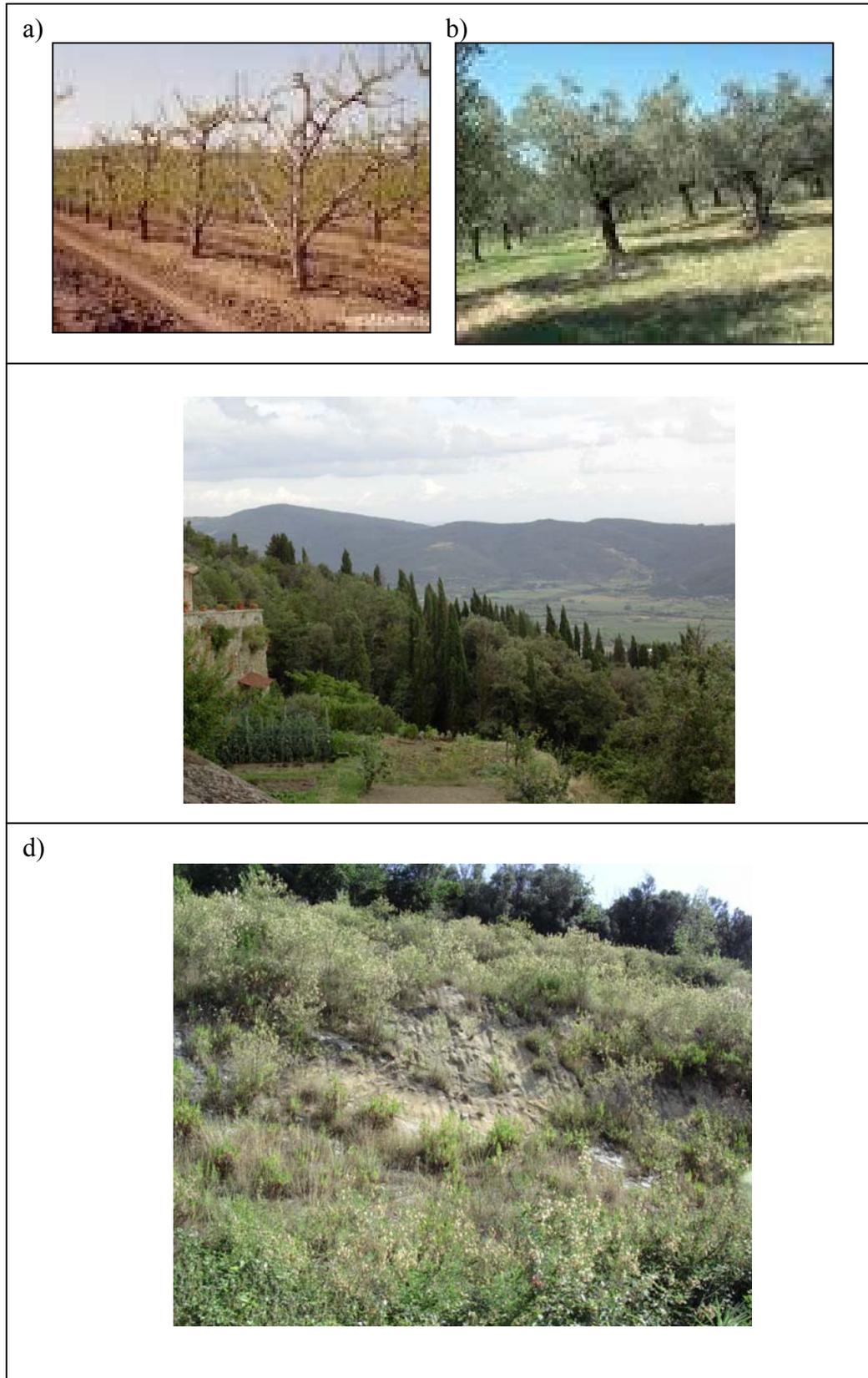


Fig. 4.4 – Foto di alcuni siti di campionamento: **(a)** pescheto di valle (Pev); **(b)** oliveto pedemontano (Op); **(c)** bosco di conifere e latifoglie pedemontano (Clp); **(e)** arbusteto montano (Arm)

## 4.2 - Campionamento del suolo

Il campionamento del suolo è stato effettuato in quattro periodi dell'anno:

- √ a settembre (06/09/2004), dopo un lungo periodo caldo e asciutto;
- √ in primavera (05/05/2005), in condizioni favorevoli di umidità e temperatura;
- √ nel tardo autunno (19/12/2005), al termine di un periodo molto umido;
- √ nel tardo inverno (08/03/2006), al termine di un periodo freddo.

La figura 4.5 riporta il diagramma climatico di Walter e Lieth (Walter e Lieth, 1960) relativo al periodo di studio e costruito utilizzando i dati termopluviometrici della stazione meteorologica di Marigliano (CE) (serie storica gennaio 2004 - giugno 2006; [www.sito.regione.campania.it](http://www.sito.regione.campania.it)).

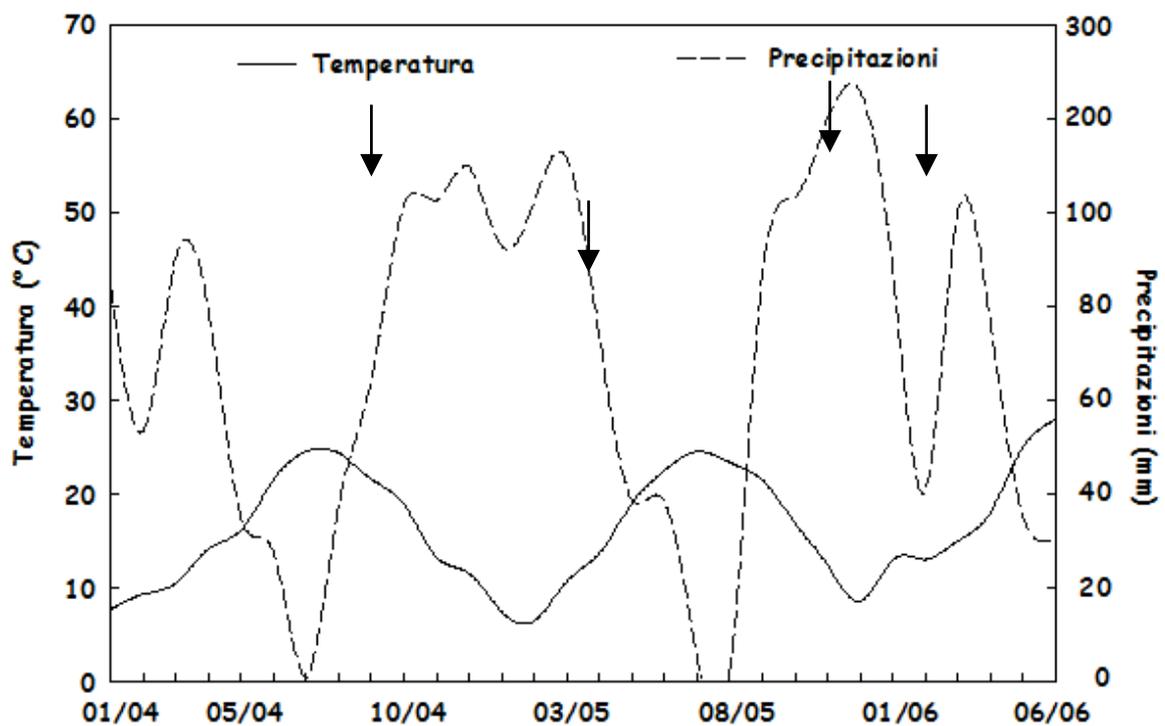


Fig.4.5 - Diagramma climatico di Walter e Lieth (Walter e Lieth, 1960) costruito sui dati termopluviometrici (serie storica gennaio 2004 - giugno 2006) relativi alla stazione meteorologica di Marigliano (CE). ([www.sito.regione.campania.it](http://www.sito.regione.campania.it)). Le frecce indicano i quattro periodi di campionamento.

Ad ogni campionamento, il suolo è stato prelevato ad una profondità di 10 cm in tre repliche di campo e sui campioni di suolo sono state effettuate analisi chimiche e biologiche. Le analisi fisiche sono state effettuate solo sul suolo prelevato nel campionamento autunnale (19/12/2005).

### **4.3 - Analisi fisiche**

#### **4.3.1 - Capacità di campo**

La capacità di campo è definita come la quantità massima di acqua che può essere trattenuta dal suolo contro la forza gravitazionale che tenderebbe ad allontanarla (Florenzano, 1983). La misura della capacità di campo è stata effettuata prelevando, per ciascun sito, carote di suolo mediante carotatori a peso noto. Subito dopo il prelievo i carotatori sono stati immediatamente chiusi alle due estremità con uno strato di garza in modo da impedire la perdita di suolo e trasportati in laboratorio, dove sono stati immersi, per tutta la notte, in pochi centimetri di acqua in modo da favorire la risalita dell'acqua per capillarità fino alla superficie. Dopo aver allontanato l'acqua gravitazionale per percolazione, è stato determinato il peso lordo a saturazione. I carotatori sono stati posti, poi, in stufa a 105°C fino al raggiungimento di un peso secco costante. Conoscendo la tara di ogni carotatore, sono stati determinati il peso netto secco e il peso netto a saturazione; la capacità di campo (CC) è stata ricavata mediante la formula :

$$CC (\% p.s.) = \frac{(\text{peso netto a saturazione} - \text{peso netto secco})}{\text{peso netto secco}} \times 100$$

#### **4.3.2 - Bulk Density**

In questo studio la *bulk density* è stata determinata utilizzando il metodo del carotaggio (Metodo Ufficiale n° II.1.3.1 del supplemento Ordinario G.U. n°248 del 21.10.1999). I campioni di suolo indisturbati sono stati prelevati ad una profondità di 10 cm tramite carotatori di volume noto effettuando tre repliche di campo per ciascun punto. In laboratorio i campioni sono stati trasferiti in vaschette di alluminio di peso noto, avendo cura di non perdere porzioni di suolo. Dopo aver registrato il peso lordo delle vaschette, i campioni sono stati essiccati in stufa a 105°C fino al raggiungimento del peso secco costante. Considerando che il volume occupato dal campione di

suolo è uguale al volume interno del carotatore, la *bulk density* ( $\rho_a$ ) è stata calcolata tramite l'equazione:

$$\rho_a (\text{kg m}^{-3}) = \frac{\text{peso netto secco}}{V_{\text{carotatore}}}$$

#### 4.3.3 - Porosità

La determinazione della porosità totale del suolo è stata effettuata indirettamente attraverso il calcolo dalla *bulk density* in accordo con quanto previsto dal Metodo Ufficiale n° IV.1 del supplemento Ordinario G.U. n°248 del 21.10.1999. Secondo questo metodo il valore di porosità si ricava tramite l'equazione:

$$P (\% \text{ p.s.}) = 1 - (\rho_a / 2.65) \times 100$$

dove  $\rho_a$  è al valore di *bulk density* e 2.65 è il valore di densità di una particella media di sabbia.

#### 4.3.4 – Tessitura

La determinazione delle frazioni granulometriche (sabbia grossa, sabbia fine, limo ed argilla) del suolo, secondo la classificazione ISSS, è stata effettuata utilizzando il metodo della setacciatura ad umido e sedimentazione (Metodo della pipetta), in accordo con il Metodo Ufficiale n. II.5 del supplemento Ordinario G.U. n°248 del 21.10.1999. Questo metodo si basa sulla velocità di sedimentazione delle particelle minerali di suolo, facendo uso di criteri idrodinamici fondati sulla differenza di velocità relativa di caduta delle particelle nel fluido in cui sono immerse, secondo quanto riportato dalla legge di Stokes:

$$v = 2(\rho_s - \rho_l)gr^2/9\eta$$

dove

v = velocità di caduta delle particelle espressa in  $\text{m s}^{-1}$

$\rho_s$  = massa volumica delle particelle in  $\text{kg m}^{-3}$

$\rho_l$  = massa volumica del liquido di sedimentazione in  $\text{kg m}^{-3}$

g = accelerazione di gravità in  $\text{m s}^{-2}$

r = raggio delle particelle in mm

$\eta$  = viscosità del liquido di sedimentazione in  $\text{kg m}^{-1} \text{s}^{-1}$

Per questo tipo di analisi del suolo è necessario garantire una dispersione ottimale delle particelle presenti nel campione di terra fine (diametro delle particelle inferiore a 2 mm). Per questo si procede all'eliminazione delle sostanze flocculanti o cementanti presenti nel campione (come la sostanza organica) e successivamente alla dispersione fisica del campione in un liquido.

La sospensione di suolo è stata preparata utilizzando 20 g di terra fine, pretrattata con perossido di idrogeno (30% m/m in acqua) per rimuovere la sostanza organica, 250 mL di acqua e 10 mL di sodio esametafosfato ( $50 \text{ g L}^{-1}$ ) per favorire la dispersione delle particelle; la sospensione così ottenuta è stata posta su uno shaker orbitale per 2 ore a 120 giri al minuto. Dopo aver effettuato la dispersione chimico-fisica si è proceduto alla setacciatura della sospensione con setaccio metallico con maglie di 0.2 mm per determinare il quantitativo di sabbia grossa; la restante frazione è stata versata nel Levigatore di Andreasen e portata a volume con acqua distillata. Per la determinazione del limo e dell'argilla, sono stati effettuati due prelievi della sospensione a diverse altezze (10 cm e 5 cm rispettivamente) e a tempi prestabiliti (10' 36'' per la frazione limosa e 16 h per la frazione argillosa). La quantità delle diverse frazioni granulometriche, espressa in  $\text{g kg}^{-1}$  è stata ricavata dalle seguenti espressioni:

$$\text{Sabbia grossa: } \frac{S \times 1000}{m}$$

$$\text{Limo: } \frac{(B-D) \times R \times 1000}{m}$$

$$\text{Argilla: } \frac{(D-E) \times R \times 1000}{m}$$

dove:

S = massa della frazione di sabbia grossa

B = massa della frazione limosa

D = massa della frazione argillosa

E = quantità di sodio esametafosfato presente nel volume della sospensione prelevata

m = massa del campione di terra fine essiccato a  $105^\circ\text{C}$  e sottoposto a dispersione

$R = V_t/V_p$  con  $V_t$  = volume totale della sospensione di terra fine e  $V_p$  = volume della sospensione prelevato con la pipetta (10 ml)

La **Sabbia fine** in  $g\ kg^{-1}$  si calcola detraendo da 1000 la massa totale di tutte le altre tre frazioni.

#### **4.4 - Analisi chimiche**

##### **4.4.1 - pH**

Il pH è stato determinato con il metodo potenziometrico su sospensione di suolo con acqua in rapporto 1:2.5, in accordo con il Metodo Ufficiale n. III.1 del supplemento Ordinario G.U. n°248 del 21.10.1999. A 10 g di suolo secco sono stati aggiunti 25 ml di acqua bidistillata (18 mΩ e 6 ppb TOC); i campioni così preparati sono stati posti in agitazione su uno shaker orbitale a 3000 giri al minuto per 2 ore. Dopo aver calibrato l'elettrodo con soluzioni a pH noto, la misura di pH è stata effettuata immergendo l'elettrodo del pH nel surnatante, avendo cura di porre il diaframma a contatto con la fase liquida ed il bulbo all'interfaccia liquido-solido.

##### **4.4.2 - Capacità di scambio cationico**

La capacità di scambio cationico è stata determinata trattando i campioni con una soluzione di cloruro di bario e trietanolammina (TEA) a pH 8.2, in accordo con il Metodo Ufficiale XIII.2 del supplemento Ordinario G.U. n°248 del 21.10.1999. L'aggiunta della soluzione di cloruro di bario e TEA ai campioni di suolo, determina una sostituzione dei cationi presenti sulla superficie di scambio con il bario. La successiva aggiunta della soluzione di solfato di magnesio a titolo noto consente di determinare la capacità di scambio, mediante titolazione complessometrica con una soluzione di EDTA per misurare la quantità di bario legata ai complessi di scambio. Per ogni campione di suolo, sono stati trasferiti, in una provetta da 50 ml con tappo a vite, 2 g di suolo secco (rilevando la massa della provetta e del campione) e 25 ml della soluzione di cloruro di bario e TEA a pH 8.2 (100 g di  $BaCl_2 \cdot 2 H_2O$  e 22,5 ml di TEA in 1000 ml con aggiunta di HCl 1M per portare il pH a 8.2). La provetta, così preparata, è stata messa in agitazione per 1 ora su uno shaker orbitale (70 giri al minuto) e successivamente è stata posta in centrifuga a 362 RCF (Forza centrifuga Relativa) per 10 minuti. La soluzione limpida è stata eliminata mediante aspirazione con una pipetta e l'intero trattamento è stato ripetuto per altre due volte. Al termine di questa fase ciascun campione è stato lavato con 30 ml di acqua bidistillata (18 mΩ e 6 ppb TOC)

e, dopo aver centrifugato ed eliminato il surnatante, è stata rilevata nuovamente la massa della provetta (provetta + campione idrato). Mediante una buretta di precisione, sono stati aggiunti ai campioni 25 ml della soluzione di solfato di magnesio ( $5 \text{ cmol L}^{-1}$ ) e le provette sono state nuovamente messe in agitazione per 10 minuti e poi centrifugate. Una quantità nota di surnatante (10 ml) è stata trasferita in una beuta da 250 ml a cui sono stati aggiunti 100 ml di acqua bidistillata, 10 ml di soluzione tampone a pH 10 (54 g di cloruro di ammonio, 350 ml della soluzione di idrossido di ammonio al 30% in 1 litro di soluzione) e una punta di spatola di indicatore (0.2 g di nero eriocromo in 20 g di cloruro di sodio). Parallelamente è stata effettuata anche una prova di bianco trasferendo nella beuta da 250 ml tutti i reattivi precedenti ad esclusione del campione. Quindi è stata effettuata la titolazione con una soluzione di EDTA ( $2.5 \text{ cmoli L}^{-1}$ ) fino al viraggio dal colore rosa all'azzurro.

Per il calcolo della capacità di scambio cationico, espressa in centimoli per kg di suolo oppure in milliequivalenti per 100 g di suolo, è stata utilizzata la seguente equazione:

$$CSC = \frac{[V_B \cdot 25 - V_A \cdot (25 + B - A)] \cdot M \cdot 2}{10 \cdot m}$$

dove:

$V_B$  = volume di EDTA utilizzato nella titolazione della soluzione corrispondente al bianco, espresso in ml

$V_A$  = volume di EDTA utilizzato nella titolazione della soluzione del campione, espresso in ml

25 = quantità, in ml, di solfato di magnesio aggiunto al campione

A = massa della provetta + campione espressa in g

B = massa della provetta + campione dopo la saturazione con il cloruro di bario, la centrifugazione e il lavaggio con acqua, espressa in g

m = massa del campione espressa in grammi

M = concentrazione della soluzione di EDTA espressa in  $\text{cmoli L}^{-1}$

2 = fattore di conversione che considera le due cariche della ione  $\text{Ba}^{2+}$

#### **4.4.3 - Conducibilità elettrica**

La conducibilità elettrica è stata determinata con metodo potenziometrico su estratti acquosi dei campioni di suolo (in rapporto acqua/soilo 1:2), in accordo con il Metodo Ufficiale n. IV.1 del supplemento Ordinario G.U. n°248 del 21.10.1999. La determinazione è stata effettuata trasferendo, in provette da 50 ml, 10 g di campione e 20 ml di acqua bidistillata. Le provette sono state poste in agitazione per due ore e successivamente lasciate a decantare per una notte. Il surnatante è stato, poi, fatto passare su filtro di carta Whatman n°42 e sul nuovo estratto è stata

effettuata la misura potenziometrica utilizzando un elettrodo specifico in grado di fornire direttamente il valore di conducibilità, espresso in  $\text{dS m}^{-1}$  a  $25^\circ\text{C}$ .

#### **4.4.4 - Contenuto in carbonio organico e azoto totale**

Il contenuto in carbonio organico e azoto totale del suolo è stato determinato mediante analizzatore elementare, come previsto dai Metodi rispettivamente n°VII.1 e XIV.1 del supplemento Ordinario G.U. n°248 del 21.10.1999. Il metodo analitico si basa sulla completa ed istantanea ossidazione del campione per “*flash combustion*” con conseguente conversione di tutte le sostanze organiche ed inorganiche in prodotti gassosi che vengono successivamente separati per gas cromatografia e rilevati tramite un detector a conducibilità termica (TCD).

Nel caso specifico i campioni sono stati seccati all'aria e poi macinati. Il contenuto in carbonio organico è stato determinato pesando, in capsuline di argento, circa 20 mg di suolo. Le capsuline così preparate sono state sottoposte per una notte ad una fumigazione con acido cloridrico puro (HCl al 37%  $\rho = 1.186$ ) allo scopo di allontanare il carbonato di calcio presente nei campioni. Poiché in questo studio i campioni di suolo sono tutti di matrice calcarea, a questo trattamento è seguito un ulteriore trattamento acido aggiungendo alle capsuline anche 40  $\mu\text{l}$  di una soluzione di HCl al 10% (135 ml di HCl al 37%  $\rho = 1.186$  in 500 ml di acqua). Successivamente le capsuline sono state poste in stufa a  $65^\circ\text{C}$  per tre ore allo scopo di allontanare l'eccesso di HCl e, dopo il raffreddamento, esse sono state chiuse in capsuline di stagno e infine sono state poste nell'autocampionatore dell'analizzatore.

Per la determinazione del contenuto totale di azoto, i campioni, ciascuno di circa 20 mg, sono stati pesati direttamente in capsuline di stagno, che sono state chiuse e poste nell'autocampionatore dell'analizzatore. Lo strumento trasferisce i campioni dall'autocampionatore nella colonna di combustione dell'analizzatore (colonna di ossidazione,  $950^\circ\text{C}$ ), dove, per effetto dall'elevata temperatura, questi vengono completamente ossidati. I gas prodotti da questo processo vengono fatti passare su uno specifico catalizzatore (ossido di cobalto argentato e ossido di cromo) per completare il processo di ossidazione. Al fine di ridurre gli ossidi di azoto ad azoto molecolare ( $\text{N}_2$ ), i gas passano poi in una colonna contenente rame ridotto (colonna di riduzione,  $840^\circ\text{C}$ ). Sulla linea è inoltre montato un filtro di perclorato di magnesio anidro ( $\text{Mg}(\text{ClO}_4)$ ) che assorbe l'acqua prodotta durante la combustione. La separazione dei differenti prodotti avviene mediante una colonna cromatografica (Porapac Q). Infine, i gas ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{N}_2$ ) passano per il TCD e vengono rilevati. Il contenuto di carbonio organico e quello di azoto totale, espressi come percentuale su peso secco di campione, sono forniti

direttamente dallo strumento sulla base della curva di taratura elaborata dal software di gestione dell'analizzatore (EAGLE2000) realizzata utilizzando una serie di campioni a peso noto di uno standard (acido aspartico: C= 36.09%; N=10.52%; H=5.20%; O<sub>2</sub>= 48.08%).

#### **4.4.5 - Azoto minerale**

Il contenuto di N minerale, ossia il contenuto di ammonio e nitrato nel suolo, è stato determinato secondo il metodo proposto da Beck (1993) che prevede la determinazione potenziometrica di tali ioni su estratti di suolo in una soluzione di solfato di potassio in rapporto suolo soluzione 1:5. I campioni sono stati trattati con una soluzione di solfato di potassio (K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) 0,5 M invece della soluzione di cloruro di potassio (KCl), come previsto dal metodo, a causa della sensibilità dell'elettrodo per la determinazione del nitrato allo ione Cl<sup>-</sup> (Castaldi e Aragosa, 2002). A 10 g di suolo fresco sono stati aggiunti 50 ml di solfato di potassio, i campioni sono stati posti su uno shaker orbitale e agitati per 1 h. Gli estratti sono stati filtrati su filtri Whatman n° 42 e il contenuto di ammonio e nitrato in soluzione è stato determinato mediante l'uso di elettrodi specifici. Le misure sono state effettuate utilizzando un elettrodo potenziometrico specifico per la lettura dell'ammoniaca (ORION, Model 95-12) e per la lettura del nitrato (ORION, Model 97-07), collegati ad un unico pH/ISE-metro portatile (ORION, Model 290A).

Per la lettura degli ioni ammonio è stato necessario aggiungere agli estratti una soluzione ISA (Ionic Strength Adjustor = aggiustatore di forza ionica, ORION) nel rapporto soluzione:ISA 50:1, in modo da portare il pH della soluzione a 11-13, valore che consente di convertire tutti gli ioni ammonio in ammoniaca.

Una operazione simile è stata effettuata anche per la lettura dei nitrati, a causa della necessità di minimizzare le interferenze dovute alla presenza di altri anioni. Per questo motivo è stato aggiunto agli estratti una soluzione ISA 1 M (ORION) nel rapporto soluzione: ISA 50:1. Oltre a ridurre gli effetti degli ioni interferenti, l'aggiunta di ISA a tutte le soluzioni assicura che sia i campioni che gli standard abbiano la stessa concentrazione ionica e lo stesso pH. Il principio di funzionamento di entrambi gli elettrodi si basa sul fatto che fra le due facce delle membrane presenti al loro interno si instaura una differenza di potenziale che è direttamente correlata alla concentrazione, rispettivamente, di ioni ammonio o nitrato liberi in soluzione. Sia per l'ammonio che per il nitrato sono stati preparati standard contenenti 0.1, 1, 10 e 100 ppm di N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e di N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, che sono stati usati per la calibrazione degli elettrodi. Sulla base della curva di taratura, ottenuta per ogni serie di campioni, i valori letti sullo strumento in mV sono stati trasformati in valori di concentrazione.

#### **4.4.6 - Contenuto di nutrienti disponibili (calcio, potassio, magnesio)**

La determinazione del contenuto in calcio, potassio e magnesio disponibile nel suolo è stata effettuata con il Metodo n°X.3 del supplemento Ordinario G.U. n°248 del 21.10.1999. Questo metodo prevede l'estrazione di questi elementi utilizzando come estraente la soluzione Mehlich III (Mehlich, 1953), una soluzione composta da acido acetico glaciale ( $\text{CH}_3\text{COOH}$  al 99% ;  $\rho=1.050$ ), nitrato di ammonio ( $\text{NH}_4\text{NO}_3$ ), fluoruro di ammonio-EDTA ( $\text{NH}_4\text{F-EDTA}$ , ottenuta sciogliendo 138.9 g di fluoruro di ammonio e 73.5 g di EDTA in 1 litro di acqua distillata) e acido nitrico ( $\text{HNO}_3$  al 65%;  $\rho=1.400$ ). Il contenuto dei nutrienti è stato determinato per spettrometria ad assorbimento atomico con atomizzazione in fiamma (FAAS). Un aliquota nota di campione (2.5 g di suolo seccato all'aria e macinato a 0.5 mm) è stata miscelata, in contenitori da 50 ml, con 25 ml di soluzione estraente e messa in agitazione su uno shaker orbitale per 5 minuti. Il surnatante è stato filtrato su filtri di carta (Whatmann n°42) ed è stato raccolto in un matraccio tarato da 100 ml. La provetta è stata poi lavata con 15 ml di soluzione Mehlich e il filtrato è stato raccolto nello stesso matraccio tarato a 100 ml. L'operazione di lavaggio è stata effettuata per altre tre volte seguendo le stesse modalità avendo cura di aspettare che ciascun aliquota fosse passata completamente sul filtro prima di aggiungere la successiva. Dopo questa operazione sono stati aggiunti 10 ml di una soluzione di lantanio ( $10 \text{ g L}^{-1}$ ) portando infine a volume. Parallelamente sono state preparate tre prove di bianco contenente tutti i reattivi adoperati, ma non il suolo.

Sugli estratti sono stati determinate le concentrazioni di potassio, calcio e magnesio mediante spettrofotometria ad assorbimento atomico (Perkin Elmer 3110) utilizzando la modalità di atomizzazione a fiamma aria-acetilene (FAAS).

Per ciascun elemento è stata preparata una curva di taratura utilizzando standard a concentrazioni note dei tre elementi considerati. Sulla base della curva di taratura , i valori di assorbanza vengono automaticamente convertiti, grazie ad un apposito software, in concentrazione di elemento ( $\text{mg L}^{-1}$ ). Ogni misura deriva dalla media di tre acquisizioni effettuate in successione per ogni estratto. Il contenuto dei nutrienti, espresso in  $\text{mg kg}^{-1}$ , è stato calcolato utilizzando la seguente espressione:

$$C = \frac{(A - B) \cdot D \cdot V}{m}$$

dove:

$C$  = contenuto del metallo nel suolo, espresso in  $\text{mg kg}^{-1}$ ;

$A$  = concentrazione del metallo nella soluzione del campione, espressa in  $\text{mg/l}$ ;

$B$  = concentrazione del metallo nella prova in bianco, espressa in  $\text{mg/l}$ ;

$D$  = fattore di diluizione ( $D=1$  se la soluzione in esame non è stata diluita);

$V$  = volume finale espresso in millilitri;

$m$  = massa del campione di terra fine, espressa in grammi.

#### **4.4.7 - Contenuto totale di metalli pesanti**

La determinazione del contenuto totale di cadmio, cromo, piombo, rame e zinco nel suolo richiede un'estrazione in ambiente acido effettuata attraverso una digestione dei campioni con una miscela di acido nitrico ( $\text{HNO}_3$  al 65%), acido fluoridrico ( $\text{HF}$  al 45%) e acido cloridrico ( $\text{HCl}$  al 40%). Il metodo della digestione con miscele acide permette di ottenere la completa mineralizzazione dei campioni di suolo, favorendo non solo la liberazione dei metalli dai siti di legame dei colloidi inorganici ed organici, ma anche la liberazione dei cationi facenti parte dei componenti strutturali dei silicati (Amacher, 1996).

Un aliquota di campione (0.5 g seccato all'aria e macinato a 0.5 mm con un mulinello a biglie d'agata) è stata trasferita in un apposito contenitore per forno a microonde (Milestone mls 1200 MEGA) ed è stata addizionata con 6 ml di  $\text{HNO}_3$  (65%), con 4 ml di  $\text{HF}$  (40%) e con 4 ml di  $\text{HCl}$  (37%), avendo cura di chiudere rapidamente i contenitori per evitare la fuoriuscita di materiale. I contenitori sono stati inseriti nel tamburo del forno a microonde, impostando il seguente ciclo operativo:

√1° step: 6 minuti a 250 W;

√2° step: 6 minuti a 400 W

√3° step: 5 minuti a 600 W

√4° step: 3 minuti a 250 W

√5° step: 1 minuti a 0 W

√6° step: 3 minuti a 410 W

√7° step: 3 minuti a 410 W

√8° step: 5 minuti a 650 W

√9° step: 1 minuti a 0 W

√10° step: 3 minuti a 250 W

Dopo il trattamento chimico nel forno a microonde, il tamburo con i contenitori è stato raffreddato con acqua corrente e successivamente sono stati aperti i contenitori. Gli estratti in essi contenuti sono stati trasferiti in contenitori da 50 ml e sottoposti a centrifugazione per 5 minuti. Il surnatante è stato trasferito in un matraccio tarato da 100 ml. Il sedimento è stato poi lavato con 5 ml di acqua bidistillata (18 MΩ e 6 ppb TOC), centrifugato e trasferito nello stesso matraccio. Questa operazione di lavaggio è stata effettuata per tre volte, trasferendo ogni volta il contenuto nel matraccio, e portando infine a volume di 100 ml. Le concentrazioni di cadmio, cromo, piombo, rame e zinco negli estratti sono state determinate mediante spettrofotometria ad assorbimento atomico (Perkin Elmer 3110) utilizzando la modalità di atomizzazione con fiamma aria-acetilene (FAAS), per la determinazione del contenuto di cromo, rame e zinco, e la modalità di atomizzazione elettrotermica (GFAAS), per la determinazione del contenuto di cadmio e di piombo. Le concentrazioni dei metalli totali sono state ottenute seguendo le modalità descritte per la determinazione del contenuto di nutrienti disponibili (cfr paragrafo 4.4.6) e sono state espresse in  $\text{mg kg}^{-1}$ .

## **4.5 - Analisi biologiche**

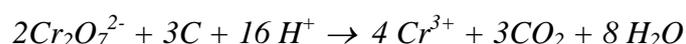
### **4.5.1 - Biomassa microbica**

La biomassa microbica del suolo, valutata come carbonio microbico ( $C_{\text{mic}}$ ), è stata determinata con il metodo della fumigazione estrazione (Vance *et al.*, 1987). Il metodo assume che i composti cellulari, liberati in seguito alla lisi cellulare determinata dalla fumigazione con cloroformio, possono essere estratti mediante una soluzione di  $\text{K}_2\text{SO}_4$ . La quantità di carbonio presente in questi estratti viene determinata per ossidazione per via umida della sostanza organica (digestione a caldo mediante bicromato di potassio). Il contenuto di carbonio microbico viene determinato dalla differenza tra il carbonio presente negli estratti dei suoli fumigati e quello presente negli estratti dei suoli non fumigati.

Per la determinazione del contenuto di carbonio microbico sono stati preparati due set equivalenti di campioni. Nel primo set di campioni (campioni non fumigati) 5 g di suolo fresco sono stati trattati con 20 ml di una soluzione 0.5 M di  $\text{K}_2\text{SO}_4$  (in rapporto 1:4 suolo/estraente). I campioni sono stati messi in agitazione per 30 minuti e successivamente filtrati con filtri Watmann n° 42. Nel secondo set di campioni (campioni fumigati) 5 g di suolo fresco sono stati pesati in capsule di vetro che sono state sottoposte a fumigazione con cloroformio

(precedentemente purificato con acido solforico concentrato) per 24 ore al buio e a 25 °C, utilizzando una campana di vetro (in cui è stato prodotto il vuoto mediante una pompa a membrana) nella quale sono stati posti sia i campioni che il cloroformio. La fumigazione con cloroformio, infatti, determina la lisi delle cellule microbiche con il conseguente rilascio del materiale citoplasmatico. Al termine dell'incubazione, il cloroformio è stato completamente allontanato dai pori del terreno tramite una serie di lavaggi con aria. I campioni fumigati, quindi, sono stati trasferiti quantitativamente in tubi da 50 ml ed estratti mediante la soluzione di K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (come descritto per i campioni non fumigati). Per poter determinare il contenuto di carbonio microbico è stato necessario determinare il contenuto di carbonio organico sugli estratti di suolo fumigati e non fumigati. Tale determinazione è stata effettuata per ossidazione del carbonio organico ad anidride carbonica con soluzione di bicromato di potassio in ambiente acido. In particolare, in un provettone da digestore, sono stati introdotti 8 ml di estratto a cui sono stati aggiunti 2 ml di una soluzione 0.4 N di bicromato di potassio (K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub>), 70 mg di ossido di mercurio HgO (in modo da evitare l'interferenza dei cloruri durante la misura). Successivamente la beuta è stata chiusa dal tubo refrigerante e sono stati aggiunti lentamente 10 ml della soluzione acida di H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> con cristalli di Ag<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (2 g di cristalli in 200 ml di H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> concentrato) e 5ml di acido fosforico (H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> al 85%). Il provettone è stato quindi inserito nel digestore ed è stato tenuto per 30 minuti ad una temperatura costante di 160°C. Al termine della digestione i campioni sono stati raffreddati con 10 ml acqua bidistillata (18 MΩ e 6 ppb TOC). Dopo il raffreddamento, gli estratti sono stati trasferiti quantitativamente in beute da 250 ml sciacquando accuratamente i provettoni con acqua bidistillata. Dopo questa fase, il bicromato in eccesso è stato titolato con una soluzione 0.04 N di ferro (II) ammonio solfato eptaidrato fino al viraggio del colore da violetto scuro a verde dell'indicatore red-ox (1.10 fenantrolina FeSO<sub>4</sub> = 5g in 500 ml di H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>). Parallelamente è stata preparata una prova di bianco utilizzando 8 ml di soluzione estraente (K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 0.5 M). Poiché le soluzioni di sali ferrosi non sono stabili a causa dell'ossidazione del ferro da parte dell'ossigeno, per ogni serie di analisi è stato necessario controllare il titolo esatto della soluzione di ferro ammonio solfato.

Il C organico viene ossidato dal bicromato secondo la reazione (Allen, 1989):



Il carbonio organico è calcolato assumendo che 1 ml di bicromato 0.4 N corrisponde a 1.2 mg di C (Vance *et al.*, 1987).

Il contenuto di carbonio organico è stato pertanto ricavato dalla formula:

$$\text{mg C}_{\text{org}} \text{ g}^{-1} \text{ p.s} = \frac{(\text{B}-\text{A}) \times 1.2 \times 5 \times \text{C}}{8 \times 0.04}$$

dove:

B = volume, espresso in ml, di titolante (ferro (II) ammonio solfato eptaidrato) impiegato nella titolazione del bianco

A = volume, espresso in ml, di titolante (ferro (II) ammonio solfato eptaidrato) impiegato nella titolazione del campione

C = volume, espresso in ml, di titolante (ferro (II) ammonio solfato eptaidrato) impiegato nella titolazione dell'estratto utilizzato per la determinazione del titolo del ferro (II) ammonio solfato eptaidrato

1.2 = mg di C corrispondenti a 1 ml di bicromato 0.4 N

5= grammi di suolo fresco estratti

8= volume in ml di estratto considerato.

0.04 = Normalità della soluzione di ferro (II) ammonio solfato eptaidrato

Il contenuto di carbonio microbico del suolo si ottiene per differenza tra il carbonio presente negli estratti dei suoli fumigati e quello presente negli estratti dei suoli non fumigati.

#### ***4.5.2 - Micelio fungino metabolicamente attivo***

La determinazione del micelio fungino metabolicamente attivo è stata effettuata con il metodo della conta delle intersezioni al microscopio ottico (Olson, 1950), previa filtrazione di una sospensione di suolo su filtri a membrana (Sundman e Sivelä, 1978).

Un'aliquota nota di suolo fresco (1g di peso fresco) e 100 ml di tampone fosfato (60 mM; pH=7.5) sono stati omogeneizzati (2 minuti a 6000 rpm) in un mixer. Dalla miscela così ottenuta, sono stati prelevati 0.5 ml di sospensione a cui è stato aggiunto 1 ml di soluzione diluita di diacetato di fluoresceina (FDA), un substrato che penetra velocemente nelle cellule vitali e viene idrolizzato da enzimi non specifici a fluoresceina, una sostanza fluorescente (Söderström, 1977; Söderström, 1979).

Dopo 3 minuti, il tempo necessario per far reagire il substrato, è stata effettuata la filtrazione utilizzando filtri in polipropilene (Millipore MF Back Filter) da 0.45 µm di porosità e 25 mm di diametro. I filtri sono stati montati su appositi vetrini, chiarificandoli con olio da immersione non fluorescente (Cargille, Type B) e osservati al microscopio ottico a 400x. La conta è avvenuta determinando il numero di intersezioni delle ife con un retino montato nell'oculare in venti campi. Conoscendo le dimensioni della maglia del retino è stato possibile convertire il numero totale di intersezioni delle ife in lunghezza delle ife presenti su tutto il filtro, secondo Olson (1950). Il micelio fungino attivo, espresso in mg di peso secco di ife per grammo di peso secco di suolo, è stato calcolato considerando che la sezione media delle ife è pari a  $9.3 \times 10^{-6} \text{ mm}^2$ , che la loro densità è di  $1.1 \text{ g ml}^{-1}$  e che il peso secco di un'ifa è pari al 15% di quello fresco (Berg e Söderström, 1979).

#### ***4.5.3 - Respirazione potenziale del suolo***

La respirazione potenziale è stata stimata come quantità di CO<sub>2</sub> rilasciata dal suolo dopo un periodo di incubazione di 1 ora al buio e alla temperatura di 25°C. Aliquote di suolo fresco corrispondenti a 4 g di peso secco sono state poste in vial da 35.72 ml e pre-incubate al buio a 25°C per 36 ore. Al termine della pre-incubazione, i vials sono stati chiusi ermeticamente con tappi di butile sostenuti da ghiere metalliche e sottoposti al lavaggio con aria standard per laboratorio (20% O<sub>2</sub> e 80% N<sub>2</sub> circa) per 60 secondi, facendo fluire il gas a pressione proveniente dalla bombola, mediante un ago in entrata e uno in uscita, inseriti nel tappo di chiusura del vial. Infine i campioni sono stati incubati per 1 ora a 25°C al buio. La CO<sub>2</sub> evoluta dopo un'ora di incubazione è stata misurata prelevando 2.5 ml di gas da ciascun vial ed iniettandoli in un gas

cromatografo (Fision mod. GC8340), munito di un sistema di campionamento con un loop da 1 ml (a 25°C). I valori in ppm di CO<sub>2</sub>, registrati dallo strumento, sono stati convertiti in ml di CO<sub>2</sub> g<sup>-1</sup> di suolo h<sup>-1</sup>, essendo noto il volume dei vials, quindi il volume di CO<sub>2</sub> prodotta è stato convertito in mg di CO<sub>2</sub> g<sup>-1</sup> di suolo h<sup>-1</sup> utilizzando la *legge dei gas ideali*:

$$PV=nRT$$

#### **4.5.4 - Azoto potenzialmente mineralizzabile**

L'azoto potenzialmente mineralizzabile è stato determinato mediante il metodo di incubazione anaerobica (Keeney e Nelson, 1982). Attualmente tra le metodologie disponibili quella dell'incubazione viene considerata la più adatta a stabilire la disponibilità potenziale di azoto nei suoli (Gianniello e Bremner, 1986). Essa si basa sull'assunzione che il rilascio di azoto minerale, durante il periodo di incubazione, coinvolga gli stessi processi microbiologici caratteristici delle attività che si verificano in campo (Smith e Shengxui, 1993).

In questo caso la determinazione dell'azoto potenzialmente mineralizzabile è stata effettuata tramite un'incubazione anaerobica realizzata "allagando" i suoli con una quantità definita di acqua distillata. In questo modo l'azoto potenziale viene stimato dalla quantità ammonio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N) prodotto in seguito al conseguente instaurarsi di condizioni di anaerobiosi. A campioni di suoli (6 g di peso fresco) sono stati aggiunti 10 ml di acqua distillata. Sono stati preparati due set di campioni, il primo set è stato estratto direttamente allo scopo di determinare il contenuto di ammonio iniziale; il secondo set è stato incubato per sette giorni a 40 °C. In entrambi i casi l'estrazione è stata effettuata aggiungendo 40 ml di solfato di potassio (K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 0.625 M). Sugli estratti, dopo filtrazione su filtri Whatmann<sup>o</sup>42, è stata effettuata la determinazione potenziometrica per rilevare il contenuto di ammonio. Per la calibrazione degli elettrodi sono stati utilizzati standards contenenti 0.1, 1, 10 e 100 ppm di N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>. Sulla base della curva di taratura, i valori letti sullo strumento in mV sono stati trasformati in valori di concentrazione. Il valore di azoto potenzialmente mineralizzabile (PMN), espresso in peso di N ammoniacale per unità di peso secco di suolo per tempo d'incubazione (in giorni) (µg N g p.s.<sup>-1</sup> t<sup>-1</sup>), è stato, quindi, determinato tramite la seguente equazione (Wander e Bollero, 1999):

$$PMN = \frac{(N-NH_4^+)_{t_7} - (N-NH_4^+)_{t_0}}{\text{giorni di incubazione}}$$

## **4.6 - Analisi statistica dei dati**

### ***4.6.1 - Analisi statistica semplice***

Per ciascun parametro, in ciascuna stagione di campionamento, è stata calcolata la media e la deviazione standard delle tre repliche di campo.

Inoltre per ciascun parametro è stata saggiata la significatività delle differenze tra i diversi siti, mediante l'analisi della varianza ad una via (ANOVA) seguita dallo Student-Newman-Keules test ( $P < 0.05$ ) mediante il software Sigma Stat 1.0 (Sigma Stat 1.0 Jandel Scientific). Tale analisi è stata utilizzata anche per saggiare la significatività delle differenze tra i quattro campionamenti nell'ambito di ogni tipo di copertura vegetale (boschi, arbusteti, coltivazioni arboree e pascoli).

### ***4.6.2 - Analisi multivariata***

Data la molteplicità e l'eterogeneità dei dati ottenuti dalle analisi dei campioni nei quattro campionamenti, all'insieme dei dati è stata applicata l'analisi delle componenti principali (PCA). Questo tipo di analisi rappresenta una delle tecniche maggiormente utilizzate nel trattamento multivariato dei dati (Davids, 1986) e si basa sulla definizione di matrici di correlazione ottenute dalla moltiplicazione della matrice dei dati, avente  $m$  colonne (variabili) e  $n$  righe (oggetti), con la sua trasposta. Definite le matrici di correlazione, il metodo di analisi prevede la diagonalizzazione della matrice mediante il calcolo di autovalori e autovettori. Ciò determina una base di  $N$  vettori, rappresentanti la combinazione lineare dei parametri di partenza che meglio descrive la popolazione dei dati. Inoltre, e da qui il nome di componenti principali, il risultato dell'analisi individua gli autovettori più caratterizzanti per la popolazione, permettendo in questo modo di ridurre il numero di parametri necessari per descrivere il fenomeno analizzato (Davids, 1986).

Nel nostro studio l'analisi multivariata è stata applicata con le seguenti finalità:

- √ per discriminare suoli a differente gestione sia nell'ambito di ciascun campionamento che nella situazione media annua
- √ per individuare il campionamento stagionale più rappresentativo della condizione media annuale della qualità del suolo
- √ per valutare gli indicatori maggiormente rappresentativi della qualità del suolo al fine di ridurre il minimum data set

I dati ottenuti dall'analisi dei campioni sono stati elaborati, previa normalizzazione, applicando anche la *cluster analysis* per mettere in evidenza un' eventuale classificazione tra le tipologie di suoli esaminate. La *cluster analysis* è, infatti, una tecnica di analisi multivariata, che comprende un insieme di metodi di classificazione gerarchica di matrici di dati, basate su valutazioni numeriche di similarità tra gli oggetti da classificare e su diverse strategie di classificazione agglomerative (Davids, 1986). Tra le diverse tipologie di classificazione quella maggiormente utilizzata è la classificazione gerarchica che, applicando una serie di processi iterativi sui dati, classifica gli oggetti in base al loro grado di similarità. Il risultato di questa analisi produce graficamente un dendrogramma che può assumere forme più o meno complesse a seconda della similarità tra i dati considerati.

## CAPITOLO 5

### RISULTATI E DISCUSSIONE

#### 5.1 Valutazione degli indicatori fisici, chimici e biologici

##### 5.1.1 – Indicatori fisici

La capacità di campo, la *bulk density* e la porosità non hanno mostrato valori significativamente differenti nei suoli esaminati (Tab. 5.1, 5.2). I suoli esaminati sono risultati prevalentemente a tessitura franco sabbiosa (Tab. 5.3). Fanno eccezione i suoli dell'agrumeto pedemontano (Agp) e del pascolo pedemontano (Pp), a tessitura sabbiosa-franca, nonché i suoli dell'agrumeto di valle (Agv; tessitura franco-limoso) e dell'oliveto montano (Om; tessitura franca). Si tratta, pertanto, di suoli che, in ogni caso esaminato, possono disporre potenzialmente di una buona aerazione e idratazione

Tabella 5.1 - Valori di capacità di campo, bulk density, porosità (media  $\pm$  deviazione standard) associati ai suoli dei siti considerati.

Uso del suolo	Sigla	Capacità di campo (%)	Bulk density (g m <sup>-3</sup> )	Porosità (%)
<b>Bosco di conifere</b>	Cm	14 ( $\pm$ 2)	1.4 ( $\pm$ 0.1)	46 ( $\pm$ 5)
<b>Boschi misti di conifere e latifoglie montani e pedemontani</b>	Clm	13 ( $\pm$ 3)	1.5 ( $\pm$ 0.1)	45 ( $\pm$ 5)
	Clp	12 ( $\pm$ 2)	1.5 ( $\pm$ 0.1)	44 ( $\pm$ 3)
<b>Arbusteti montani e pedemontani</b>	Arm	11 ( $\pm$ 1)	1.5 ( $\pm$ 0.2)	44 ( $\pm$ 8)
	Arp	12 ( $\pm$ 2)	1.5 ( $\pm$ 0.3)	44 ( $\pm$ 11)
<b>Agrumeti pedemontani e di valle</b>	Agp	9 ( $\pm$ 4)	1.5 ( $\pm$ 0.1)	43 ( $\pm$ 1)
	Agv	18 ( $\pm$ 1)	1.4 ( $\pm$ 0.2)	47 ( $\pm$ 7)
<b>Vigneti</b>	Vv	12 ( $\pm$ 3)	1.5 ( $\pm$ 0.2)	45 ( $\pm$ 7)
<b>Pescheti</b>	Pev	18 ( $\pm$ 2)	1.4 ( $\pm$ 0.3)	48 ( $\pm$ 11)
<b>Oliveti montani, pedemontani e di valle</b>	Om	18 ( $\pm$ 2)	1.4 ( $\pm$ 0.3)	48 ( $\pm$ 7)
	Op	15 ( $\pm$ 1)	1.4 ( $\pm$ 0.1)	46 ( $\pm$ 2)
	Ov	11( $\pm$ 2)	1.5( $\pm$ 0.4)	44 ( $\pm$ 69)

<b>Pascoli montani e pedemontani</b>	Pm	13 ( $\pm 3$ )	1.5 ( $\pm 0.1$ )	45 ( $\pm 4$ )
	Pp	8 ( $\pm 1$ )	1.5 ( $\pm 0.1$ )	42 ( $\pm 4$ )

Tabella 5.2 - Valori di capacità di campo, bulk density e porosità (media  $\pm$  deviazione standard) per i suoli dei siti considerati raggruppati al secondo livello della Corinne Land Cover. In basso sono riportati i livelli di significatività del test ANOVA.

Tipologia di uso del suolo	Capacità di campo (%)	Bulk density (g m <sup>-3</sup> )	Porosità (%)
Boschi di conifere	15 ( $\pm$ 2)	1.4 ( $\pm$ 0.03)	46 ( $\pm$ 0.5)
Boschi misti	13 ( $\pm$ 1)	1.5 ( $\pm$ 0.04)	44 ( $\pm$ 0.5)
Arbusteti	12 ( $\pm$ 1)	1.5 ( $\pm$ 0.07)	44 ( $\pm$ 0.3)
Coltivazioni arboree	15 ( $\pm$ 4)	1.4 ( $\pm$ 0.04)	46 ( $\pm$ 2.0)
Pascoli	11 ( $\pm$ 4)	1.5 ( $\pm$ 0.05)	43 ( $\pm$ 2.0)
ANOVA	N.S.	N.S.	N.S.

Tabella 5.3 - Frazioni granulometriche (%) e relativa classe tessiturale dei suoli esaminati.

Uso del suolo	Sigla	Sabbia grossa (%)	Sabbia fine (%)	Limo (%)	Argilla (%)	Classificazione USDA
Bosco di conifere	Cm	25.5 ( $\pm$ 1.6)	36.5 ( $\pm$ 1.6)	29.2 ( $\pm$ 1.2)	9.1 ( $\pm$ 1.2)	franco sabbioso
Boschi misti di conifere e latifoglie montani e pedemontani	Clm	36.7 ( $\pm$ 3.5)	39.5 ( $\pm$ 0.4)	12.0 ( $\pm$ 0.3)	11.6 ( $\pm$ 4.2)	franco sabbioso
	Clp	43.1 ( $\pm$ 0.3)	35.3 ( $\pm$ 0.7)	12.0 ( $\pm$ 0.1)	9.6 ( $\pm$ 0.3)	franco sabbioso
Arbusteti montani e pedemontani	Arm	50.8 ( $\pm$ 1.5)	16.2 ( $\pm$ 6.2)	19.3 ( $\pm$ 10.4)	13.7 ( $\pm$ 6.2)	franco sabbioso
	Arp	28.3 ( $\pm$ 0.7)	45.4 ( $\pm$ 3.8)	14.2 ( $\pm$ 2.6)	(12.2) ( $\pm$ 2.6)	franco sabbioso
Agrumeti pedemontani e di valle	Agp	42.7 ( $\pm$ 1.3)	39.1 ( $\pm$ 1.0)	12.9 ( $\pm$ 0.8)	5.4 ( $\pm$ 1.0)	sabbioso franco
	Agv	28.5 ( $\pm$ 1.6)	26.6 ( $\pm$ 0.5)	25.1 ( $\pm$ 1.3)	19.8 ( $\pm$ 0.8)	franco limoso
Vigneti	Vv	26.4 ( $\pm$ 1.6)	46.3 ( $\pm$ 0.8)	15.1 ( $\pm$ 0.4)	12.2 ( $\pm$ 0.8)	franco sabbioso
Pescheti	Pev	25.7 ( $\pm$ 3.5)	43.9 ( $\pm$ 3.4)	16.9 ( $\pm$ 0.1)	13.5 ( $\pm$ 0.2)	franco sabbioso
Oliveti montani, pedemontani e di valle	Om	22.5 ( $\pm$ 3.8)	32.9 ( $\pm$ 0.1)	29.7 ( $\pm$ 3.7)	14.9 ( $\pm$ 0.1)	franco
	Op	25.1 ( $\pm$ 2.9)	40.4 ( $\pm$ 0.2)	22.0 ( $\pm$ 3.3)	12.4 ( $\pm$ 3.3)	franco sabbioso
	Ov	24.3 ( $\pm$ 3.9)	49.6 ( $\pm$ 1.0)	15.4 ( $\pm$ 0.5)	9.6 ( $\pm$ 1.0)	franco sabbioso
Pascoli montani e pedemontani	Pm	24.3 ( $\pm$ 3.9)	45.5 ( $\pm$ 1.1)	20.4 ( $\pm$ 5.4)	9.7 ( $\pm$ 1.1)	franco sabbioso
	Pp	63.5 ( $\pm$ 6.1)	21.8 ( $\pm$ 0.7)	8.7 ( $\pm$ 3.5)	5.9 ( $\pm$ 0.7)	sabbioso franco

### 5.1.2 - Indicatori chimici

I valori di pH nei 14 siti considerati consentono di classificare i suoli come neutri (cfr. Tab.3.3). Il pH non è risultato influenzato né dal tipo di copertura vegetale né dalle stagioni di campionamento (Fig. 5.1). Una maggiore variabilità è stata invece osservata per gli altri indicatori chimici.

La capacità di scambio cationico (Fig. 5.2) ha presentato i valori medi annui più alti (53 meq 100 g<sup>-1</sup>) nei suoli dei boschi misti e i valori medi annui più bassi (28 meq 100 g<sup>-1</sup>) nei suoli delle coltivazioni arboree, con differenze spesso significative tra suoli a diverso uso. In tutti i suoli considerati la capacità di scambio cationico è comunque alta (cfr. Tab. 3.4).

La conducibilità elettrica (Fig. 5.3) è risultata differente nei diversi suoli considerati, presentando, nei suoli dei boschi misti, valori medi annui (0.8 dS cm<sup>-1</sup>) significativamente maggiori che nei suoli degli altri siti (0.4-0.6 dS cm<sup>-1</sup>).

Il contenuto in carbonio organico nei suoli studiati è risultato in media compreso tra 2.4 e 8.8 % (Fig. 5.4e) e corrisponde pertanto ad un contenuto in sostanza organica compreso tra 4.1 e 15.2 % (fattore di conversione di 1.724; SSSA, 1996) e quindi ad una dotazione alta di sostanza organica (cfr. Tab. 3.5). Esso è risultato significativamente differente nei diversi suoli considerati (Fig. 5.4). I suoli delle coltivazioni arboree (Agp, Agv, Vv, Pev, Om, Op, Ov) e quelli degli arbusteti (Arm, Arp) hanno mostrato, infatti, valori di carbonio organico più bassi rispetto ai suoli dei boschi (Cm, Clm e Clp) e a quelli dei pascoli (Pm e Pp) in tutte le stagioni di campionamento.

Il contenuto di azoto totale è risultato compreso, come valore medio annuo, tra 0.3 e 0.7 % (Fig. 5.5e), rientrando nell'intervallo riportato per suoli naturali (0.1-1.5 %; Allen, 1989). I suoli delle coltivazioni arboree hanno mostrato in tutti i campionamenti valori più bassi nel contenuto di azoto totale rispetto ai suoli delle altre tipologie (Fig 5.5). Il contenuto di azoto ammoniacale, variabile tra 3 e 8 mg kg<sup>-1</sup>, e quindi conforme ai livelli osservati nei suoli naturali (2-30 mg kg<sup>-1</sup>; Allen, 1989), è risultato generalmente più alto nei suoli dei boschi di conifere e dei boschi misti rispetto agli altri suoli considerati (Fig. 5.6). I valori di azoto nitrico sono risultati generalmente più alti (Fig. 5.7) nei suoli dei boschi misti che nei suoli con altre coperture vegetali in tutti i campionamenti. I valori medi annui di azoto nitrico (16-43 mg kg<sup>-1</sup>; Fig. 5.7e) dei suoli studiati, sono risultati compresi, solo nei suoli degli arbusteti, nell'intervallo riportato per suoli naturali (1-20 mg kg<sup>-1</sup>; Allen, 1989), presentando invece valori più elevati negli altri suoli. Tuttavia questa tendenza non sempre corrisponde alla situazione dei singoli campionamenti, in quanto l'azoto nitrico ha presentato un'elevata variabilità stagionale. Infatti, mentre nei primi due campionamenti (06/09/2004; 05/05/2005) i suoli dei pascoli hanno presentato i valori più bassi,

rispetto a tutti gli altri suoli e inclusi nei range riportati per i suoli naturali, nei campionamenti di dicembre (19/12/2005) e marzo (08/03/2006) sono i suoli delle coltivazioni arboree ad essere stati caratterizzati dai valori più bassi (Fig. 5.7).

Le concentrazioni di potassio disponibile (Fig. 5.8) sono risultate più alte nei suoli delle coltivazioni arboree e nei suoli dei boschi misti, rispetto agli altri suoli, in tutte le stagioni di campionamento; le concentrazioni più basse di questo elemento sono state invece riscontrate generalmente nei suoli dei pascoli. Le concentrazioni di potassio disponibile riscontrati nei suoli delle coltivazioni e dei boschi misti sono risultate più elevate rispetto alla concentrazione massima ammissibile di potassio disponibile ( $1080 \text{ mg kg}^{-1}$ ) relativa a suoli di origine vulcanica e calcolata sulla base di dati di letteratura. In particolare, diversi autori (Schroeder, 1979; Bertsch e Thomas, 1985; Sparks, 1987) hanno riportato una concentrazione di potassio solubile ed estraibile pari a circa il 2% del potassio totale, che, per suoli originati su materiale vulcanico, risulta compreso tra  $46$  e  $54 \text{ g kg}^{-1}$  (SSSA, 1996). Questo può essere dovuto, nelle coltivazioni arboree, all'eccessiva aggiunta di potassio con i fertilizzanti, che probabilmente viene trattenuta dal suolo grazie all'elevata capacità di scambio cationico. Nei boschi misti invece si può ipotizzare che l'elevata capacità di scambio cationico associata all'elevato contenuto di sostanza organica, abbia determinato nel tempo un'elevata ritenzione sia del potassio derivante dal substrato pedogenetico che di quello fornito in passato come fertilizzante agli oliveti sui quali, dopo il loro abbandono, si sono sviluppati questi boschi.

Le concentrazioni di calcio e di magnesio disponibile sono risultate, in tutti i campionamenti, più elevate nei suoli dei boschi misti che negli altri suoli (Fig. 5.9 e 5.10), mentre il contenuto più basso di questi elementi è relativo ai suoli delle coltivazioni arboree. Sia il contenuto di calcio (variabile in media tra  $163$  e  $596 \text{ mg kg}^{-1}$ ) che quello di magnesio ( $129$ - $260 \text{ mg kg}^{-1}$ ) sono risultati compresi negli intervalli riportati da Allen (1989) per i suoli naturali (rispettivamente  $100$ - $2000 \text{ mg kg}^{-1}$ , per il calcio, e  $40$ - $500 \text{ mg kg}^{-1}$ , per il magnesio).

Le concentrazioni di cadmio totale (media annua  $0.34$ - $0.68 \text{ mg kg}^{-1}$ ) sono risultate superiori rispetto a quelle osservate nei suoli naturali ( $0.03$ - $0.3 \text{ mg kg}^{-1}$ ; Allen, 1989), tuttavia in nessun suolo la concentrazione di cadmio ha superato il valore limite massimo ammissibile indicato dal D.M. 471/1999 (Fig. 5.11). Le concentrazioni di cadmio totale hanno presentato valori significativamente più bassi nei suoli delle coltivazioni arboree rispetto a tutti gli altri suoli.

Il contenuto in cromo totale (Fig 5.12) è risultato, generalmente, più elevato nei suoli delle coltivazioni arboree rispetto agli altri suoli considerati; i valori più bassi sono invece associati ai suoli dei boschi misti. I valori medi annui di cromo misurati nei suoli considerati ( $29$ - $73 \text{ mg kg}^{-1}$ ) sono conformi a quelli riportati in letteratura per suoli naturali ( $10$ - $200 \text{ mg kg}^{-1}$ ) e compresi nei

limiti imposti dalla normativa italiana (Fig. 5.12). Al contrario le concentrazioni di piombo totale (Fig. 5.14), che variano, in media, nei siti esaminati tra 53 mg kg<sup>-1</sup> (pascoli) e 71 mg kg<sup>-1</sup> (arbusteti), sono risultati più elevati di quelli riportati per suoli naturali (2-20 mg kg<sup>-1</sup>; Allen, 1989) e, nel caso dei suoli degli arbusteti pedemontani, hanno superato il valore limite massimo ammissibile negli ultimi tre campionamenti (05/05/2005; 19/12/2005; 08/03/2006).

Il contenuto di rame totale è risultato più elevato nei suoli delle colture arboree rispetto ai suoli degli altri siti (Fig. 5.13). Il contenuto di rame totale nei suoli a diverso tipo di gestione è risultato in media (32-58 mg kg<sup>-1</sup>) compreso nell'intervallo riportato da Allen (1989) per i suoli naturali (5-80 mg kg<sup>-1</sup>), tuttavia nei suoli dei vigneti esso ha presentato valori corrispondenti al limite massimo previsto dalla normativa italiana sia come valore medio annuo che nel campionamento dell'08/03/2006 ed è risultato superiore a tale limite in due campionamenti (05/05/2005 e 19/12/2005).

Le concentrazioni di zinco totale sono risultate più basse nei suoli dei boschi di conifere rispetto ai suoli degli altri siti (Fig. 5.15) in tutti e quattro i campionamenti. Nei primi tre campionamenti (06/09/2004; 05/05/2005; 19/12/2005) i suoli di alcune coltivazioni arboree (Pev, Vv, Om rispettivamente) hanno mostrato valori di zinco totale superiori ai valori limite massimi ammissibili indicati dal D.M. 471/1999, anche se i valori medi annui (27-115 mg kg<sup>-1</sup>) dei suoli a diversa gestione sono risultati compresi sia nei limiti normativi che nei valori riportati da Allen (1989) per suoli naturali (10-300 mg kg<sup>-1</sup>).

## pH

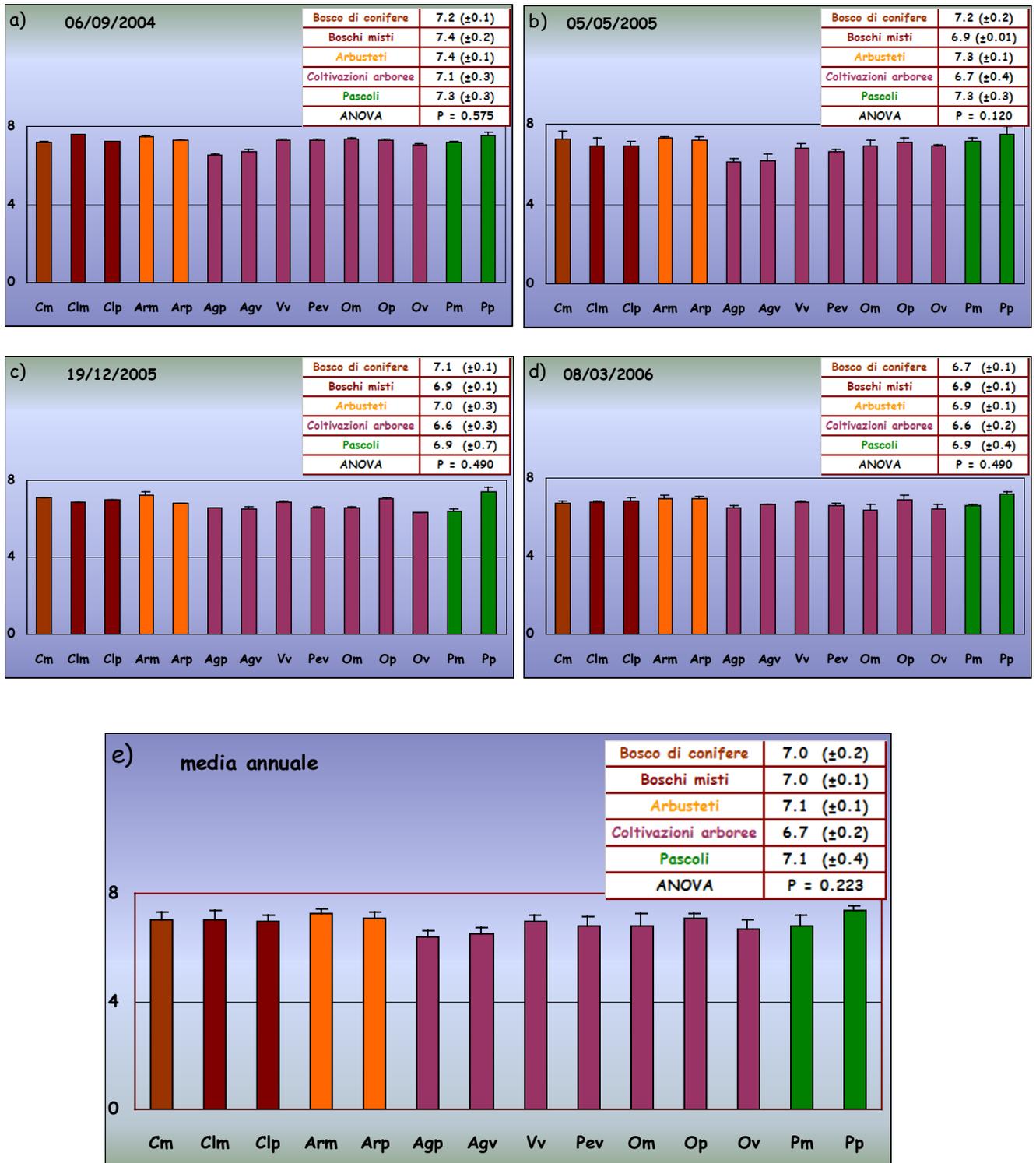


Fig. 5.1 - Valori (media + deviazione standard) di pH nelle quattro stagioni di campionamento (**a, b, c, d**) e valori medi annui (**e**) nei suoli considerati (per le sigle vedi Tab. 4.1). Le tabelle sui grafici riportano i valori di pH riferiti ai suoli esaminati raggruppati al terzo livello della CORINE Land Cover, nonché i livelli di significatività delle differenze tra suoli a diverso uso, saggiati con l'ANOVA. Lettere diverse in apice indicano differenze significative ( $P < 0.05$ ; Student Newman-Keuls) tra suoli a diverso uso.

## Capacità di scambio cationico

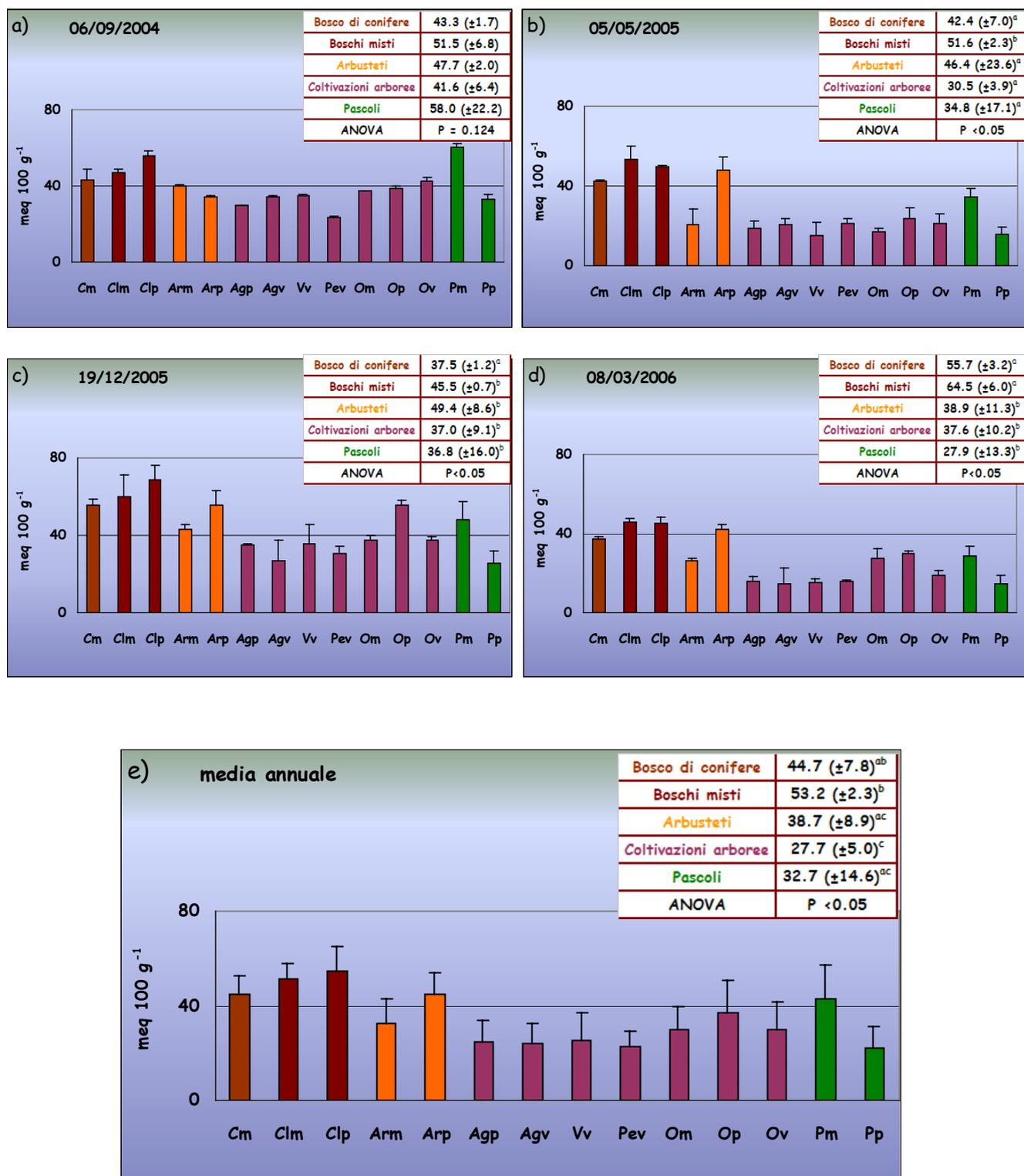


Fig. 5.2 - Valori (media + deviazione standard) di capacità di scambio cationico nelle quattro stagioni di campionamento (**a, b, c, d**) e valori medi annui (**e**) nei suoli considerati (per le sigle vedi Tab. 4.1). Le tabelle sui grafici riportano sia i valori di capacità di scambio cationico dei suoli, raggruppati al terzo livello della CORINE Land Cover, che i livelli di significatività delle differenze tra suoli a diverso uso, saggiati con l'ANOVA. Lettere diverse in apice indicano differenze significative ( $P < 0.05$ ; Student Newman-Keuls) tra i suoli considerati

## Conducibilità elettrica

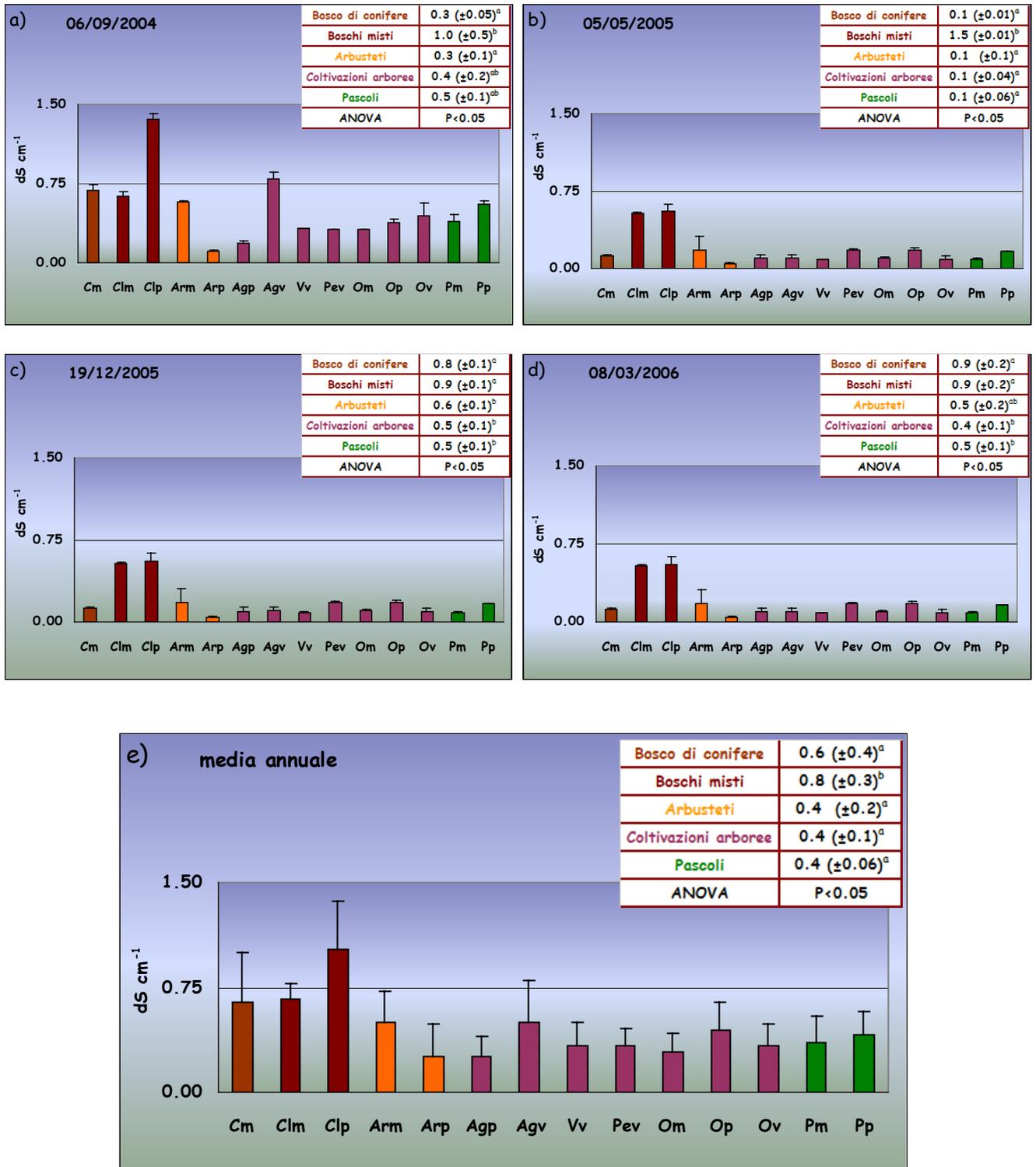


Fig. 5.3 - Valori (media + deviazione standard) di conducibilità elettrica nelle quattro stagioni di campionamento (**a**, **b**, **c**, **d**) e valori medi annui (**e**) nei suoli considerati (per le sigle vedi Tab. 4.1). Le tabelle sui grafici riportano i valori di conducibilità elettrica dei suoli, raggruppati al terzo livello della CORINE Land Cover e i livelli di significatività delle differenze tra suoli a diverso uso, saggiati con l'ANOVA. Lettere diverse in apice indicano differenze significative ( $P < 0.05$ ; Student Newman-Keuls) tra i suoli considerati.

## Carbonio organico

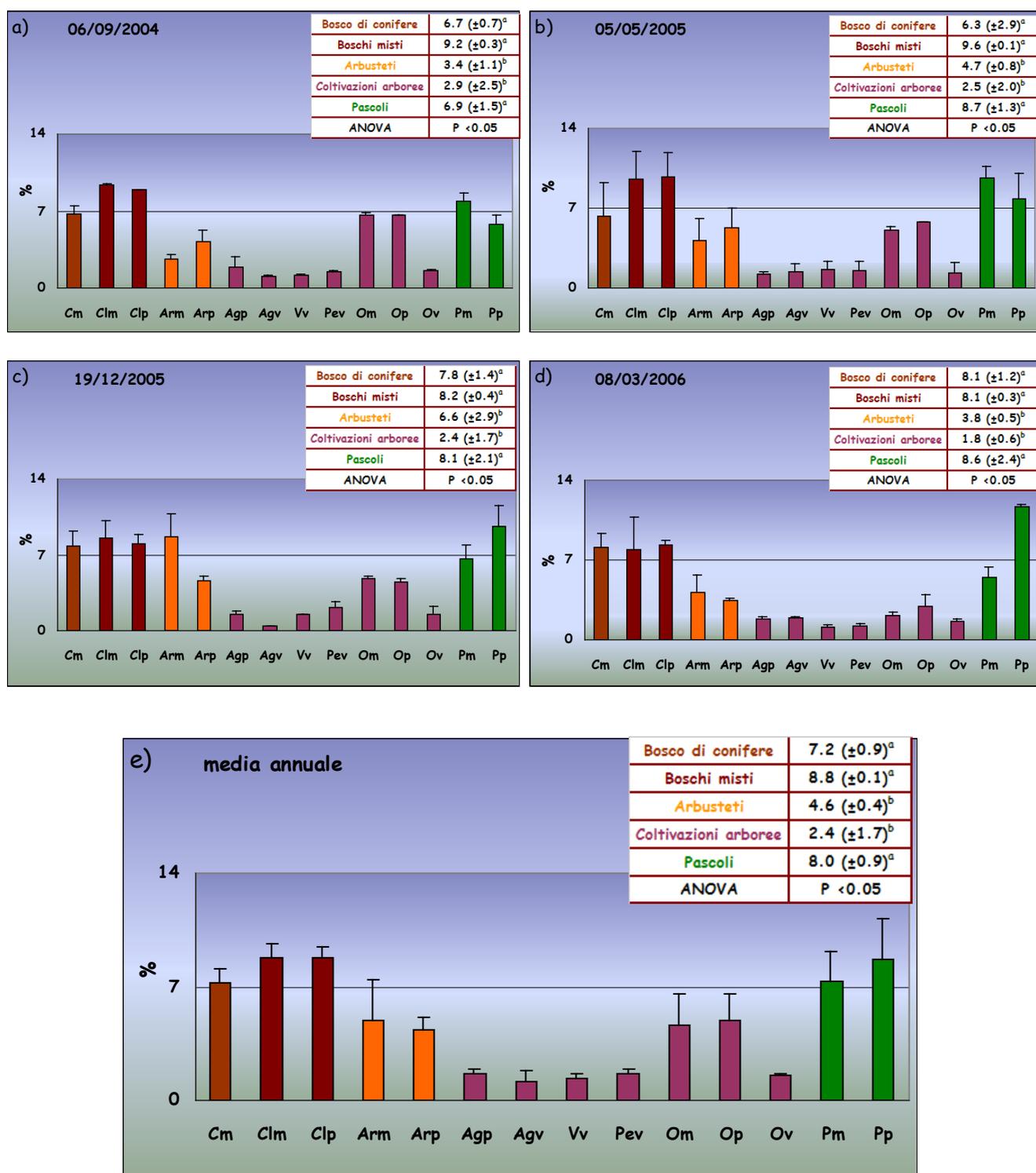


Fig. 5.3 - Contenuto in carbonio organico (media + deviazione standard) nelle quattro stagioni di campionamento (**a**, **b**, **c**, **d**) e valori medi annui (**e**) nei suoli considerati (per le sigle vedi Tab. 4.1). Le tabelle sui grafici riportano i valori di carbonio organico dei suoli raggruppati al terzo livello della CORINE Land Cover nonché i livelli di significatività delle differenze tra suoli a diverso uso, saggiati con l'ANOVA. Lettere diverse in apice indicano differenze significative ( $P < 0.05$ ; Student Newman-Keuls) tra i suoli considerati.

## Azoto totale

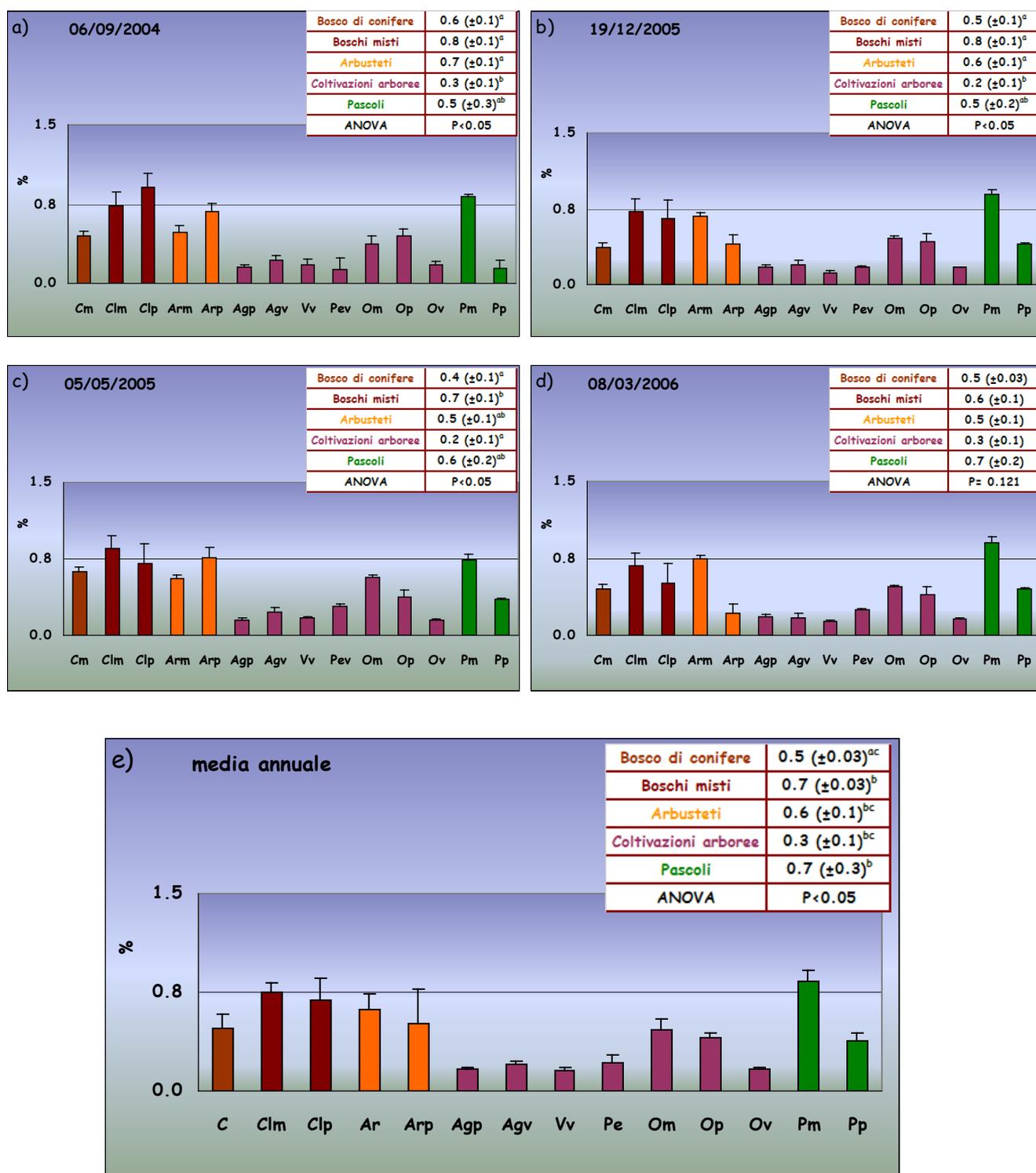


Fig. 5.5 - Contenuto di azoto totale (media + deviazione standard) nelle quattro stagioni di campionamento (**a, b, c, d**) e contenuto di azoto medio annuo (**e**) nei suoli considerati (per le sigle vedi Tab. 4.1). Le tabelle sui grafici riportano i valori di azoto totale dei suoli raggruppati al terzo livello della CORINNE Land Cover e i livelli di significatività delle differenze tra suoli a diverso uso, saggiati con l'ANOVA. Lettere diverse in apice indicano differenze significative ( $P < 0.05$ ; Student Newman-Keuls) tra i suoli considerati.

## Azoto ammoniacale

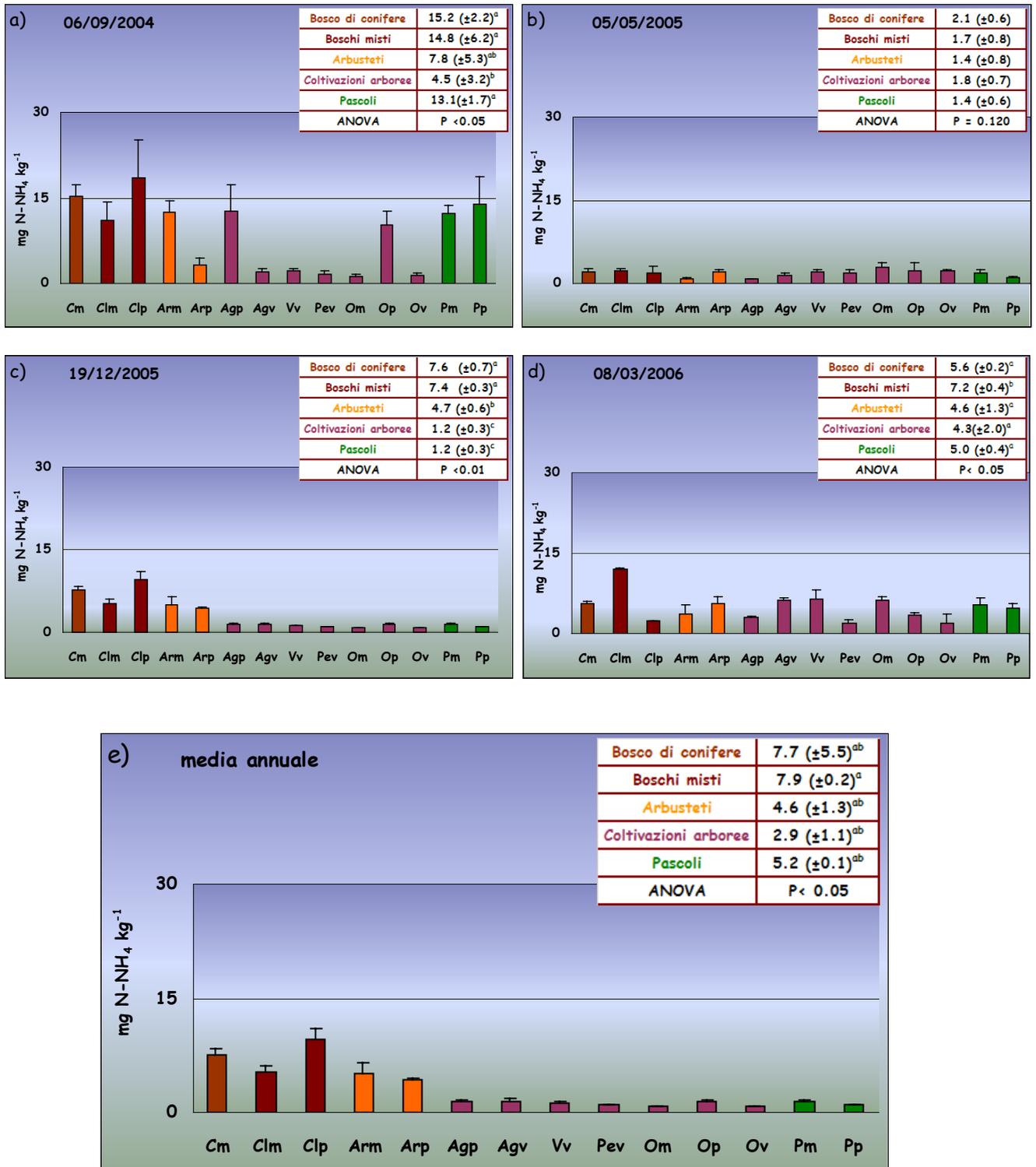


Fig. 5.6 - Contenuto di azoto ammoniacale (media + deviazione standard) nelle quattro stagioni di campionamento (**a**, **b**, **c**, **d**) e valori medii annui (**e**) nei suoli considerati (per le sigle vedi Tab. 4.1). Le tabelle sui grafici riportano i valori di azoto ammoniacale dei suoli raggruppati al terzo livello della CORINE Land Cover, nonché i livelli di significatività delle differenze tra suoli a diverso uso, saggiate con l'ANOVA. Lettere diverse in apice indicano differenze significative ( $P < 0.05$ ; Student Newman-Keuls) tra i diversi tipi di suolo.

## Azoto nitrico

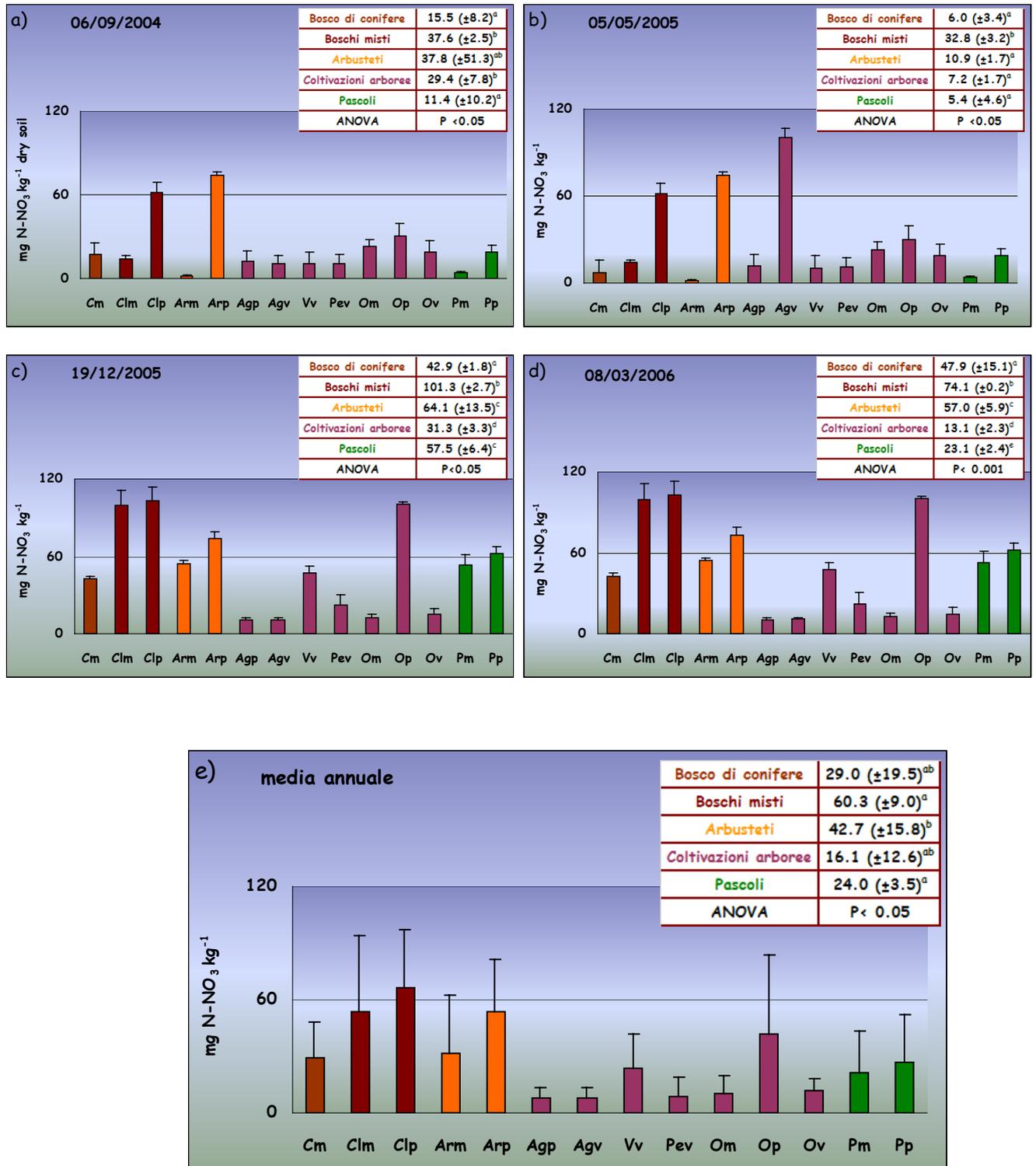


Fig. 5.7 - Contenuto di azoto nitrico (media + deviazione standard) nelle quattro stagioni di campionamento (**a**, **b**, **c**, **d**) e valori medi annui (**e**) nei suoli considerati (per le sigle vedi Tab. 4.1). Le tabelle sui grafici i valori di azoto nitrico dei suoli, raggruppati al terzo livello della CORINE Land Cover, e i livelli di significatività delle differenze tra suoli a diverso uso, saggiate con l'ANOVA. Lettere diverse in apice indicano differenze significative ( $P < 0.05$ ; Student Newman-Keuls) tra i diversi tipi di suolo.

## Potassio disponibile

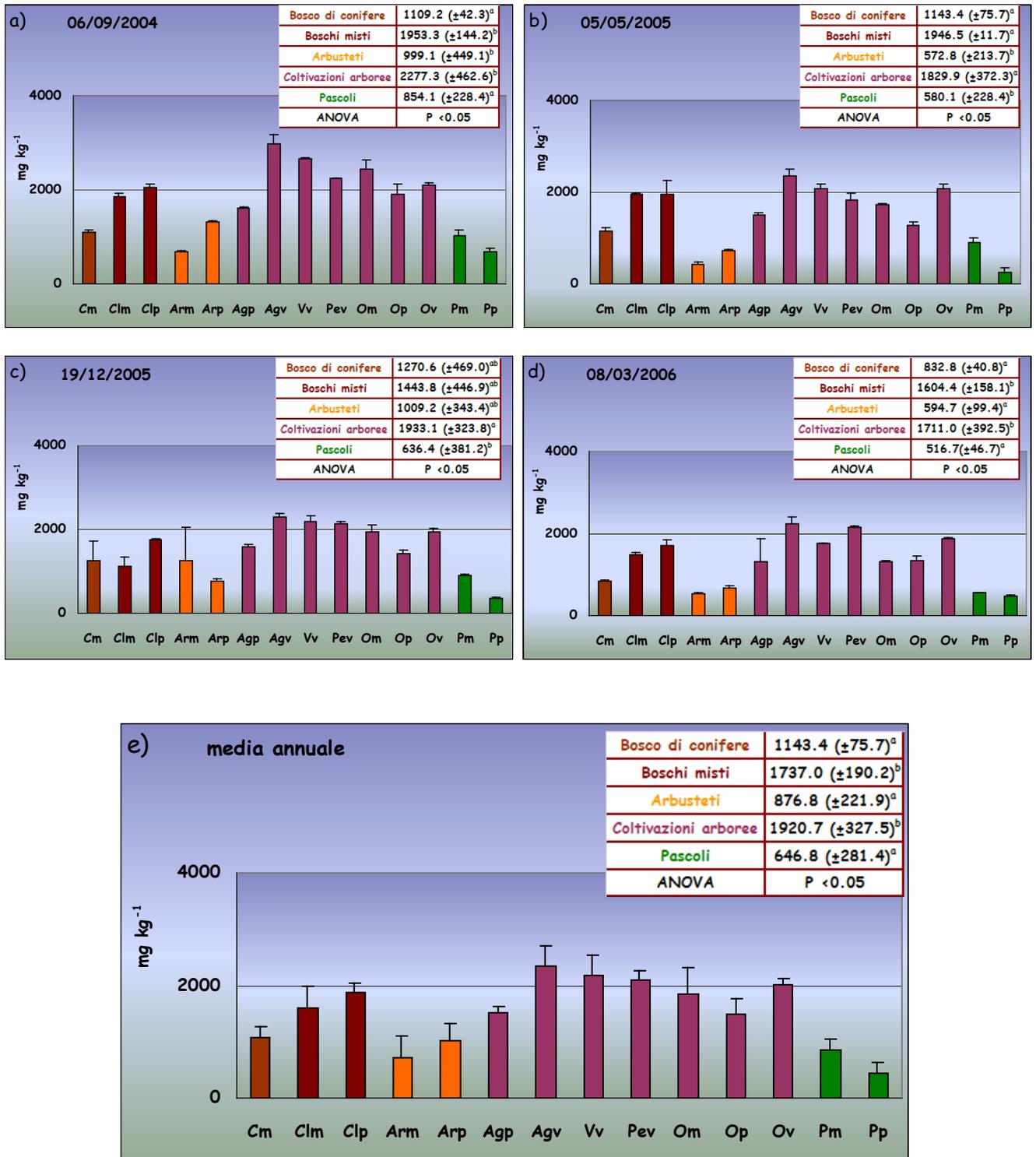


Fig. 5.8 - Contenuto di potassio disponibile (media + deviazione standard) nelle quattro stagioni di campionamento (a, b, c, d) e valori medi annui (e) nei suoli considerati (per le sigle vedi Tab. 4.1). Le tabelle sui grafici riportano i valori di potassio disponibile dei suoli, raggruppati al terzo livello della CORINE Land Cover, e i livelli di significatività delle differenze tra suoli a diverso uso, saggiate con l'ANOVA. Lettere diverse in apice indicano differenze significative ( $P < 0.05$ ; Student Newman-Keuls) tra i suoli considerati.

## Calcio disponibile

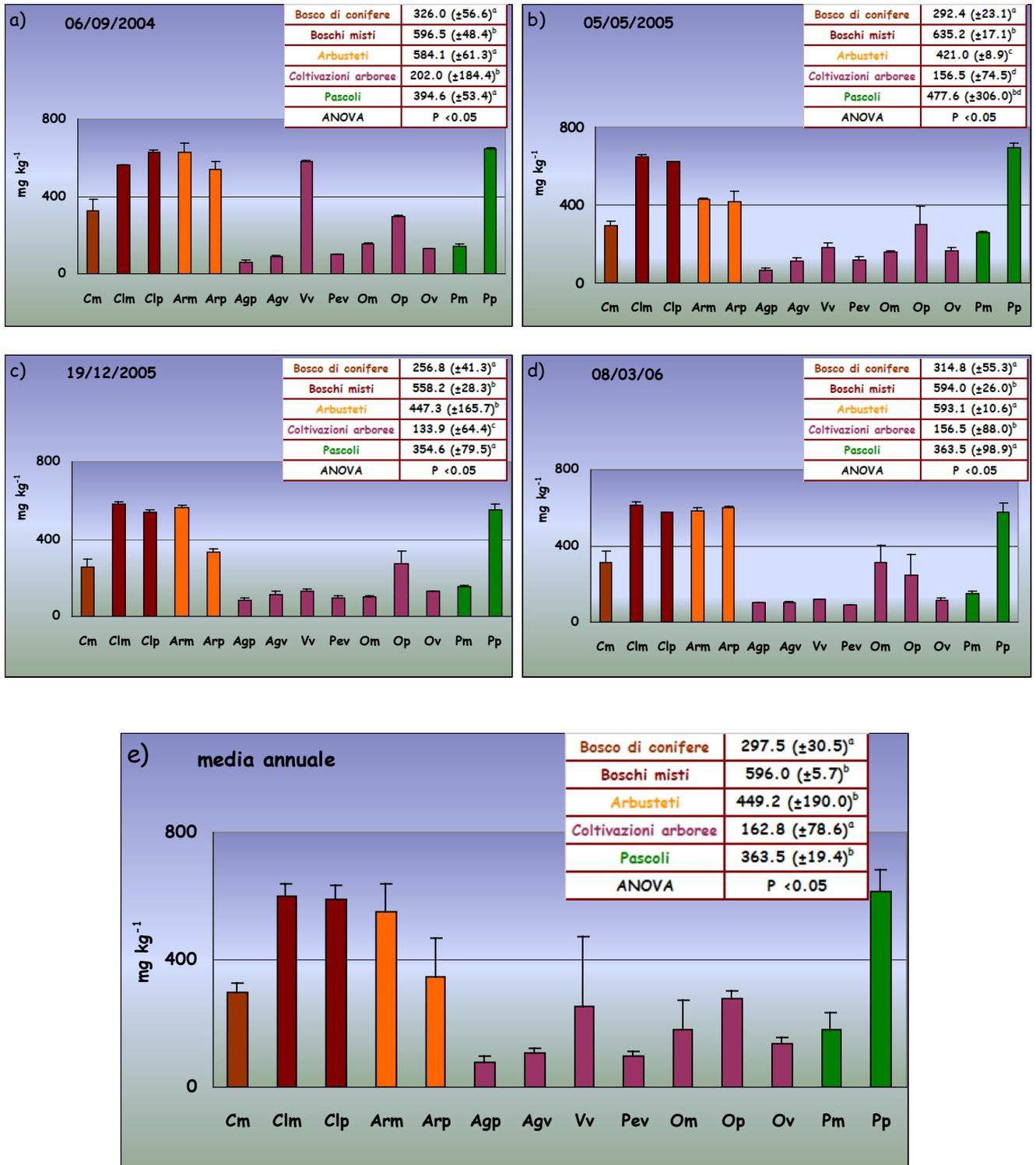


Fig. 5.9 - Contenuto di calcio disponibile (media + deviazione standard) nelle quattro stagioni di campionamento (**a**, **b**, **c**, **d**) e valori medi annui (**e**) nei suoli considerati (per le sigle vedi Tab. 4.1). Le tabelle sui grafici riportano i valori di calcio disponibile dei suoli, raggruppati al terzo livello della CORINE Land Cover, e i livelli di significatività delle differenze tra suoli a diverso uso, saggiati con l'ANOVA. Lettere diverse in apice indicano differenze significative ( $P < 0.05$ ; Student Newman-Keuls) tra i diversi tipi di suolo.

## Magnesio disponibile

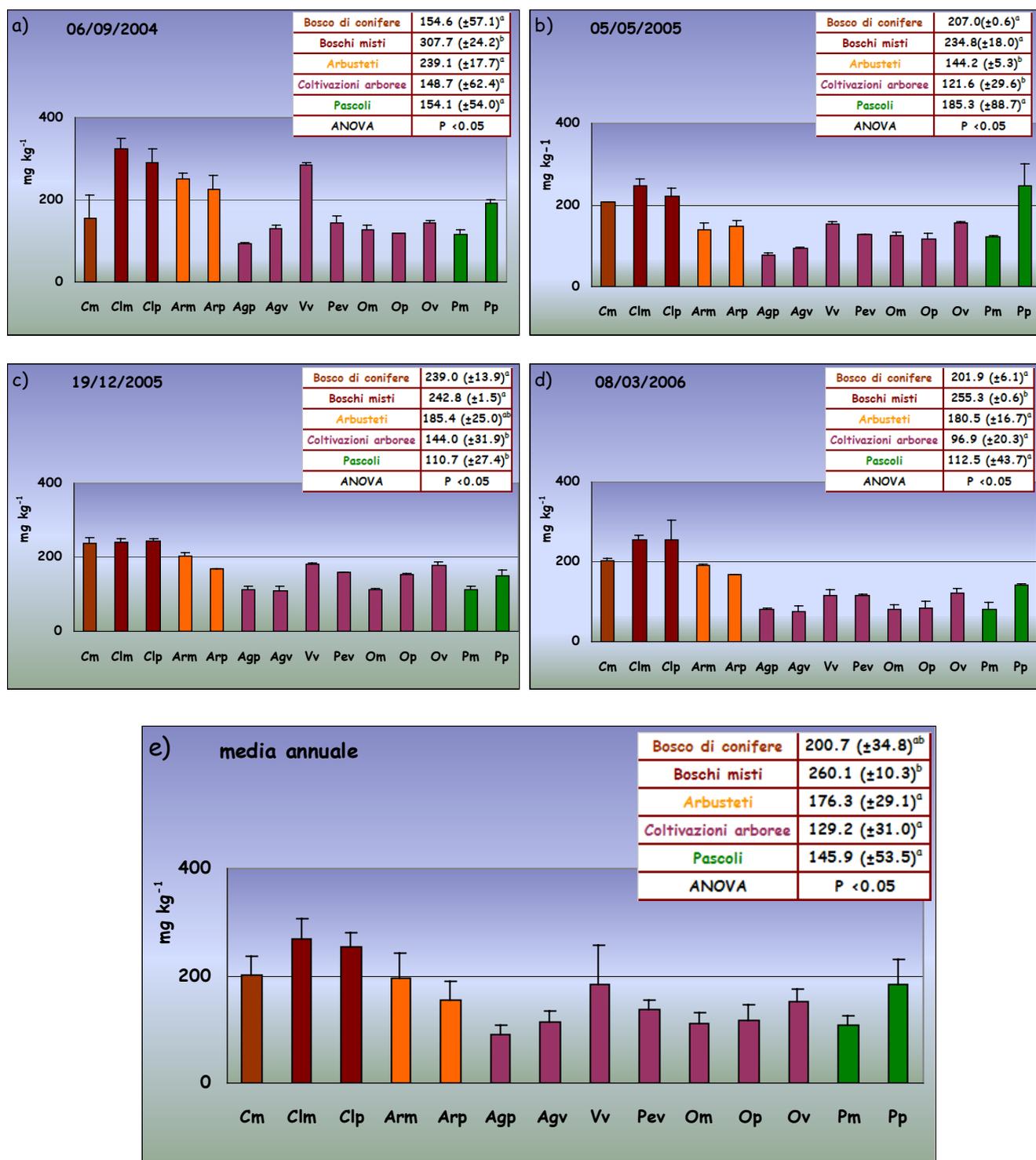


Fig. 5.10 - Contenuto di magnesio disponibile (media + deviazione standard) nelle quattro stagioni di campionamento (a, b, c, d) e valori medi annui (e) nei suoli considerati (per le sigle vedi Tab. 4.1). Le tabelle sui grafici riportano i valori di magnesio disponibile dei suoli, raggruppati al terzo livello della CORINE Land Cover, e i livelli di significatività delle differenze tra suoli a diverso uso, saggiati con l'ANOVA. Lettere diverse in apice indicano differenze significative ( $P < 0.05$ ; Student Newman-Keuls) tra i suoli considerati.

## Cadmio totale

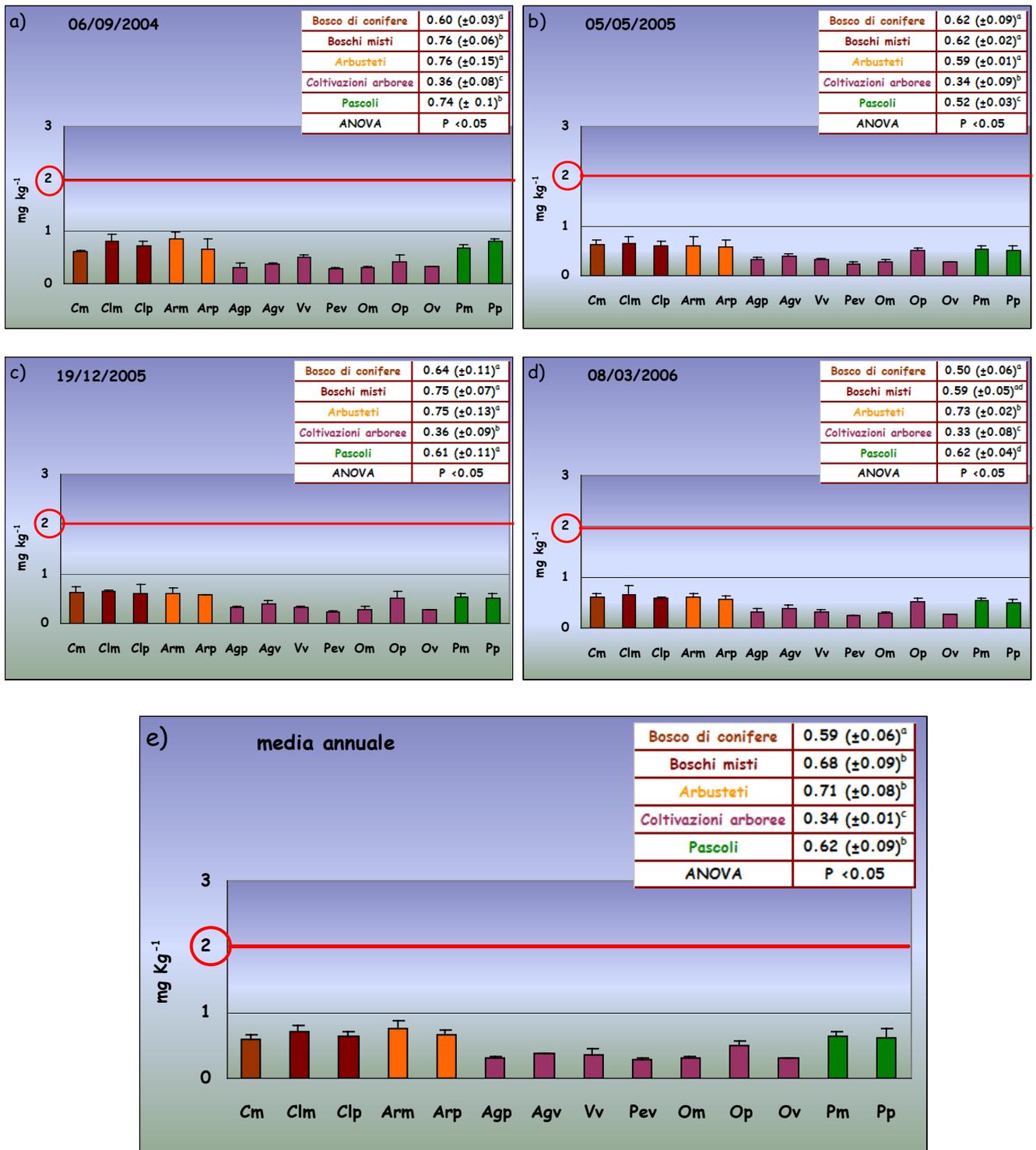


Fig. 5.11 - Contenuto di cadmio totale (media + deviazione standard) nelle quattro stagioni di campionamento (**a**, **b**, **c**, **d**) e valori medi annui (**e**) nei suoli considerati (per le sigle vedi Tab. 4.1). Le tabelle sui grafici riportano i valori di cadmio totale dei suoli, raggruppati al terzo livello della CORINE Land Cover, e i livelli di significatività delle differenze tra suoli a diverso uso, saggiati con l'ANOVA. Lettere diverse in apice indicano differenze significative ( $P < 0.05$ ; Student Newman-Keuls) tra i suoli considerati. La linea rossa indica il valore limite massimo ammissibile secondo il D.M. 471/1999.

## Cromo totale

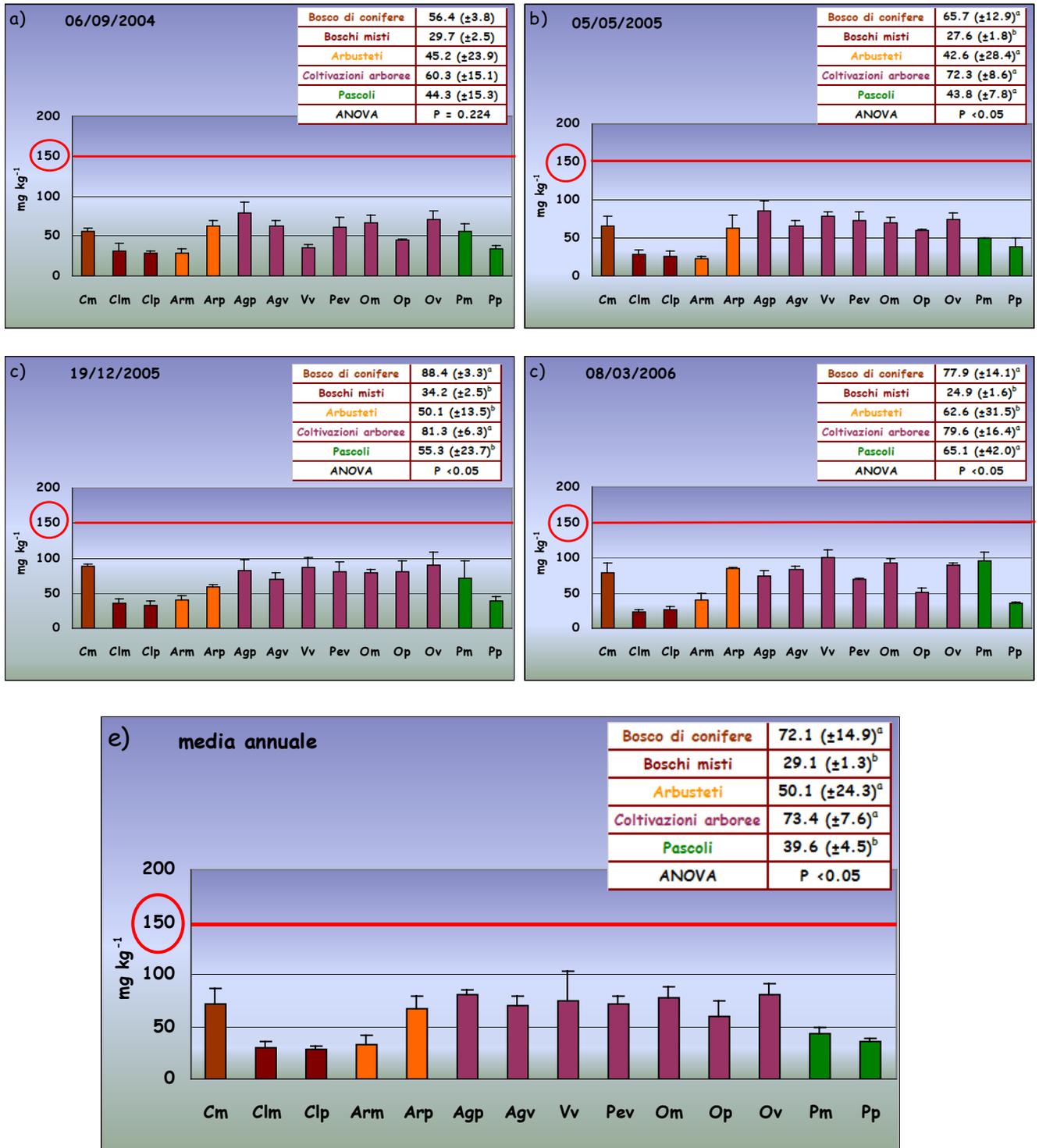


Fig. 5.12 - Contenuto di cromo totale (media + deviazione standard) nelle quattro stagioni di campionamento (**a**, **b**, **c**, **d**) e valori medi annui (**e**) nei suoli considerati (per le sigle vedi Tab. 4.1). Le tabelle sui grafici riportano i valori di cromo totale dei suoli, raggruppati al terzo livello della CORINE Land Cover, e i livelli di significatività delle differenze tra suoli a diverso uso, saggiati con l'ANOVA. Lettere diverse in apice indicano differenze significative ( $P < 0.05$ ; Student Newman-Keuls) tra i suoli considerati. La linea rossa indica il valore limite massimo ammissibile secondo il D.M. 471/1999.

## Piombo Totale

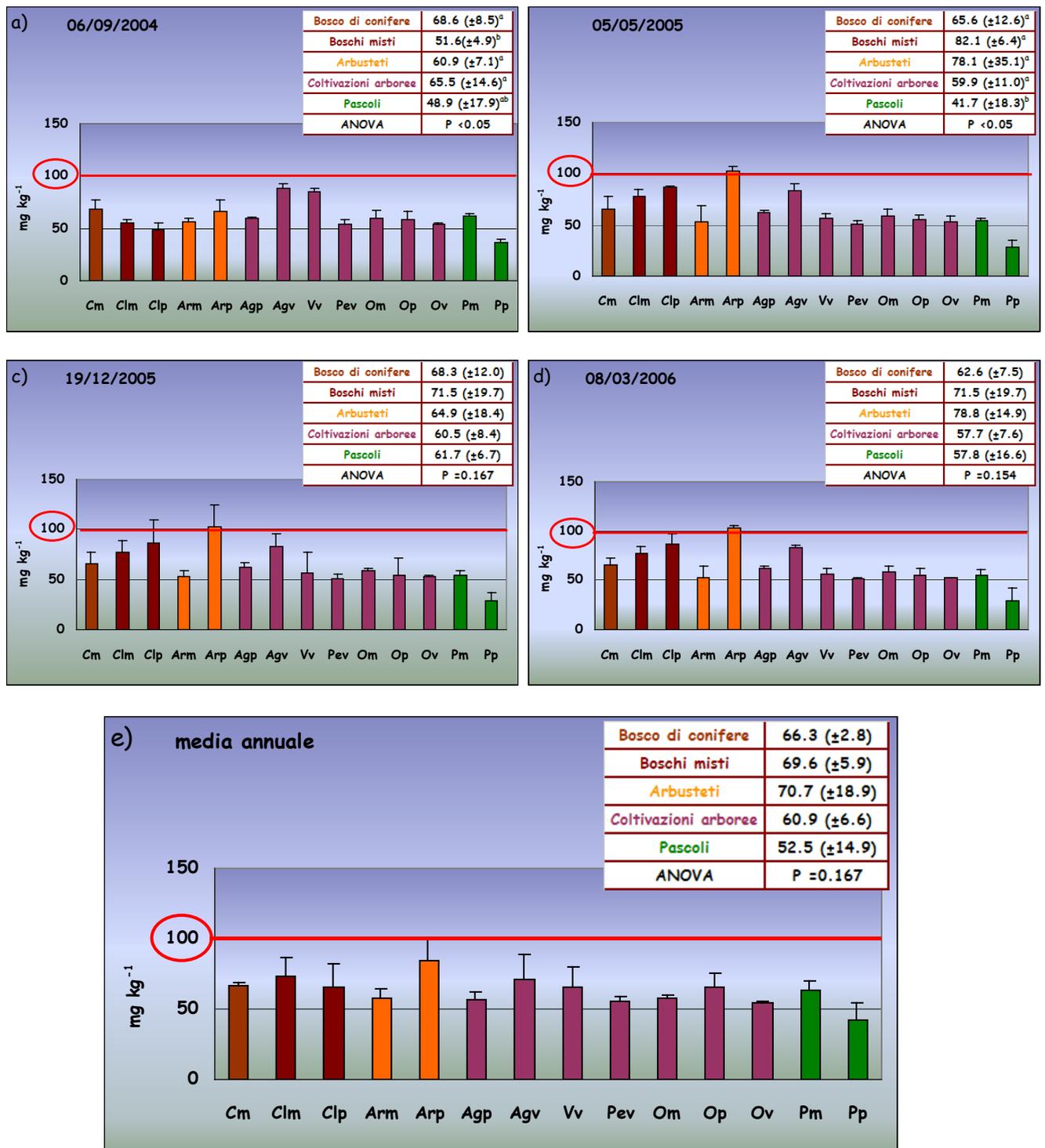


Fig. 5.13 - Contenuto di piombo totale (media + deviazione standard) nelle quattro stagioni di campionamento (a, b, c, d) e valori medi annui (e) nei suoli considerati (per le sigle vedi Tab. 4.1). Le tabelle sui grafici riportano i valori di rame totale dei suoli, raggruppati al terzo livello della CORINE Land Cover, e i livelli di significatività delle differenze tra suoli a diverso uso, saggiati con l'ANOVA. Lettere diverse in apice indicano differenze significative ( $P < 0.05$ ; Student Newman-Keuls) tra i suoli considerati. La linea rossa indica il valore limite massimo ammissibile secondo il D.M. 471/1999.

## Rame totale

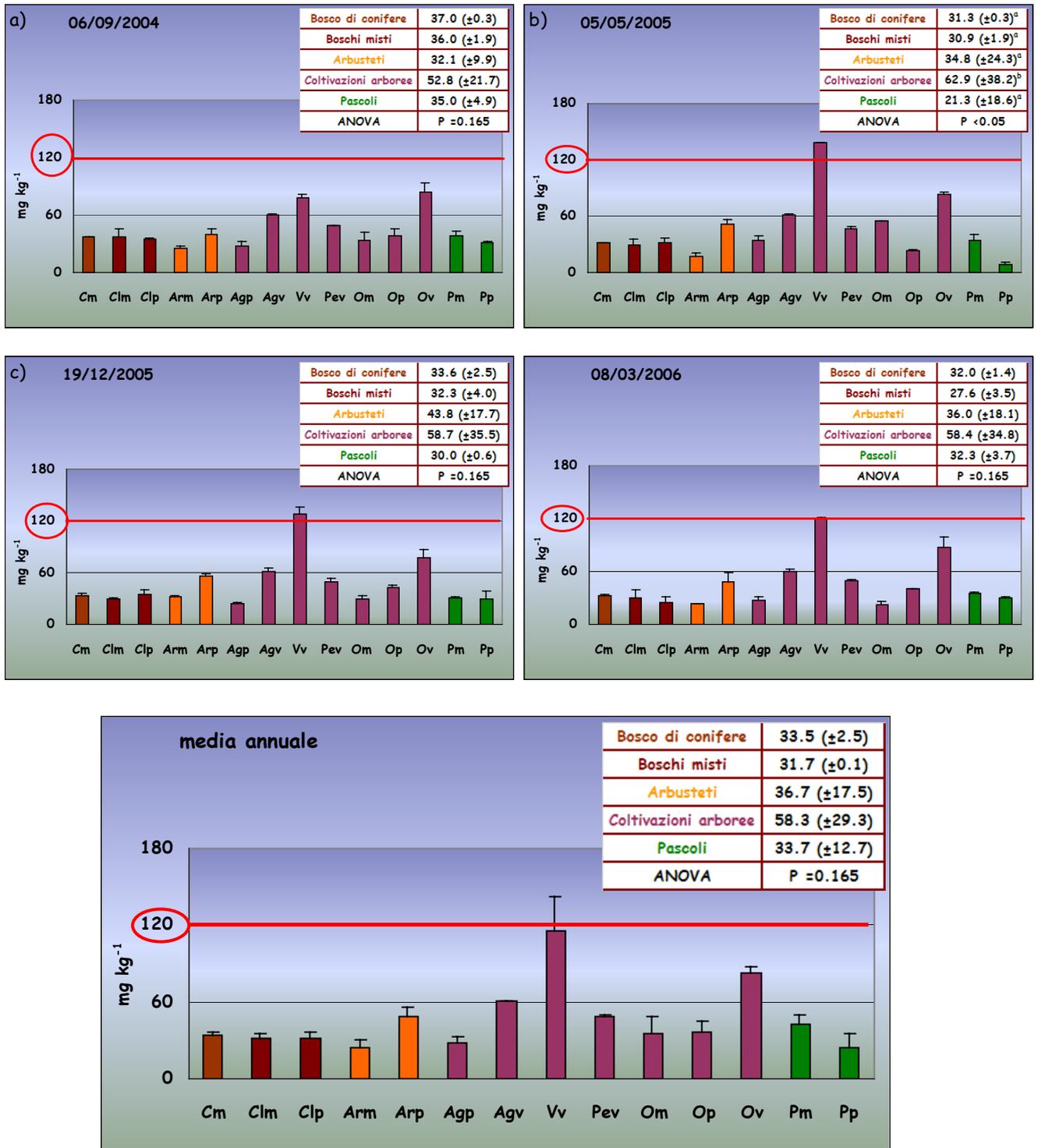


Fig. 5.13 - Contenuto di rame totale (media + deviazione standard) nelle quattro stagioni di campionamento (a, b, c, d) e valori medi annui (e) nei suoli considerati (per le sigle vedi Tab. 4.1). Le tabelle sui grafici riportano i valori di piombo totale dei suoli, raggruppati al terzo livello della CORINE Land Cover, e i livelli di significatività delle differenze tra suoli a diverso uso, saggiate con l'ANOVA. Lettere diverse in apice indicano differenze significative ( $P < 0.05$ ; Student Newman-Keuls) tra i diversi tipi di suolo. La linea rossa indica il valore limite massimo ammissibile secondo il D.M. 471/1999.

## Zinco totale

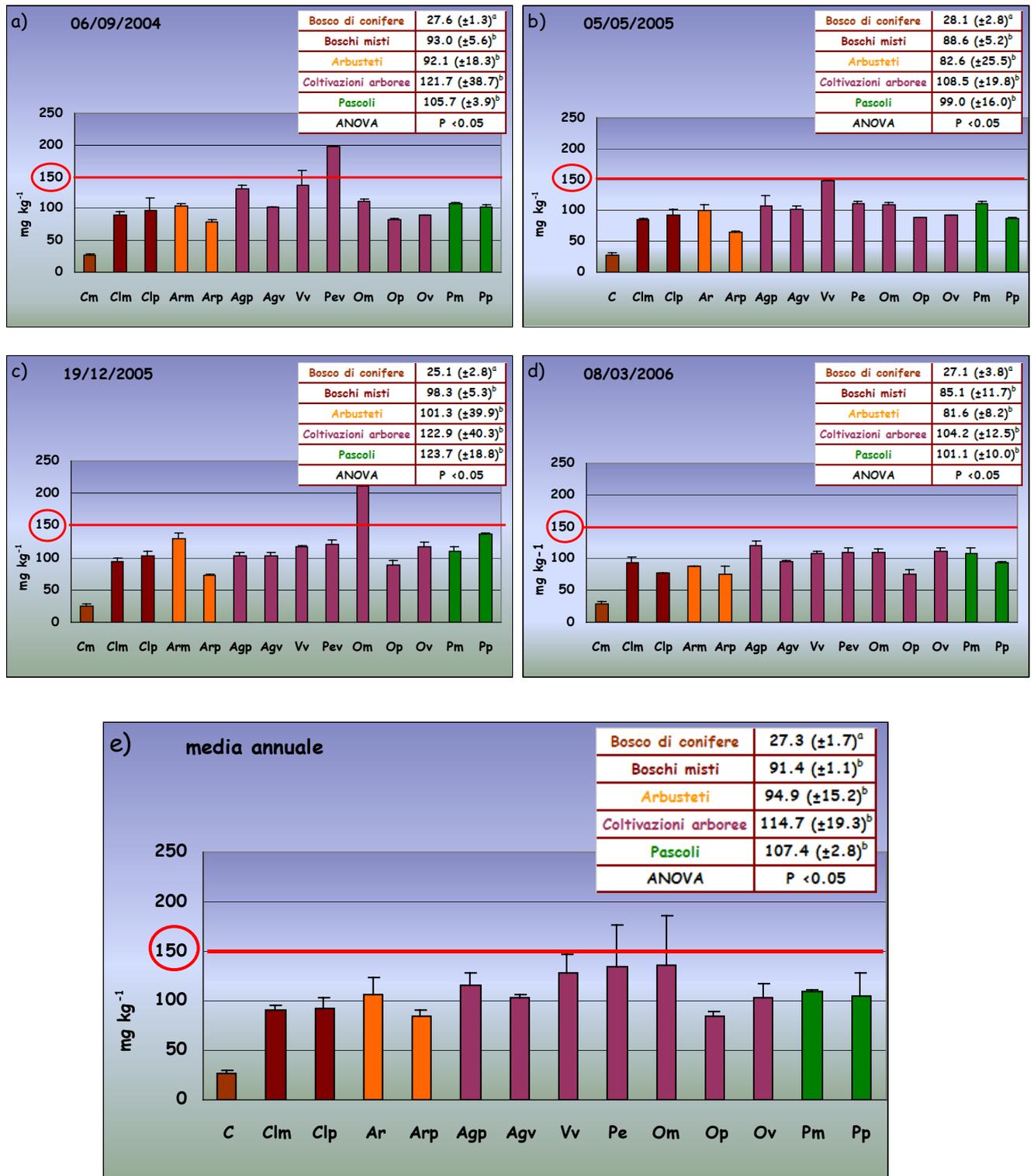


Fig. 5.15 - Contenuto di zinco totale (media + deviazione standard) nelle quattro stagioni di campionamento (**a**, **b**, **c**, **d**) e valori medi annui (**e**) nei suoli considerati (per le sigle vedi Tab. 4.1). Le tabelle sui grafici riportano i valori di zinco totale dei suoli, raggruppati al terzo livello della CORINE Land Cover, e i livelli di significatività delle differenze tra suoli a diverso uso, saggiati con l'ANOVA. Lettere diverse in apice indicano differenze significative ( $P < 0.05$ ; Student Newman-Keuls) tra i suoli considerati. La linea rossa indica il valore limite massimo ammissibile secondo il D.M. 471/1999.

### 5.1.3 – Indicatori biologici

La biomassa microbica ha mostrato valori medi annui variabili tra 0.7 mg g<sup>-1</sup> (suoli delle coltivazioni arboree) e 1.6 mg g<sup>-1</sup> (suoli dei boschi misti; Fig. 5.16). Differenze significative nei valori medi annui di biomassa microbica sono emerse tra i suoli dei boschi di conifere e delle coltivazioni arboree (0.9 e 0.7 mg g<sup>-1</sup> rispettivamente) e tutti gli altri suoli considerati. Questo indicatore è risultato influenzato dalla stagione di campionamento, con un aumento negli ultimi due campionamenti (19/12/2005 e 08/03/2006). La biomassa microbica nei suoli studiati è risultata confrontabile con quella misurata in altri suoli campani, quali noccioleti e cedui di castagno di Visciano (NA; 0.7-2.7 mg g<sup>-1</sup>; Rutigliano *et al.*, dati non pubblicati), castagneti da frutto di Serino (AV) e di Scala (SA; 0.5-0.9 mg g<sup>-1</sup>) e boschi misti della Riserva Naturale Orientata Valle delle Ferriere (1.5-1.7 mg g<sup>-1</sup>; Rutigliano *et al.*, 2001).

Il micelio fungino metabolicamente attivo del suolo non ha risentito in misura significativa del differente tipo di copertura vegetale, tuttavia i valori più bassi sono associati generalmente ai suoli delle coltivazioni arboree e dei pascoli (Fig. 5.17).

I valori medi annui di respirazione potenziale sono risultati significativamente più bassi nei suoli delle colture arboree e in quelli dei pascoli rispetto a quelli osservati negli altri suoli (Fig. 5.18). Pur non esistendo differenze rilevanti tra i campionamenti, i valori di respirazione potenziale hanno subito una lieve diminuzione nel campionamento di marzo (08/03/2006), per le coltivazioni arboree, e nel campionamento di dicembre (19/12/2005), per i pascoli. L'attività microbica dei suoli considerati (valori compresi tra 15 e 41 mg kg<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> rispettivamente nei suoli delle coltivazioni arboree e nei suoli dei boschi di conifere) è risultata maggiore di quella misurata nei suoli dei noccioleti e dei cedui di castagno di Visciano (1.6-7.2 mg kg<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>; Rutigliano *et al.*, dati non pubblicati), dei castagneti di Serino e di Scala (1.3-5.8 mg kg<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>), e dei boschi misti di latifoglie della Valle delle Ferriere (13-15 mg kg<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>; Rutigliano *et al.*, 2001).

L'azoto potenzialmente mineralizzabile ha mostrato, in tutti i campionamenti, i valori più bassi nei suoli delle coltivazioni arboree, mentre i valori più alti sono stati riscontrati nei suoli dei boschi misti (Fig. 5.19). Per questi suoli sono evidenti differenze anche tra i quattro campionamenti, con una marcata riduzione negli ultimi tre campionamenti (05/05/2005; 19/12/2005; 08/03/2006).

## Biomassa microbica

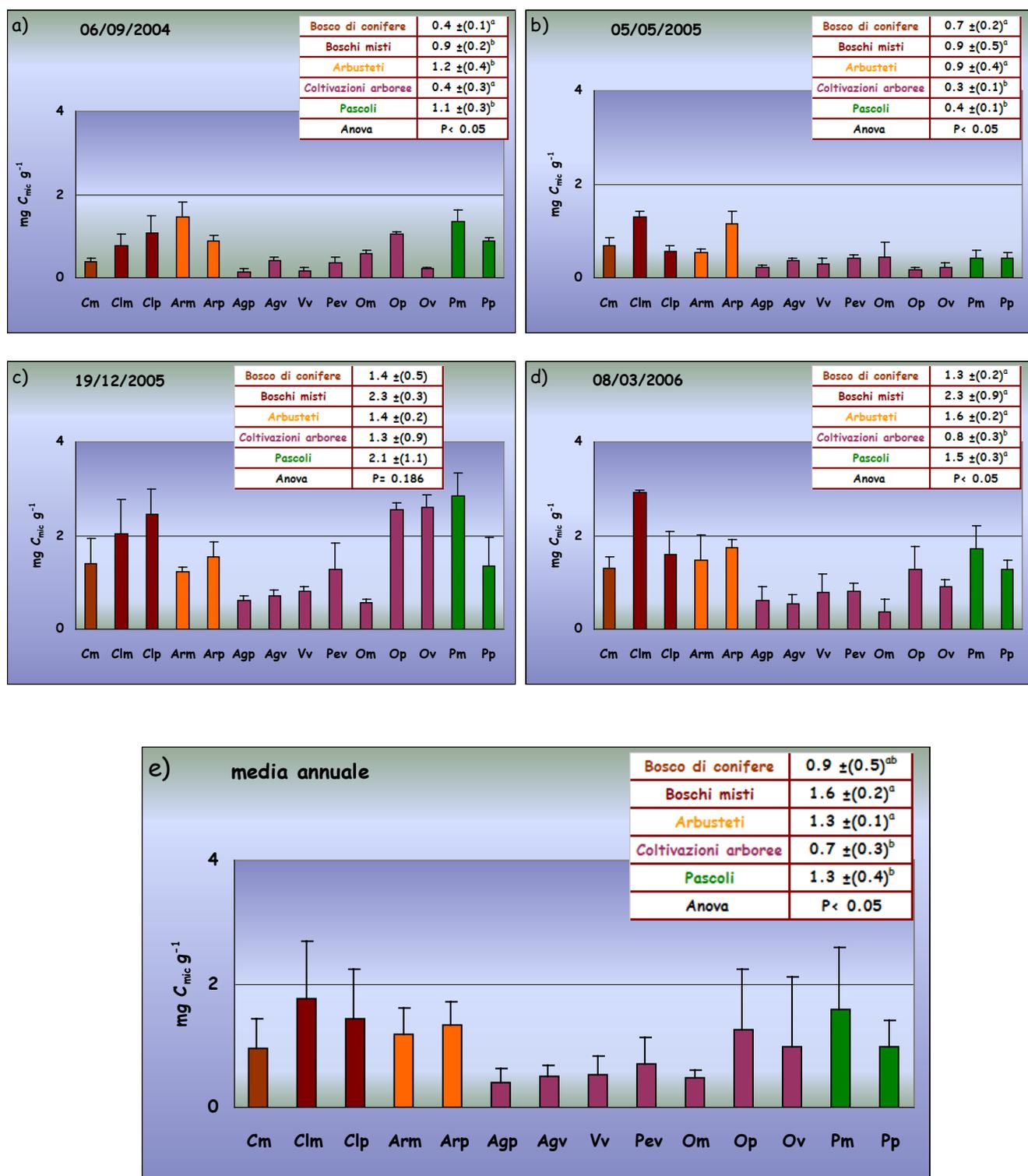


Fig. 5.16 - Biomassa microbica (media + deviazione standard), valutata come carbonio microbico ( $C_{mic}$ ) nelle quattro stagioni di campionamento (**a**, **b**, **c**, **d**) e valori medi annui (**e**) nei suoli considerati (per le sigle vedi Tab. 4.1). Le tabelle sui grafici riportano i valori di biomassa microbica dei suoli, raggruppati al terzo livello della CORINE Land Cover, e i livelli di significatività delle differenze tra suoli a diverso uso, saggiati con l'ANOVA. Lettere diverse in apice indicano differenze significative ( $P < 0.05$ ; Student Newman-Keuls) tra i diversi tipi i suolo.

## Micelio fungino attivo

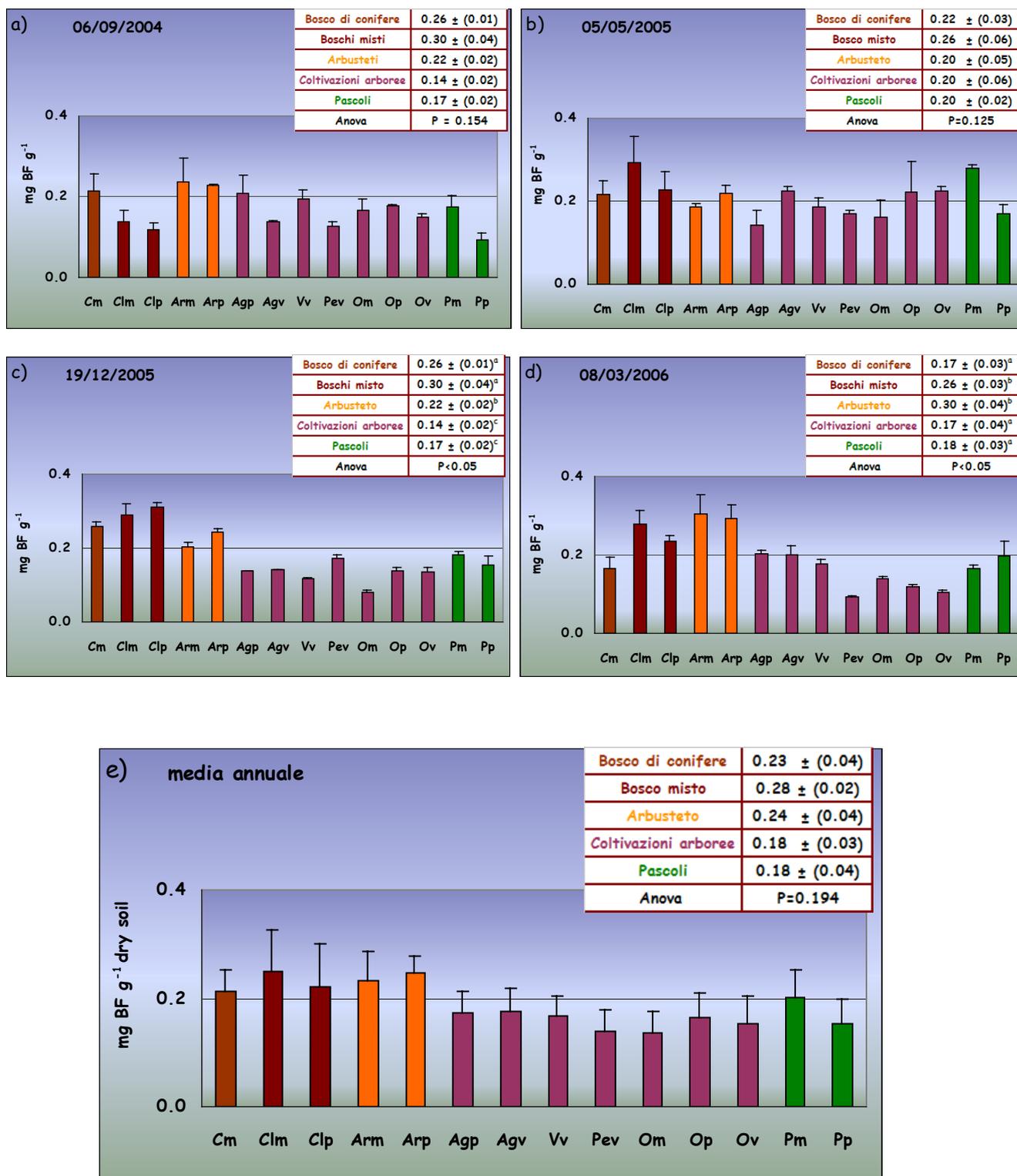


Fig. 5.17 – Micelio fungino attivo (media + deviazione standard) nelle quattro stagioni di campionamento (a, b, c, d) e valori medi annui (e) nei suoli considerati (per le sigle vedi Tab. 4.1). Le tabelle sui grafici riportano i valori di micelio attivo dei suoli, raggruppati al terzo livello della CORINE Land Cover, e i livelli di significatività delle differenze tra suoli a diverso uso, saggiati con l'ANOVA. Lettere diverse in apice indicano differenze significative ( $P < 0.05$ ; Student Newman-Keuls) tra i suoli considerati.

## Respirazione potenziale

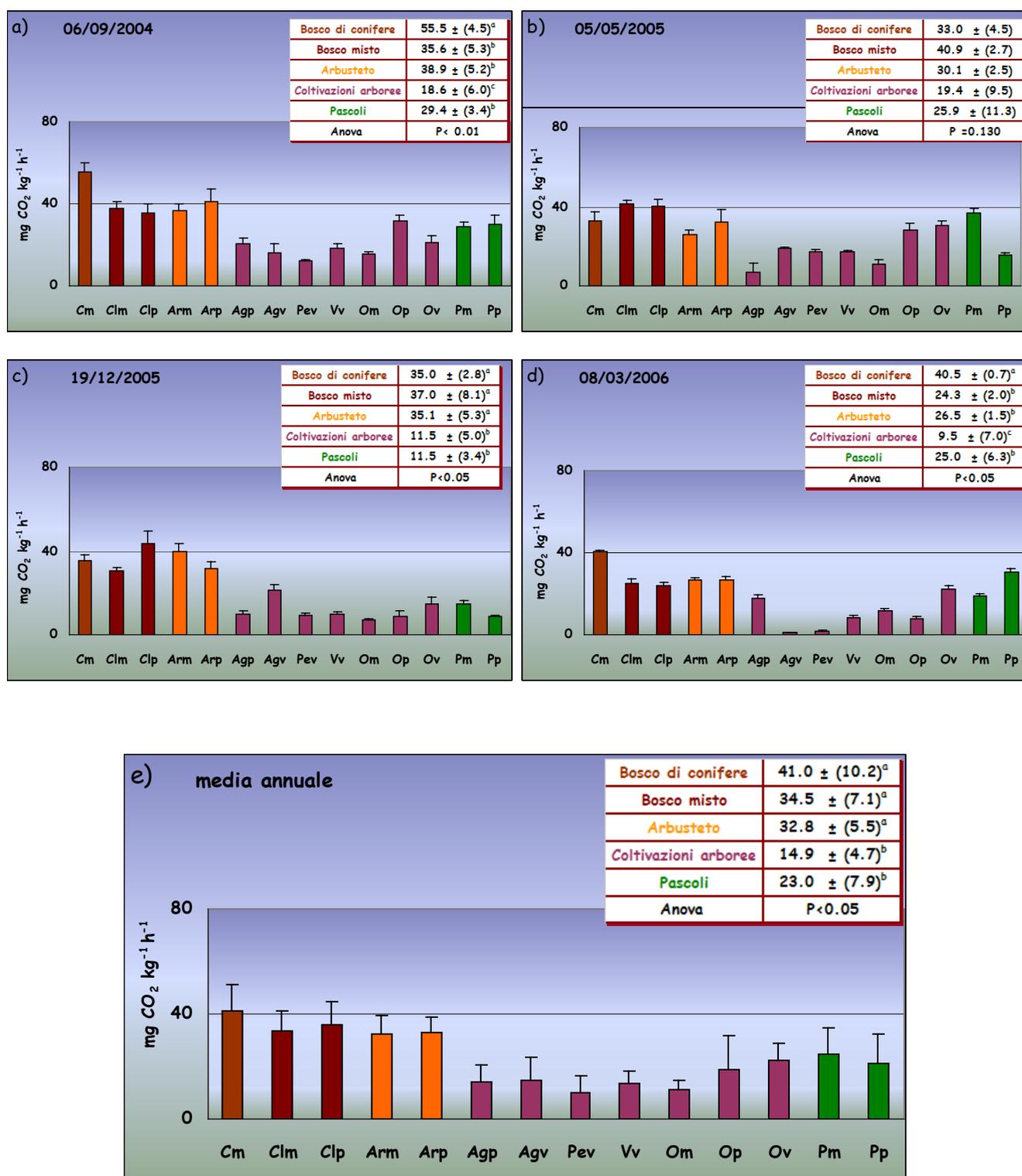


Fig. 5.18 - Valori (media + deviazione standard) di respirazione potenziale nelle quattro stagioni di campionamento (**a, b, c, d**) e valori medi annui (**e**) nei suoli considerati (per le sigle vedi Tab. 4.1). Le tabelle sui grafici riportano sia i valori di respirazione potenziale dei suoli, raggruppati al terzo livello della CORINE Land Cover, che i livelli di significatività delle differenze tra suoli a diverso uso, saggiate con l'ANOVA. Lettere diverse in apice indicano differenze significative ( $P < 0.05$ ; Student Newman-Keuls) tra i suoli considerati.

## Azoto potenzialmente mineralizzabile

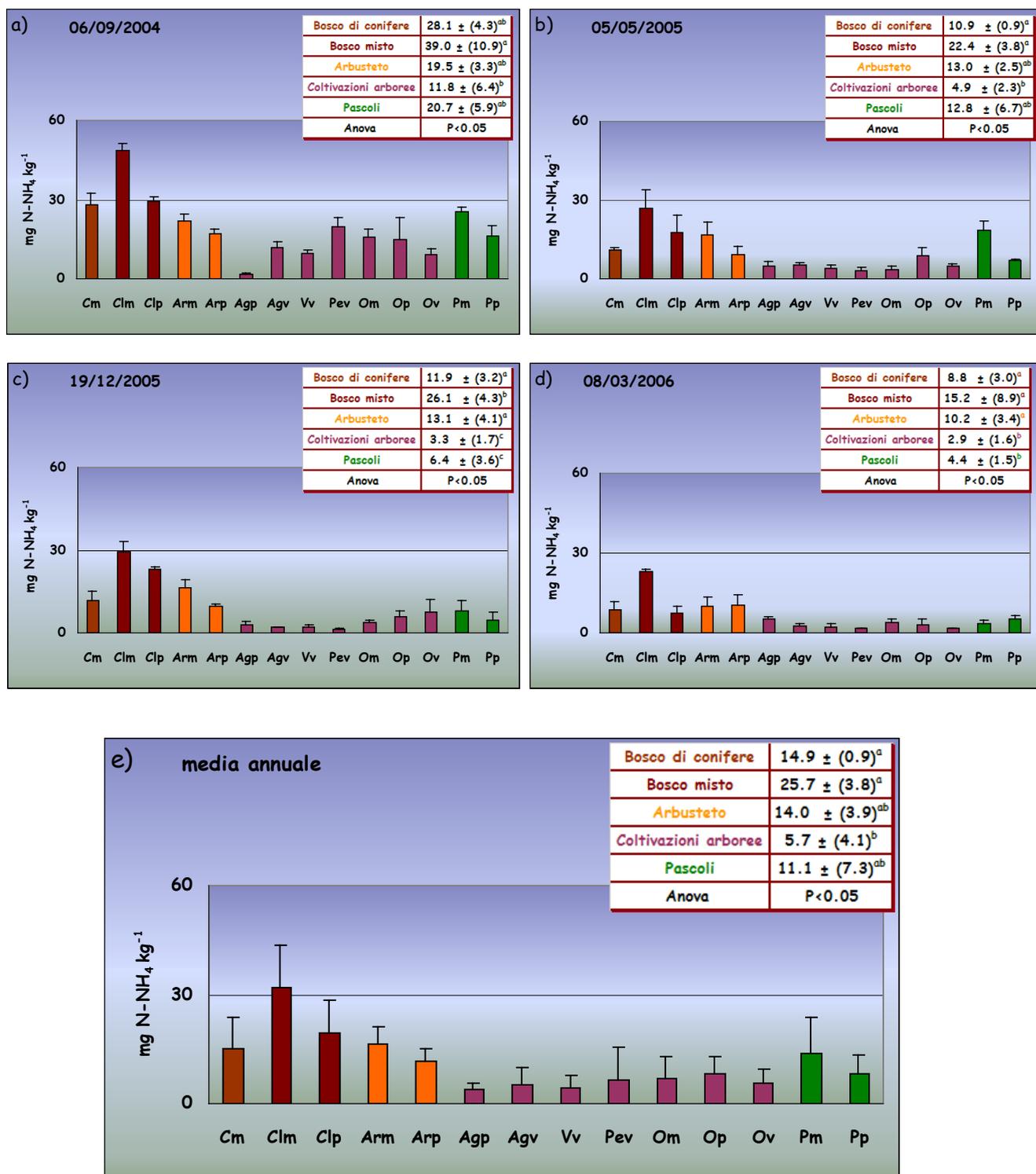


Fig. 5.19 - Valori (media + deviazione standard) di azoto potenzialmente mineralizzabile nelle quattro stagioni di campionamento (**a, b, c, d**) e valori medi annui (**e**) nei suoli considerati (per le sigle vedi Tab. 4.1). Le tabelle sui grafici riportano i valori di azoto potenzialmente mineralizzabile dei suoli, raggruppati al terzo livello della CORINE Land Cover, che i livelli di significatività delle differenze tra suoli a diverso uso, saggiati con l'ANOVA. Lettere diverse in apice indicano differenze significative ( $P < 0.05$ ; Student Newman-Keuls) tra i diversi tipi di suolo.

## 5.2 – Valutazione della qualità dei suoli mediante analisi multivariata dei dati

### *5.2.1 - Analisi delle Componenti Principali (PCA) applicata alle matrici relative ai dati medi annui e ai dati ottenuti in ciascun campionamento.*

I dati ottenuti dall'analisi sui campioni di suolo nei quattro campionamenti e i dati medi annuali, sono stati elaborati tramite l'analisi delle componenti principali (PCA; Fig. 5.20). Questa analisi ha messo in evidenza una chiara separazione tra quasi tutti i suoli delle coltivazioni arboree (Agv, Vv, Pev, Om, Ov) e tutti gli altri suoli. L'unica eccezione è rappresentata dal suolo dell'oliveto pedemontano (Op), che, nei biplot risultanti dalla PCA, in particolare in quelli relativi ai valori medi annui (Fig. 5.21) e ai campionamenti di maggio (05/05/2005; Fig 5.20b) e dicembre (19/12/2005; Fig. 5.20c), è distante dai suoli delle altre coltivazioni arboree, avvicinandosi invece a tutti gli altri suoli. Va sottolineato che nel suolo dell'oliveto pedemontano (Op), a differenza che nei suoli delle altre coltivazioni arboree, non viene rimosso lo strato erbaceo, che ha l'importante funzione di proteggere il suolo da fenomeni erosivi e di apportare sostanza organica al suolo. Questo può spiegare il fatto che complessivamente le caratteristiche di questo suolo siano simili a quelle di suoli che non sono sottoposti a rimozione dello strato erbaceo (boschi, arbusteti e pascoli). Analogamente Rutigliano e collaboratori (2006) riportano che il suolo di un nocciolo abbandonato di Visciano (NA, Campania), nel quale si era spontaneamente ripristinata la copertura erbacea, presentava una qualità del suolo migliore rispetto a quella di noccioli in cui veniva rimosso lo strato erbaceo, e confrontabile con quella di suoli di boschi cedui a dominanza di castagno.

In tutti i biplot risultanti dalla PCA (Figg. 5.20, 5.21), i suoli delle coltivazioni arboree si trovano comunque tutti a sinistra dell'origine, dove assumono valori elevati il contenuto di alcuni metalli pesanti (Zn, Cr, Cu) e di potassio, ai quali l'asse 1 è risultato negativamente correlato, anche se non significativamente per il rame (Tab. 5.4, sono riportati solo i risultati della PCA applicata alla matrice dei valori medi annui). Tutti gli altri siti si trovano a destra dell'origine, dove assumono generalmente valori elevati i contenuti di carbonio organico e di quasi tutti i nutrienti (escluso il potassio) e di cadmio, la biomassa e la respirazione potenziale, il micelio fungino attivo, l'azoto potenzialmente mineralizzabile, il pH, la capacità di scambio cationico, la conducibilità elettrica, ai quali l'asse 1 è risultato positivamente correlato. Pertanto ai siti che si trovano più spostati a destra nei biplot è associata una migliore qualità del suolo. L'asse 2 del biplot relativo alla PCA applicata alla matrice dei valori medi annui (Fig. 5.21) è risultato

correlato positivamente alla *bulk density* e al contenuto in sabbia e negativamente alla porosità, alla capacità di campo e al contenuto in piombo, limo e argilla (Tab. 5.4). Pertanto, sulla base dei valori medi annui, i suoli di migliore qualità sono quelli che si trovano nel quadrante in basso a destra, cioè i boschi (Cm, Clm, Clp), mentre la peggiore qualità del suolo è associata ai siti che si trovano nel quadrante in alto a sinistra, ossia alcune coltivazioni arboree (Agp, Ov, Vv).

### ***5.2.2 – Proposta di riduzione del numero di campionamenti e del numero di indicatori per la valutazione della qualità del suolo, sulla base dell'Analisi delle Componenti Principali.***

Dal confronto tra i biplot relativi a ciascun campionamento (Fig. 5.20) con quello relativo alle condizioni medie annue (Fig. 5.21), non sono emerse differenze molto marcate, in quanto in ogni caso i suoli di quasi tutte le coltivazioni sono risultati ben separati da tutti gli altri. Tuttavia sono state osservate alcune differenze tra le posizioni di alcuni siti e dei vettori relativi ai parametri nei biplot che rappresentano il campionamento di settembre (Fig. 5.20a) e di maggio (Fig. 5.20b), rispetto ai biplot che rappresentano gli altri due campionamenti (Fig. 5.20 c, d) e al biplot relativo ai valori medi annui (Fig. 5.21); al contrario i grafici relativi ai campionamenti di dicembre (19/12/2005) e di marzo (08/03/2006) sono risultati più simili a quello relativo alle condizioni medie annue. Questo risultato potrebbe essere spiegato in parte dalle condizioni climatiche dei periodi che hanno preceduto questi 2 campionamenti, che sono risultate più simili alle condizioni medie annue rispetto a quelli che hanno preceduto gli altri due campionamenti. Infatti i rapporti tra le precipitazioni (P) e i valori medi di temperatura (T), calcolati per i 30 giorni precedenti i campionamenti, relativi ai campionamenti di dicembre 2005 ( $P/T=3.6$ ) e di marzo 2006 ( $P/T=3.7$ ) sono risultati corrispondenti al rapporto calcolato per l'intero periodo di studio ( $P/T=3.7$ ). Al contrario i periodi precedenti i campionamenti di settembre e di maggio hanno presentato rapporti P/T molto più bassi (rispettivamente 0.4 e 2.7). Sulla base di queste considerazioni si è scelto di considerare, come campionamento rappresentativo delle condizioni medie annue, il campionamento effettuato a dicembre 2005.

Dopo questa fase è stato interessante applicare una ulteriore PCA sia ai dati relativi al campionamento scelto (19/12/2005) che ai dati relativi alla media annuale allo scopo di ridurre il numero di indicatori. Si è proceduto eliminando progressivamente, in fasi successive, alcuni indicatori e verificando che questa eliminazione non producesse cambiamenti significativi nei biplot ottenuti. La selezione degli indicatori da eliminare è stata effettuata innanzitutto verificando le correlazioni tra gruppi di parametri nei risultati delle relative PCA. Si è osservato

che la capacità di scambio cationico è risultata correlata con il contenuto in magnesio ( $r=0.66$  e  $P=0.01$ , per il campionamento del 19/12/2005;  $r=0.59$  e  $P=0.026$ , per i dati medi annui) e azoto ammoniacale ( $r=0.81$  e  $P=0.0003$  per il campionamento del 19/12/2005;  $r=0.68$  e  $P=0.006$ , per i dati medi annui), con la conducibilità elettrica ( $r=0.83$  e  $P=0.0002$ , per il campionamento del 19/12/2005;  $r=0.66$  e  $P=0.01$ , per i dati medi annui) e infine con il contenuto in calcio, sebbene non significativamente ( $r=0.46$  e  $P=0.09$ , per il campionamento del 19/12/2005;  $r=0.49$  e  $P=0.07$ , per i dati medi annui). Pertanto la PCA è stata effettuata su una nuova matrice costituita da 14 siti e 21 variabili (togliendo contenuto in Mg, Ca, N ammoniacale e conducibilità elettrica). I biplot prodotti si sono rivelati confrontabili con quelli relativi a tutti i parametri (Fig. 5.22).

Poiché la porosità è risulta correlata negativamente alla bulk density ( $r=-1.000$  e  $P=0.000$ ), in accordo per altro con il principio che più un suolo è poroso minore è il suo valore di *bulk density* (Radelli, 1989), si è scelto di applicare una successiva PCA eliminando dalla matrice questo indicatore, oltre che il contenuto in sabbia limo e argilla che non differiva tra i suoli studiati, in quanto essi hanno la stessa origine pedogenetica. Anche in questo caso, i biplot prodotti sono risultati confrontabili con quelli che includevano la porosità e la tessitura (dati non mostrati). Nell'ultima fase, si è scelto di eliminare dalla matrice dei dati la biomassa fungina, che rappresentando una componente della biomassa microbica, è risultata essere anche correlata con questo parametro ( $r=0.66$  e  $P=0.010$ , per il campionamento del 19/12/2005;  $r=0.69$  e  $P=0.005$  per i dati medi annui). Il risultato di questa ultima elaborazione ai dati, ancora una volta non ha prodotto cambiamenti rilevanti nei biplot (Fig. 5.23).

Il risultato definitivo di queste successive elaborazioni statistiche ha portato all'eliminazione di 7 indicatori riducendo il *Minimum Data Set* a 16 indicatori di qualità del suolo.

Tabella 5.4 Coefficienti di correlazione di Pearson tra gli indicatori e gli assi 1 e 2 del biplot applicato alla matrice di valori medi annui. (\*P <0.05; \*\*P <0.01; \*\*\* P<0.001; n=14).

<b>Indicatori</b>	<b>Sigle adottate</b>	<b>Asse 1</b>	<b>Asse 2</b>
<b>Capacità di campo</b>	<b>CC</b>	-0.501	-0.818***
<b>Bulk Density</b>	<b>BD</b>	0.519	0.806***
<b>Porosità</b>	<b>P</b>	-0.514	-0.816***
<b>Frazione sabbiosa</b>	<b>S</b>	0.429	0.862***
<b>Frazione limosa</b>	<b>L</b>	-0.498	-0.708**
<b>Frazione argillosa</b>	<b>A</b>	-0.199	-0.880***
<b>pH</b>	<b>pH</b>	0.679**	0.127
<b>Capacità di scambio cationica</b>	<b>CSC</b>	0.764*	-0.470
<b>Conducibilità elettrica</b>	<b>CE</b>	0.648*	-0.380
<b>Carbonio organico</b>	<b>C<sub>org</sub></b>	0.857***	-0.116
<b>Azoto totale</b>	<b>N<sub>tot</sub></b>	0.793***	-0.338
<b>Azoto ammoniacale</b>	<b>N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup></b>	0.877***	-0.144
<b>Azoto nitrico</b>	<b>N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b>	0.839***	-0.214
<b>Potassio disponibile</b>	<b>K</b>	-0.611*	-0.419
<b>Calcio disponibile</b>	<b>Ca</b>	0.877***	0.101
<b>Magnesio disponibile</b>	<b>Mg</b>	0.759**	-0.119
<b>Cadmio totale</b>	<b>Cd</b>	0.942***	-0.061
<b>Cromo totale</b>	<b>Cr</b>	-0.843***	-0.001
<b>Piombo totale</b>	<b>Pb</b>	0.215	-0.611*
<b>Rame totale</b>	<b>Cu</b>	-0.507	0.028
<b>Zinco totale</b>	<b>Zn</b>	-0.533*	0.235
<b>Biomassa microbica</b>	<b>Bm</b>	0.851***	-0.220
<b>Micelio fungino attivo</b>	<b>BF</b>	0.802***	-0.235
<b>Respirazione potenziale</b>	<b>Rp</b>	0.855***	-0.198
<b>Azoto potenzialmente mineralizzabile</b>	<b>PMN</b>	0.835***	-0.368

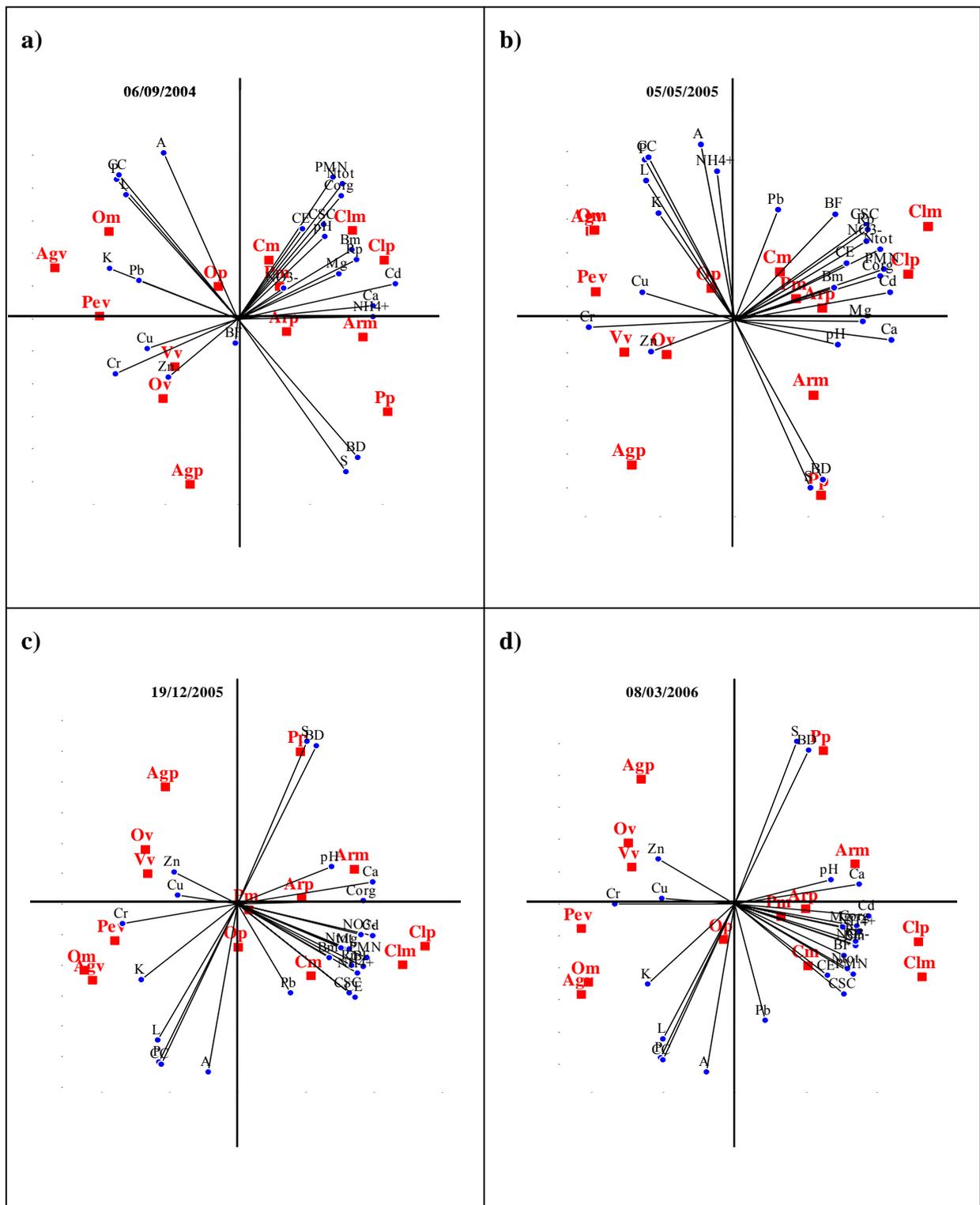


Fig.5.20 – Biplot risultante dalla PCA applicata alle matrici (14 siti e 25 indicatori) relative alle quattro stagioni di campionamento(a, b, c,d). Per la spiegazione delle sigle relative agli indicatori vedi Tab. 5.4. Le sigle dei siti di campionamento sono spiegate in tabella 4.1.

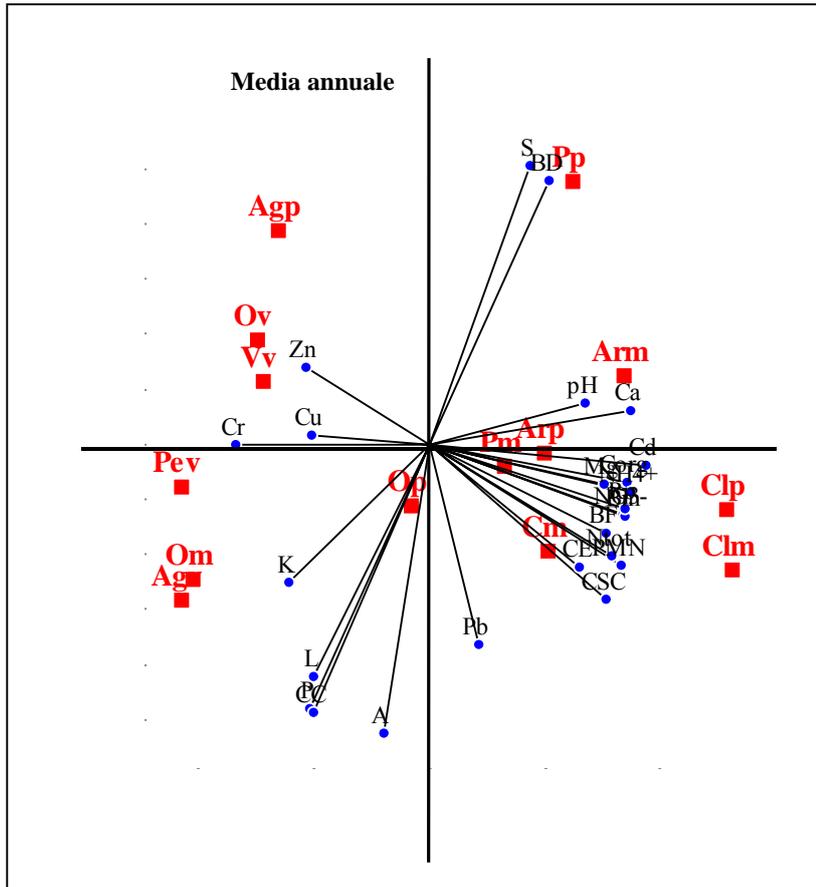


Fig. 5.21 – Biplot risultante dalla PCA applicata alla matrice relativa ai valori medi annuali.

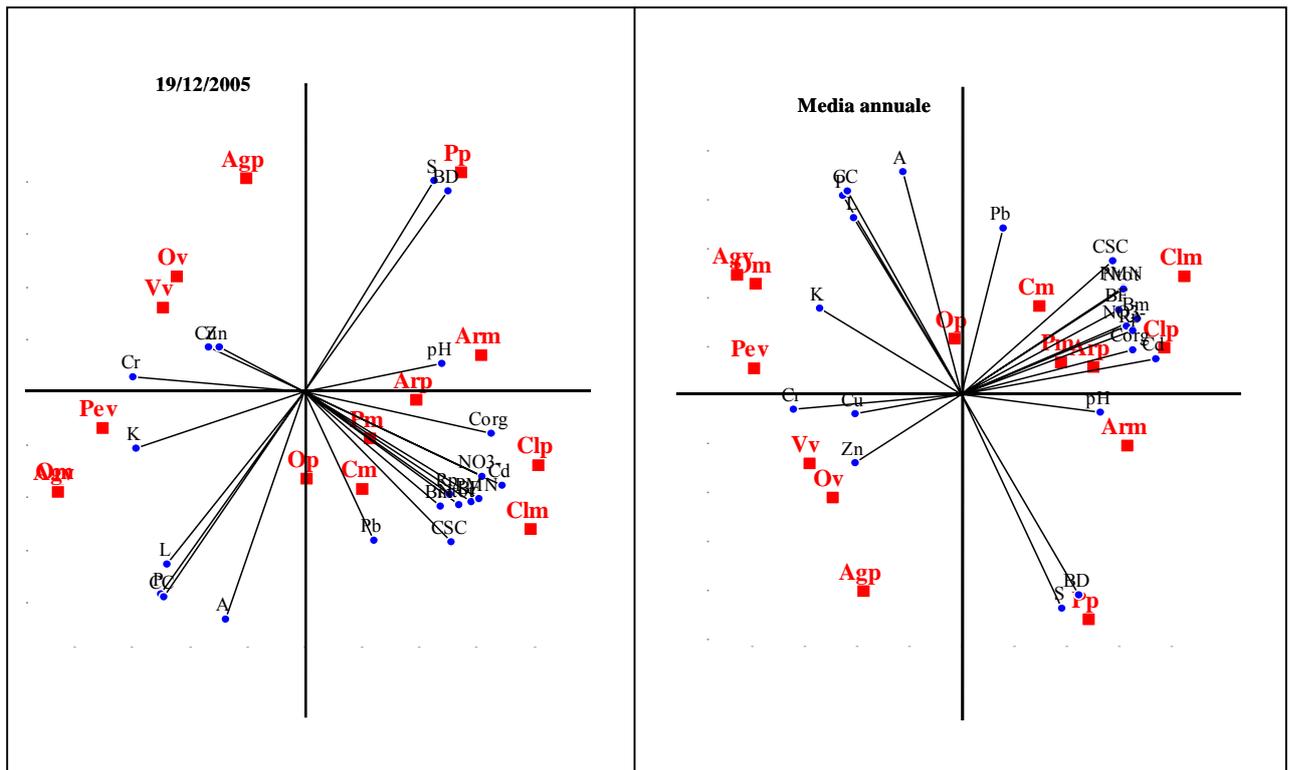


Fig. 5.22 - Biplot risultanti dalla PCA applicata alla matrice (14 siti e 21 variabili) prodotta dall'eliminazione degli indicatori: conducibilità elettrica, azoto ammoniacale, contenuto di calcio e contenuto di magnesio per il campionamento di dicembre 2005 (a) e per i valori medi annuali (b).



### 5.3 - Elaborazione dell'indice di qualità del suolo

Gli indicatori selezionati, come riportato nel paragrafo precedente, sono stati utilizzati per elaborare l'indice di qualità del suolo sia sulla base dei valori medi annui che del campionamento scelto (19/12/2005). Questa elaborazione ha avuto lo scopo di rappresentare con valori numerici adimensionali (variabili da 0 a 1) l'effetto delle differenti gestioni sulla qualità del suolo. Le proposte per l'elaborazione di indici di qualità del suolo sono molteplici (cfr. paragrafo 1.4.2) e in tutte è possibile distinguere due fasi: la fase di normalizzazione degli indicatori e quella di elaborazione dell'indice attraverso funzioni matematiche più o meno complesse (Andrews *et al.*, 2002). In questo studio è stato applicato, sebbene con alcune modifiche, l'indice di qualità del suolo (*SQ index*) proposto da Andrews e collaboratori (2003), basato sul criterio additivo dei valori di tutti gli indicatori. Per utilizzare questo indice è stato necessario normalizzare i valori medi annui utilizzando il sistema a punteggio noto come *linear scoring* (Liebig *et al.*, 2001). In particolare, sono stati attribuiti ad ogni indicatore dei punteggi variabili tra 0 e 1, calcolati secondo il principio di *more is better* o di *less is better* a seconda che ad una corretta funzionalità del suolo fosse associato, rispettivamente, un valore alto o basso dell'indicatore. In particolare per gli indicatori relativi al contenuto di metalli pesanti totali (Cd, Cr, Pb, Cu e Zn) è stato applicato il principio *less is better*, poiché essi possono essere considerati fattori limitanti per la corretta funzionalità del suolo ad elevate concentrazioni. In questo caso il valore minimo osservato è stato diviso per il valore assunto dall'indicatore in ogni sito e al valore minimo dell'indicatore è stato associato il punteggio massimo (1). A tutti gli altri indicatori (escluso il pH), che svolgono un ruolo tanto più positivo sulla funzionalità del suolo quanto più elevati sono i valori ad essi associati, è stato applicato il principio *more is better*. In tal caso il valore assunto dall'indicatore in ciascun sito viene diviso per il valore massimo osservato (che rappresenta la condizione massima di qualità), che di conseguenza assume il punteggio massimo (1). Poiché la relazione tra il pH e la qualità del suolo non è lineare, per questo parametro è stata attribuita la massima qualità al valore 7, che corrisponde al valore medio dell'intervallo di neutralità del suolo (Sequi, 1989) e che rappresenta un valore ottimale per la disponibilità dei nutrienti ma non dei contaminanti (Bullini *et al.*, 1998). Tutti i valori di pH superiori o inferiori a 7 sono stati considerati in relazione lineare con il pH, applicando ai valori inferiori il principio *more is better* e a quelli superiori il principio *less is better*.

Una volta normalizzati tutti gli indicatori, è stato calcolato l'indice di qualità (*SQ index*) modificato (cfr. paragrafo 1.6), utilizzando la formula seguente:

$$SQ\ index = \frac{(\sum S_i)}{n}$$

dove S è il valore di ciascun indicatore normalizzato, n è il numero di indicatori (16).

L'indice di qualità del suolo calcolato sia utilizzando i valori medi annui degli indicatori considerati che i valori del campionamento di dicembre è risultato variabile tra un massimo di 0.8 (migliore qualità) nei suoli dei boschi misti (C1m e C1p) e un minimo di 0.5 (peggiore qualità) nei suoli coltivazioni arboree, con valori intermedi nei suoli dei boschi di conifere (Cm), degli arbusteti (Arm, Arp), dei pascoli (Pm, Pp) e negli oliveti montani e pedemontani (Om, Op). Per delimitare delle classi distinte di qualità del suolo, è stata applicata la *Cluster Analysis* alla matrice costituita dai valori degli indicatori, normalizzati come descritto per l'elaborazione dell'indice, sia per il campionamento di dicembre che per quella relativa ai valori medi annui. I suoli delle coltivazioni arboree sono risultati separati da tutti gli altri suoli. L'unica eccezione a questo comportamento è dato dal suolo dell'oliveto pedemontano che è risultato vicino ai suoli degli arbusteti, dei pascoli e dei boschi di conifere, dai quali vengono separati i suoli dei boschi misti (Fig.5.25). Pertanto è stato possibile, per i suoli considerati, individuare tre classi di qualità: alta ( $\geq 0.8$ ), media (0.61-0.79) e bassa ( $\leq 0.6$ ).

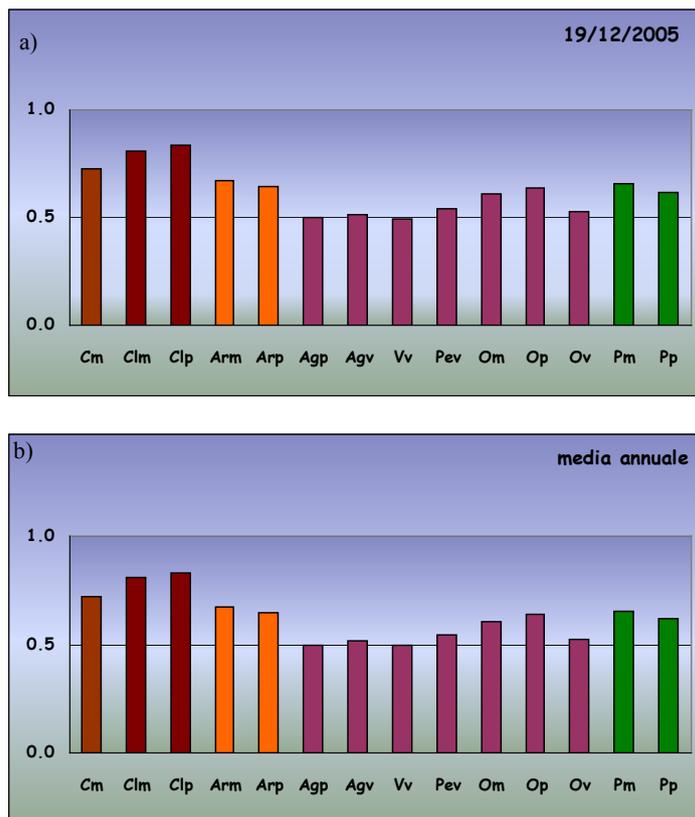


Fig. 5.24 – Valori dell'indice di qualità del suolo nei siti considerati calcolati sulla base dei dati relativi al campionamento del 19/12/2005 (a) e dei valori medi annuali (b).

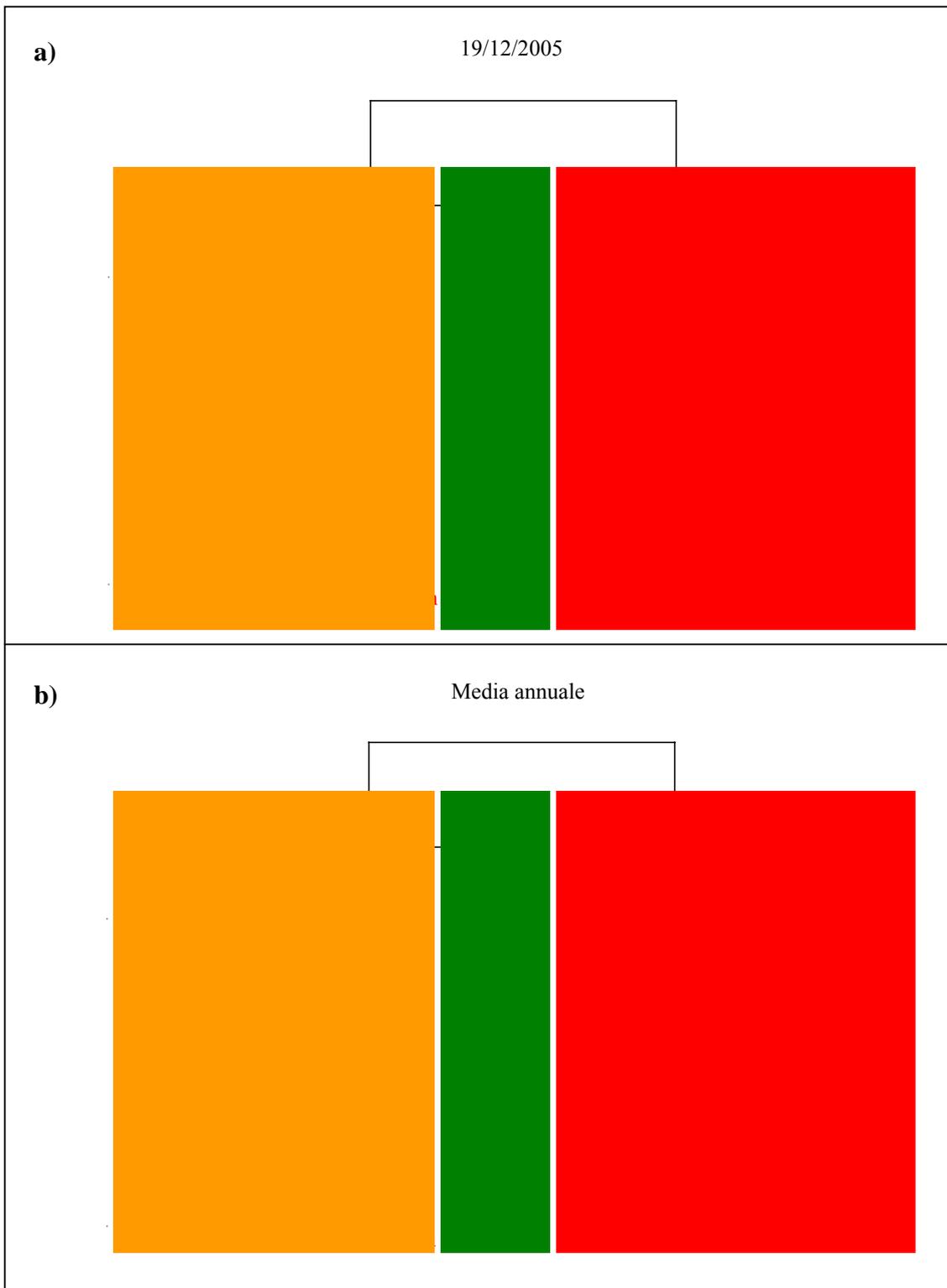


Fig 5.25 - Dendrogramma risultante dalla *Cluster analysis* applicata alla matrice dei dati normalizzati del campionamento del 19/12/2006 (a) e dei valori medi annuali (b).

## CAPITOLO 6

### CARTA DI QUALITÀ DEL SUOLO RELATIVA ALL'AREA DI STUDIO

#### 6.1 – Sistemi Informativi Territoriali (SIT)

Al fine di gestire in forma idonea la grossa mole di dati prodotta da questo studio, tutte le informazioni relative ai siti di campionamento (localizzazione geografica, estensione, sigle identificative, ecc.) e tutti i valori assunti dagli indicatori nel corso dei quattro prelievi sono stati inseriti in un Sistema Informativo Territoriale (SIT). I Sistemi Informativi Territoriali, o GIS (*Geographical Information System*), sono strumenti che consentono l'acquisizione, la memorizzazione, l'elaborazione, l'integrazione e la presentazione di dati spaziali geograficamente riferiti alla superficie terrestre (Bourrogh, 1986). Questi sistemi hanno trovato un largo impiego negli studi in campo ambientale (Payn *et al.*, 1999; Hellawell *et al.* 2001; Papadimitriou, 2002; Buscaroli *et. al.*, 2003; Buscaroli *et. al.*, 2004), in quanto capaci di gestire più variabili contemporaneamente effettuando analisi spaziali e/o temporali e presentando i dati mediante una rappresentazione cartografica.

Pertanto l'uso dei GIS è principalmente finalizzato alla costruzione di modelli analitici del territorio ed alla loro visualizzazione. I loro campi di applicazione sono molteplici: dal monitoraggio alla gestione dell'ambiente naturale, all'analisi e pianificazione dell'ambiente antropico, allo studio di strutture sociali ed economiche ed ad applicazioni ancora più specifiche. A differenza del CAD (*Computer Aided Design*), strumento in grado di realizzare, manipolare e presentare le carte del territorio a supporto principalmente della progettazione architettonica, del disegno tecnico, i GIS, oltre ad includere tutte le potenzialità del CAD stesso, consentono anche la realizzazione di banche dati e l'interazione di questi con altri input sia grafici che alfanumerici. L'interazione tra le informazioni territoriali e i *database* rappresenta la caratteristica innovativa di questi sistemi, mediante i quali diventa possibile interrogare la carta per conoscere gli attributi degli oggetti selezionati e anche, viceversa, interrogare il *database* e visualizzare sulla carta la posizione degli oggetti corrispondenti alla ricerca effettuata.

L'organizzazione di un GIS si articola attraverso fasi successive e ha lo scopo di rappresentare, a seconda del livello di dettaglio scelto, i dati sotto forma di carte. La rappresentazione cartografica, infatti, è la forma più comune per la presentazione dei dati geografici. Una carta consiste in un insieme di punti, linee ed aree che sono posizionate in accordo con un preciso sistema di coordinate; la legenda della carta collega gli attributi non spaziali, come ad esempio il

toponimo di un oggetto, ai dati spaziali, cioè all'ubicazione dell'oggetto stesso. Il dato geografico, o elemento territoriale, risulta quindi costituito da due componenti: quella posizionale, che descrive graficamente la posizione, la topologia degli oggetti (punti, linee, aree, pixel), e quella descrittiva, alfanumerica, che esprime il valore di una grandezza e si manifesta attraverso una serie di attributi (valori numerici, stringhe di carattere, toponomastica) che descrivono le caratteristiche degli oggetti.

Una volta eseguita l'analisi delle risorse a disposizione, il punto fondamentale nell'organizzazione di un GIS è la definizione di un modello di dati che serve per poter rappresentare e gestire le informazioni spaziali tra i diversi elementi, riproducendo fedelmente le condizioni del modello reale. I modelli principalmente utilizzati sono due: il modello vettoriale e il modello *raster*. Nel modello vettoriale gli oggetti del mondo reale, rappresentati attraverso le tre entità geometriche principali (punti, linee e poligoni), sono codificati come una collezione di coordinate X,Y,Z che ne descrivono la localizzazione. Nel modello *raster*, invece, i dati sono memorizzati all'interno di una griglia regolare, formata da celle quadrate (pixel) a cui può essere assegnato uno specifico valore che ne rappresenta l'attributo. In questo caso ogni elemento è individuato da una coppia di indici che identificano rispettivamente la riga e la colonna di appartenenza. L'accuratezza del dato *raster* dipende dalla dimensione delle celle di rappresentazione che è a sua volta, funzione degli strumenti di acquisizione.

A questa fase segue la fase di acquisizione dei dati che consiste nell'immissione dei dati in un formato gestibile dal calcolatore differenziando le procedure tra parte geografica e quella alfanumerica. L'immissione dei dati può avvenire in forma vettoriale, tramite digitalizzazione, strumenti geodetici, sistemi di posizionamento (GPS, *Global Position System*), ed in forma *raster*, quali immagini da satellite, scansioni di fotografie aeree. I dati inseriti nel GIS vengono organizzati attraverso la definizione di *database* relazionali (DBMS, *Data Base Management System*) a diverso livello di strutturazione che consentono in qualsiasi momento il richiamo delle informazioni e la loro manipolazione. Tramite il *database* è possibile integrare dati spaziali provenienti da fonti diverse utilizzando campi chiave comuni. Ultima, ma non meno importante, è la fase di presentazione dei dati: i risultati possono essere espressi in formato tabellare o grafico, anche se più comunemente si rappresentano in carte tematiche che sottostanno alle caratteristiche di precisione grafica della cartografia tradizionale.

L'aspetto innovativo dei GIS rispetto ai sistemi CAD è rappresentato, oltre che dalle funzioni di interrogazione tramite i *database*, da quelle di analisi. Esse possono essere distinte in: *overlay analysis* e la *proximity analysis* (Bourrough, 1986).

L'*overlay analysis* consente la sovrapposizione di più livelli informativi (*layer*) attraverso il calcolo quantitativo. I tipi di sovrapposizione sono tre: punti su poligoni, linee su poligoni e poligoni su poligoni e la caratteristica comune a tutte e tre le sovrapposizioni è che almeno uno dei tematismi sia poligonale. In questo tipo di analisi, sono possibili sovrapposizioni tra i dati vettoriali e le un'immagine raster, funzione che risulta molto utile qualora si voglia controllare la veridicità geometrica del dato vettoriale rispetto a quello raster. Questa tecnica, classica, permette di poter applicare, per esempio, gli operatori logici (AND, NOT, OR, >, <, etc.) generalmente utilizzati sui dati raster, rendendo più snelle le operazioni stesse. Tramite l'operazione di *overlay* è possibile combinare tra loro tematismi quali per esempio litologia, acclività e copertura vegetale per definire, ad esempio, le zone predisposte ai dissesti.

La *proximity analysis* è una procedura d'analisi, invece, che consente di creare le aree di rispetto intorno ad elementi geografici memorizzati nel *database*, attraverso un processo di calcolo definito *buffering*. Con tale procedura si possono determinare, ad esempio, le zone non edificabili all'interno di vie di grande traffico o le zone di rispetto intorno ad aree militari o industriali. Le dimensioni e quindi il raggio dell'area di rispetto possono essere definiti tramite attributi propri degli elementi *bufferizzati*. Ad esempio, la larghezza o l'intensità di traffico, per le strade (elementi lineari); la potenza del segnale emesso, per delle antenne (elementi puntuali); il carico inquinante, per le zone industriali (elementi areali). É ovvio che questa operazione, pur essendo definibile intorno a punti, linee e poligoni, determina sempre un livello informativo di tipo poligonale. La capacità di un GIS di creare fasce di rispetto, variabili ed asimmetriche, in base alle condizioni dell'elemento geografico di partenza, può risolvere problemi complessi ed offrire nuovi livelli informativi su cui basare future scelte di pianificazione (Amaranti *et al.*, 1995).

## **6.2 Cartografia tematica**

La caratteristica degli strumenti GIS è la capacità di realizzare, di manipolare e di presentare le carte del territorio, consentendo parallelamente la realizzazione di banche dati. L'interazione tra le informazioni territoriali e i database appositamente creati per questo studio hanno portato alla elaborazione delle seguenti rappresentazioni cartografiche:

- √ Carta dell'ubicazione dei campionamenti
- √ Carte degli indicatori (fisici, chimici e biologici)
- √ Carta dell'indice di qualità del suolo

**La carta dell'ubicazione dei sondaggi** (Fig. 6.1) rappresenta uno strumento utile per localizzare immediatamente i punti campionati e la loro distribuzione sul territorio in modo da poter richiamare subito le informazioni ad essi collegate e collocarle immediatamente in un punto preciso dello spazio. La carta dell'ubicazione dei sondaggi è stata realizzata in ambiente GIS (GeoMedia 4.1 Pro) digitalizzando le coordinate (latitudine, longitudine, e altitudine) su una carta derivata dall'overlay dell' ortofotopiano alla carta di uso del suolo. Parallelamente all'inserimento dei punti di campionamento è stato costruito un database relazionale (Fig. 6.2) contenente tutte le informazioni relative alla zona di campionamento. La struttura relazionale di questo database ha permesso inserire più informazioni (cronologico, tipologico) sullo stesso sito contemporaneamente. I dati sono stati organizzati in tabelle in cui le righe rappresentano i record e le colonne i campi; non è presente una gerarchia tra i campi all'interno dei record e ciascun campo può essere usato come chiave di ricerca attraverso la formulazione di interrogazioni (*query*).

Tutti i dati relativi agli indicatori di qualità del suolo sono stati inseriti, in ambiente GIS, all'interno del *data base* costruito e sono stati utilizzati per costruire le **carte tematiche degli indicatori**, tramite la creazione, per ciascuna tipologia di uso del suolo, di elementi areali rappresentanti il valore dell'indicatore misurato. Questa elaborazione ha consentito di rappresentare l'andamento spaziale degli indicatori sul territorio, evidenziando in modo immediato sia la distribuzione che l'estensione delle aree in cui questi parametri subiscono eventuali variazioni. Le carte tematiche sono state allestite per tutti gli indicatori considerando sia i valori misurati nelle quattro stagioni di campionamento che i valori calcolati sulla media annua. Di seguito vengono riportati alcuni esempi delle carte tematiche prodotte (Figg. 6.3, 6.4; 6.5) relative all'andamento medio di tre indicatori scelti tra quelli che hanno mostrato maggiore variabilità tra i siti esaminati. Le carte tematiche prodotte mostrano, pertanto, l'andamento spaziale di un indicatore di fertilità dei suoli (contenuto di carbonio organico), di un indicatore di contaminazione dei suoli (contenuto di cromo totale) e di un indicatore dell'attività microbica del suolo (azoto potenzialmente mineralizzabile). Queste elaborazioni hanno messo ulteriormente in evidenza (cfr. Capitolo 5) come i suoli delle coltivazioni arboree si collochino sempre nei range dei valori più bassi per il contenuto di carbonio organico e di azoto potenzialmente

mineralizzabile e in quelli più alti nel caso del contenuto di cromo totale, al contrario dei suoli dei boschi misti che hanno caratteristiche opposte. Questo dato risulta particolarmente preoccupante considerando l'elevata estensione (l'80% dell'area di studio) delle coltivazioni e il ruolo importante svolto dall'agricoltura nell'economia dell'area in esame.

Una successiva elaborazione cartografica è stata effettuata sui valori dell'indice di qualità del suolo calcolato per i dati relativi al campionamento di dicembre e per i dati medi annui (cfr Capitolo 5) e ha portato alla definizione di una carta di qualità del suolo (Figg. 6.6, 6.7). In entrambi i casi sono state identificate tre classi di qualità del suolo: alta (boschi misti), intermedia (bosco di conifere, arbusti, pascoli, oliveto pedemontano) e bassa (coltivazioni arboree, tranne l'oliveto pedemontano), sulla base anche dei dati ottenuti dalla *Cluster Analysis* applicata alle matrici costruite dai valori normalizzati degli indicatori utilizzati per il calcolo dell'indice (cfr. paragrafo 5.3). Dalle carte si può ricavare che i pascoli (che occupano l'11% dell'area di studio totale) ~~Se~~ mostrino una qualità del suolo migliore, rispetto alle coltivazioni, e questo concorda con i risultati di D'Ascoli e collaboratori (2006) che ugualmente non rivelavano effetti significativamente negativi del pascolo sulle caratteristiche fisiche e biologiche del suolo, tranne che in aree fortemente degradate della riserva naturale orientata di Valle delle Ferriere (Salerno, Campania). Lo scopo di questa elaborazione è stato quello di produrre uno strumento di output di facile gestione in grado di fornire un tipo d'informazione immediata e leggibile anche da parte di un pubblico non specialista. Mappe dinamiche come quelle proposte in questo contesto possono rappresentare un utile strumento per la gestione e la pianificazione della risorsa suolo.

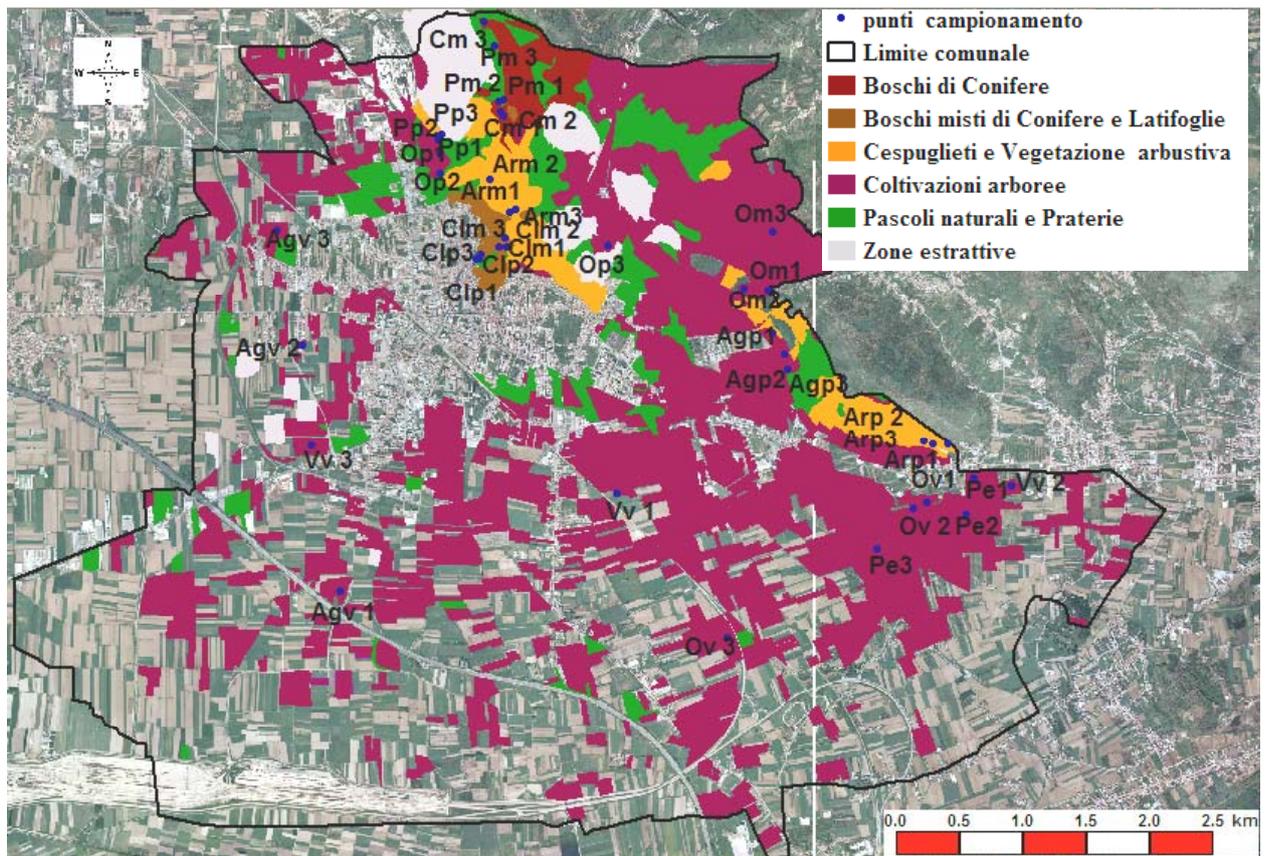


Fig. 6.1 - Carta dell'ubicazione dei campionamenti (scala 1:5000). I punti vicino alle sigle individuano i siti di campionamento (cfr. Tabella 4.6).

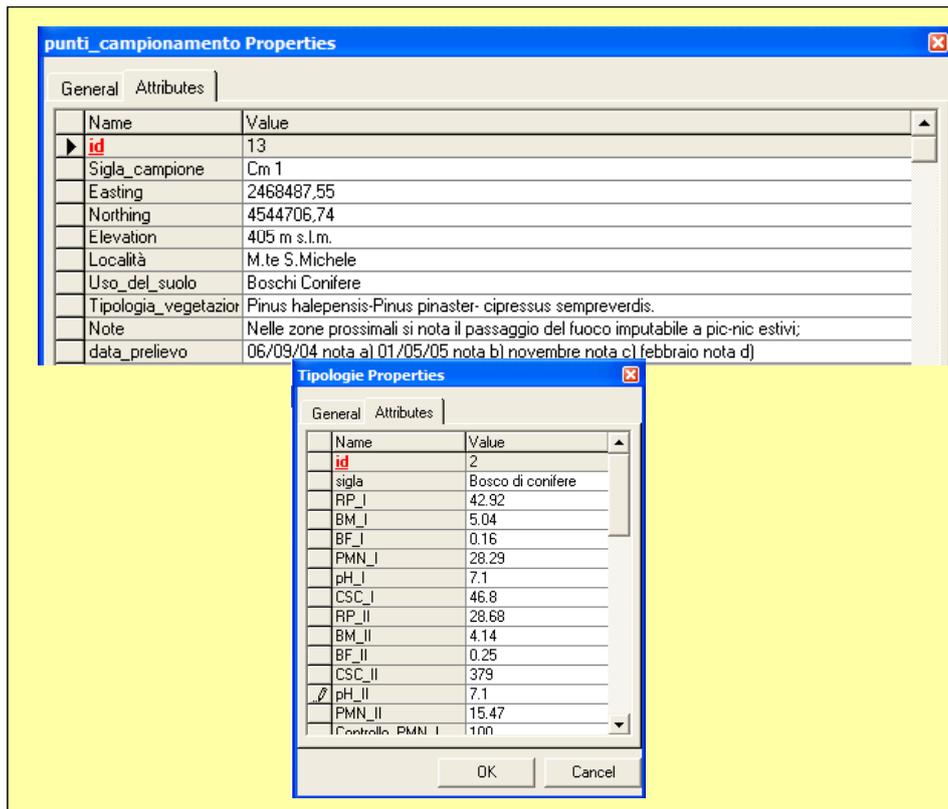


Fig. 6.2 - Database relazionale associato ai punti di campionamento individuati sulla carta.

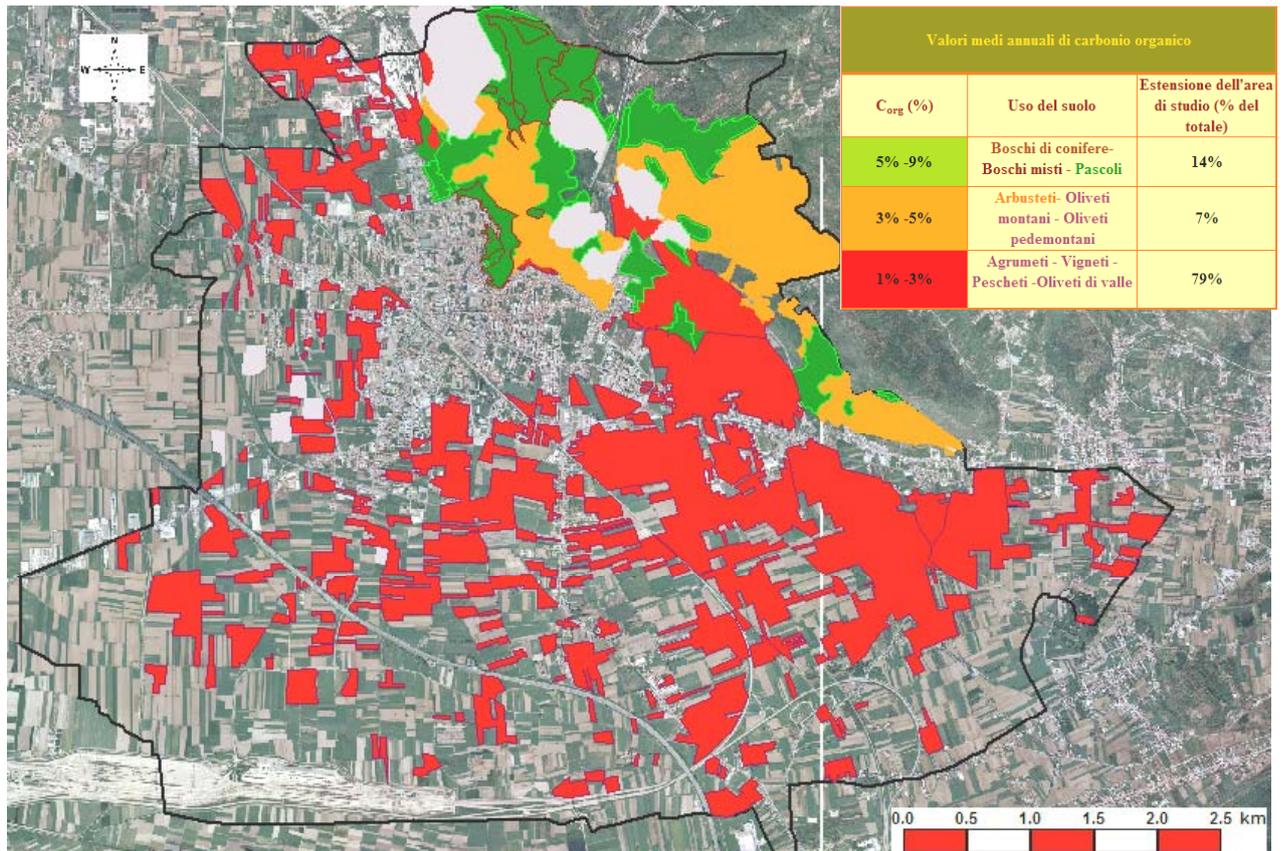


Fig. 6.3 - Carta tematica dei valori medi annui del contenuto di carbonio organico. Nella tabella in alto a destra sono riportati i range (indicati in ordine decrescente dal verde al rosso) osservati per questo indicatore, le tipologie di uso del suolo raggruppate al terzo livello della CORINE Land Cover e la percentuale dell'area di studio che ricade nei range stabiliti.

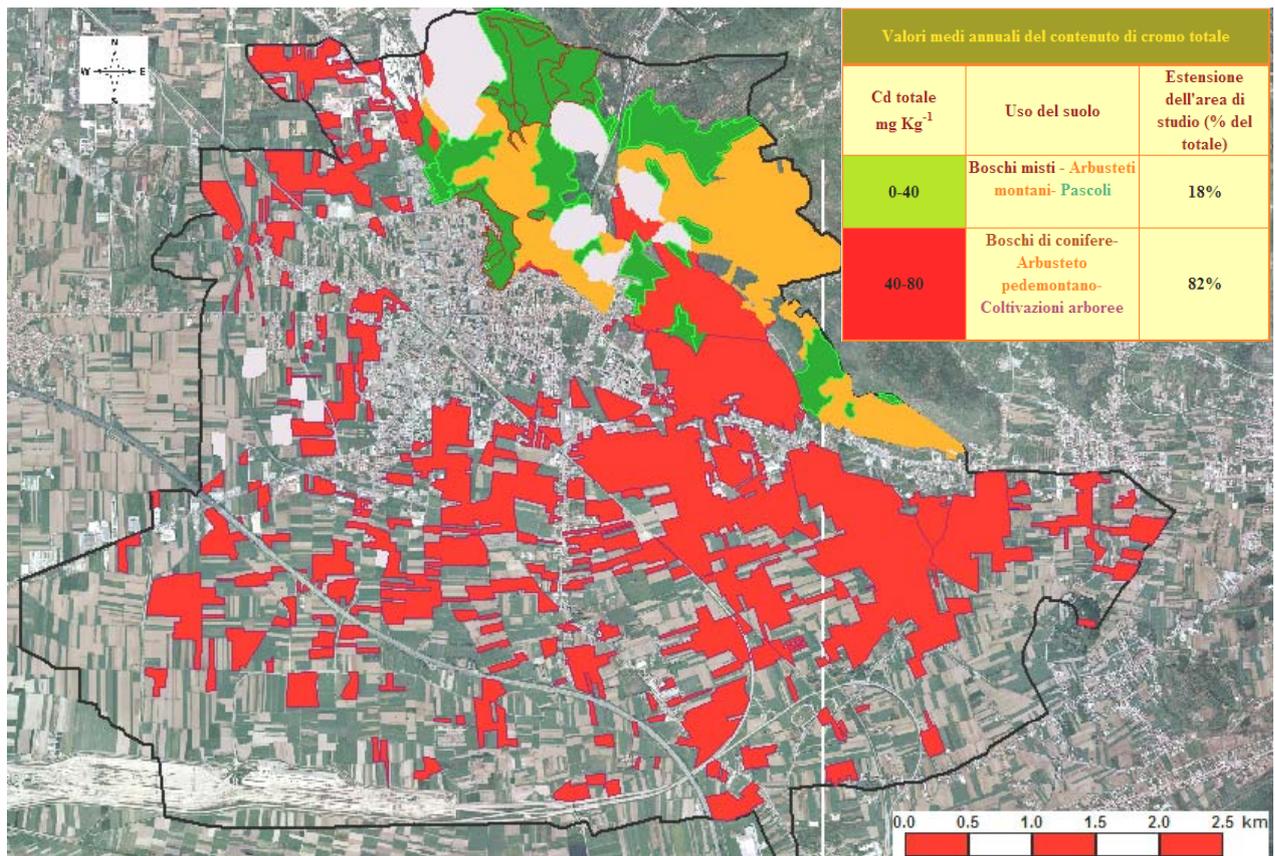


Fig. 6.4 - Carta tematica dei valori medi annui del contenuto di cromo totale. Nella tabella in alto a destra sono riportati i range (indicati in ordine crescente dal verde al rosso) osservati per questo indicatore, le tipologie di uso del suolo (raggruppate al terzo livello della CORINE Land Cover) e la percentuale dell'area di studio che ricade nei range stabiliti.

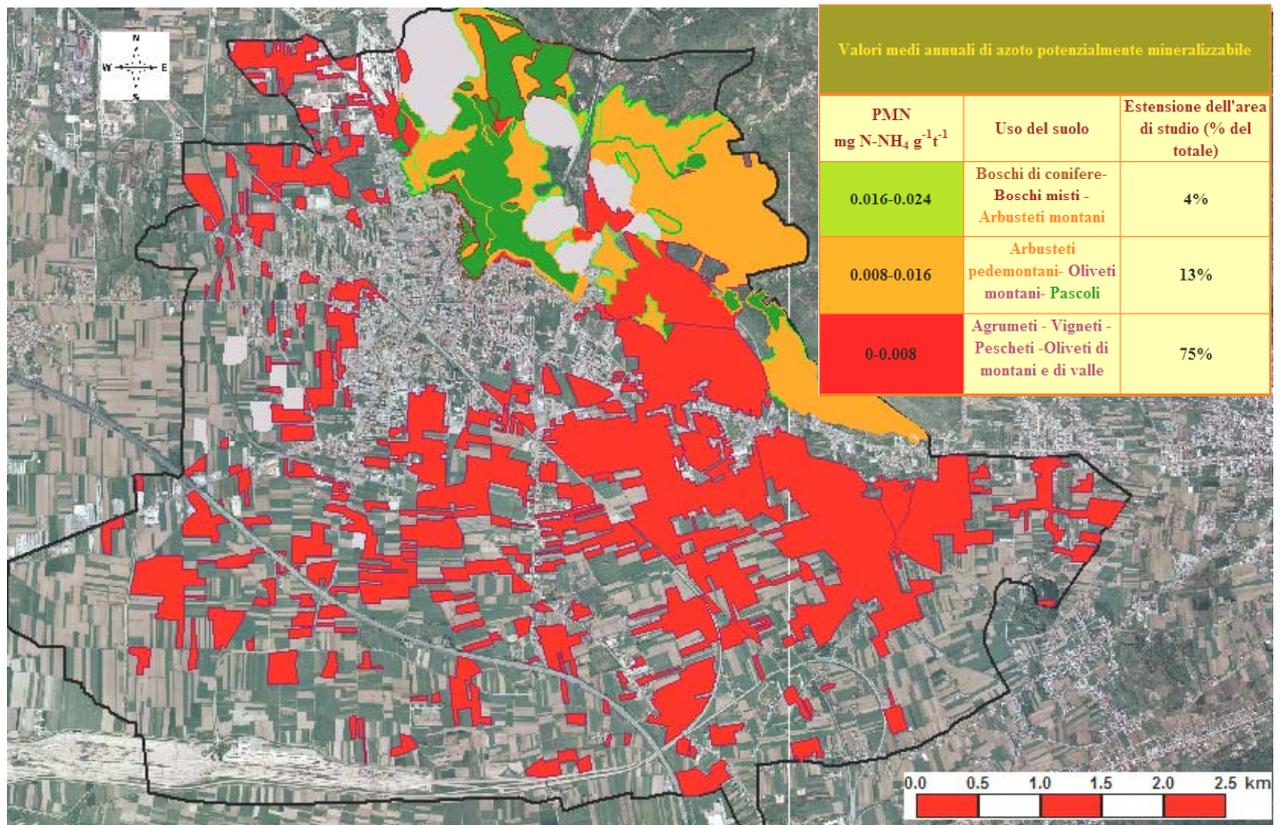


Fig. 6.5 - Carta tematica dei valori medi annui del contenuto di azoto potenzialmente mineralizzabile. Nella tabella in alto a destra sono riportati i range (indicati in ordine decrescente dal verde al rosso) osservati per questo indicatore, le tipologie di uso del suolo raggruppate al terzo livello della CORINE Land Cover e la percentuale dell'area di studio che ricade nei range stabiliti.

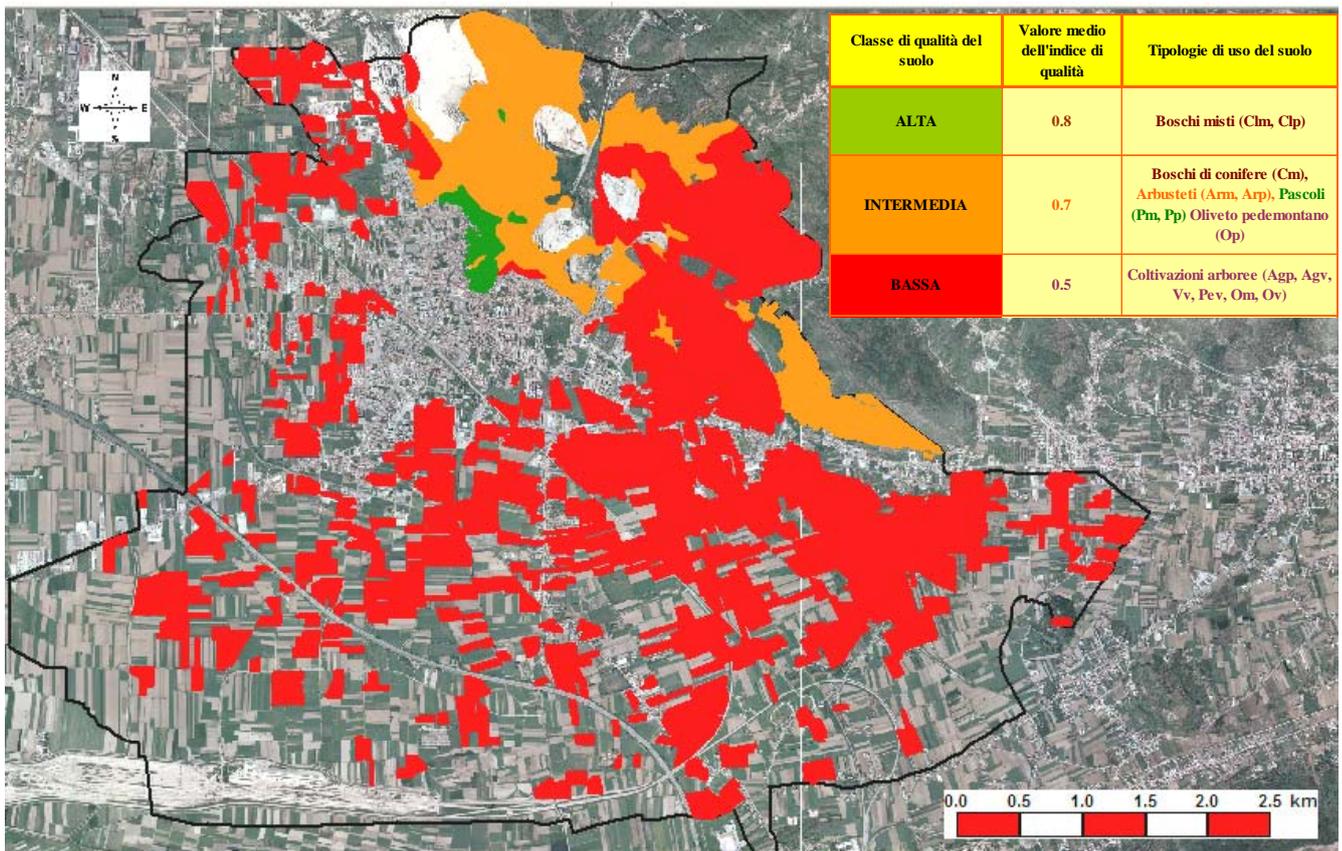


Fig.6.6 - Carta di qualità del suolo elaborata a partire dal SQ *index* applicato ai valori assunti dagli indicatori nel campionamento del 19/12/2005. La tabella in alto a destra mostra le tre classi di qualità del suolo individuate, il valore medio assunto dall'indice e le relative tipologie di uso del suolo esaminate.

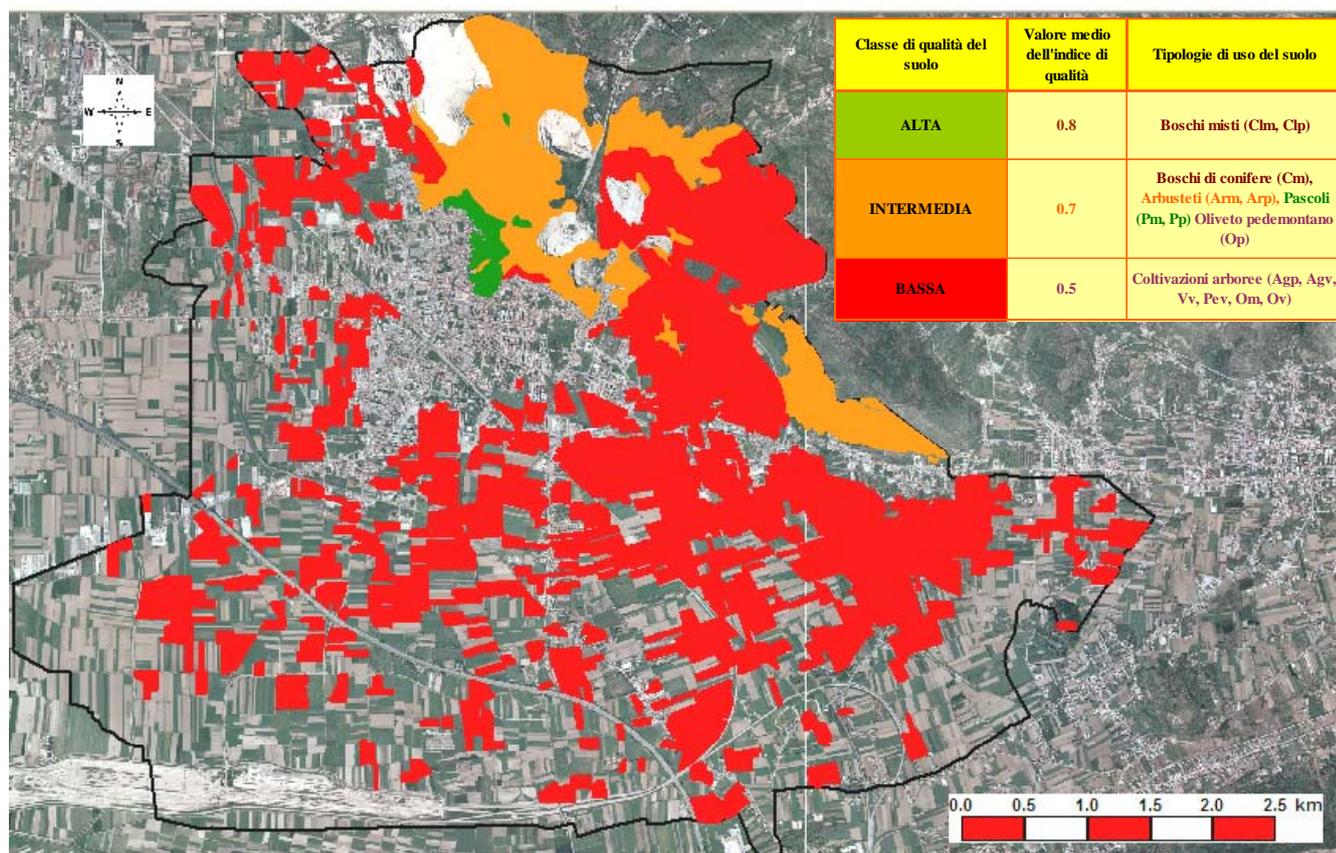


Fig. 6.7 - Carta di qualità del suolo elaborata a partire dal SQ *index* applicato ai valori medi annuali assunti dagli indicatori. La tabella in alto a destra mostra le tre classi di qualità del suolo individuate, il valore medio assunto dall'indice e le relative tipologie di uso del suolo esaminate.

## CAPITOLO 7

### CONCLUSIONI

In aree a differente gestione del territorio comunale di Maddaloni (boschi, arbusteti, pascoli e coltivazioni arboree) è stato definito il *Minimum Data Set* di indicatori idonei a valutare la qualità del suolo nell'area di studio, che è soggetta a diversi tipi di pressione antropica (attività agro-pastorale, attività estrattiva, traffico autoveicolare). In particolare sono stati determinati, con cadenza stagionale, gli indicatori fisici (capacità di campo, *bulk density*, porosità e tessitura), gli indicatori chimici (pH, conducibilità elettrica, carbonio organico, azoto totale e minerale, contenuto di nutrienti e contenuto di metalli pesanti) e biologici (biomassa microbica, micelio fungino attivo, respirazione potenziale e azoto potenzialmente mineralizzabile). I risultati delle analisi, hanno mostrato un'estrema variabilità di questi indicatori tra i siti. In particolare i suoli delle coltivazioni arboree hanno mostrato generalmente i valori più bassi di carbonio organico, azoto totale e minerale, calcio e magnesio, capacità di scambio cationico, conducibilità elettrica, biomassa e attività microbica totale, micelio fungino e azoto potenzialmente mineralizzabile. Solo il contenuto di potassio è risultato, in tutte le stagioni di campionamento, significativamente più alto, in questi suoli. A differenza del contenuto di cadmio, che è risultato più basso nei suoli delle coltivazioni arboree, rispetto agli altri suoli, il contenuto di cromo, rame, piombo e zinco è invece risultato più elevato rispetto a tutti quelli i suoli considerati, superando talvolta, nel caso del rame e dello zinco, i valori limite massimi ammissibili indicati dal DM 471/1999. All'altro estremo i suoli con migliore qualità sono risultati i boschi misti di conifere e latifoglie che hanno mostrato i valori più bassi per alcuni indicatori di contaminazione (Cu, Cr) e generalmente i valori più alti di quasi tutti gli indicatori chimici e biologici. Gli arbusteti, che si sono sviluppati su coltivi abbandonati, hanno mostrato generalmente valori di qualità intermedie rispetto a questi due estremi testimoniando un ritorno a condizioni più vicine a quelle caratteristiche dei suoli poco disturbati. Sia i suoli dei pascoli sia quelli dei boschi di conifere hanno mostrato, a seconda dell'indicatore considerato, un comportamento variabile assumendo valori a tratti confrontabili con quelli dei suoli dei boschi misti e a tratti vicini a quelli dei suoli delle coltivazioni arboree.

Il trattamento simultaneo di tutti i dati mediante l'analisi multivariata (PCA), applicata a tutti i valori assunti dagli indicatori nelle quattro stagioni di campionamento e ai valori medi annuali, ha confermato che i suoli di migliore qualità sono quelli dei boschi (Cm, Clm, Clp), mentre alla maggior parte delle coltivazioni (Agp, Agv, Pev, Vv e Ov,) è associata una peggiore qualità del suolo. Nell'ambito delle coltivazioni, è emerso che la migliore qualità del suolo è associata al

suolo dell'oliveto pedemontano (Op), che può essere spiegata dalla presenza di uno strato erbaceo, non rimosso durante le pratiche annuali di gestione dell'oliveto, che ha l'importante funzione di proteggere il suolo da fenomeni erosivi e di apportare sostanza organica al suolo.

L'analisi multivariata ha anche messo in evidenza che, tra i quattro campionamenti effettuati, quello di dicembre (19/12/2006), caratterizzato da condizioni climatiche non estreme, può essere considerato rappresentativo delle situazione media annua (insieme al campionamento di marzo). Successive elaborazioni statistiche applicate sia ai valori assunti nel campionamento di dicembre sia ai valori medi annui, hanno consentito di ridurre il numero di indicatori che compongono il *Minimum Data Set* di partenza in modo da allestire, per i suoli indagati in questo studio, un nuovo *data set* composto da 16 indicatori piuttosto che dai 24 di partenza.

L'utilizzo di differenti tipologie di indicatori per definire la qualità dei suoli a differente gestione, ha evidenziato la difficoltà nell'interpretazione dei risultati ottenuti. Per questo motivo è stato elaborato, come strumento di sintesi, l'indice di qualità del suolo costruito sui valori normalizzati degli indicatori. Tale indice ha consentito di attribuire a ciascun suolo una classe di qualità tra le tre indicate (alta, media e bassa) con il supporto della *Cluster Analysis* applicata alla matrice costruita a partire dagli indicatori normalizzati.

L'inserimento della grossa mole di dati in un sistema informativo geografico (GIS) ha permesso una gestione più razionale dei dati tramite la creazione di un *database* relazionale dalla cui interrogazione è stato possibile elaborare carte tematiche rappresentanti l'andamento spaziale degli indicatori sul territorio. I risultati ottenuti dall'indice di qualità hanno, invece, permesso, una volta inserite nel GIS, di elaborare la carta di qualità del suolo in cui sono state rappresentate le tre classi di qualità del suolo individuate: alta (boschi misti), intermedia (bosco di conifere, arbusti, pascoli, oliveto pedemontano) e bassa (coltivazioni arboree, tranne l'oliveto pedemontano). Questa elaborazione ha messo anche in evidenza che la bassa qualità dei suoli delle colture arboree è particolarmente preoccupante considerando l'elevata estensione (l'80% dell'area di studio) delle coltivazioni e il ruolo importante svolto dall'agricoltura nell'economia dell'area in esame.

Mappe dinamiche come quelle proposte in questo contesto, possono rappresentare un utile strumento per la pianificazione di interventi adeguati e puntuali sul suolo al fine di garantirne un uso sostenibile.

## BIBLIOGRAFIA

- Allen, S.E., 1989. Chemical analysis of ecological materials. Blackwell Scientific Publications.
- Alloway B.J., 1990. Heavy metals in soils. 2d ed. Blackie Academic and Professional, Glasgow.
- Allen S.E., 1989. *Chemical analysis of ecological materials*. Blackwell Scientific Publication, Oxford.
- Amacher M.C., 1996. Nichel, Cadmium and Lead. In: *Methods of soil analysis:chemical Methods* (D.L.Sparks, Ed.) SSSA Book Series n°5 SSSA and ASA Inc., Madison, WI. USA.
- Amanti M., Cara P., Pecci M., 1995. Il ruolo dei sistemi informativi territoriali nella caratterizzazione geologico-tecnica del territorio urbano. *Geologia e Idrogeologia*. Vol. 30, pp. 141-150.
- Andrews S.S. e Carroll C.R., 2001 Designing a decision tool for sustainable agroecosystem managment: soil quality assessm,ant of a poultry litter managment case study. *Ecological Application*. Vol.6, pp. 1573-1585.
- Andrews S.S., Flora C.B., Mitchell J.P. and Karlen D.L. 2003. Growers' perceptions and acceptance of soil quality indices. *Geoderma*. Vol. 114, pp. 187-213.
- Andrews S.S., Karlen D.L., Mitchell J.P. 2002. A comparison of soil quality indexing methods for vegetable production systems in Northern California. *Agriculture Ecosystem and Enviromental*. Vol. 90, pp. 25-45.
- ANPA. RTI CTN/SSC. 2001. Atlante degli indicatori del suolo.
- Arshad M. e Coen G.M., 1992. Characterization of soil quality: Physical and chemical criteria. *American Journal of Alternative Agriculture*. Vol. 7, pp. 25-31.
- Arshad M. e Martin S., 2002. Identifying critical limits for soil quality indicators in agro-ecosystem. *Agriculture Ecosystem and Enviromental*. Vol. 88, pp. 153-160.
- Bååth E., Frostegård Å, Fritze H., 1989. Effects of heavy metal in soil on microbial processes and populations (a rewiew). *Water, Air and Soil Pollution*. Vol. 47, pp. 335-379.
- Beck T., 1993. Die N-Mineralisation von Boden im Laborbrutversuch. *Z. Pflanzenernaehr Bodenkd*. Vol. 146, pp. 243-252.
- Benedetti A. e 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.

- Benedetti A., Sequi P., Vittori Antisari L. 1994. Azoto. in *Metodi Ufficiali di Analisi Chimica del suolo*. Ministero delle Risorse Agricole, Alimentari e Forestali. Osservatorio Nazionale Pedologico e per la qualità del suolo, pp.115.
- Berg B. e Söderström B., 1979. Fungal biomass and nitrogen in decomposing Scots pine needle litter. *Soil Biology and Biochemistry*. Vol. 11, pp. 339- 341.
- Bertsch P.M. e Thomas G. W., 1985. Potassium status of temperature region soils. p.131:162. In R.E.Munson (ed.) *Potassium in agriculture*. ASA, CSSA, and SSA, Madison, WI. Thomas, M.J. Chadwick. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, the Netherlands, pp. 293-315.
- Blasi C., M.L. Carranza, L. Filesi, A. Tilia, A. Acosta. 1999. Relation between climate and vegetation along a Mediterranean-Temperate boundary in central Italy. *Global Ecology & Biogeography*. Vol. 8, pp.17-27.
- Bloem J., Schouten T., Sørensen S., Breure A.M., 2003. Application of microbial indicators in ecological approaches to monitor soil quality. *Ambio*. Vol. 34, pp. 232-239.
- Blum W. E. H., 1998. 'Soil degradation caused by industrialisation and urbanisation'. In: Blum H.P., Eger H., Fleischhauer E., Hebel A., Reij C., Steiner K. G. (eds): *Towards sustainable land use*. Catena. Vol. I, pp. 755-766.
- Bouma J., 2002. Land quality indicators of sustainable land management across scales. *Agriculture, Ecosystem and Environment*. Vol. 88, pp.129-136.
- Bouma J.,1989. Land qualities in space and time. Pp. 3-13. In J. Bouma and A.K. Bregt (ed.) *Land qualities in space and time*. Pudoc, Wageningen, Netherlands.
- Bourrough D., 1986. Principles of Geographical Information Sistem for land resources assessment. Oxford University Press. Pp. 1-193.
- Brejda J.J., Karlen D.L., Smith J.L., Allan D.L., 2000. Identification of regional soil quality factors and indications in Northern Missisipi Loess Hills and Palouse Prairie. *Soil Science Society of America Journal*. Vol. 64, pp. 2125-2135.
- Brookes P.C., 1985. The use of microbial parameters in monitoring soil pollution by heavy metals. *Biology and Fertility of Soils*. Vol. 19, pp. 269-279.
- Bullini L., Pignatti S., Virzo De Santo A., 1998. *Ecologia generale*. UTET, Bologna.
- Burger J.R., 1997. Conceptual framework for monitoring the impact of intensive forest management on sustainable forestry. In Hakkila P., Heino M., Puranen E.(Eds), Proceedings of a Joint IEA Task. XII Meeting on Forest Management for Bioenergy, Jyväskylä, Finland, Finnish Forest Research Institute, Vaanta, Finland, pp. 147-156.

- Buscaroli A., Casalicchio G., Muratori I. 2003. Applicazione G.I.S. nell'elaborazione di un indice di qualità dei suoli del Comune di Cesena. *Bollettino Società Italiana Scienza del Suolo*. Vol. 52 (1-2), pp. 701-714.
- Buscaroli A., Casalicchio G., Muratori I., Zanella F., 2004. L'indice di qualità dei suoli per una corretta gestione del territorio: il caso della Provincia di Padova. *Bollettino Società Italiana Scienza del Suolo*. Vol. 53, pp. 494-499.
- 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*. Elsevier Science Publishers, Amsterdam, Netherlands.
- Castaldi S. e Aragosa D., 2002. Factors influencing nitrification and denitrification variability in a natural and fire disturbed mediterranean shrubland. *Biology and Fertility of Soils*. Vol.36, pp. 418-425.
- Castrillo X. e Joergensen R.G., 2001. Impact of ecological and conventional arable management system on chemical and biological soil quality indices in Nicaragua. *Soil Biology and Biochemistry*. Vol. 33 (12-13), pp. 1591-1597.
- Commissione delle Comunità Europee - CCE 2002. Verso una strategia tematica per la protezione del suolo, Bruxelles, COM (2002) 179, 16.04.2002.
- D.M. 25 ottobre 1999, n. 471 *Bonifica dei siti inquinati*. Supplemento ordinario n.128/L alla G. U. n.293 del 15 Dicembre 1999.
- D'Ascoli R., De Marco A., Virzo De Santo A., Rutigliano F.A., 2006. Grazing impact on soil chemical and biological properties under different plant cover types in a mountain in area of Souther Italy. In *Partner and process in forest landscape*. La Fortezza Senesi. Pp. 53-58.
- D'Ascoli R., Rao M.A., Adamo P., Renella G., Landi L., Rutigliano F.A., Terribile F., Gianfreda L., 2006. Impact of river overflowing on trace element contamination of volcanic soils in south Italy:Part II. Soil biological and biochemical properties in relation to trace element speciation. *Environmental Pollution*. Vol. 144, pp. 317-366.
- Dazzi C., 2001. Salinità e qualità del suolo. Atti del Convegno SISS del Cinquantenario: L'emergenza suolo. Erice, Maggio 2001.
- De Clerck F., Singer M.J., Lindert P., 2003. A 60-year history of California soil quality using using paired samples. *Geoderma*. Vol. 114, pp. 215– 230.
- Dexter A.R., 2004. Soil physical quality Part I. Theory, effects of soil texture, density, and organic matter, and effects on root growth. *Geoderma*. Vol. 120, pp. 201:214.

- Doran J.W. e Zeiss M.R., 2000. Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. *Applied Soil Ecology*. Vol.15, pp. 3–11.
- Doran J.W., Parkin T.B. 1994. Defining and Assessing Soil Quality. In Doran J.W., Coleman D.C., Bezdicek D.F, Stewart B.A. (Eds.), *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*. S.S.S.A. (Soil Science Society of America) Special Publication n° 35, ASA and SSSA, Madison, WI. Pp. 3-21.
- Doran J.W., Parkin T.B. 1996. Quantitative indicators of soil quality:a minimum data set. In Doran J.W. e Jones A.J., (Eds.) *Methods for Assessing Soil Quality Environment*. SSSA. (Soil Science Society of America) Special Publication n° 49, ASA and SSSA, Madison, WI. Pp. 25-37.
- ECCP. 2003. Second European Climate Change Programme Report.
- EEA, 2001. Proposal for a European soil monitoring and assessment framework.
- Elliott E.T., 1994. The potential use of soil biotic activity as an indicator of productivity, sustainability and pollution. In: Pankhurst, C., Doube, B.M., Gupta, V. (Eds.) *Soil Biota. Management in Sustainable Farming Systems*. CSIRO, Australia, pp. 250–256.
- Ernstsen V., Jensen J., Olesen S.E., Sidle R., 1995. Scoping study on establishing a European Topic Centre for Soil. *Geological Survey of Denmark*, Service Report No 47.
- European Environment Agency, 2000. L'ambiente in Europa: seconda valutazione. Technical Report , pp. 231-247.
- Fließbach A. e Mader P., 2000. Microbial biomass and size-density fractions differ between soils of organic and conventional agricultural systems. *Soil Biology and Biochemistry*, Vol. 32, pp. 757-768.
- Florenzano G., 1983. *Fondamenti di microbiologia del terreno*. Reda.
- Frostegård Å., Tunlid A., Bååth E., 1993. Phospholipid fatty acid composition, biomass and activity of microbial communities from two soil types experimentally exposed to different heavy metals. *Applied and Environmental Microbiology*. Vol. 59, pp. 3605-3617.
- Gessa C. e Testini C., 1989. Il pH del suolo e lo scambio cationico. In *Chimica del suolo* (P. Sequi, Ed.). Patron Editore, Bologna.
- Gianello C. e Bremner J. M., 1986. Comparison of chemical methods of assessing potentially available organic nitrogen in soil. *Soil Science and Plant Analysis*. Vol 17, pp. 215-236.
- Giller K.E., Beare M.H., Lavalley P., Izac A.M.N, Swift M.J., 1997. Agricultural intensification, soil biodiversity and agrosystem function. *Applied Soil Ecology*. Vol.6, pp. 3-16.

- Glover J.D., Reganold J.P., Andrews S.S., 2000. Systematic method for rating soil quality of conventional, organic and integrated apple orchards in Washington State. *Agriculture Ecosystem Environmental*. Vol. 80, pp. 29–45.
- Gregorich E.G., Carter M.R., Angers D.A., Monreal C.M. and Ellert B.H. 1994. Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils. *Canadian Journal Soil Science*. Vol 74, pp. 367-386.
- Grove A.T. e Rackham C., 2001. The nature of Mediterranean Europe. An Ecological History. Yale University Press.
- Hellawell E.E, Kemp A.C., Nancarrow D.J., 2001. A GIS raster technique to optimize contaminated soil removal. *Engineering Geology*. Vol. 60, pp. 107-116.
- Herrick J., 2000. Soil quality: an indicator of sustainable land management?. *Applied Soil Ecology*. Vol. 15, pp. 75–83.
- Hofman J., Bezchlebova J., Dusjek L., L.k Dolezjal, Holoubek I., Andejl P., Ansorgova A., Maly S., 2003. Novel approach to monitoring of the soil biological quality. *Environment International*. Vol. 28, pp. 771– 778.
- Hossain A.K., Raison R.J., Khanna P.K., 1995. Effects of fertilizer application and fire regime on soil microbial biomass carbon and nitrogen, and nitrogen mineralization in a Australian subalpine eucalypt forest. *Biology and Fertility of Soils*. Vol. 19, pp. 246-252.
- Hussain I., Olson K.R., Wander M.M., Karlen D.L., 1999. Adaptation of soil quality indices and application to three tillage systems in southern Illinois. *Soil and Tillage Research*. Vol.50, pp. 237–249.
- Iovieno P., Alfani A., Rutigliano F.A., Virzo De Santo A., 1996. Inquinamento urbano 3. Morfologia delle ife fungine in relazione al contenuto di sostanza organica e di elementi in traccia nel suolo. S.It.E. Atti 17, pp. 733-736.
- Jenny H. 1941. Factor of soil formation. A system of quantitative pedology. McGraw- Hill, New York, NY.
- Karlen D.L. e Scott D.E., 1994. A framework for evaluating physical and chemical indicators of soil quality. In *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*. SSSA. (Soil Science Society of America) Special Publication n. 35, pp.53-72.
- Karlen D.L., Ditzler C. A., Andrews S.S., 2003. Soil quality: why and how? *Geoderma*. Vol. 114, pp. 145-156.
- Karlen D.L., Eash N.S., Unger P.W., 1992. Soil and crop management effects on soil quality indicators. *American Journal of Alternative Agriculture*. Vol. 7, pp. 48-55.

- Karlen D.L., Mausbach M.J., Doran J.W., Cline R.G., Harris R.F. and Schuman G.E., 1997. Soil quality: a concept, definition and framework for evaluation. *Soil Science Society of America Journal*. Vol. 61, pp. 4-10.
- Katou, H., Miyaji, K., Kubota, T., 1987. Susceptibility of undisturbed soils to compression as evaluated from the changes in the soil water characteristic curves. *Soil Science Plant Nutrition*. Vol. 33 (4), pp. 539– 554.
- Keeney D.R. e Nelson D.W., 1982. Nitrogen- inorganic forms. In *Methods of soil analysis. Part 2 Chemical and Microbiological properties*. 2<sup>nd</sup> Edition. Page A.L., Miller R.H. Keeney D.R. *American Society of Agronomy*, Madison. Pp. 643-698.
- Kennedy AC e Papendick RI., 1995. Microbial characteristics of soil quality. *Journal of Soil Water Conservation*. Vol. 50, pp. 243– 248.
- Klingebiel A.A. e Montgomery P.H., 1973. Land-capability classification. Agriculture Handbook No.210. *Soil Conservation Service USDA*, Washington, DC.
- Knox A.S., Gamedainger A.P., Adriano D.C., Kolka R.K., Kaplan D.I. 1999. Sources and Practices Contributing to Soil Contamination. In: *Bioremediation of Contaminated Soils*. Adriano D.C., Bollag J.M., Frankenberger W.T., jr., Sims R.C. (eds.), *Agronomy Monograph n. 37*, ASA - CSSA - SSSA, Madison, WI, USA, pp 53-87.
- Kumar K.A., 1989. The contribution of open-air sites to study of the Middle Stone Age in South Africa. Unpublished Ph.D. Dissertation, University of Pennsylvania.
- Larson W.E. e Pierce F.J., 1991. Conservation and enhancement of soil quality. In: *Evaluation for sustainable land management in the developing world*. Soil Resilient and Management, Bangkok, Thailand. Pp.175-203.
- Larson, W.E e Pierce F.J. 1994. The dynamics of soil quality as a measure of sustainable management. In *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*. SSSA. (Soil Science Society of America) Special Publication n. 35, pp. 37-51.
- Lewandowski A. e Zumwinkle M., 1999. Assessing the soil system. A review of soil quality literature. Minnesota Department of Agriculture Energy and Sustainable Agriculture Programm.
- Liebig M.A. e Doran J.W., 1999. Impact of organic production practices on soil quality indicators. *Journal of Environmental Quality*. Vol.28, pp. 1601– 1609.
- Liebig M.A., Doran J.W., Gardner J.C., 1996. Evaluation of a field test kit for measuring selected soil quality indicators. *Agronomy Journal*. Vol. 88, pp. 683–686.
- Liebig M.A., Varvel G., Doran J., 2001. A simple performancebased index for assessing multiple agroecosystem functions. *Agronomy Journal*. Vol. 93, pp. 313–318. Systat, IL, USA.

- Logsdon S.D., Karlen D.L., 2004. Bulk density as a soil quality indicator during conversion to no-tillage. *Soil and Tillage Research*. Vol. 78, pp. 143–149.
- Massoli–Novelli R., 1992. Geologia ambientale dell'area mineraria abbandonata di Ingurto (Sardegna, Italia). *L'industria Mineraria*. Vol. 6, pp.13-19.
- Mehlich A., 1953. Rapid determination of cation and anion exchange properties and pH of soils. *Journal of Association of Official Analytical Chemists*. Vol. 36, pp. 445–457.
- Mergeay M., 2000. Bacteria adapted to industrial biotopes: metal-resistant *Ralstonia*. In: Storz, G., Hengge-Aronis, R. (Eds.): *Bacterial Stress Responses*, pp. 403-414.
- Nordgren A., Baath E., Söderström B., 1983. Microfungy and microbial activity along heavy metal gradient. *Applied and Environmental Microbiology*. Vol. 45, pp 1829-1837.
- Nortcliff S., 2002. Standardisation of soil quality attributes. *Agriculture Ecosystem and Environment*. Vol. 88, pp 161-168.
- O.E.C.D., 1999. Environmental Indicators for Agriculture. Vol. 2. Issues and Design. The York Workshop.
- Oldeman R.L. 1994. The Global Extent of Soil Degradation. In: *Soil Resilience and Sustainable Land Use*. D.J. Greenland and I Szabolcs (eds.), CAB International, Wallingford, Oxon, UK. Pp. 99-118.
- Oldeman R.L., Hakkeling R.T.A., Sombroek W.G., 1991. World Map of the status of human-induced soil degradation, an explanatory note (second revised edition). *Global Assessment of Soil Degradation (GLASOD)*, ISRIC, Wageningen; UNEP, Nairobi.
- Olson F.C.W., 1950. Quantitative estimation of filamentous algae. *Transition of American Microscopy Society*. Vol.69, pp. 272-279.
- Pankhurst C.E., Ophel-Keller K., Doudle B.M., Gupta V.V.S.R., 1996. Biodiversity of soil microbial communities in agricultural system. *Biodiversity and Conservation*. Vol. 5, pp. 197-209.
- Papadimitriou F., 2002. Modelling indicators and indices of landscape complexity: an approach using G.I.S. *Ecological Indicators*. Vol. 2, pp. 17–25.
- Papendick R.I., Parr J.F. and Van Schilfgaard J., 1995. Soil quality: New perspective for a sustainable agriculture. In: *International Soil Conservation Organization*. New Delhi, India. 1994.
- Parker L.W. e Doxtader K.G., 1983. Kinetics of microbial degradation of 2,4- D in soil: effect on temperature and moisture. *Journal of Environmental Quality*. Vol. 5, pp. 10-17.
- Parr J.F., Papendick R.I., Hornick S.B., and Meyer R.E., 1992. Soil quality: Attributes and relationship to alternative and sustainable agriculture. *American Journal of Alternative Agriculture*. Vol. 7, pp. 5-11.

- Payn T.W., Hill R.B., Ho B.K., Skinnera M.F., Thorn A.J., Rijkse W.C., 1999. Potential for the use of GIS and spatial analysis techniques as tools for monitoring changes in forest productivity and nutrition, a New Zealand example. *Forest Ecology and Management*. Vol. 122. pp.187-196.
- Pennock D.J., Anderson D.W., De Jong E., 1994. Landscape-scale changes in indicators of soil quality due to cultivation in Saskatchewan, Canada. *Geoderma*. Vol. 64, pp.1-19.
- Petronici S., 1989. Gli elementi nutritivi. In *Chimica del suolo* (P.Sequi coordinatore). Patron Editore Bologna.
- Powers R.F., Tiarks A.E., Boyle J.R., 1998. Assessing soil quality: practicable standards for sustainable forest productivity in the United States. In: Adams M.B., Ramakrishna K., Davidson E.A. (Eds.), *The Contribution of Soil Science to the Development and Implementation of Criterial and Indicators of Sustainable Forest Management*. Soil Science Society of America, Special Publication No. 53, pp. 53-80.
- Prieto-Fernandez A., Acea M.J., Carballas T., 1998. Soil microbial and extractable C and N after wildfire. *Biology and Fertility of Soils*. Vol. 27, pp. 132-142.
- Radaelli A., 1989. La porosità del suolo. In *Chimica del suolo* (P.Sequi coordinatore). Patron Editore Bologna, pp 342-347.
- Regolamento (CE) n. 963/2001 della Commissione del 17 maggio 2001 Recante modalità di applicazione del regolamento (CE) n. 1259/1999.
- Renella G., Brookes P.C., Nannipieri P., 2002. Cadmium and zinc toxicity to soil microbial biomass and activity. In A. Violante, P.M. Huang, J.M. Bollang, L. Gianfreda: *Development in Soil Science* Elsevier Science. Vol. 28, pp 267-273.
- Romig D.E., Garlynd M.J., Harris R.F., 1996. Farmer-based assessment of soil quality: a soil health scorecard. In: Doran, J.W., Jones, A.J. (Eds.): *Methods for Assessing Soil Quality*. Soil Science Society of America (SSSA) Special Publication, Vol. 49. SSSA, Madison, WI, pp. 39-60.
- Russell J.R., 1994. Description and sampling of contaminated soils: a field guide. Lewis Publishers.
- Rutigliano F.A., Castaldi S., Fierro A.R., Alfani A., Virzo De Santo A., 1993. Soil metabolism in six chestnut forest of southern Italy as influenced by altitude and management. *Proceedings of International Congress on Chestnut*. Spoleto. Pp. 20-23.
- Rutigliano F.A., Fierro A.R., D'Ascoli R., Virzo De Santo A., 2001. Factors influencing the stability of organic carbon pool in some Mediterranean soils. *Journal of Mediterranean Ecology*. Vol. 2, pp. 113-121.

- Rutigliano F.A., D'Ascoli R., De Marco A., Virzo De Santo A., 2002. Soil microbial community as influenced by experimental fires of different intensities. In: Trabaud L., Prodon R. (eds) *Fire and Processes*. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, pp.137-150.
- Rutigliano F.A., De Pascale A.R., Bronzo E., D'Ascoli R., Strumia S., 2006. Soil and plant community property as affected by two different types of land management in Southern Italy. In *Partner and process in forest landscape*. La Fortezza Senesi. Pp. 53-58.
- Rutigliano F.A., Fierro A.R., D'Ascoli R., Virzo De Santo A., 2006. Factors influencing the stability of organic matter pool in some Mediterranean soils. *Journal of Mediterranean Ecology*. Vol. 2, pp. 113-121.
- Schlöter M., Dilly O., Munch J.C., 2003. Indicators for evaluating soil quality. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. Vol. 98, pp. 255–262
- 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.
- Schroeder D., 1979. Structure and weathering of potassium containing minerals. Proc. Congr. Int. Potash Inst. Vol.11, pp. 43-63.
- Sequi P., 1989. Chimica del suolo.(P. Sequi coordinatore). Pàtron Editore Bologna, Italy.
- Singer M.J. e Ewing S., 1999. Soil Quality In: *Handbook of Soil Science*, M. E. Sumner (ed.), CRC Press, G/271-298. 1998.
- Smith J.L. e Paul E.A., 1990. The significance of soil microbial biomass. *Soil Biochemistry*. Vol 6, pp. 357- 396.
- Smith J.L., Halvorson J.J., Papendick R.I., 1993. Using multiple-variable indicator kriging for evaluating soil quality. *Soil Science Society America Journal*. Vol. 57, pp. 743-749.
- Smith K.A. e Shengxiu L., 1993. Estimation of potentially mineralizable N in soil by KCl extraction . Comparison with pot experiments. *Plant and Soil*. Vol. 157, pp. 167-174.
- Società Italiana della Scienza del suolo. 1985. Metodi Normalizzati di Analisi del Suolo. Ed Agricole. Bologna.
- Söderström B., 1977. Vital staining of fungi in pure cultures and in soil with fluorescein-diacetate. *Soil Biology and Biochemistry*. Vol. 11, pp. 237-246.
- Söderström B., 1979. Some problems in assessing the fluorescein-diacetate-active fungal biomass in soil. *Soil Biology and Biochemistry*. Vol. 11, pp. 247-248.
- Soil Science Society of America, 1996. Glossary of Soil Science Term. Soil Science Society of America, Madison, WI.

- Sparks D.L., 1986. Potassium dynamics in soil. *Advance Soil Science*. Vol. 6, pp. 1-63.
- Stigliani, W. M., 1992. Industrial Metabolism: A New Approach for Analysis of Chemical Pollution and Its Potential Applications. Research report. Laxenburg, Austria: International Institute for Applied Systems Analysis.
- Storie R.E., 1933 An index for rating the agricultural value of soils. University of California Coop. Ext. Bull. N°556.
- Sundman V. e Sivelä S., 1978. A comment on the membrane filter technique for estimation of length of fungal hyphae in soil. *Soil Biology and Biochemistry*. Vol.10, pp. 399-401.
- Szabolcs I., 1991. Salinisation potential of European soils. In F.M. Brower: *Land use changes in Europe: processes of change, environmental transformations and future patterns*. Eds. Brower.
- Tate R.L., 2000. *Soil microbiology*. 2nd Eds. New York. Wiley.
- Tracy B.F. e Frank D.A., 1998. Herbivore influence on soil microbial biomass and nitrogen mineralization in a northern grassland ecosystem: Yellowstone National Park. *Oecologia*. Vol. 114, pp. 556-562.
- USDA, 1951. Soil survey manual. USDA Handbook No.18. U.S. Gov. Print Office. Wasshington, D.C.
- Van Lynden G.W.J., 1995. European soil resources. Current status of soil degradation, causes, impacts and need for action. Council of Europe Press. *Nature and Environment*, No 71, Strasbourg, France.
- Vance E.D., Brokes P.C., Jenkinson D.S., 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass. *Soil Biology and Biochemistry*. Vol. 19, pp. 703 - 707.
- Walter H. e Lieth H., 1960: World atlas of climatic diagrams. Jena.
- Wander M.M. e Bollero G.A., 1999. Soil quality assessment of tillage impacts in Illinois. *Soil Science Society of America Journal*. Vol. 63, pp. 961– 971.
- Wienhold B.J., Andrews S.S. and Karlen D.L., 2004. Soil quality: a review of the science and experiences in the USA. *Environmental Geochemistry and Health*. Vol. 26, pp. 89–95.