



CONVEGNO SU

# INDICATORI PER LA QUALITÀ DEL SUOLO

*PROSPETTIVE ED APPLICABILITÀ*

## SOIL QUALITY INDICATORS

*PROSPECTIVE AND USE*

*Organizzato da*

ACCADEMIA NAZIONALE DELLE SCIENZE DETTA DEI XL

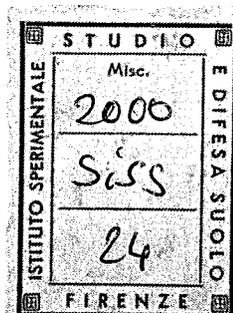
SOCIETÀ ITALIANA DELLA SCIENZA DEL SUOLO

*in collaborazione con*

L'Osservatorio Nazionale Pedologico e per la Qualità del Suolo

**Roma, 29 marzo 2000**

Teatro dei Dioscuri  
Via Piacenza, 1 - 00184 Roma





CONVEGNO SU

# INDICATORI PER LA QUALITÀ DEL SUOLO

*PROSPETTIVE ED APPLICABILITÀ*

## SOIL QUALITY INDICATORS

*PROSPECTIVE AND USE*

*Organizzato da*

ACCADEMIA NAZIONALE DELLE SCIENZE DETTA DEI XL

SOCIETÀ ITALIANA DELLA SCIENZA DEL SUOLO

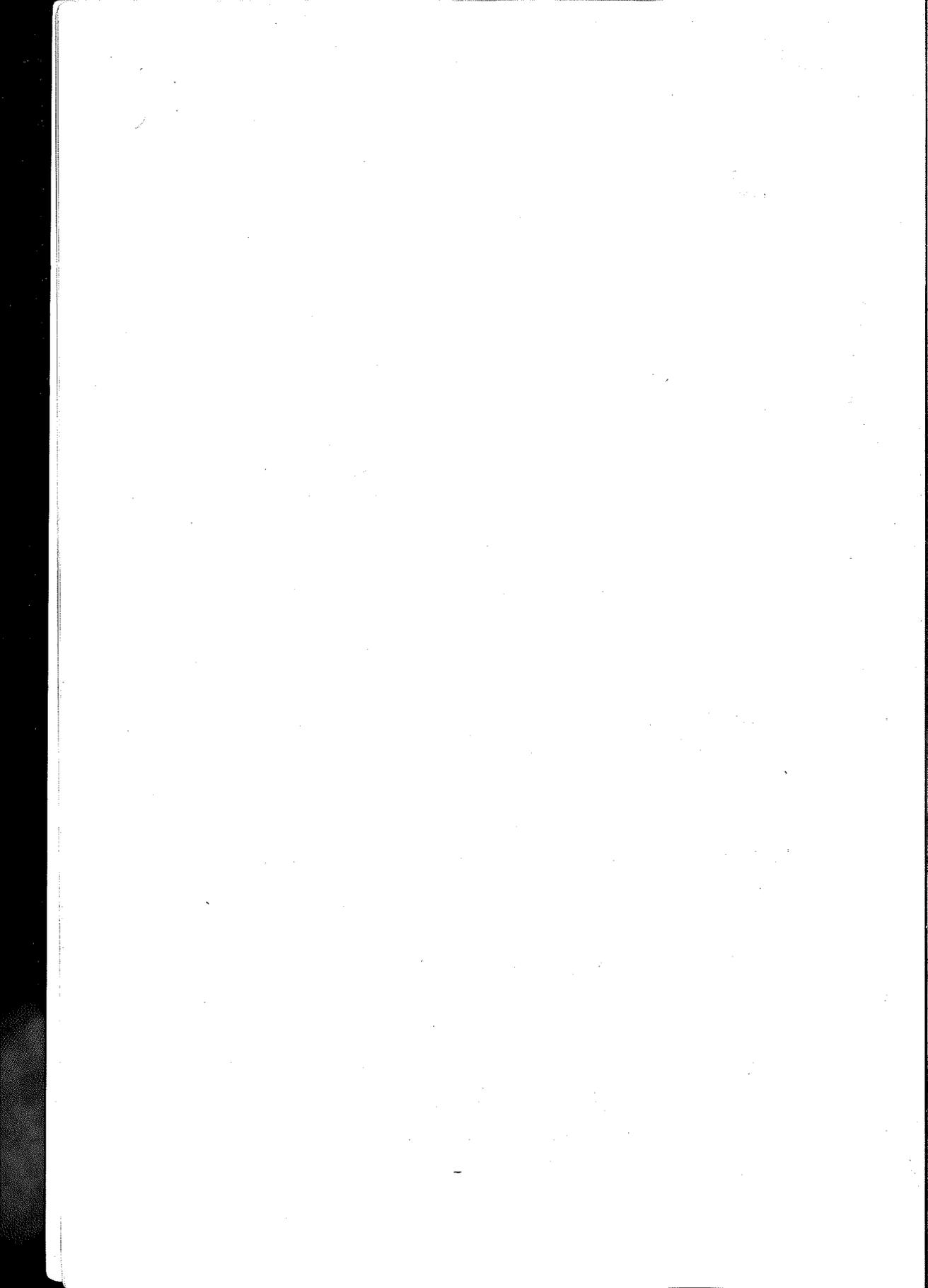
*in collaborazione con*

L'Osservatorio Nazionale Pedologico e per la Qualità del Suolo

**Roma, 29 marzo 2000**

Teatro dei Dioscuri

Via Piacenza, 1 - 00184 Roma



GIAN TOMMASO SCARASCIA MUGNOZZA \*

## Introduzione al Convegno

Gli indicatori di qualità del suolo costituiscono argomento di grande attualità non solo a livello di dibattito scientifico, ma anche a livello legislativo e normativo.

In realtà, anche se in alcune sedi di normazione tra le più qualificate a livello internazionale, quali l'OCSE, il Comitato di Normalizzazione Europeo e l'Organizzazione per la Standardizzazione Internazionale, si stanno prendendo delle decisioni in merito alla scelta di alcuni parametri quali indicatori di qualità del suolo, il dibattito scientifico è tutt'altro che esaurito; anzi, mi risulta che vi siano ancora alcuni studiosi che stanno disquisendo relativamente alla definizione di "qualità del suolo" o "qualità dei suoli". Altro argomento di grande dibattito riguarda quali e quanti parametri e di che tipo siano necessari per raggiungere una definizione attendibile ed affidabile.

Mossi dall'esigenza di fare il punto della situazione a livello nazionale, l'Accademia Nazionale delle Scienze, la Società Italiana della Scienza del Suolo, in collaborazione con l'Osservatorio Nazionale Pedologico e per la Qualità del Suolo, hanno ritenuto opportuno e tempestivo organizzare una giornata di studio sugli indicatori per la definizione della qualità di tanto fondamentale risorsa naturale.

Il Convegno, che rientra nelle manifestazioni promosse da questa Accademia nel corso della settimana della cultura indetta dal Ministero per i Beni e le Attività Culturali, ha permesso di raccogliere le esperienze maturate dalla comunità scientifica italiana sull'uso di indicatori fisici, chimici e delle loro relazioni con quelli biologici nell'intento di renderli strumento diagnostico per la conoscenza e la salvaguardia dei terreni del territorio nazionale.

Come è noto, la qualità ambientale di un'area o di un territorio può essere infatti stimata e rappresentata con l'uso di opportuni indicatori ambientali. Questi possono essere definiti come strumenti in grado di rappresentare, con differenti livelli di approssimazione, particolari condizioni (eventi, processi, stati complessivi

\* Presidente dell'Accademia Nazionale delle Scienze detta dei XL.

di qualità o criticità) dell'ambiente. Di regola, la qualità di un dato sistema ambientale non può essere riassunta attraverso un unico parametro indicatore; generalmente, sono le informazioni relative a più parametri che possono contribuire, pur con importanza relativa diversa, alla appropriata definizione di qualità.

Il Convegno ha destato un notevole interesse, vi hanno partecipato più di 120 ricercatori e sono state presentate 12 relazioni di cui 4 ad invito. Tra di esse merita un cenno particolare il lavoro presentato da P.C. Brookes dell'Experimental Station di Rothamsted (U.K.), uno dei più illustri studiosi a livello mondiale di indicatori microbiologici e biochimici.

Per dare voce a tutti i ricercatori che si occupano in Italia di questo argomento è stata altresì organizzata una sessione di "posters" di cui si forniscono le note complete.

Il Convegno ha sottolineato la grande importanza che questo tipo di approccio integrato riveste nella conservazione della risorsa suolo e come la collaborazione tra studiosi di discipline diverse sia sempre più indispensabile non solo al progresso della scienza, ma anche alla trasferibilità delle acquisizioni scientifiche alla realtà applicativa, di tipo normativo o imprenditoriale. Il Convegno si è chiuso con un ampio dibattito sui temi proposti dai relatori ed è emersa la grande attenzione che gli studiosi italiani stanno dedicando alla conservazione dell'ambiente, ma anche l'esigenza da parte degli organismi di controllo di disporre di metodi affidabili e riproducibili.

L'Accademia Nazionale delle Scienze è soddisfatta della collaborazione con la Società Italiana della Scienza del Suolo, ed il suo Presidente prof. P. Sequi, nell'organizzare questo Convegno i cui atti, ricchi di risultati di ricerche di base e applicate, vengono pubblicati nei Rendiconti "Memorie di Scienze Fisiche e Naturali" dell'Accademia Nazionale delle Scienze.



Rendiconti

Accademia Nazionale delle Scienze detta dei XL

*Memorie di Scienze Fisiche e Naturali*

118° (2000), Vol. XXIV, pp. 189-204

ANNA BENEDETTI\* - SILVIA DE BERTOLDI\*

## **Qualità del suolo: criteri di definizione \*\***

### PREMESSA

La qualità ambientale di un'area o di un territorio può essere stimata e rappresentata con l'uso di opportuni indicatori. Questi possono essere definiti come strumenti in grado di rappresentare, con differenti livelli di approssimazione, particolari condizioni (eventi, processi, stati complessivi di qualità o criticità) dell'ambiente.

Un buon indicatore deve avere alcune caratteristiche riassumibili in: rappresentatività, accessibilità, affidabilità e operatività. Di regola la qualità di un dato sistema ambientale non può essere riassunta attraverso un unico parametro ma deve combinare spesso informazioni relative a più indicatori che talvolta hanno scale di misura diverse e una diversa importanza ai fini delle valutazioni. Ad esempio per descrivere l'inquinamento di un suolo è opportuno impiegare diversi indicatori (pH, presenza/assenza di inquinanti quali cianuri, metalli pesanti, ecc.).

Differenti indicatori, possono quindi contribuire con importanza relativa diversa alla definizione di un unico obiettivo di qualità.

Dalla letteratura è possibile dedurre alcune caratteristiche qualificanti un indicatore come ad esempio quelle proposte dall'OCSE (OCSE, 1993; OECD, 1999).

### *1. Rilevanza politica e l'utilità per gli utenti:*

- Fornire un quadro rappresentativo delle condizioni ambientali, delle pressioni o delle reazioni della società al cambiamento dello stato dell'ambiente;
- Essere semplici, facili da interpretare ed in grado di mostrare i trend temporali;
- Essere reattivi ai cambiamenti ambientali ed alle attività umane collegate;
- Fornire una base per raffronti internazionali;

\* Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante, Via della Navicella 2/4, 00184 Roma.

\*\* Relazione presentata al Convegno su "Indicatori per la qualità del suolo: prospettive ed applicabilità", Roma, 29 marzo 2000.

- Avere valenza nazionale o essere applicabili a tematiche regionali di rilevanza nazionale;
- Avere un valore soglia o di riferimento, in modo che gli utenti possano valutare il significato dei valori dell'indicatore.

### 2. *Validità analitica:*

- Essere teoricamente ben fondato in termini tecnici e scientifici;
- Essere basato su standard internazionali ed avere un consenso internazionale in termini di validità;
- Prestarsi ad essere collegato a modelli economici, a stime di previsione e a sistemi informativi.

### 3. *Misurabilità:*

- Essere facilmente disponibile o reso disponibile ad un rapporto costo/beneficio ragionevole;
- Essere adeguatamente documentato e di qualità accertata;
- Possibilità di aggiornamento ad intervalli regolari secondo procedure ben definite.

Più schematicamente dunque un indicatore dovrebbe essere rappresentativo, accessibile ed applicabile.

*Rappresentatività:* l'indicatore deve essere chiaramente correlabile con un certo fenomeno o una certa caratteristica che si vuole rilevare o controllare; deve essere altamente correlabile con l'effetto suddetto, con una minima dispersione statistica; deve essere difficilmente occultabile da fattori di contorno; deve avere una validità sufficientemente generalizzabile a molte situazioni analoghe, anche se non identiche.

*Accessibilità:* deve essere facilmente misurabile e possibilmente monitorabile automaticamente; deve essere campionabile facilmente; deve avere una soglia di rilevanza analitica accessibile con tecniche standard.

*Affidabilità:* deve avere valori minimi di errori sistematici.

*Operatività:* deve essere direttamente e facilmente utilizzabile per quantificare azioni di intervento, costi e benefici (Gamba e Martignetti, 1995).

La prima difficoltà che si incontra nell'interpretare alcuni fenomeni ambientali deriva anche dall'uso improprio della terminologia. Non poche volte infatti vengono confusi gli indici con gli indicatori oppure con i parametri. Occorre dunque in primo luogo fare chiarezza sul significato di questi vocaboli. Consultando il vocabolario della lingua italiana, parametro, indice e indicatore, vengono così definiti:

*Parametro:* Variabile, indipendente o coordinata, suscettibile di assumere tutti i valori reali o complessi. Punto di riferimento, criterio di misurazione e valutazione.

*Indicatore:* Elemento destinato a fornire dati specifici ai fini di un orientamento.

*Indice:* Elemento destinato ad indicare il valore della grandezza da misurare. Numero, rapporto che esprime una proprietà in modo qualitativo o quantitativo.

Date queste prime definizioni base dei termini è opportuno fornire ulteriori informazioni sulle funzioni di ciascun termine sopra indicato, in quanto spesso il loro significato non è sempre chiaro e le varie definizioni si possono sovrapporre a seconda dei casi. Ad esempio uno stesso elemento può essere, in funzione delle diverse situazioni, parametro, indice o indicatore. Infatti un parametro può non essere un indicatore perché non reattivo a cogliere gli eventuali cambiamenti in atto. Un indicatore viene scelto tra i parametri perché qualificante una certa situazione, pertanto ha carattere, nella maggior parte dei casi, di osservazione puntuale. L'indicatore raccoglie più indicatori o parametri pertanto è qualificante di una situazione generalizzata.

Queste definizioni possono adattarsi a vari settori, dalla matematica alla medicina alla meteorologia ecc. È importante dunque per applicare opportunamente le terminologie, comprenderne il significato. Probabilmente utilizzando l'esperienza che ciascuno di noi ha acquisito, per esempio in campo medico, sarà più facile trasporre successivamente la terminologia alla scienza del suolo.

Quando una persona avverte qualche brivido di freddo, un malessere diffuso, dolore alle articolazioni, la prima cosa che fa è di misurarsi la "febbre". Bene, in questo caso la temperatura corporea potrebbe essere un indicatore dell'influenza. La temperatura in genere è un *parametro* che applicato in campo medico diventa un *indice* di salute e successivamente un *indicatore* di una malattia. Infatti, la temperatura corporea dell'uomo presenta valori nella *norma* tra i 36°C e i 37°C. Se questa si abbassa o si alza diventa indice di una patologia, che per essere individuata necessita di accertamenti aggiuntivi. Certo è però che 40°C saranno indicatori di un'alterazione febbrile, mentre 34°C di un inizio di congelamento. Lo *standard*, invece, è riferibile al parametro prescelto (ad esempio la temperatura può essere misurata in ° Celsius o in Fahrenheit e lo standard è rappresentato dall'unità di misura prescelta).

Trasferendo questa terminologia alla scienza del suolo possiamo ad esempio assumere la sostanza organica come *indicatore* di qualità del suolo. Generalmente il contenuto in carbonio organico del suolo agrario è un *parametro* che identifica il contenuto in sostanza organica. Alle nostre latitudini il suo contenuto medio nei suoli agrari oscilla tra l'1 ed il 3%. Una diminuzione nel tempo di questa quantità potrebbe essere *indicatore* di depauperamento unico e può, se permane nel tempo, essere indice di perdita della fertilità del suolo. Infatti da un lato si considera la concentrazione della sostanza organica del suolo isolatamente dall'altro si associa tale parametro alla fertilità del suolo definita da altre grandezze (es. contenuto in elementi nutritivi, minore quantità di biomassa microbica ecc.). Allo stesso modo l'efficacia di un ammendamento può essere valutata attraverso la misura dell'incremento della quantità di sostanza organica, che diviene quindi un *indice* di efficienza della fertilizzazione utilizzata. La sostanza organica dunque, insieme ad altri parametri, può quindi diventare *indice* e successivamente *indicatore* di qualità del suolo.

È bene sottolineare che un indice può essere nel contempo parametro e indi-

catore, mentre un parametro da solo può non essere un indice e che un indicatore considerato singolarmente non può essere un indice. Infatti un parametro può non essere un indicatore perché non reattivo a cogliere gli eventuali cambiamenti in atto. Un indicatore viene scelto tra i parametri perché qualificante una certa situazione, pertanto ha carattere, nella maggior parte dei casi, di osservazione puntuale. L'indice raccoglie più indicatori o parametri pertanto è qualificante di una situazione generalizzata. (Tab. 1).

Tab. 1. *Parametro, indice, indicatore.*

<i>Parametro</i>	<i>Indice</i>	<i>Indicatore</i>
√		
√	√	√
√		√

Secondo l'OCSE (1993) vengono date le seguenti definizioni:

- Parametro: proprietà che si misura o osserva;
- Indicatore: parametro, o valore derivato da un parametro, dal quale è possibile ricavare informazioni circa lo stato di un fenomeno, ambiente, area con un significato estendibile anche al di fuori di un fenomeno, ambiente, area, perché direttamente correlato al valore del parametro.
- Indice: insieme di parametri o indicatori aggregati o pesati.

In definitiva secondo l'OCSE la definizione di un indicatore è un concetto molto ampio. Molte istituzioni e molti autori hanno dato una loro definizione di indicatore. Gallopin (1997) in OCSE, Working document, ad esempio riporta che gli indicatori sono descrivibili in vario modo come: parametri, variabili, misure, elaborazioni statistiche, parametri stimati, valori, strumenti di misura, frazioni, indici, parti di informazioni, modelli empirici, segnali.

Oltre alle definizioni date precedentemente, risultano utili anche quelle di "Standard" e "Norma", che vengono usualmente impiegate per definire delle regole anche legislative e nel linguaggio comune vengono utilizzate come sinonimi quando in realtà non lo sono affatto. Sempre riferendoci al vocabolario della lingua italiana possiamo quindi definire:

*Standard*: Elemento conforme ad un determinato modello assunto come normale.

*Norma*: Singolo precetto morale, tecnico, giuridico riferibile ad una formulazione imperativa determinata all'ambito della generalità per sottolineare l'assoluta obbligatorietà di un comportamento.

Possiamo avere dunque standard di qualità del suolo e norme che li regolano. Ci sono standard e norme ISO e CEN. Le norme emanate dall'UE sono note come norme EN.

STATO DELL'ARTE: INDICATORI DI QUALITÀ DEL SUOLO A LIVELLO INTERNAZIONALE

Dall'inizio degli anni '80 nel mondo si sta verificando un decremento della capacità produttiva del suolo in oltre il 10% delle terre coltivate, come risultato dell'erosione dei suoli, dell'inquinamento atmosferico, delle coltivazioni, dell'eccessivo pascolo, della salificazione e soprattutto della desertificazione. Come per l'aria e l'acqua anche per il suolo la sua qualità ha un grande effetto sulla salute e sulla produttività di un dato ecosistema e del suo ambiente.

Un set di indicatori base per valutare la salute e la qualità del suolo non è stato ancora ben definito, nonostante le diverse proposte avanzate sia dall'American Soil Science Society (ASSS), che da altri organismi internazionali. Ciò è dovuto soprattutto alla difficoltà di definire e identificare che cosa rappresenta la qualità del suolo e come questa può essere stimata.

Molte definizioni di qualità del suolo sono state date in questi ultimi anni, ma quella che sembra meglio riassumere il concetto è stata proposta da Doran e Parkin (1994) "*La capacità del suolo di interagire con l'ecosistema per mantenere la produttività biologica, la qualità ambientale e promuovere la salute animale e vegetale*".

Sono stati altresì individuati tre criteri essenziali per la qualità del suolo (Rodale Institute, 1991).

1. *Produttività*: La capacità del suolo di aumentare la produttività biologica e delle piante.
2. *Qualità ambientale*: La capacità del suolo di attenuare le contaminazioni ambientali, i patogeni ed i danni esterni.
3. *Salute degli organismi viventi*: L'interrelazione tra la qualità del suolo e la salute delle piante, degli animali e dell'uomo.

Durante il congresso internazionale della ISSS tenutosi a Montpellier (agosto 1998) si è parlato di qualità del suolo. In particolare Mc Grath (1998) ha espresso la qualità del suolo come quella funzione del suolo da cui la biosfera dipende per la sua continua sopravvivenza, schematizzandone i requisiti fondamentali nel seguente modo:

- Produzione di fibre alimentari;
- Supporto per la crescita delle piante;
- Filtro per l'acqua e gli inquinanti;
- Funzionalità dell'ecosistema;
- Degradazione degli inquinanti organici.

Nel dicembre 1998 si è tenuta a Roma nell'ambito del Convegno dell'Azione Cost 831 sulle biotecnologie del suolo per il ripristino, il monitoraggio e la conservazione della fertilità, una tavola rotonda sulla definizione della qualità del suolo (Benedetti *et al.*, 2000). Richard Burns, che guidava il dibattito, alla domanda "Possiamo definire, manipolare o misurare la qualità del suolo" ha suggerito di selezionare defi-

nizioni inerenti le funzioni del suolo, ribadendo l'importanza di considerare che i suoli sono diversi. Inoltre sono state avanzate altre osservazioni sulla procedura per la valutazione della qualità del suolo, in cui si sottolineavano i seguenti punti critici:

- Che cosa è importante definire per raggiungere uno standard di qualità del suolo?
- È possibile misurare la qualità del suolo in ogni scala?
- Quali mezzi di standardizzazione esistono in grado di tenere in considerazione l'eterogeneità, le specie e la plasticità del suolo, senza trascurarne le proprietà chiave ed il tasso di trasformazione potenziale *vs.* i processi?

Nell'ambito del dibattito Paolo Nannipieri ha indicato che le proprietà chimiche e fisiche del suolo sono generalmente più stabili e quindi più semplici da individuare, mentre la componente microbica essendo più sensibile, è suscettibile di variazioni indipendenti dalla qualità del suolo.

Phil Brookes ha inoltre ribadito che gli effetti dell'inquinamento possono dipendere dai tipi di suolo e di conseguenza le caratteristiche abiotiche dovrebbero essere prese in considerazione quando si tratta di definire le qualità del suolo, concludendo che applicare un solo parametro sarebbe irrealistico.

#### *Parametri per le valutazioni della qualità del suolo*

I parametri per la valutazione della qualità del suolo possono essere suddivisi in fisici, chimici e biologici, ma è fondamentale comunque un'integrazione tra essi.

Attualmente anche presso gli organismi di normazione internazionale si sta discutendo molto in merito alla definizione di standard di qualità del suolo.

Ad esempio l'EPA (the US Environmental Protection Agency) ha proposto come indicatori chimici della qualità del suolo ben 1800 parametri. Presso l'OCSE è in corso un'attività per la definizione degli indicatori agro-ambientali tra i quali quelli inerenti la qualità del suolo. Tra tutti gli indicatori di area (ben 247) vengono proposti 58 indicatori per la qualità del suolo. Tra i diversi indicatori chimici troviamo ad esempio il n° 34, specifico per il contenuto di sostanza organica stimata per mezzo di modelli e l'indicatore n° 64 per la sostanza organica del suolo, espressa in peso per unità di volume.

Per quanto riguarda gli indicatori fisici, troviamo il n° 61, specifico per la compattazione e la formazione di croste (deterioramento della struttura) misurato in percentuale dell'area dove si verificano formazioni di croste o compattamento.

Molto più ricche sono le tabelle proposte dall'ISO TC 190 "Soil Quality" per i parametri fisici, chimici e biologici indispensabili da prendere in considerazione nel ripristino dei suoli (tab. 2; tab. 3; tab. 4):

Tabella 2. *Parametri fisici* (ISO TC 190 “Soil Quality” – SC7 “Soil and Site assessment” documento di lavoro).

<i>Parametri</i>	<i>Standard internazionali</i>
Caratteristiche petrografiche	
Mineralogia	
Natura della roccia madre	
Profilo del suolo	
Tessitura	
Contenuto d'acqua	ISO 10537
Presenza di radici ecc.	
Conducibilità idraulica	DIS 11275-1 / DIS 11275-2
Pressione dell'acqua nei pori	CD 15048 / ISO 11276
Indice di plasticità	
Consistenza	
Stabilità della struttura	
Grado di infiltrazione	
Distribuzione della dimensione delle particelle	ISO 11277
Stato di aggregazione	DIS 11273-1
Scheletro	CD 11273-2
Densità apparente	FDIS 11272

Tabella 3. *Parametri chimici* (ISO TC 190 "Soil Quality" – SC7 "Soil and Site assessment", documento di lavoro).

<i>Parametri</i>	<i>Standard internazionali</i>
pH	ISO 10390
Potenziale redox	ISO 11271
Salinità	
Sodio	
Carbonio organico totale	ISO 10694
Perdite alla calcinazione a specifiche temperature	
Capacità di scambio cationico	ISO 11260 / ISO 13526
Contenuto di sostanza secca	ISO 11465
Carbonati	ISO 10693
Conducibilità elettrica specifica	ISO 11265
Acidità di scambio	DIS 14254

Tabella 4. *Parametri biologici* (ISO TC 190 "Soil Quality" – SC7 "Soil and Site assessment", documento di lavoro).

<i>Parametri</i>	<i>Standard internazionali</i>
Attività microbica	ISO 14239 / ISO 11266 ISO 14238 / NP 15473
Specie vegetali nocive	
Tossicità per la pianta	ISO 11269
Tossicità per i microrganismi	
Presenza di patogeni	
Biomassa microbica	ISO 14240
Tossicità per la macrofauna	ISO 11268

Anche l'ASSS ha proposto alcuni indicatori fisici, chimici e biologici per definire la qualità del suolo (tabella 5), fornendo anche alcune indicazioni relative l'impatto che hanno gli indicatori selezionati per la qualità del suolo su alcuni processi (tabella 6).

Tabella 5. *Caratteristiche fisiche, chimiche e biologiche proposte come indicatori base per la qualità del suolo (SSSA), liberamente tratta da Doran, J.W. and T.B. Parkin (1994): "Defining and Assessing Soil Quality".*

<i>Caratteristiche del suolo</i>	<i>Metodologia</i>
<i>Indicatori fisici</i>	
Tessitura del suolo Profondità del suolo e degli apparati radicali Densità apparente e infiltrazione Caratteristiche di ritenzione idrica Contenuto idrico Temperatura del suolo	Metodo dell'idrometro Estrazione e scavo del suolo  Determinazione di campo con l'uso di anelli di infiltrazione Contenuto idrico ad una tensione di -33 e 1500 kPa Analisi gravimetrica (perdita di peso nelle 24 ore a 105°C) Termometro a mano
<i>Indicatori chimici</i>	
C e N organici totali pH Conduttività elettrica N (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> e NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ), P e K minerali	Combustione (metodo volumetrico) Determinazione di campo e di laboratorio con pHmetro Determinazione di campo e di laboratorio con conduttimetro Determinazione di campo e di laboratorio (metodo volumetrico)
<i>Indicatori biologici</i>	
C e N della biomassa microbica N potenzialmente mineralizzabile Respirazione del suolo C biomassa / C organico totale Respirazione/biomassa	Fumigazione/incubazione con cloroformio (metodo volumetrico) Incubazione anaerobica (metodo volumetrico) Determinazione di campo per mezzo di anelli di infiltrazione coperti ed in laboratorio con la misura della biomassa Stima della stabilità dell'ecosistema

Tabella 6. *Impatto che hanno gli indicatori selezionati per la qualità del suolo su alcuni processi (Karlen et al., 1997).*

INDICATORI	IMPATTO SU ALCUNI PROCESSI DEL SUOLO
<i>Sostanza organica</i>	Ciclo dei nutrienti, ritenzione dei pesticidi e dell'acqua
<i>Infiltrazione</i>	Potenziale di percolamento, efficienza delle piante nell'uso dell'acqua, potenziale di erosione
<i>Aggregazione</i>	Struttura del suolo, resistenza all'erosione, emergenza delle colture, infiltrazione
<i>pH</i>	Disponibilità di nutrienti, assorbimento e mobilità dei pesticidi
<i>Biomassa microbica</i>	Attività biologica, ciclo dei nutrienti, capacità di degradare i pesticidi
<i>Forme di azoto</i>	Disponibilità per le colture, potenziale di percolamento, grado di mineralizzazione e di immobilizzazione
<i>Densità apparente</i>	Penetrazione delle radici delle piante, spazio riempito dall'aria e dall'acqua dei pori, attività biologica
<i>Profondità dello strato superficiale</i>	Volume radicale, disponibilità di acqua e nutrienti
<i>Conduttività o salinità</i>	Infiltrazione idrica, crescita delle colture, struttura del suolo
<i>Nutrienti disponibili</i>	Capacità di sostenere la crescita delle piante, rischio ambientale

Va sottolineato che tutti gli indicatori finora elencati sono indicatori di stato perché esprimono la condizione ambientale al tempo *t* (qualità dell'ambiente, qualità/quantità delle risorse ambientali). Altra caratteristica generale degli indicatori di stato è che non consentono l'attribuzione delle responsabilità di eventuali processi di degrado in atto, in quanto l'agricoltura, per esempio, è solo una delle attività economiche che può avere un impatto sullo stato dell'ambiente.

Altre iniziative internazionali rilevanti sugli indicatori agroambientali sono quelle di EUROSTAT (European System of Environmental Pressure indices) che risultano essere più articolate di quelle precedentemente descritte e fanno riferimento a temi ambientali molto specifici (es. acque marine, acque costiere, ambiente urbano, ecc.) e dell'USDA (Agricultural Resources and Environmental Indicators), che considerano oltre al suolo, problemi di qualità delle acque e gestione degli elementi nutritivi.

STATO DELL'ARTE: INDICATORI DI QUALITÀ DEL SUOLO A LIVELLO NAZIONALE

A livello nazionale ancora non disponiamo di indicazioni legislative, ad eccezione del DL n° 22 del 5/2/97 in materia di rifiuti, che all'articolo 17 fornisce alcune indicazioni sulla bonifica di siti contaminati e più in particolare nel decreto di attuazione (DM n° 471 del 25/10/1999) relativo al regolamento recante criteri, procedure e modalità per la messa in sicurezza, la bonifica e il ripristino ambientale dei siti inquinati. Qui vengono date tabelle sui valori delle concentrazioni limite accettabili di vari parametri nel suolo e nel sottosuolo riferiti a siti ad uso verde, pubblico, privato e residenziale e a siti ad uso commerciale ed industriale. Tuttavia questi decreti non definiscono un livello di qualità del suolo, bensì dei valori di accettabilità minima per alcuni parametri per una riconversione d'uso del suolo. Fortunatamente non poche sono le attività in corso a livello nazionale che condurranno all'identificazione di un numero di parametri in grado di qualificare la qualità dei suoli italiani. Si citano qui alcune di queste iniziative.

La Società Italiana per la Scienza del Suolo ha istituito un Comitato Tecnico per lo studio di "suoli e siti contaminati", per la promozione e la realizzazione di iniziative di ricerca, di sperimentazione e di informazione, finalizzate allo studio e al recupero di suoli contaminati. Il Comitato si avvarrà della collaborazione di altre Commissioni, come quelle di Chimica, Microbiologia, Suolo e Ambiente. Molte regioni hanno attivato tavoli di concertazione per definire indici di inquinamento del suolo. Ad esempio la Regione Toscana e Piemonte hanno la legge 20/93 "Linee guida per gli interventi di bonifica dei terreni contaminati" (8 marzo 1995). La Regione Friuli Venezia Giulia ha la legge 4 settembre 1991 n. 42 "Norme in materia di recupero di aree degradate a seguito di attività di smaltimento dei rifiuti o estrattive", e così altre Regioni presentano leggi simili sulla tutela del territorio. L'ANPA (Associazione Nazionale Protezione Ambiente) ha istituito con sede presso l'ARPA Piemonte di Torino il Centro Tematico Nazionale Suoli e Siti Contaminati, del quale verrà riferito in questo stesso convegno. A livello di normazione nazionale disponiamo, sempre sull'inquinamento del suolo, di standard UNI e di una guida UNI per la valutazione di terreni e falde contaminati (Manuale n° 185, 1997).

Considerare solo l'aspetto dell'inquinamento del suolo è comunque riduttivo; resta invece indispensabile potere definire la qualità del suolo ad esempio in funzione dell'uso che di esso se ne vuole fare per poi successivamente definirne eventuali pressioni in senso positivo o negativo. In questo contesto è nata l'iniziativa dell'Osservatorio Nazionale Pedologico e per la Qualità del Suolo del Ministero per le Politiche Agricole e Forestali, di investire tempo e denaro nella realizzazione di un atlante di indicatori per la qualità del suolo, puntando inizialmente all'individuazione di alcuni parametri chimici e fisici e lasciando ad un secondo approfondimento quelli biologici. L'Atlante vuole essere una forma di avvicinamento alla grande utenza, sfruttando quella che potremmo definire la "semeiotica" del suolo, cioè la lettura e l'interpretazione dei fenomeni visibili e facilmente individuabili.

### *Metodi di analisi ufficiali*

Strettamente connesso con il problema dell'identificazione di indicatori per la qualità del suolo è quello della normalizzazione e successiva ufficializzazione a livello nazionale dei metodi di analisi.

Anche in questo caso disporre di un linguaggio comune è importante per allontanare quanto più possibile i problemi interpretativi.

La Società Italiana per la Scienza del Suolo, unitamente all'Osservatorio Nazionale Pedologico e per la Qualità del Suolo del Ministero per le Politiche Agricole e Forestali, sta lavorando ormai da anni alla realizzazione di una collana di metodi di analisi del suolo, molti dei quali approvati come metodi di riferimento nazionali.

Disponiamo oggi di metodi ufficiali di analisi fisica del suolo (*DM 01/08/97, Supp. Ord. G.U. n. 204 del 02/09/97*) e chimica del suolo (*DM 13/09/99, Supp. Ord. G.U. n. 248 del 21/10/99*) che amplia i metodi ufficiali già pubblicati con *DM 11/05/92, Supp. Ord. G.U. n. 121 del 25/05/92*.

Va segnalato che sono attualmente in corso di stampa i metodi per l'analisi delle acque per uso agricolo e zootecnico ed in corso avanzato di stesura i manuali dei metodi di analisi microbiologica e biochimica del suolo.

Dal panorama descritto appare evidente come non esista un parametro od un gruppo minimo di essi univocamente definito per la qualità del suolo, ma di volta in volta i parametri vanno individuati in funzione delle destinazioni d'uso del suolo da un lato e delle problematiche territoriali dall'altro.

Come già detto per l'Italia e per l'area mediterranea in generale, le problematiche già presenti riguardano il pericolo di desertificazione, di erosione dei suoli, ecc. In questo contesto i parametri relativi alla quantità e alla qualità della sostanza organica del suolo e quelli tipici relativi alla porosità ed al grado di compattamento del suolo sembrano essere al momento i più idonei per definire le condizioni di qualità dei suoli italiani prescelti tra l'altro perché disponiamo di tutti i metodi ufficiali di analisi.

### DESCRIZIONE DEL PROGETTO ATLAS

Il progetto ATLAS prevede la redazione di un atlante che illustri con esempi pratici, alcuni tra i molteplici indicatori esistenti per la definizione della qualità del suolo, scelti tra parametri qualificanti la fertilità fisica e la fertilità chimica.

L'obiettivo del lavoro consiste nel monitoraggio delle risorse naturali per l'ottimizzazione della produzione agricola nel rispetto della sostenibilità ambientale e nell'ambito delle iniziative dell'Osservatorio Nazionale Pedologico e per la Qualità del Suolo.

Il monitoraggio della qualità del suolo è finalizzato alla:

- a) conservazione, incremento e ripristino della fertilità fisica, chimica e biologica;
- b) pianificazione territoriale (vocazione d'uso);
- c) difesa del suolo dall'impatto di fattori antropici e non.

Il volume inizialmente prevede solo alcuni esempi mirati di indicatori fisici e chimici su suoli tipici italiani a vocazione agraria e forestale e sarà organizzato a schede in modo da essere integrato in momenti successivi.

Ogni scheda sarà costituita dalla descrizione geografica e pedologica del sito con relativa vocazione d'uso, inoltre a ciascun indice verrà affiancata una breve descrizione della metodologica scientifica utilizzata, dalle 5 alle 10 applicazioni, con relativo commento interpretativo.

Per quanto riguarda gli indicatori per la fertilità fisica dei suoli sono state prese in considerazione:

- a) Porosità (sistema dei pori), mediante la tecnica della micromorfologia, basata sullo studio al microscopio ottico di sezioni sottili di terreno opportunamente preparate e determinazione qualitativa e quantitativa della porosità per mezzo dell'analisi di immagine.
- b) Grado di compattamento e suscettibilità al compattamento.
- c) Croste superficiali e suscettibilità alla loro formazione (limo, stabilità degli aggreganti, sostanza organica).
- d) Strati compatti lungo il profilo (suola d'aratura).
- e) Perdita di struttura (effetto di interventi antropici: lavorazioni, sbancamenti, ecc.).
- f) Erodibilità (quantificazione e previsione dei processi erosivi).
- g) Crepacciamento (indice di fessurabilità; relazione dimensione crepe - capacità di autostrutturazione).

Per gli indicatori chimici, è stata prescelta la sostanza organica con gli altri parametri correlati:

- Sostanza organica%
- C organico%
- HA%
- FA%
- DH%
- HR%
- HI
- N totale%
- C/N

Per la sostanza organica ritenendo molto importante la caratterizzazione qualitativa verranno presentati nell'ATLAS alcuni approfondimenti ottenuti mediante analisi termica differenziale ed isoelettrofocalizzazione.

*Operatori coinvolti:* Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante (ISNP), Roma;  
Istituto Sperimentale per lo Studio e la Difesa del Suolo (ISSDS), Firenze.

L'Atlante, redatto in lingua sia italiana che inglese per dare una valenza ed una ricaduta maggiore all'opera, sarà composto da una serie di schede tecniche, illu-

strate, con esempi pratici, di facile consultazione ed interpretazione relative ai parametri della qualità del suolo.

Il lavoro è articolato in tre livelli di progressività temporale. Nel primo anno di attività sono stati individuati i diversi suoli a vocazione agraria e forestale, sono stati campionati e sottoposti alle analisi preliminari per la caratterizzazione di base. Nel secondo anno sono state effettuate le determinazioni relative agli indicatori prescelti, per mezzo delle tecniche in seguito descritte, nel terzo anno la redazione delle schede tecniche vere e proprie.

Nel tempo invece si procederà alla taratura di altri parametri sulle medesime o su altre realtà territoriali.

Per la realizzazione dell'Atlante è stato costituito un Comitato di redazione composto da due rappresentanti del MiPAF, dai direttori dell'ISNP e del ISSDS, più rappresentanti dell'Osservatorio Nazionale Pedologico e per la Qualità del Suolo ed esperti della materia. Ciascun membro del comitato potrà nominare un sostituto.

*Comitato di redazione:*

- Prof. P. Sequi (ISNP)
- Dr. G. Loffredo (MiPAF)
- Prof. M. Pagliai (ISSDS)
- Dr.ssa A. Benedetti (ISNP)
- Dr.ssa R. Francaviglia (ISNP)
- Dr. E. Costantini (ISSDS)
- Dr. S. Pellegrini (ISSDS)
- Dr. F. Bellino (Regione Puglia)
- Dr. M. Perciabosco (Regione Sicilia)

Inoltre è stato proposto un Comitato di referee internazionali che valuteranno la correttezza scientifica dei singoli metodi proposti, nonché gli aspetti applicativi.

*Comitato di referee internazionali:*

- Stephan Nortcliff (Department of Soil Science, University of Reading, Whiteknights, UK).
- Paolo Nannipieri (Dipartimento di Scienza del Suolo e Nutrizione della Pianta, Università di Firenze).
- Phil C. Brookes (Soil Science Department, AFRC Institute of Arable Crops Research, Rothamsted Experimental Station, Herts, UK).

*Scelta e localizzazione dei suoli oggetto di studio*

1. *Centro sperimentale ISSDS di Fagna, Mugello, Scarperia, (Firenze)*: Suoli a tessitura franco argillosa sviluppati su sedimenti lacustri rappresentativi degli ambienti collinari Tosco-Romagnoli. Sono presenti esperimenti a lungo termine in cui si confrontano diversi tipi di lavorazioni del terreno e di gestione del suolo.
2. *Centro sperimentale ISSDS di Vicarello, Volterra, (Pisa)*: Suoli a tessitura argillosa sviluppati su argille marine del Pliocene rappresentativi di ambienti collinari del Centro-sud Italia. È presente un esperimento a lungo termine impostato nel 1970 in cui si confrontano diversi sistemi di gestione del suolo, incluso il terreno incolto.
3. *Centro sperimentale ISSDS San Pastore, loc. Piedifiume, (Rieti)*: Suoli franco argillosi alluvionali. Esperimenti a lungo termine di differenti sistemi di lavorazione del terreno.
4. *Centro sperimentale ISSDS San Pastore, loc. Casa Bianca, (Rieti)*: Suoli argillosi alluvionali. Esperimenti a lungo termine di differenti sistemi di lavorazione del terreno.
5. *Azienda sperimentale Università di Palermo, Pietranera*: Vertisuoli, seminativo.
6. *Tenuta Presidenziale di Castelporziano*: Suolo forestale con zone degradate dall'alto carico di fauna selvatica (in prevalenza cinghiali).
7. *Tenuta Presidenziale di Castelporziano*: Suolo agrario (prato permanente con aree compattate dal calpestio del bestiame).
8. *Caldera del Lago di Vico*: Suolo forestale (Tipico Andosuolo).
9. *Ledera, (Ragusa)*: Suolo forestale, (Lithic Haploxeroll)
10. *Provincia di Siena*: Suoli tendenzialmente argillosi investiti a vigneto e oliveto.
11. *Azienda sperimentale dell'Università di Udine*: Confronti fra diversi sistemi colturali (rotazioni).

I siti sono stati scelti perché qualificanti alcuni ambienti e situazioni gestionali tipiche italiane; tuttavia non vogliono rappresentare delle generalizzazioni ma solo degli esempi. Inoltre gli indicatori oggetto di studio verranno tarati negli stessi siti, tentando di individuare a fine esperienza una lettura integrata dei risultati.

*Ringraziamenti*

Si ringrazia la Dott.ssa Francaviglia dell'ISNP per la rilettura critica del testo.

BIBLIOGRAFIA

- Benedetti A., Tittarelli F., Pinzari F., de Bertoldi S. Eds. (2000): *Cost 831 Annual Report 1998*, Directorate general XII Science Research and Development.
- Benedetti A., Tittarelli F., Pinzari F., de Bertoldi S. Eds.: *Proceedings of joint WGs meeting of the Cost Action 831, Biotechnology of soil: monitoring, conservation and remediation*. Rome, 10-11 December 1998. Directorate general XII Science Research and development (in press).
- Doran J.W., Parkin T.B. (1994): *Defining and Assessing Soil Quality*. Soil Science Society of America, 677 Sgoe Rd., Madison WI 53711, USA. In *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*. SSS Special Publication n. 35.
- Gamba G., Martignetti G. (1995): *Dizionario dell'ambiente*, Isedi editore.
- ISO TC 190. Working document.
- Karlen D.L., Mausbach M.J., Doran J.W., Cline R.G., Harris R.F., Schuman G.E. (1997): Soil Science Society of America, 61. *Soil quality: a concept, a definition and framework for evaluation*.
- Mc Grath S. (1998): *Soil remediation: Criteria and indicators of soil quality*. Proceedings of the 16<sup>th</sup> World Congress of Soil Science, Montpellier.
- Ministero per le Politiche Agricole - Osservatorio Nazionale Pedologico e per la Qualità del Suolo (1997): *Metodi Ufficiali d'Analisi di fisica del suolo*, Collana di metodi analitici per l'Agricoltura diretta da Paolo Sequi, coordinatore Marcello Pagliai, Franco Angeli Editore.
- OCSE. Working document.
- OCSE (1993): "Environmental Monographs n. 83". OECD Core set of indicators for environmental performance reviews.
- OECD (1999): "Environmental Indicators for Agriculture", Vol. 2, Issues and Design, The York Workshop.
- Rodale Institute (1991): *Conference report and abstract, Int. Conf. On the Assessment and Monitoring of Soil Quality*. Emmaus, PA. 11-13 July 1991. Rodale Press. Emmaus, PA.
- Supplemento Ordinario alla Gazzetta Ufficiale n° 248 del 21/10/1999; D.M. 13/09/1999. *Metodi Ufficiali d'Analisi di chimica del suolo*.
- UNICHI (1997): *Linee guida per la valutazione di terreni e falde contaminati: aspetti normativi e analisi di rischio*, Manuale n°185.



Rendiconti  
Accademia Nazionale delle Scienze detta dei XL  
*Memorie di Scienze Fisiche e Naturali*  
118° (2000), Vol. XXIV, pp. 205-227

PHIL C. BROOKES\*

## **Changes in soil microbial properties as indicators of adverse effects of heavy metals\*\***

### INTRODUCTION

In high-productivity agricultural ecosystems, natural soil fertility is commonly supplemented by applications of nutrients, either as inorganic fertilizer or organic manures, and occasionally both. However, the activities of the soil micro-organisms (collectively the soil microbial biomass) in decomposing plant and animal residues and in the formation and mineralization of soil organic matter still underpins the fertility of these managed systems. In natural ecosystems these natural processes determine, almost entirely, the fertility of their soils. Any decline in natural soil fertility will therefore have disproportionately large effects in natural systems but still cannot be ignored in managed ones. The soil-plant ecosystem may be damaged, either in the long- or short-term, by agents that inhibit or stop the natural functioning of the soil micro-organisms.

The heavy metals, e.g. Cu, Ni, Cd, Cr, Zn, Pb, are by far the most important inorganic pollutants of soil. They differ from organic pollutants in that, once they have entered soil they persist, for all practical purposes, indefinitely. Currently, the only practical means of their removal is to remove the soil itself, hardly a practical proposition in most cases.

Mandatory European Union (EU) limits are designed to stop the accumulation of heavy metals above 'safe' soil metal concentrations. The limits are based upon known effects of heavy metals on plant and animal health. Until recently, they took no account of possible effects on soil micro-organisms or microbial activities despite their essential role in maintaining soil fertility.

\* Soil Science Department, IACR-Rothamsted, Harpenden, Herts., AL5 2JQ, UK.

\*\* Lecture hold during the Meeting "Soil quality indicators: prospective and use", Rome 29 march 2000.

Brookes and McGrath (1984) reported decreased total amounts of soil microbial biomass in soils contaminated with heavy metals more than 20 years previously from past sewage-sludge applications (reviewed elsewhere in this paper). Since then a great deal of further research in this area has been carried out and new UK legislation is being drafted to decrease the current limit for Zn from 300 to 200  $\mu\text{g Zn g}^{-1}$  soil, based on observed adverse effects of Zn on *Rhizobium* in agricultural soils (MAFF/DOE, 1993a and b). Even so, amounts of metals permitted in agricultural soils in Europe are still set at concentrations at, or only just below, those at which effects on the soil microbial ecosystem can be detected. This is in marked contrast to limits for some other pollutants (pesticides in drinking water, for example) which are many times lower than concentrations at which adverse biological effects have been demonstrated.

In the USA, maximum permitted metal concentrations in agricultural soils are, depending upon the metal, 3 to 10 times larger than in the EU, which involves markedly different philosophies (Table 1). Irreversible effects upon the soil microbial ecosystem have been consistently demonstrated at soil metal concentrations well below the USA limits (Brookes 1994). In Table 1 are given heavy metal concentrations at which significant (commonly 50% decreases) changes in soil ecosystem functioning can be demonstrated.

The European approach is based upon the view that, while there is inevitably some escape of metals into the environment in industrial societies, it is best to operate in ways which cause the minimal contamination that is compatible with modern life.

Here I review recent findings of the effects of heavy metals on the functioning of the soil microbial ecosystem. Several 'levels' of microbial ecosystem system struc-

Table 1. *Maximum concentrations of metals allowed in agricultural soils treated with sewage sludge.*

Country	Year	Total soil metal concentration, mg kg <sup>-1</sup> soil						
		Cd	Cu	Cr	Ni	Pb	Zn	Hg
European Community	1986	1-3	50-140	100-150 <sup>a</sup>	30-75	50-300	150-300	1-1.5
US <sup>b</sup>	1993	20	750	1500	210	150	1400	8

<sup>a</sup> Now withdrawn.

<sup>b</sup> Calculated from maximum cumulative pollutant loading limits, assuming incorporation to 15 cm depth and average soil bulk density of 1.33 g cm<sup>-3</sup>, but not including the background concentration of these elements in soils.  
(From McGrath *et al.*, 1995).

Table 2. Soil heavy metal concentrations at which significant effects (1-5) on the microbial ecosystem were detected.

Microbial indicator	Soil total metal concentration, mg kg <sup>-1</sup> soil			
	Cu	Ni	Cd	Zn
Total microbial biomass <sup>1</sup>	45	nd	3.5	160
Heterotrophic N <sub>2</sub> -fixation <sup>2</sup>	37	21	3.4	127
Autotrophic n <sub>2</sub> -fixation <sup>3</sup>	20	2.5	3	50
Symbiotic <i>Rhizobium</i> -legume N <sub>2</sub> -fixation <sup>4</sup>	99	27	10	334
<i>Rhizobium leguminosarum</i> bv. <i>trifolium</i>	27-48	11-15	0.8-1	130-200

nd - not determined.

Effect:

<sup>1</sup> 50% decrease (Tiwari *et al.*, 1997).

<sup>2</sup> Significant decrease (McGrath *et al.*, 1995).

<sup>3</sup> 50% decrease (Brookes *et al.*, 1993).

<sup>4</sup> 50% decrease (McGrath *et al.*, 1988).

<sup>5</sup> Several orders of magnitude (McGrath *et al.*, 1995).

ture are considered. These are (1) Microbial communities and activities, (2) Specific micro-organisms or functional groups, (3) Specific biochemical markers, and (4) Novel approaches. These include DNA technology and the use of *lux* genes. Where appropriate, the different methodologies are evaluated for their suitability as diagnostic tests for evaluating heavy metal effects on the soil microbial ecosystem

## 1. EFFECTS OF HEAVY METALS ON MICROBIAL COMMUNITIES AND THEIR ACTIVITIES

### *Soil microbial biomass*

A full description of the soil microbial biomass concept, the method of measurement and its limitations, were first presented by Jenkinson and Powlson (1976). Instead of considering soil micro-organisms as separate species or even classes (e.g. fungi and bacteria) the biomass was measured as a single unit, or pool, of the total mass of micro-organisms or the nutrients, initially C or N, immobilized within the microbial cells. This permitted, for the first time, the measurement of a single discreet pool of soil organic matter, the micro-organisms themselves. It is this pool that is responsible for the decomposition of plant and animal residues, the immobiliza-

tion and mineralization of the major plant nutrients (C, N, P, and S) and for the formation and degradation of soil organic matter. It is thus ultimately responsible for the maintenance of soil fertility and is indeed, as eloquently described by Jenkinson (1977), "the eye of the needle through which all organic matter must pass" as it is broken down into simple inorganic components, including water, carbon dioxide, nitrate, phosphate and sulphate, that plants can use again. By treating the microorganisms as a defined and measureable pool, and by appropriate use of isotopically labelled substrates, fluxes of C and N (and later P) through the microbial population could be measured, leading to a new understanding of the importance and role of the biomass in the maintenance and regulation of soil fertility.

From this pioneering work was also developed the concept of the biomass as an 'early warning' of changing soil conditions and as an indicator of the direction of change. For example, on changing from forest or grassland to arable, microbial biomass decreased much more rapidly than total soil organic matter (Ayanaba *et al.*, 1976). Similarly, Powlson *et al.* (1987) found no significant increase in total soil organic matter following 18 years of straw incorporation in two Danish soils. In contrast, the total amount of biomass had increased by nearly 50% over the same period, compared to soils where the straw had been burnt.

Brookes and McGrath (1984) used the biomass concept to investigate the residual effects of heavy metals from past applications of sewage-sludge on microbial and soil organic matter dynamics. The experiment they studied was the Market Garden Experiment at Woburn, a sandy loam of about 10% clay and a pH of 6.5 which had received annual applications of sewage sludge or sludge compost (high-metal soils) from 1942 to 1961 or farmyard manure or inorganic fertilizer (low-metal soils) from 1942 to 1967. All plots received inorganic fertilizer annually since the applications of organic manures ceased. In 1984, the high-metal soils contained Cu, Ni and Zn at up to about current European Union (EU) permitted limits and Cd at up to three times the current permitted limit.

In the low-metal soils there was a reasonably close linear relationship between soil biomass content and total soil organic matter, with the biomass C comprising about 1 to 2% of total soil organic C (Brookes and McGrath, 1984). This was within the range typically reported for sandy soils in temperate regions (Jenkinson and Ladd, 1981). In contrast, in the sludge-treated high-metal soils the amounts of biomass were only about half those in the low-metal manured soils and some were lower than in the soils given inorganic fertilizer. Equally surprisingly, there was no relationship between amounts of biomass and amounts of organic matter in the high-metal soils, unlike the low-metal soils. This was despite (1) the comparatively small amounts of heavy metals in the sludge-treated soils and (2) at that time, the last sludge applications were more than 20 years ago. Because total concentration of Cu, Ni, Cd and Zn were very closely correlated it was not possible to determine which metals or combinations of metals were producing these effects.

Brookes *et al.* (1997) measured heavy metals, biomass C and biomass specific

respiration (see later) along a gradient obtained by sampling along the middle of adjacent plots of the Market Garden Experiment which had previously received continuous inorganic fertilizer (NPK), farmyard manure (FYM) or sewage-sludge, as described above (Figs. 1-3). A very smooth gradient of heavy metals was measured (Fig 1) and microbial biomass C (Fig 2) increased linearly between the NPK and FYM plots, in line with increasing soil organic matter concentrations. However, after  $120 \mu\text{g Zn g}^{-1}$  soil, obtained from the second sludge soil sample, there was a smooth decline in biomass nearly to the level in the soil given inorganic fertilizer. I attribute this to heavy metals. It is exceedingly unlikely that organic pollutants, if present in the sludges initially, would have persisted for so long. Similarly, biomass C as a percentage of soil organic C declined sharply at about the same soil Zn concentration (Fig. 3).

Chander and Brookes (1991a) reported biomass and organic C measurements in field experiments at Luddington (sandy loam, 15% clay) and Lee Valley (silt loam, 21% clay) experimental farms. Both soils received half- and full-rate dressings of metal- contaminated sludge and full rates of uncontaminated sludges. Both soils had similar pH's (5.6 to 5.9) and were under grass. The major findings, summarised, were:

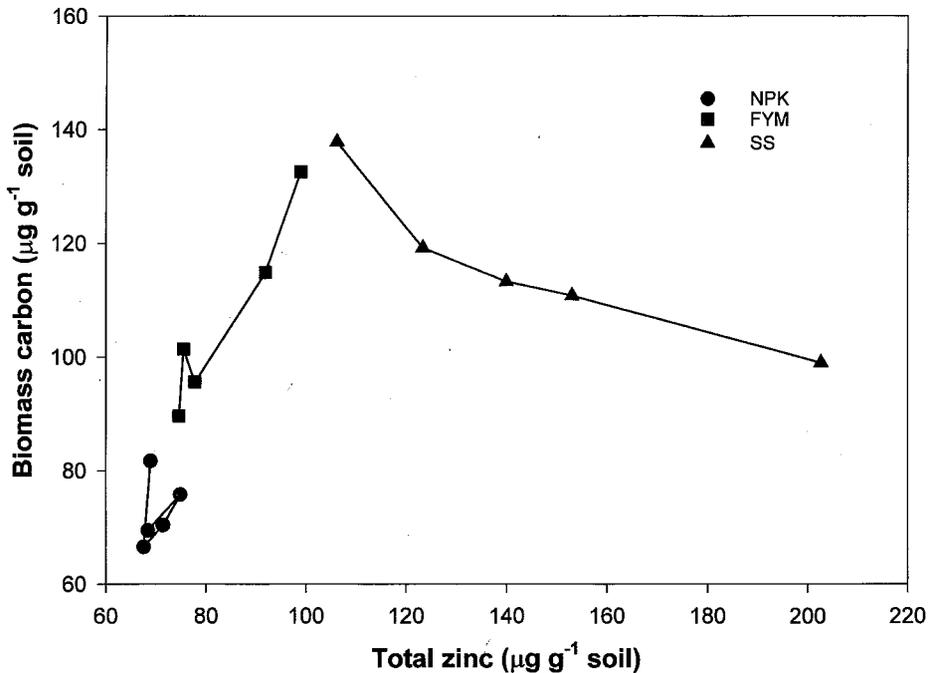


Fig. 1. Heavy metals along a soil transect of Woburn Market Garden Experiment.

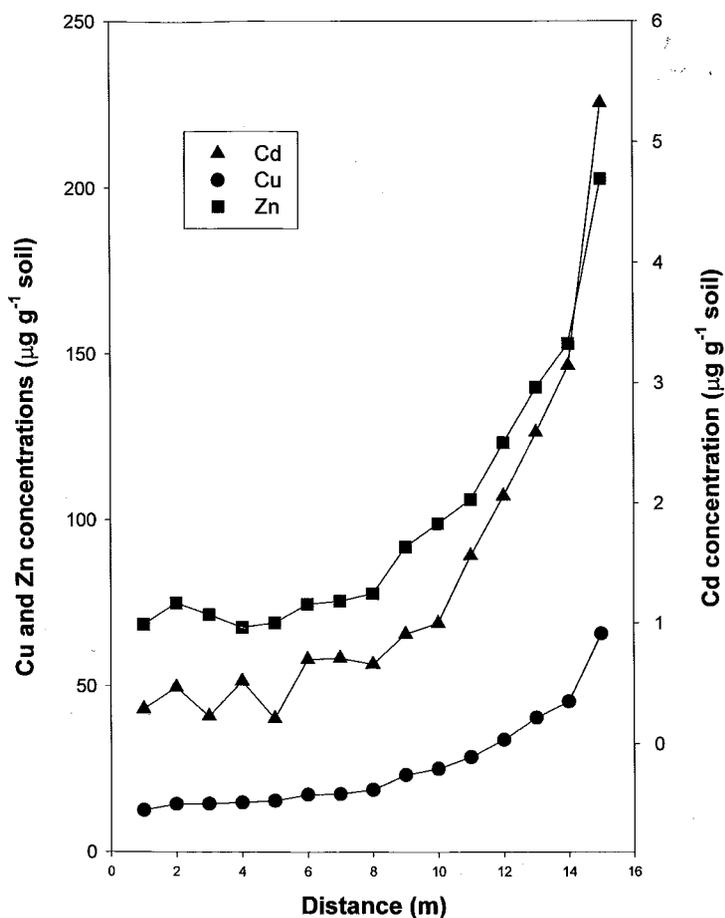


Fig. 2. Microbial biomass and biomass specific respiration (●) along a soil transect of Woburn Market Garden Experiment.

1. Both Cu and Zn at about 2-3 times current EU permitted limits decreased soil biomass in both the sandy loam (15% clay) and silt loam (21% clay) soil.

2. At these soil concentrations, Cu at both sites decreased the biomass by about 40% compared to soils given uncontaminated sludge. Zinc decreased the biomass by about 40% in the sandy loam and 30% in the silty loam soils.

3. Nickel at about 2 to 3 times current EU limits did not affect microbial biomass in either soil. Similarly, Cd at twice current limits had no effect in the silt loam soil.

In a further field experiment, sewage-sludges, enriched with different rates of single metals (Zn, Cu and Ni) and metal combinations, were applied to a sandy

loam soil (9% clay, pH around 6.5) in 1982 at Gleadthorpe Experimental Husbandry Farm. This experiment was used to investigate effects of single metals and combinations of metals on the biomass and on relationships between biomass and soil organic matter (Chander and Brookes, 1993). Main findings included:

1. Zinc at about 2.3 and Cu at about 4.9 times current permitted EU limits decreased soil biomass by about 40 and 50% respectively compared to soils receiving uncontaminated sludges.

2. A combination of Cu and Zn, each at about 1.5 times current EU limits decreased biomass by about 60% compared to soils given sludge. This suggests synergistic interactions between metals and biomass.

Other work has shown decreased microbial biomass formed during sludge decomposition after incorporation to soil. Two field experiments were established at Braunschweig, Germany with (in brief) the following treatments: inorganic fertilizer; uncontaminated sludge; metal-contaminated sludge – both at two rates (5 or 16 t ha<sup>-1</sup> dry weight). Two sites were used, an old arable (pH 6.1 to 6.8) or woodland (pH 5.3 to 5.7) of the same soil type. After 9 years, total metal concentrations in some of the sludge-amended soils exceeded the German limits (mg kg<sup>-1</sup>) of 300 Zn, 100 Cu, and 3 Cd, but not for Ni. On both soils, the biomass was increased each year with either rate of uncontaminated sludge. However there was less, or even no, increase in biomass following addition of metal-contaminated sludges, even at the higher rate (Fliessbach *et al.*, 1994).

In a laboratory experiment, Chander *et al.* (1993) added sewage sludges enriched, or not, with the single metals Cu, Ni, Cd or Zn, to a sandy loam soil of the Woburn Market Garden Experiment. The unenriched (low metal) and metal-enriched (high metal) soils were added separately at four rates so that total soil metal concentrations were between 1-4 times the European Union (EU) current permitted limits. The main aim was to determine the maximum individual soil metal concentrations which decreased either the amount or activity of the biomass.

Sludge addition increased biomass C by about 30% at the lowest rate of application (40 t ha<sup>-1</sup> dry weight) and by about 4.5 fold at the highest (160 t ha<sup>-1</sup> dry weight) rate after four weeks, with no effects attributable to the metals. (It should be noted that these are much higher sludge rates than in the previous experiment). However, during the longer 64 week incubation, the biomass declined exponentially in all treatments. Larger applications of high metal sludges caused final biomasses which were smaller than those given low metal sludge and no sludge. None of the single metals at the current EU permitted limits showed any adverse effects on biomass. However, Zn, Cu, or Cd, individually at about twice the EU limit, decreased biomass C by about 20% whereas Ni at four times the limit decreased the biomass by about 15%. Thus this suggests that although toxic effects of heavy metals may be delayed by the antagonistic effect of enhanced substrate availability via the sludge in the short-term, once the sludge has been decomposed the metals exert their negative effects upon the soil microbial biomass.

#### MICROBIAL ACTIVITY MEASUREMENTS

The fertility of all natural ecosystems depends upon the mineralization and immobilization of soil organic C, N, P and S and on the decomposition of plant and animal residues that enter soil. These processes are all mediated by a suite of complex metabolic processes provided by the soil microbial biomass and higher soil organisms. Since heavy metals are proven inhibitors of most enzymic reactions in soil (e.g. Tyler, 1981) it is essential that heavy metals are not permitted to accumulate in soils to concentrations at which these processes are inhibited or suppressed.

Microbial activities (e.g. respiration and N mineralization) can fluctuate enormously, even over a few days, under field conditions, even in pristine soils – see Brookes (1994) for a discussion of this. However, under controlled laboratory conditions of suitable moisture (usually between 40 to 50% WHC) and temperature (usually between 15 to 25°C) the microbial mineralization of both C and N in sieved (2 to 6.25 mm) proceed practically linearly for long periods and can be determined accurately and precisely (Jenkinson and Powlson, 1976).

Most work indicates that mineralisation of both C and N are little, if at all, affected at soil metal concentrations at around maximum current EU limits. Thus, Tyler (1981) reported that microbial respiration was not depressed below about 1000 µg Cu or Zn g<sup>-1</sup> soil in forest soils. Similarly, there was no apparent change in soil C or N mineralisation in arable soils containing heavy metals from past sewage-sludge applications compared to similar 'low-metal' control soils (Brookes and McGrath, 1984; Brookes *et al.*, 1984). This was despite the fact that the biomasses in the high-metal soils were often only half the size of the biomasses in the low-metal soils. Thus these much smaller microbial populations in the high-metal soils were able to mineralise soil organic matter and decompose crop and animal residues to the same extent and at the same rate as the much larger populations in the low-metal soils. Whether the heavy metals had produced a smaller population with the same, or a different, community structure is currently being determined (D. Ayabe, personal communication).

#### *N<sub>2</sub> fixation*

Biological N<sub>2</sub> fixation requires the presence of the enzyme nitrogenase, which occurs only in micro-organisms. The three main types of N<sub>2</sub>-fixing micro-organisms, autotrophs, heterotrophs and symbionts, vary in the amounts of N<sub>2</sub> they can fix in temperate regions. In order to directly convert the nitrogenase activity to N<sub>2</sub>-fixed requires <sup>15</sup>N analytical techniques which may not always be feasible. However, the conversion of acetylene to ethylene and subsequent chromatographic analysis provides a simple and sensitive test for nitrogenase activity provided the results are not extrapolated too far (Giller and Day, 1985). There is certainly some data to suggest that both heterotrophic and non-symbiotic N<sub>2</sub>-fixation could be suitable tests for soil pollution by heavy metals. This is discussed below.

### *Heterotrophic N<sub>2</sub> fixation*

Free-living heterotrophs have very slow rates of N<sub>2</sub>-fixation in most soils which are difficult to measure. Fixation can also be variable, developing measurably in some but not in other apparently similar soils. This lack of reproducibility convinced Lorenz *et al.* (1992) that difficulties in optimising and standardising incubation conditions presently effectively prevents the use of heterotrophic microbial activity measurements as indicators of effects of heavy metals on soil ecosystems.

However, this was on unamended soils. Following amendment with up to 5000 µg glucose g<sup>-1</sup> soil, both Brookes *et al.* (1984) and Lorenz *et al.* (1992) found that heavy metals close to, or less than, current EU permitted limits decreased heterotrophic N<sub>2</sub>-fixation by up to 90%. More work is certainly required to standardise operating conditions if heterotrophic N<sub>2</sub> fixation is to have any value as a biological indicator in metal-contaminated soils.

### *Autotrophic N<sub>2</sub>-fixation*

Field measurements of autotrophic N<sub>2</sub>-fixation by Cyanobacteria are extremely variable. For example, Witty *et al.* (1979) estimated that up to 28 kg N ha<sup>-1</sup> y<sup>-1</sup> could be fixed on soils of the Broadbalk Continuous Wheat Experiment. However, amounts varied fivefold in their work. In contrast, when I tried to measure nitrogenase activity *in situ* over a year, I found nothing at any time.

However, measurement of nitrogenase activity as an indicator of N<sub>2</sub>-fixation by Cyanobacteria under standard laboratory conditions could be a possible indicator of heavy metal effects. However, the measurements would reflect the potential of contaminated and uncontaminated soils for N<sub>2</sub>-fixation rather than fixation in the field.

Brookes *et al.* (1986) incubated moist, fresh low- and high-metal soil from the Woburn Market Garden Experiment under laboratory conditions of 20°C day, 16°C night, 16 h day and 50% Water Holding Capacity. In the low-metal soil there was an initial lag-period of about 14 d, then the rate of acetylene reduction increased rapidly, peaking on day 28 then declining slowly until day 118. In contrast, acetylene reduction had barely commenced by day 50 in the high-metal soil. It then increased regularly but much more slowly than in the low-metal soil, and until the experiment ended. There was about three times more acetylene reduction in the low- than high-metal soil by day 118. Similarly, the low-metal soil fixed about ten times more <sup>15</sup>N<sub>2</sub> in 24 h than did the high-metal soil. A thick crust of Cyanobacteria formed on the surface of the low-metal soil by day 25 but hardly any was obvious on the high-metal soil by day 118.

In a further experiment (Brookes *et al.*, 1986), soil was sampled at 40 cm intervals along the middle of a low- and high-metal plot. Concentrations of EDTA-extractable Zn, Cu, Ni and Cd increased in a curvilinear manner between the low- and high-metal plots. In contrast, total acetylene-reduction decreased linearly with

increasing soil metal concentration during the 60 d experimental period. It was halved at about 50 µg total Zn, 20 µg Cu, 2.5 µg Ni and 3 µg Cd. Because the soils contained all these metals, in closely correlated concentrations, it is not known which metal or combination of metals induced these effects. However, apart from Cd, the maximum concentrations of individual metals were well within individual EU maximum permitted limits (about 30% of the soils contained above 3 µg Cd g<sup>-1</sup> soil).

Lorenz *et al.* (1992) obtained a metal gradient by mixing different proportions of a low- and a high-metal Woburn soil. They also reported inhibition of the growth of Cyanobacteria and decreased acetylene reduction in the high-metal soils but only at the maximum concentrations (a mixture of 83% sludge and 17% FYM soil or 100% sludge soil).

The lag phase of 14 d that Lorenz *et al.* (1992) determined for the high-metal soil was much shorter than the 50 d reported by Brookes *et al.* (1986). It seems likely that this was because, however careful the mixing was done, particles – or islands – of uncontaminated soils would exist side by side with contaminated soils. In contrast the metals would be very much more homogeneously distributed when sampled along a natural gradient in the field.

Cyanobacteria also appear very sensitive to incubation conditions in other ways. It is interesting that Lorenz *et al.* (1992) failed to get them to grow even on uncontaminated Luddington (UK) soil (similar to Woburn soil in most respects). They also reported that in other Swedish experiments Cyanobacteria failed to grow even when uncontaminated soils were incubated under apparently ideal conditions. If Cyanobacteria and autotrophic N<sub>2</sub> fixation are to be used as indicators of metal-contamination in soil we need to know more about how to culture them on soils under laboratory conditions.

#### *Symbiotic N<sub>2</sub>-fixation*

Symbiotic N<sub>2</sub> fixation by *Rhizobium leguminosarum* biovar *trifoli* in symbiotic association with *Trifolium repens* (white clover), along a transect of soils of the Woburn Market Garden Experiment, was decreased by 50% or more in pots of soil containing above 334 µg Zn, 99 µg Cu, 27 µg Ni and 10 µg Cd g<sup>-1</sup> soil (McGrath *et al.*, 1988). Yields of clover of the high-metal soils were restored to those of the low-metal soils by applying inorganic N, i.e. the effects were not caused by phytotoxicity. Rather, McGrath *et al.* (1998) proved that the decreased clover yields and N<sub>2</sub>-fixation were because the clover root nodules were ineffective in fixing N<sub>2</sub>, although nodulation did occur in the high-metal soil. Giller *et al.* (1989) showed that the ineffectiveness of the *Rhizobium* sp. in fixing N<sub>2</sub> was not directly due to metal toxicity. Instead, the metals had selected for the survival of a single *Rhizobium* sp. genotype, which was ineffective in N<sub>2</sub>-fixation.

An understanding of the interactions between heavy metals and the legume-Rhizobium symbiosis is clearly important. However, due to the long bioassay peri-

ods required, it seems unlikely that the symbiosis will be developed as a routine indicator of soil pollution by heavy metals. While the sampling, preparation and measurement of clover dry matter yields, total %N and total plant  $^{15}\text{N}$  are feasible, the work involved is considerable.

#### MICROBIAL SPECIFIC ACTIVITY MEASUREMENTS

From the above, measurements of microbial biomass appear useful indicators of environmental stress due to heavy metals, while microbial activity measurements at soil metal concentrations commonly occurring in agricultural soils may not. However, combining the two measurements, to give rates of activities per unit of biomass (biomass specific activities), has been shown to be a much more subtle indicator of environmental stress. In summary, evidence is accumulating that environmental stress such as that produced by heavy metals causes a diversion of energy from biosynthesis to microbial activity in the soil microbial biomass.

Thus, rates of  $\text{CO}_2$  evolution ( $\mu\text{g CO}_2\text{-C g}^{-1}$  soil) from both low- and high-metal soils from the Woburn Market Garden Experiment were not significantly different during laboratory incubations. However, rates of biomass specific respiration, (measured as  $\mu\text{g C respired g}^{-1}$  biomass  $\text{C d}^{-1}$ ) was twice the rate in the high-metal soils than in the low-metal ones (Brookes and McGrath, 1984). Similarly, the biomass specific respiration (Fig. 3) increased markedly with increasing soil metal concentration along a gradient while biomass C declined, in line with the above observation.

From such observations, Killham (1985) developed a simple bioassay procedure based on proportionating  $^{14}\text{C}$ -labelled glucose between biomass- $^{14}\text{C}$  and  $^{14}\text{C}$  evolved. He showed, for a given increase in stress, that the ratio: [(respired  $^{14}\text{C}$ ): (biomass  $^{14}\text{C}$ )] was, on average, twice as great as the magnitude of the decrease in either respiration or dehydrogenase activity.

Similarly, about 10% more total and 20% more  $^{14}\text{C}$ -labelled  $\text{CO}_2$  were evolved from a high-metal than a low-metal Woburn soil during the first five days following addition of  $^{14}\text{C}$ -labelled glucose and maize (Chander and Brookes, 1991b). In contrast, about 30% less  $^{14}\text{C}$ -labelled biomass was synthesised per unit of added substrate, which is in line with the findings of Killham (1985). Similarly, Chander and Brookes (1991c) showed that plant-derived inputs of organic  $^{14}\text{C}$  were about 20% less in the high-metal than low-metal soil. Also, the biomasses in the high-metal soil contained about 30% less of this  $^{14}\text{C}$ -labelled organic C than in the low-metal soil. These results suggest that two mechanisms operate in causing smaller biomasses in metal-contaminated soils. These are (1) decreased C inputs from growing plants and (2) decreased efficiency of conversion of this C into new biomass. The latter mechanism appears to be the more important.

Results from our laboratory and elsewhere indicate that measurements of linked parameters such as microbial biomass and soil respiration, giving microbial

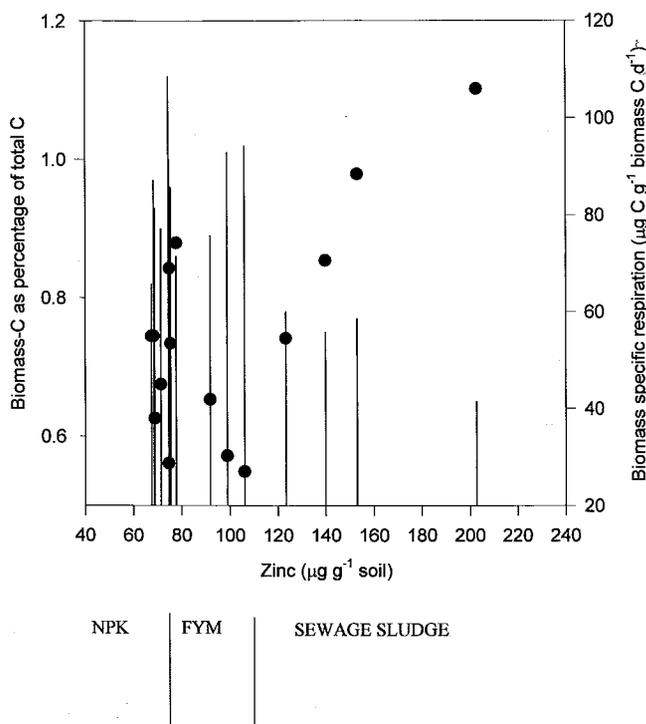


Fig. 3. Biomass specific respiration and biomass-C as percent of total C against metal gradient.

specific respiration, are much more useful than either measurement standing alone. Indeed, it could be argued that 'stand alone' measurements can only really be interpreted when dealing with well-designed field experiments with proper 'control' plots. Non-experimental field data, be it from agricultural or unmanaged ecosystems is usually difficult to interpretate because of lack of suitable 'controls' with which to compare it. To overcome this problem, Brookes (1994) suggested that linked parameters such as microbial specific respiration (or the link between biomass C and total soil organic C, as discussed above) may itself constitute an internal control. Thus, when soils deviate much from biomass specific activity or biomass specific C ratios perceived as normal for the particular management, soil type or climate, it may provide an 'early warning' that the soil ecosystem is under stress and that more research is needed.

## 2. EFFECTS OF HEAVY METALS ON SPECIFIC MICRO-ORGANISMS OR FUNCTIONAL GROUPS

Soil is a complex material with, for example, cation exchange, buffering properties and chelation reactions which may be quite different to those in simple

media. These soil properties will have very different effects on metal bioavailability than would occur in less complex systems. Thus, while there has been a great deal of research into the effects of heavy metals on soil micro-organisms grown in aqueous or solid culture media, it is impossible to extrapolate the results to the soil environment with any certainty. In most cases, it is equally difficult to study single species *in vivo* and their use in this field is therefore limited. In addition most important soil processes, for example the mineralization or formation of soil organic matter, depend upon the functioning of the microbial community as a whole rather than the activity of individual species. At present, there seem few possibilities to use single microbial genuses or species as biological indicators, as discussed below.

#### *Legume-Rhizobium symbiosis*

The ability of various *Rhizobium* species to infect legumes and to fix atmospheric nitrogen is well known. McGrath *et al.* (1988) reported that clover grown on high-metal soils of the Woburn Market Garden Experiment had root nodules but these were unable to fix N<sub>2</sub>. The nodules were small and white and easily distinguishable from the much larger, pink nodules found on clover grown in low-metal soils, which were actively-fixing N<sub>2</sub>. Free-living *Rhizobium* sp. added to soil were also less able to survive in high-metal than low-metal soils from the same experiment (Giller *et al.*, 1993). Since these results were all obtained at soil metal concentrations at around current EU limits it might seem that *Rhizobium* and symbiotic N<sub>2</sub> fixation is a good indicator of heavy metal effects on the soil indicator. The problem is that most tests for identification of actively-fixing *Rhizobium* strains in soil use sterile host plants grown in sterile nitrogen-free media for two to four weeks, within which time nodules should be produced and the presence or absence of N<sub>2</sub>-fixing *Rhizobium* detected (e.g. Hirsch and Skinner, 1992). While probably not a problem for general research, the extended bioassay period and the need for sterility makes *Rhizobium* a rather unattractive proposition as a bioindicator of effects of heavy metals on the soil-microbial ecosystem.

#### *Mycorrhizae*

There is evidence for depressed rates of mycorrhizal infection in metal-contaminated soils at 'agricultural' concentrations (e.g. Koomen *et al.*, 1990). However they also suggested that the metals may have encouraged the proliferation of metal-resistant mycorrhizae already present. As McGrath *et al.* (1995) pointed out, sludge applications invariably increase soluble P concentrations in soil which may confound the results by also suppressing mycorrhizal infection. The analytical difficulties and skill required in measuring mycorrhizal infection in roots, both in pots and field soils would probably preclude mycorrhizae as a bioindicator. It can also take a considerable time for measurable mycorrhizal infection to occur in pot experiments, which may also cause analytical problems.

In summary, there are problems in monitoring and interpreting effects of heavy metals on single microbial species or microbial groups and their use as bio-indicators of heavy metal pollution appears negligible at this stage.

### 3. BIOCHEMICAL MARKERS AS BIOLOGICAL INDICATORS OF EFFECTS OF HEAVY METALS

#### *Markers for whole biomass*

Specific biochemicals extracted from the cells of the soil micro-organisms can be used theoretically to investigate the effects of heavy metals on soil microbial ecosystem functioning. Some constituents can be used to gauge heavy metal effects upon the whole biomass. Jenkinson and Ladd (1981) laid down stringent criteria to be met:

1. The constituent must be present in the same concentration in the biomass in different soils.
2. It must be present only in living organisms, i.e. it must not occur exocellularly.
3. It must be capable of being extracted quantitatively from soil.
4. There must be an accurate and precise method(s) to estimate it.

While no cell constituent fully meets these conditions, several have been tried. These include adenosine 5' mono-, di- and triphosphate, muramic acid, N-acetylglucosamine and the nucleic acids. The above, with the exception of adenosine 5' triphosphate (ATP), all occur exocellularly in soil in sufficient quantities to violate the above criteria (Jenkinson and Ladd, 1981). Soil ATP analyses however have proved very useful in assessing heavy metal effects on the soil ecosystem.

#### *Adenosine 5' triphosphate*

Adenosine 5' triphosphate occurs in all living cells but has only a transitory existence in dead cells or exocellularly. Once extracted from soil it may be analysed with high accuracy and sensitivity by the fire-fly luciferin-luciferase enzyme system. A successful method of extracting ATP from soil must (1) release all ATP from the microbial cells, and (2) inactivate ATPases and phosphatases, so preventing ATP hydrolysis. We use a reagent based on a mixture of trichloroacetic acid (TCA), paraquat and phosphate (P), developed and described by Jenkinson and Oades (1979). The phosphate and paraquat prevent sorption of the ATP by positive and negative sites respectively on soil surfaces and the TCA provides maximum inhibition of the enzymic hydrolysis of ATP. Other extraction reagents have been proposed, for example the sulphuric acid-phosphate based reagent of Eiland (1983) which gives similar results. However, it is essential that neutral or alkaline reagents are not used under any circumstances, (for example the sodium bicarbonate-chloroform based reagent of Paul and Johnston, 1977) as they do not inhibit enzymic dephosphorylation of ATP and give incorrect, low values (Brookes *et al.*, 1987).

Due to its unique role in cellular energetics, it would seem likely that ATP would provide a better indication of microbial activity than total biomass. However, for reasons that we do not yet understand, soil ATP content is very closely correlated with total soil biomass content in soils, *not* with activity (Jenkinson, 1988), in soils incubated with and without substrates such as straw (Ocio and Brookes, 1990) or glucose and ryegrass (Chander and Brookes, 1991b). In the latter two cases the addition of the substrates caused several-fold increases in rates of CO<sub>2</sub> evolution, a reliable indicator of metabolic activity. Addition of the substrates also caused both biomass and ATP to increase by up to two-fold but the concentrations of ATP in the biomass remained constant and at the same concentration as in unamended soils (about 11 μmol ATP g<sup>-1</sup> soil).

Brookes and McGrath (1984) reported that heavy metals from past sludge additions in the Woburn Market Garden Experiment caused biomass decreases of up to 50% compared to similar soils given FYM (see above). Similar decreases in ATP in the same experiment were also measured so that the biomasses in the low- and high-metal soils had the same ATP concentrations (again around 10 to 12 μmol ATP g<sup>-1</sup> soil) despite decreases in biomass and increases in the specific respiration of this biomass in the high-metal soils.

Chander and Brookes (1991b) incubated both low- and high-metal soils from the same experiment at 25°C and 40% WHC with and without separate additions of 5000 μg C g<sup>-1</sup> soil as ryegrass or glucose for up to 50 days. Again, remarkably close linear correlations between biomass and ATP were found, irrespective of metal concentrations or amendment with the two very different substrates, ryegrass and glucose.

The value of ATP analyses in this work is that it is a completely independent estimate of biomass yet correlates remarkably closely with biomass C and other biomass estimates by fumigation-extraction (see above). This gives considerable confidence in both types of analyses in research into effects of heavy metals on soil microbial ecosystem functioning.

The finding of identical biomass ATP concentrations in unamended and substrate-amended soils, despite huge differences in activities, 'biomass standing crops' and soil metal concentrations ranging from background to above current EU permitted limits was unexpected. The true biological significance is currently unknown. What these methods cannot do is to shed light upon possible differences in the community structure of the biomasses in high- and low-metal soils.

#### *Adenine nucleotide and adenylate energy charge in metal-contaminated soils*

The adenylate energy charge {AEC = [(ATP) + (0.5ADP)] / [(ATP) + (0.5ADP) + (AMP)]} is defined as a linear measure of the metabolic energy stored in the adenine nucleotide pool of ATP, adenosine 5' diphosphate (ADP) and adenosine 5' monophosphate (AMP) (Atkinson 1977). Most data has come from estimates obtained *in vitro* and AEC's between about 0.95 to 0.80 indicate a highly

metabolically-active population undergoing rapid cellular division and biosynthesis. Values of AEC between about 0.8 to 0.4 indicate a stressed population with a low metabolic rate and incapable of much cellular biosynthesis. Adenylate energy charges lower than about 0.4 indicate a moribund or dying population, although microbial spores may have an AEC lower than 0.1. The potential value of AEC measurements in the work described here is that it is a ratio and thus detailed knowledge of past site history may not be critical, which is a limitation of many other approaches.

So far, most AEC measurements have been made on organisms grown *in vitro*. Brookes and McGrath (1987) measured the AEC in a low- and high-metal soil of the Woburn Market Garden Experiment. The soil ATP concentration, and total adenine nucleotide pool were significantly lower in the high-metal soil, indicating, as found previously, a smaller total soil microbial biomass. However, the AEC's of the low- and high-metal soil were both high (0.85 and 0.89 respectively) and comparable to others reported previously for moist soils extracted with acidic reagents (e.g. Tateno, 1985). Therefore, although, as discussed previously, several indices of microbial activity are considerably decreased in high-metal soils, this is not reflected in a lower AEC. This suggests that the magnitude of soil AEC's may not be a valid indicator of environmental stress.

#### *Markers for bacteria and fungal biomass*

The above methods refer to biological markers for the entire microbial biomass. Some progress has also been made in splitting the biomass at least into its fungal and bacterial components. Some approaches relevant to determining the effects of heavy metals on the soil fungal and bacterial communities are discussed below.

#### *Direct microscopy*

Total microbial biomass may be differentiated into spherical and cylindrical forms (fungi and actinomycetes) and the spherical further subdivided into a bacterial size class and an above-bacterial size class by visual or automated counting of suitably stained organisms in appropriately prepared soil suspensions in agar (e.g. Jenkinson *et al.*, 1976). The technique is tedious, requires considerable skill and (often subjective) judgement and is not generally very popular. Nevertheless it does have the huge advantage that it is a direct measurement of the entire biomass and also reveals something of its complexity, unlike most indirect methods. Brookes *et al.* (1986) found, as previously, about twice as much total biomass in a low- than high-metal Woburn soil measured by microscopy. However the ratio of fungal to bacterial biomass were very similar in both cases (6.4 and 5.4 respectively). Therefore, although the heavy metal decreased the biomass 'standing crop' they did not alter bacterial/fungal ratios. Of course it is quite conceivable that the metals caused other changes to the microbial community structure which were not detected.

### *Phospholipid fatty acids*

The ester-linked fatty acids in the phospholipids (PLFAs) are considered the most sensitive and useful chemical measures of microbial community structure. The fungal and bacterial components of the microbial biomass can be determined by specific 'signature' PLFAs. For example, bacteria characteristically contain odd-chain, methyl-branched and cyclopropane fatty acids. The PLFAs in fungi are typically saturated, even-chained, polyenoic fatty acids. Many actinomycetes contain methyl-branched tuberculostearic acid (Tundlin and White, 1992).

In both a forest and arable soil, the double-unsaturated 18:2 $\omega$ 6 PLFA increased proportionately, indicating a shift to fungi two weeks following Zn addition. There were also indications of changes in the proportions of several individual bacterial PLFAs, indicating shifts within the bacterial communities following Zn amendment of the soils (Frostegård *et al.*, 1996).

Much more complex changes in PLFAs were found by Frostegård *et al.* (1993) at six months after separate additions of Cd, Cu, Ni or Zn at different concentrations to a forest humus soil and an arable soil. In summary, PLFAs indicative of actinomycetes increased in the forest soil but tended to decrease in the arable soil. Various types of bacterial PLFAs increased in all metal-contaminated arable soils but were unaffected by metals in the forest soil. The fungal fatty acid, 18:2 $\omega$ 6, generally increased in response to increasing metal concentrations in the arable soils except following Cu amendment, where it decreased. Effects on PLFA patterns occurred at metal concentrations similar to, or lower than, those at which effects on ATP, respiration or total PLFAs occurred.

### *Soil ergosterol content*

Ergosterol (ergosta-5,7,22-trien-3B-ol) is the predominant sterol in most fungi (Tundlin and White, 1992). Methods to measure soil ergosterol have been developed (e.g. Grant and West, 1986) and proposed as a way to estimate the soil fungal biomass content. The basic procedure involves extraction of the ergosterol from soil with methanol, followed by saponification and then re-extraction with hexane. The ergosterol is then determined by HPLC using a UV detector. It is not currently known if the fungal biomass in different soils has a very constant ergosterol content, as with ATP. Certainly, *in vitro*, ergosterol contents can vary at least threefold, depending upon species and growth conditions. West *et al.* (1987) considered that ergosterol analyses were most useful "to quantify changes in the fungal populations of soils". Frostegård and Båth (1996), however, showed that the PLFA 18:2 $\omega$ 6 (see above) was closely correlated ( $r=0.92$ ) with soil ergosterol content, which indicates that both components are measuring the soil fungal biomass. Three independent biomass measurements (biomass C by fumigation-extraction, substrate-induced respiration and ATP) closely followed decreases in soil ergosterol content along a heavy metal gradient from a Finnish Cu-Ni smelter (Fritze *et al.*, 1989). Soil ergos-

terol may therefore have potential as an indicator of fungal biomass in metal-contaminated soils but this requires further evaluation.

### *Soil enzymes*

If enzymes are to be used as bioindicators it may be important to differentiate between exocellular and endocellular enzymes. For example, Brookes (1994) reported less dehydrogenase activity in metal-contaminated soils of the Woburn experiment than in similar uncontaminated soils. In contrast, soil phosphatase activity was unaffected by the metals. Soil phosphatase activity can occur exo- and endocellularly while dehydrogenase only functions within the living cell in soil. These results, at face value, suggest therefore that dehydrogenase is a more reliable indicator than phosphatase of effects of metals on soil microbial activity. However, Chander and Brookes (1991d) showed that the dehydrogenase assay is sensitive to interference from Cu in soil because Cu stops the red colour developing of the artificial end-product (triphenyl formazan). Thus, when Cu is added to the soil in sludges, or in ionic form in solution, this abiological reaction can be incorrectly interpreted as decreased dehydrogenase activity caused by Cu. Other common heavy metals e.g. Ni, Cd or Zn do not cause this effect. As the interference is specific to Cu among the metals tested, dehydrogenase activity may be useful as an indicator of other heavy metals.

## 4. NOVEL APPROACHES

### *DNA technology*

DNA, or gene, technology is proving to be an awesomely powerful new science with vast and unknown potential. The ability to transfer genetic material between species, even between the Plant and Animal Kingdoms, gives rise to enormous potential benefits in many areas such as agriculture, drug manufacture and medicine. Many would also argue that the risks that accompany such procedures are as massive as the potential benefits.

Recently, Dolly the sheep, the world's first mammal to be cloned from a somatic cell, was announced by the Roslin Institute, UK, and many countries are currently drafting legislation to prevent similar technology being used on humans. However, the progress with these methodologies in soil science has been desperately slow by comparison. This is not merely a reflection of too little research money being available. In fact, research into soil applications of DNA technology, for example to detect different genetic diversities in soil, has attracted a large amount of funding, sometimes by diverting money from other, apparently less exciting but potentially more productive, areas of soil science.

The major problems which are currently limiting progress are the nature both of soil and of the soil microbial biomass itself. Soil is an extremely heterogenous

material, containing both negatively and positively charged surfaces capable of absorbing DNA, enzymes and co-factors. Soil also contains large amounts of humic substances which are powerful inhibitors of many enzymes such as restriction enzymes and polymerases and of nucleic hybridisation reactions, all of which are required to function at high efficiency.

Moreover, soil microbial populations are also relatively large and heterogeneous. Most of the new methods only work well with cultures of single species, or, at best, simple mixtures of species. The base sequence ratio of guanosine to cytosine in different soil organisms also varies widely, from about 40 to 80% which causes problems in optimising analytical procedures (P.R. Hirsch, pers. comm.). As yet, there are no known published reports of the successful application of DNA technologies to studies of, for example, differences in genetic diversity of the microbial biomass between metal-contaminated and uncontaminated soils.

#### *Lux genes*

Bioluminescence-based biosensors are being developed as indicators of soil pollution. Paton *et al.* (1997) described an experiment where a soil isolate of *Rhizobium leguminosarum* bv. *trifolii* was marked with a *lux* gene cassette to enable the expression of bioluminescence. They found that bacterial bioluminescence responded sensitively and negatively to increasing heavy metal concentration in solution, in the order  $Cd > Ni > Zn > Cu$  in an acute test and in the order  $Cd > Ni = Zn = Cu$  in a chronic test. On the basis of this work they considered that it may be possible to develop a 'microbial battery test system' to assess both chronic and acute responses of bacteria from different ecological niches to pollution in the soil system. So far, however, the difficulty of detecting bacterial bioluminescence in intact soil has not been overcome.

#### BIOLOG ASSESSMENTS OF SUBSTRATE UTILIZATION

Microbial communities which differ phenotypically may also differ in the range of carbon substrates which they are capable of utilizing (Garland and Mills, 1991). The Biolog microtiter plate system for identifying micro-organisms offers a simple and fast potential method to face the soil microbial community with up to 95 separate substrates. Knight *et al.* (1997) tested if the Biolog approach could show differences in the ranges of substrates which could be metabolised by the micro-organisms from uncontaminated and metal-contaminated soils. The soils were obtained by adding Cu, Cd or Zn at around current maximum permitted EU concentrations for agricultural soils. After a 3 year equilibration, microbial biomass was measured and compared with substrate utilization patterns of micro-organisms using the Biolog approach. The metabolic potential of the extracted microbial populations were decreased by both Cu and Zn, and also generally in lower pH soils. In contrast, total microbial biomass was unaffected except for a significant decrease at the lowest pH (4.1) with Cu.

This work needs to be repeated with freshly sampled field soils given long-term sludge applications rather than single doses of simple metallic salts. In principle, the use of Biolog microtitre plates is rapid and could offer a fast screening technique to detect stressed populations in situations where an appropriate control soil is available. However the relations between Biolog plate results and microbial ecosystem functioning in metal-contaminated and uncontaminated awaits evaluation.

#### CONCLUSIONS

1. There is no single microbiological property that is ideal for monitoring soil pollution.
2. Problems in interpretation of environmental measurements are common because of lack of suitable control, or baseline, measurements.
3. There are advantages in using measurements that have some form of internal control e.g. biomass as a percentage of total soil organic matter, as it helps side-step the lack of environmental control data.
4. A "watching brief" should be maintained on the newer methods of molecular biology as applied to soil microbial ecology. They have great potential in monitoring soil pollution. However their application requires considerable further developments before they can be used in soil.

#### *Acknowledgements*

I thank A. Chaudri, P. Hirsch and B. Knight for helpful discussions and C. Grace and H. Richardson for help in preparing the manuscript. I also thank C. Grace and B. Tiwari (North Eastern Hill University, Shillong, India) for allowing me to publish data in Figs. 1 and 2.

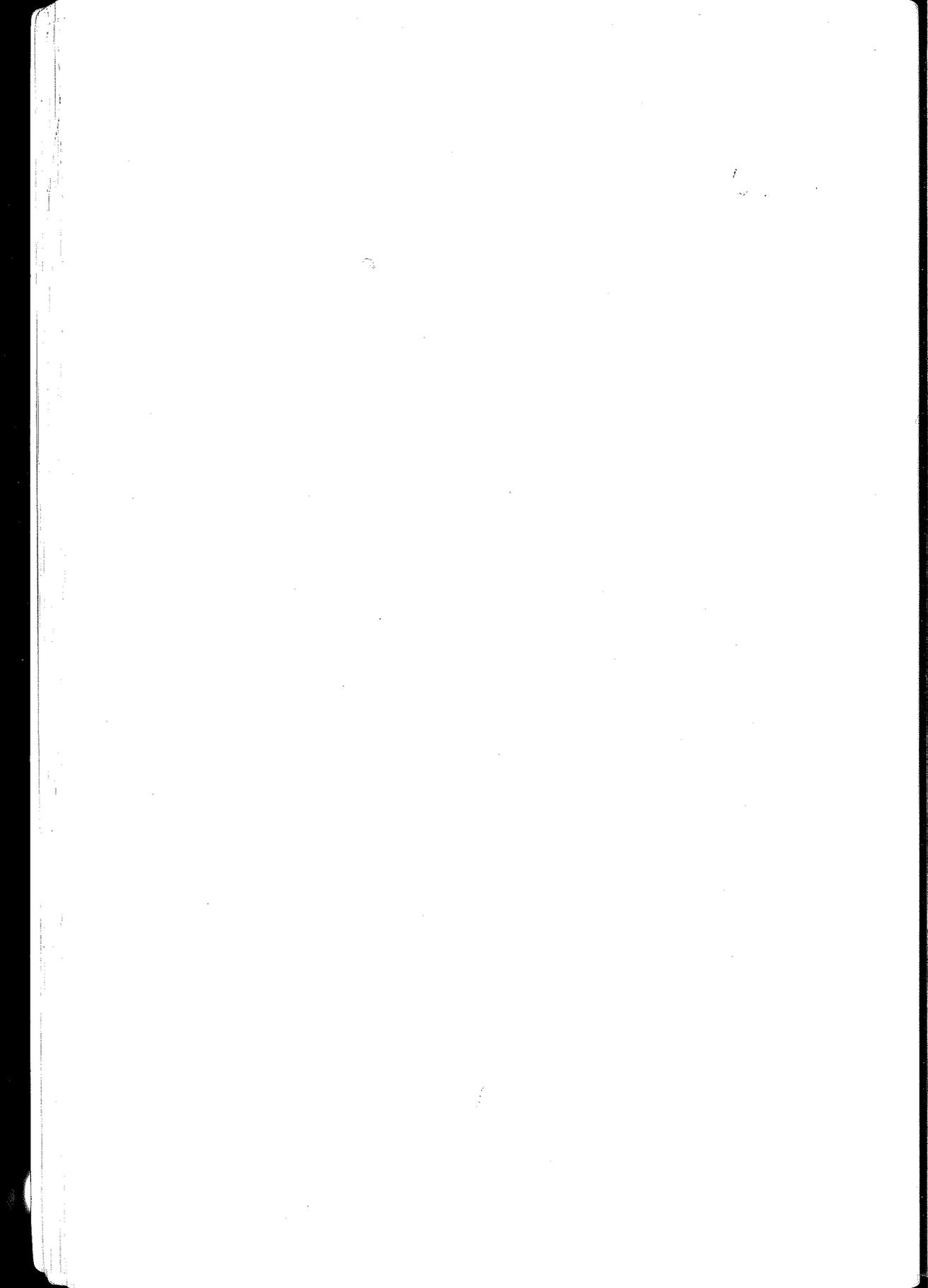
#### REFERENCES

- Atkinson D.E. (1977): *Cellular energy metabolism and its regulation*. Academic Press, New York.
- Ayanaba A., Tuckwell S.B., Jenkinson D.S. (1976): "The effects of clearing and cropping on the organic reserves and biomass of tropical forest soils". *Soil Biology and Biochemistry*, 8, 519-525.
- Brookes P.C. (1994): "The use of microbial parameters in monitoring soil pollution by heavy metals". *Biology and Fertility of Soils*, 19, 269-279.
- Brookes P., McGrath S.P. (1984): "Effects of metal toxicity on the size of the soil microbial biomass". *Journal of Soil Science*, 35, 341-346.
- Brookes P.C., McGrath S.P., Klein D.A., Elliott E.T. (1984): "Effects of heavy metals on microbial activity and biomass in field soils treated with sewage sludge". In: *Environmental contamination*. CEP Consultants Ltd, Edinburgh, pp. 574-583.

- Brookes P.C., McGrath S.P., Heijnen C. (1986): "Metal residues in soils and their effects on growth and nitrogen fixation by blue-green algae". *Soil Biology and Biochemistry*, 18, 345-353.
- Brookes P.C., Heijnen C.E., McGrath S.P., Vance E.D. (1986): "Soil microbial biomass estimates in soils contaminated with metals". *Soil Biology and Biochemistry*, 18, 383-388.
- Brookes P.C., Newcombe A.D., McGrath S.P. (1987): "Adenylate energy charge in metal-contaminated soil". *Soil Biology and Biochemistry*, 19, 219-220.
- Brookes P.C., Newcombe A.D., Jenkinson D.S. (1987): "Adenylate energy charge measurements in soil". *Soil Biology and Biochemistry*, 19, 211-217.
- Brookes P.C., Tiwari B.K., Grace C.A. (1997): "The role of microbial parameters in monitoring soil pollution by chromium". In: *Chromium Environmental Issues* (S. Canali, F.T. Harelli and P. Sequi, Eds.). Franco Angeli, pp. 39-60.
- Chander K., Brookes P.C. (1991a): "Effects of heavy metals from past applications of sewage sludge on microbial biomass and organic matter accumulation in a sandy loam and a silty loam UK soil". *Soil Biology and Biochemistry*, 23, 927-932.
- Chander K., Brookes P.C. (1991b): "Microbial biomass dynamics during the decomposition of glucose and maize in metal-contaminated and non-contaminated soils". *Soil Biology and Biochemistry*, 23, 917-925.
- Chander K., Brookes P.C. (1991c): "Plant inputs of carbon to metal-contaminated soil and effects on the soil microbial biomass". *Soil Biology and Biochemistry*, 23, 1169-1177.
- Chander K., Brookes P.C. (1991d): "Is the dehydrogenase assay invalid as a method to estimate microbial activity in Cu contaminated soils?". *Soil Biology and Biochemistry*, 23, 901-915.
- Chander K., Brookes P.C. (1993): "Effects of Zn, Cu and Ni in sewage sludge on microbial biomass in a sandy loam soil". *Soil Biology and Biochemistry*, 25, 1231-1239.
- Chander K., Brookes P.C., Harding S.A. (1995): "Microbial biomass dynamics following addition of metal-enriched sewage sludges to a sandy loam". *Soil Biology and Biochemistry*, 27, 1409-1421.
- Eiland F. (1983): "A simple method for quantitative determination of ATP in soil". *Soil Biology and Biochemistry*, 15, 665-670.
- Fliessbach A., Martens R., Neber H.H. (1994): "Soil microbial biomass and activity in soils treated with heavy metal contaminated sewage sludge". *Soil Biology and Biochemistry*, 26, 1201-1205.
- Fritze H., Niimi S., Mikkola K., Mäkinen A. (1989): "Soil microbial effects of a Cu-Ni smelter in south western Finland". *Biology and Fertility of Soils*, 8, 87-94.
- Frostegård Å., Tunlid A., Bååth E. (1993): "Phospholipid fatty acid composition from two soil types experimentally exposed to different heavy metals". *Applied and Environmental Microbiology*, 59, 3605-3617.
- Frostegård Å., Bååth E. (1996): "The use of phospholipid fatty acid analysis to estimate bacterial and fungal biomass in soil". *Biology and Fertility of Soils*, 22, 59-65.
- Frostegård Å., Tunlid A., Bååth E. (1996): "Changes in microbial community structures during long-term incubation in two soils experimentally contaminated with metals". *Soil Biology and Biochemistry*, 28, 55-63.
- Giller K.E., Day J.M. (1985): "Nitrogen fixation in the rhizosphere. Significance in natural and agricultural systems". In: Fitter A.H., Atkinson D., Read D.J., Busher M.B. (eds.), *Ecological interactions in soil*. Spec. Publ. no 4, Br. Ecol. Soc. Blackwell Scientific Publications, Oxford, pp. 127-147.
- Giller K.E., McGrath S.P., Hirsch P.R. (1989): "Absence of nitrogen fixation in clover grown in soil subject to long-term contamination with heavy metals is due to the survival of only ineffective *Rhizobium*". *Soil Biology and Biochemistry*, 21, 841-848.
- Giller K.E., Nussbaum A.M., Chaudri A.M., McGrath S.P. (1993): "*Rhizobium meliloti* is less sensitive to heavy metal contamination in soil than *R. leguminosarum* bv. *trifoli* or *R. loti*". *Soil Biology and Biochemistry*, 25, 273-278.
- Grant W.D., West A.W. (1986): "Measurement of ergosterol, diaminopimelic acid and glucosamine in soil: evaluation as indicators of microbial biomass". *Journal of Microbial Methods*, 6, 47-53.

- Hirsch P.R., Skinner F.A. (1992): "The identification and classification of *Rhizobium* and *Bradyrhizobium*". In: *Identification methods in applied and environmental microbiology*. Eds. R.G. Board, D. Jones, F.A. Skinner. Blackwell Scientific Publications, Oxford, pp. 45-65.
- Jenkinson D.S., Powlson D.S. (1976): "The effects of biocidal treatments on metabolism in soil. V. A method for measuring soil biomass". *Soil Biology and Biochemistry*, 8, 209-213.
- Jenkinson D.S., Powlson D.S., Wedderburn R.W.M. (1976): "The effects of biocidal treatments on metabolism in soil. III. The relationship between soil biovolume, measured by optical microscopy, and the flush of decomposition caused by fumigation". *Soil Biology and Biochemistry*, 8, 189-202.
- Jenkinson D.S. (1977): "Studies on the decomposition of plant material in soil. V. The effects of plant cover and soil type on the loss of carbon from  $^{14}\text{C}$  labelled ryegrass decomposing under field conditions". *Journal of Soil Science*, 28, 424-434.
- Jenkinson D.S. (1977): "Studies on the decomposition of plant material in soil. IV. The effect of rate of addition". *Journal of Soil Science*, 28, 417-423.
- Jenkinson D.S., Oades J.N. (1979): "A method for measuring adenosine triphosphate in soil". *Soil Biology and Biochemistry*, 11, 193-199.
- Jenkinson D.S., Ladd J.N. (1981): "Microbial biomass in soil: measurement and turnover". In: Paul E.A., Ladd J.N. (eds.), *Soil Biochemistry*, Vol 5, Marcel Dekker, New York, pp. 415-471.
- Jenkinson D.S. (1988): "Determination of microbial biomass carbon and nitrogen in soil". In: Wilson J.T. (ed.), *Advances in nitrogen cycling in agricultural ecosystems*. CAB International, Wallingford, pp. 368-386.
- Killham K. (1985): "A physiological determination of the impact of environmental stress on the activity of microbial biomass". *Environmental Pollution (Series A)*, 38, 204-283.
- Knight B.P., McGrath S.P., Chaudri A.M. (1997): "Biomass carbon measurements and substrate utilization patterns of microbial populations from soils amended with Cd, Cu or Zn". *Applied and Environmental Microbiology*, 63, 39-43.
- Koomen L., McGrath S.P., Giller K.E. (1990): "Mycorrhizal infection of clover is delayed in soils contaminated with heavy metals from past sewage sludge applications". *Soil Biology and Biochemistry*, 22, 871-873.
- Lorenz S.E., McGrath S.P., Giller K.E. (1992): "Assessment of free-living nitrogen fixation activity as a biological indicator of heavy metal toxicity in soil". *Soil Biology and Biochemistry*, 24, 601-606.
- McGrath S.P., Brookes P.C., Giller K.E. (1988): "Effects of potentially toxic metals in soil derived from past applications of sewage sludge on nitrogen fixation by *Trifolium repens* L". *Soil Biology and Biochemistry*, 20, 415-424.
- McGrath S.P., Chaudri A.M., Giller K.E. (1995): "Long-term effects of metals in sewage sludge on soils, micro-organisms and plants". *Journal of Environmental Microbiology*, 14, 94-104.
- Ministry of Agriculture, Fisheries and Food and Department of Environment (1993a): *Review of the rules for sewage-sludge application to agricultural land. Soil fertility aspects of potentially toxic elements*. Report of the Independent Scientific Committee, MAFF Publications, London.
- Ministry of Agriculture, Fisheries and Food and Department of Environment (1993b): *Review of the rules for sewage-sludge application to agricultural land. Food safety and relevant animal health aspects of potentially toxic elements*. Report of the Independent Scientific Committee, MAFF Publications, London.
- Ocio J.A., Brookes P.C. (1990): "An evaluation of methods for measuring the microbial biomass in soils following recent additions of wheat straw and the characterization of the biomass that develops". *Soil Biology and Biochemistry*, 22, 685-694.
- Paton G.I., Palmer G., Burton M., Rattray E.A.S., McGrath S.P., Glover L.A., Killham K. (1997): "Development of an acute and chronic exotoxicity assay using *lux*-marked *Rhizobium leguminosarum* biovar *trifoli*". *Letters in Applied Microbiology*, 24, 296-300.

- Paul E.A., Johnston R.L. (1977): "Microscopic counting and adenosine 5' triphosphate measurements in determining microbial growth in soil". *Soil Biology and Biochemistry*, 34, 163-269.
- Powlson D.S., Brookes P.C., Christensen B.T. (1987): "Measurement of soil microbial biomass provides an early indication of changes in total soil organic matter due to straw incorporation". *Soil Biology and Biochemistry*, 19, 159-164.
- Tateno M. (1985): "Adenylate energy charge in glucose amended soil". *Soil Biology and Biochemistry*, 14, 331-336.
- Tunlid A., White D.C. (1992): "Biochemical analysis of biomass, community structure, nutritional status and metabolic activity of microbial communities in soil". *Soil Biochemistry*, Vol. 7, pp. 229-262.
- Tyler G. (1981): "Heavy metals in soil biology and biochemistry". In: Paul E.A., Ladd J.N. (eds.), *Soil Biochemistry*, Vol. 5. Marcel Dekker, New York, pp. 371-414.
- West A.W., Grant W.D., Sparling P. (1987): "Use of ergosterol, diaminopimelic acid and glucosamine contents of soils to monitor changes in microbiological populations". *Soil Biology and Biochemistry*, 19, 607-612.





Rendiconti  
Accademia Nazionale delle Scienze detta dei XL  
*Memorie di Scienze Fisiche e Naturali*  
118° (2000), Vol. XXIV, pp. 229-238

MARCELLO PAGLIAI\* - NADIA VIGNOZZI\*

## **Il sistema dei pori quale indicatore delle qualità strutturali dei suoli \*\***

### INTRODUZIONE

Nella visione di un'agricoltura compatibile con la protezione delle risorse ambientali, fra cui in primo luogo il suolo, è necessario quantificare quei parametri che ne determinano la qualità e quindi anche il suo possibile deterioramento, proprio nell'ottica di una gestione territoriale capace di prevenire la degradazione ambientale. Tale prevenzione deve partire proprio da una corretta gestione del suolo visto che i principali processi degradativi riguardano proprio il suolo stesso. Per quanto concerne i processi di degradazione fisica non sono costituiti solo dall'erosione, ma anche dal compattamento, in seguito all'utilizzazione di macchine agricole sempre più pesanti, alla formazione della suola d'aratura, che sconvolge le proprietà idrologiche del suolo, alla formazione di croste superficiali in seguito alla diminuzione del contenuto di sostanza organica. Tutti questi aspetti sono comunque riconducibili a modificazione della struttura del suolo. Per valutare quindi la qualità del suolo e l'impatto delle attività agricole ed extragricole sul suolo è necessario quantificare le modificazione della struttura del terreno.

### LA STRUTTURA DEL SUOLO

Le caratteristiche fisiche del suolo sono in gran parte determinate dalle condizioni strutturali. La struttura del terreno, cioè la risultante della combinazione di

\* Istituto Sperimentale per lo Studio e la Difesa del Suolo, Piazza M. D'Azeglio 30, 50121 Firenze.

\*\* Relazione presentata al Convegno su "Indicatori per la qualità del suolo: prospettive ed applicabilità", Roma, 29 marzo 2000.

differenti tipi di pori con le particelle solide (aggregati), è una delle più importanti proprietà che determinano lo sviluppo delle colture proprio perché è la struttura stessa che influenza la profondità che le radici possono esplorare, il volume dell'acqua che può essere immagazzinata, i movimenti dell'acqua stessa, dell'aria, degli elementi nutritivi, dei fitofarmaci e della fauna terricola. La qualità dei suoli è strettamente correlata con le condizioni strutturali e molti dei dissesti ambientali in aree coltivate (erosione, desertificazione, ecc.) traggono origine proprio da fenomeni di degradazione della struttura del terreno.

Nonostante la sua importanza, la struttura del terreno rimane tuttora una delle meno studiate e più soggettive proprietà del terreno. Dalla definizione della struttura del terreno, sopra riportata, si evince che la porosità è l'indicatore principale delle qualità fisiche del suolo. Infatti sono proprio la morfologia, la dimensione, la continuità e l'arrangiamento dei pori nel terreno che determinano il contenuto e i movimenti dell'acqua e dell'aria, la crescita delle radici, ecc. La completa caratterizzazione del sistema dei pori nel suolo consente, quindi, la valutazione delle qualità fisiche del suolo stesso.

#### LA QUANTIFICAZIONE DEL SISTEMA DEI PORI

L'avvento delle tecniche di analisi di immagine ha consentito la determinazione quantitativa del sistema dei pori su sezioni sottili preparate da campioni indisturbati di terreno attraverso le tecniche della micromorfologia del terreno.

La micromorfologia è basata sullo studio del terreno al microscopio ottico. A questo scopo è necessario preparare sezioni sottili di terreno seguendo una procedura che prevede il prelievo in campo del campione indisturbato, in modo tale da non alterarne la struttura all'interno. Successivamente, il campione viene indurito, impregnandolo sotto vuoto con una resina che ha la caratteristica di polimerizzare lentamente nel tempo, e che riempie gli spazi vani del terreno senza provocarne alcuna alterazione. Una volta indurito, il campione, può essere lavorato meccanicamente con apposite attrezzature quali, ad esempio, una troncatrice a disco diamantato ed una lapidatrice, sino ad ottenere sezioni sottili di circa 30  $\mu\text{m}$  di spessore, trasparenti alla luce e quindi analizzabili al microscopio ottico. Le dimensioni di tali sezioni dipendono dalle attrezzature di cui si dispone; per le indagini sulla struttura occorrono sezioni sottili di almeno 6x6  $\text{cm}^2$ . Per lo studio della porosità è necessario che il campione sia indurito nel suo stato naturale e non sia, ad esempio, essiccato all'aria. In questo caso si avrebbe una alterazione della porosità dovuta al crepacciamento del campione durante l'essiccamento. Per ovviare a questo inconveniente, prima dell'indurimento con la resina, viene seguita una procedura, già messa a punto e riportata nella letteratura internazionale, la quale prevede la sostituzione dell'acqua del campione con l'acetone (Murphy, 1986).

MORFOLOGIA DEI PORI

Da un punto di vista morfologico i pori possono essere classificati in tre gruppi fondamentali e cioè pori regolari, irregolari e allungati, utilizzando l'analisi di immagine.

I pori regolari o rotondeggianti sono ovviamente quelli di forma regolare e possono essere essenzialmente di due tipi rispetto alla loro origine: i pori sferici formati da bolle d'aria rimasta intrappolata nel terreno durante i processi di essiccazione e i canalicoli e le camere formati da attività biologica (crescita delle radici e movimenti della fauna terricola). La loro distinzione sulle sezioni sottili è molto evidente perché i pori sferici (Vesicles, secondo Brewer, 1964) hanno le pareti regolari e completamente lisce, mentre i canalicoli, anche se tagliati in maniera esattamente trasversale in sezione sottile, presentano pareti più rugose sulle quali si possono notare depositi di escrementi di insetti o depositi di essudati radicali. La presenza di abbondanti pori sferici del primo tipo origina una struttura del terreno di tipo vescicolare, tipica di suoli con evidenti fenomeni di degradazione.

I pori irregolari sono le comuni cavità del terreno con pareti irregolari e possono essere isolati (spazi interaggregati o intergranulari) o interconnessi fra loro. La preponderante presenza di questi pori origina le tipiche strutture lacunari.

I pori allungati possono essere distinti in due tipi: le crepe e le fessure sottili. Le prime sono tipiche dei terreni argillosi impoveriti di sostanza organica e sono visibili alla superficie del terreno stesso quando questo è crepacciato. Le fessure sottili sono notevolmente più importanti da un punto di vista agronomico, infatti, sono i tipici pori di trasmissione (Tabella 1). Una adeguata quantità di questi pori (superiore al 10% della porosità totale) generalmente origina una struttura poliedrica subangolare stabile e di buona qualità. Naturalmente per questo è necessario che tali pori siano distribuiti uniformemente nella matrice del terreno. Infatti, per

Tabella 1. *Classificazione funzionale dei pori nel terreno in base alle loro dimensioni* (Modificato da Greenland, 1977).

Diametro equivalente $\mu\text{m}$ ( $10^{-6}\text{m}$ )	Potenziale di Matrice (bar)	Nome
<0,005	>-600	Spazi di legame
0,005-0,5	-600/-6	Pori Residui
0,5-50	-6/-0,06	Pori di Riserva
50-500	-0,06/-0,006	Pori di Trasmissione
>500	<-0,006	Fessure (Spazi vani)

questo tipo di pori la caratterizzazione mediante l'analisi di immagine non deve fermarsi solo all'identificazione della forma e alla misura della dimensione (larghezza), ma deve essere misurata anche la loro lunghezza, la quale riflette la continuità di questi pori nel terreno (Pagliai *et al.*, 1984). Un altro parametro importante da considerare è l'orientazione dei pori allungati. È abbastanza intuitivo che le caratteristiche fisiche di un terreno (in modo particolare l'infiltrazione) cambiano radicalmente se una serie di pori allungati è disposta parallelamente (struttura lamellare) o perpendicolarmente (struttura prismatica) alla superficie. Infine è importante caratterizzare l'irregolarità e la tortuosità dei pori allungati (Pagliai *et al.*, 1984). Infatti, per lo sviluppo delle radici l'irregolarità dei pori è altrettanto importante come la loro lunghezza e la loro distribuzione dimensionale. Ai fini dei movimenti dell'acqua, ad esempio, svolgono un ruolo diverso i pori allungati regolari, cioè con pareti perfettamente sovrapponibili, e quelli con pareti irregolari e quindi non sovrapponibili: quando il terreno si inumidisce rigonfia e quindi i pori con pareti sovrapponibili si possono chiudere interrompendo il flusso idrico, mentre quelli con pareti non sovrapponibili possono assicurare un certo flusso idrico anche quando il terreno è rigonfiato.

#### *Distribuzione dimensionale dei pori*

Per una valutazione completa delle condizioni strutturali del terreno oltre al valore totale della porosità è necessario quindi conoscere prima di tutto la morfologia e la distribuzione dimensionale dei pori, proprio perché le funzioni agronomiche dei pori stessi dipendono dalla loro dimensione e dalla loro forma. Nella letteratura internazionale esistono innumerevoli sistemi di classificazione basati sulla dimensione dei pori; la più recente, più valida e più diffusa appare quella descritta da Greenland (1977) e riportata nella Tabella 1.

Secondo questa classificazione i pori più piccoli di  $0,005 \mu\text{m}$  (diametro equivalente), detti "spazi di legame", svolgono un ruolo fondamentale nelle forze di legame fra le particelle primarie. I pori compresi fra  $0,005$  e  $0,5 \mu\text{m}$ , detti "pori residui", sono importanti in quanto in essi avvengono le interazioni a livello molecolare. I pori compresi fra  $0,5$  e  $50 \mu\text{m}$ , detti "pori di riserva", sono capaci di trattenere l'acqua abbastanza fortemente da non essere drenata facilmente per gravità, ma che viceversa sono capaci di cederla alle piante. Essi costituiscono quindi la riserva idrica e di ioni nutritivi per le piante ed i microrganismi. L'appassimento delle piante comincia normalmente quando tutti questi pori si sono svuotati d'acqua, mentre il contenuto idrico presente quando i pori di questa classe sono riempiti d'acqua corrisponde approssimativamente alla capacità idrica di campo. I pori compresi fra  $50$  e  $500 \mu\text{m}$ , detti "pori di trasmissione", sono quelli che consentono i movimenti dell'acqua e dell'aria utili per le piante e lo sviluppo delle radici. Molti autori hanno dimostrato che la gran massa dell'apparato radicale necessita di pori di  $100-200 \mu\text{m}$  di diametro per svilupparsi (Russel, 1978; Tippkötter, 1983; Pagliai

e De Nobili, 1993). La presenza di questi pori è inoltre essenziale per garantire e mantenere un ottimale stato di aggregazione (buone condizioni strutturali). I pori maggiori di 500  $\mu\text{m}$ , detti comunemente fessure o spazi vani, sono utili per la penetrazione delle radici principali, per l'aereazione e per il drenaggio, soprattutto nei terreni a tessitura fine, ma un'alta percentuale di questi pori (oltre il 70-80% della porosità totale) è generalmente un indice di scarse condizioni strutturali; basti pensare che le crepe superficiali, le quali si sviluppano dopo una pioggia violenta, quando la stabilità degli aggregati è bassa, appartengono a questa classe dimensionale (Pagliai *et al.*, 1983).

Attraverso la quantificazione della porosità su sezioni sottili di terreno mediante l'analisi di immagine è possibile una prima valutazione qualitativa del suolo classificandolo come segue (Pagliai, 1988):

- Suolo molto compatto, quando la porosità totale è <5%;
- Suolo compatto, quando la porosità totale è 5-10%;
- Suolo moderatamente poroso, quando la porosità totale è 10-25%;
- Suolo poroso, quando la porosità totale è 25-40%;
- Suolo altamente poroso, quando la porosità totale è >40%.

#### RELAZIONE FRA POROSITÀ E PROPRIETÀ CHIMICHE E BIOCHIMICHE DEL SUOLO

È noto che le qualità strutturali dei suoli dipendono strettamente dall'interazione con la sostanza organica: l'esame microscopico delle sezioni sottili ha più volte evidenziato che gli accumuli di sostanza organica assumono spesso la conformazione di una "patina" lungo le pareti dei pori allungati e continui, contribuendo a stabilizzare dette pareti contro l'azione disgregante dell'acqua, assicurando così la piena funzionalità dei pori stesi. Questa situazione favorevole, rispetto alla struttura del terreno, non è permanente, infatti man mano che la sostanza organica viene decomposta e mineralizzata, perde la sua capacità di agente stabilizzante, quindi la parete crolla e il poro si chiude; questo è il primo passo della degradazione strutturale del terreno; per evitarlo occorre assicurare il continuo ricambio di sostanza organica nel terreno stesso. Da ciò risulta evidente la possibilità di strette correlazioni fra porosità e alcune proprietà chimiche e biochimiche del suolo. Ad esempio, Sequi *et al.* (1985) e Pagliai e De Nobili (1993) hanno trovato una relazione lineare tra porosità formata da pori compresi tra 30 e 200  $\mu\text{m}$  di diametro equivalente, e attività ureasica nel terreno. Tale relazione fra classi dimensionali di pori ed altre attività enzimatiche, è stata confermata anche da Giusquiani *et al.* (1995) in terreni trattati con compost.

RELAZIONE FRA POROSITÀ E MOVIMENTI DELL'ACQUA

La relazione fra dimensione dei pori e contenuto d'acqua è espressa dal modello della capillarità mentre la relazione fra distribuzione di certi tipi di pori e i flussi idrici a determinati gradienti di potenziale dell'acqua sono state sviluppate attraverso equazioni fisiche da Marshall (1958) e da Childs (1969). La limitazione di questi modelli è dovuta all'assunzione dei pori nel terreno di forma cilindrica e regolare. Le tecniche micromorfologiche e l'analisi di immagine hanno permesso a Bouma *et al.* (1977) di migliorare detti modelli attraverso la messa a punto di un metodo che prevede la preparazione di colonne di terreni argillosi indisturbati, saturati, quindi percolati con una soluzione acquosa contenente lo 0,1% di blu di metilene, il quale, durante la percolazione viene assorbito dalle particelle argillose sulle pareti dei pori. Da queste colonne vengono infine preparate sezioni sottili sia orizzontali che verticali. Tali sezioni vengono poi analizzate all'analizzatore di immagine al fine di caratterizzare la porosità. Oltre alla divisione dei pori secondo la loro forma e dimensione, in questo tipo di analisi viene misurata anche l'area, la lunghezza e la larghezza dei pori con le pareti colorate dal blu di metilene, cioè di quei pori in cui è avvenuto il movimento (flusso) dell'acqua. Particolare attenzione è richiesta nel misurare la larghezza dei pori allungati con pareti colorate, in quanto

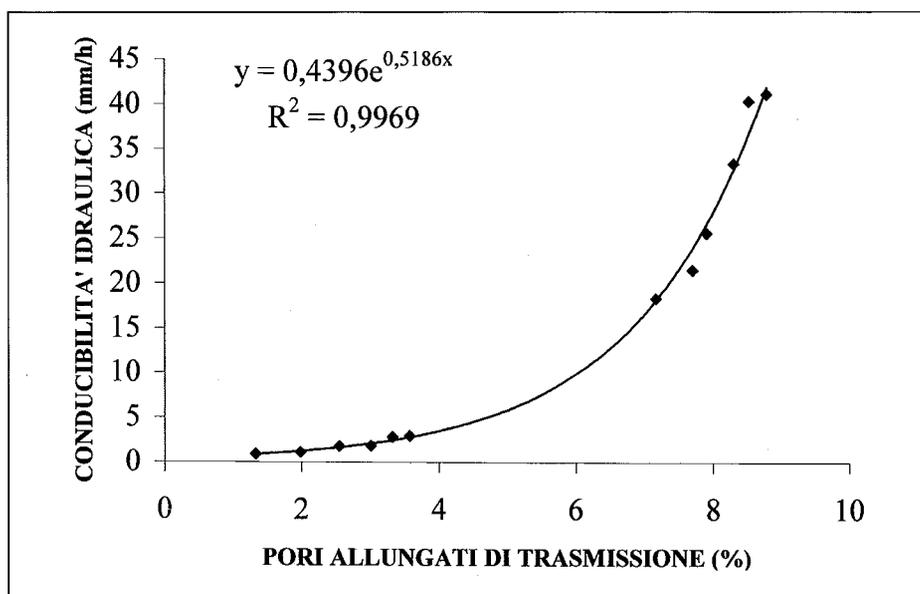


Fig. 1. Correlazione fra porosità, espressa come percentuale di area occupata dai pori allungati maggiori di 50 µm per sezione sottile, e conducibilità idraulica nello strato superficiale (0-10 cm) di un suolo argilloso coltivato a medica in cui è stato valutato l'impatto del traffico dovuto a macchine agricole.

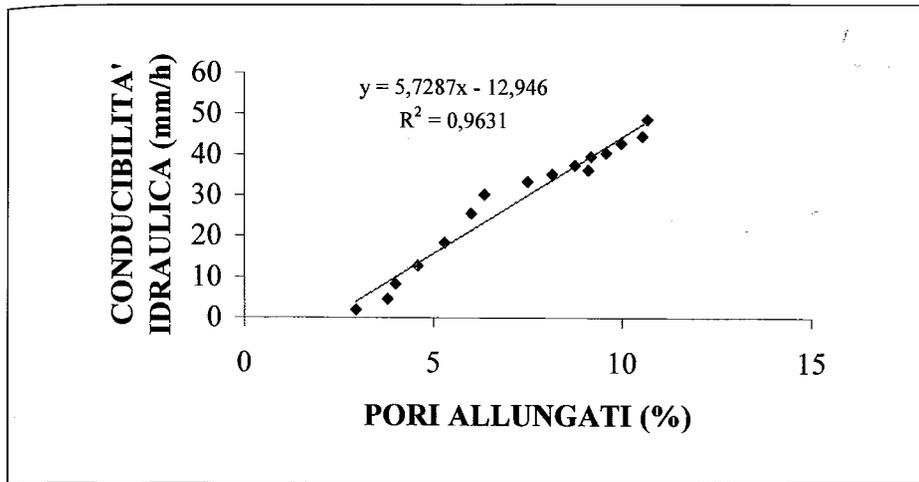


Fig. 2. Correlazione fra porosità, espressa come percentuale di area occupata dai pori allungati maggiori di 50  $\mu\text{m}$  per sezione sottile, e conducibilità idraulica nello strato superficiale (0-10 cm) di un suolo atessitura franca coltivato a mais.

tale misura deve essere effettuata nel punto ove le due pareti sono più vicine (es., collo di bottiglia), perché sono proprio questi punti più stretti che regolano il flusso dell'acqua. I successivi studi di Bouma (1992) hanno evidenziato che le informazioni morfologiche relative al sistema dei pori nel terreno sono fondamentali per lo studio e la realizzazione di modelli di flusso.

L'evoluzione dei software per l'analisi di immagine, i quali permettono l'acquisizione di informazioni sempre più precise circa la forma e le dimensioni, continuità e arrangiamento dei pori nel terreno, consente di semplificare questo approccio modellistico, come del resto dimostrano le relazioni illustrate nelle Figure 1 e 2 in cui si evidenzia un'ottima correlazione positiva fra porosità espressa dai pori allungati e continui e conducibilità idrica satura. Tale correlazione è tanto più significativa quanto più basso è il valore dei pori allungati.

#### RELAZIONE FRA POROSITÀ E RESISTENZA ALLA PENETRAZIONE

Un altro esempio di relazioni fra porosità, misurata con l'analisi di immagine su sezioni sottili, ed altre proprietà del suolo, è rappresentato dalla correlazione tra porosità totale e resistenza alla penetrazione mediante penetrometro a punta conica (Fig. 3). Tale correlazione è stata evidenziata in esperimenti tendenti a valutare l'azione compattante di macchine agricole equipaggiate con differenti tipi di pneumatici in terreni sabbiosi, franco sabbiosi (Pagliai *et al.*, 1992) e in terreni franco-argillosi (Marsili *et al.*, 1998).

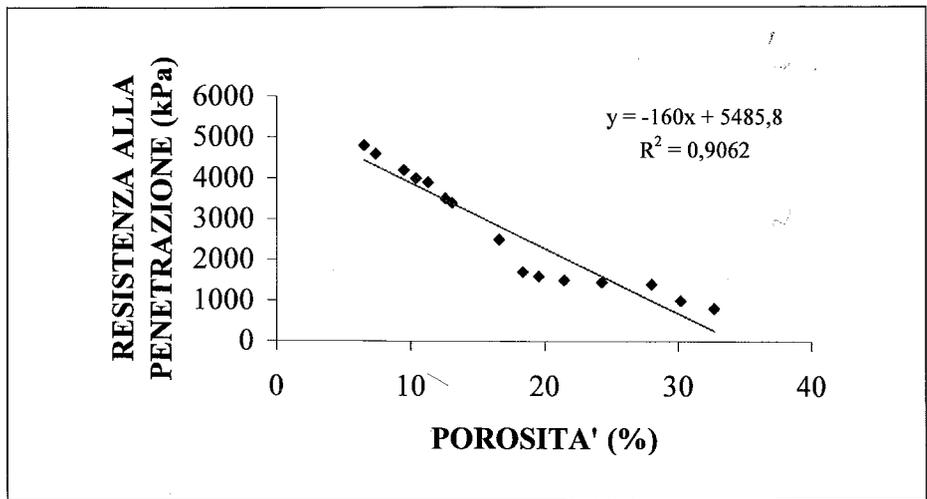


Fig. 3. Correlazione fra porosità, espressa come percentuale di area occupata dai pori maggiori di 50  $\mu\text{m}$  per sezione sottile, e resistenza alla penetrazione nello strato superficiale (0-10 cm) di un suolo a tessitura franca coltivato a mais.

#### CONCLUSIONI

La caratterizzazione del sistema dei pori nel terreno fornisce indicazioni fondamentali circa la qualità dei suoli e la loro sensibilità nei confronti di eventi degradativi, soprattutto di origine antropica. In particolare, tale caratterizzazione, oltre a permettere di studiare le relazioni fra proprietà fisiche, chimiche e biochimiche del terreno, fornisce basi finalmente realistiche per capire e valutare i movimenti dell'acqua, la capacità idrica di ritenuta e il drenaggio del terreno. Infatti, la valutazione in termini quantitativi dei movimenti dell'acqua e dei soluti lungo i macropori del terreno, apre nuovi orizzonti per capire e realizzare la modellizzazione di questi fenomeni. Ed è proprio questo uno degli aspetti innovativi nello studio del suolo dato che finora questi aspetti dei movimenti dell'acqua nei macropori non sono ancora adeguatamente considerati nei testi e nei Manuali di Fisica del suolo. Alcuni concetti classici della fisica del suolo necessitano delle revisioni o delle modificazioni: ad esempio, al concetto di acqua disponibile per le piante, andrebbe aggiunto l'aspetto dell'accessibilità dell'acqua per le piante stesse.

La caratterizzazione del sistema dei pori, attraverso l'analisi di immagine di sezioni sottili di terreno, può, quindi, fornire informazioni basilari nello studio del suolo. L'ostacolo maggiore allo sviluppo di questa tecnica, finora è stato rappresentato dalla difficoltà e dalla lunghezza della procedura per la preparazione delle sezioni sottili, procedura che richiede, fra l'altro, apposite attrezzature e una notevole specializzazione manuale, e dall'alto costo delle sofisticate apparecchiature di

analisi di immagine. Ma attualmente esistono già numerosi laboratori pubblici e privati, attrezzati per la preparazione di sezioni sottili a costi competitivi, e l'enorme sviluppo dei programmi software ha praticamente reso accessibile l'analisi di immagine ai laboratori di ricerca interessati.

Una volta superato l'ostacolo dell'acquisizione delle sezioni sottili, si può beneficiare a pieno dell'enorme potenzialità di questa tecnica, prima di tutto nel quantificare le modificazioni della struttura del terreno in conseguenza degli interventi antropici. Quindi, sulla base delle esperienze fin qui acquisite, si possono approfondire le analisi sulle sezioni sottili in relazione agli aspetti connessi, ad esempio, con i movimenti dell'acqua. L'accurata quantificazione della dimensione, continuità, orientazione dei macropori allungati consente la modellizzazione dei movimenti dell'acqua e dei soluti, o quanto meno permette di prevedere l'entità delle sue variazioni in conseguenza delle modificazioni strutturali, o dell'insorgere di fenomeni di degradazione strutturale quali il compattamento, la formazione di croste superficiali, ecc. La quantificazione del danno prodotto da questi fenomeni degradativi consente inoltre la previsione, in termini quantitativi, dei rischi di erosione del suolo.

#### BIBLIOGRAFIA

- Brewer R. (1964): *Fabric and Mineral Analysis of Soils*. John Wiley, New York, 470 pp.
- Bouma J. (1992): "Influence of soil macroporosity on environmental quality". *Advances in Agronomy*, 46, 1-37.
- Bouma J., Jongerius A., Boersma O.H., Jager A., Schoonderbeek D. (1977): "The function of different types of macropores during saturated flow through four swelling soil horizons". *Soil Science Society of America Journal*, 41, 945-950.
- Childs E.C. (1969): *An introduction to the physical basis of soil water phenomena*. London, Wiley-Interscience.
- Giusquiani P.L., Pagliai M., Gigliotti G., Businelli D., Benetti A. (1995): "Urban waste compost: effects on physical, chemical and biochemical soil properties". *Journal of Environmental Quality*, 24, 175-182.
- Greenland D.J. (1977): "Soil damage by intensive arable cultivation: temporary or permanent?", *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*, 281, 193-208.
- Marshall T.J. (1958): "A relation between permeability and size distribution of pores". *Journal of Soil Science*, 9, 1-8.
- Marsili A., Servadio P., Pagliai M., Vignozzi N. (1998): "Changes of some physical properties of a clay soil following the passage of rubber and metal tracked tractors". *Soil and Tillage Research*, 49, 185-199.
- Murphy C.P. (1986): *Thin section preparation of soils and sediments*. A B Academic Publishers, Herts. pp. 149.
- Pagliai M. (1988): "Soil porosity aspects". *International Agrophysics*, 4, 215-232.
- Pagliai M., De Nobili M. (1993): "Relationships between soil porosity, root development and soil enzyme activity in cultivated soils". *Geoderma*, 56, 243-256.

- Pagliai M., Febo P., La Marca M., Lucamante G. (1992): "Effetti del compattamento provocato da differenti tipi di pneumatici su porosità e struttura del terreno". *Rivista di Ingegneria Agraria*, 3, 168-176.
- Pagliai M., La Marca M., Lucamante G. (1983): "Micromorphometric and micromorphological investigations of a clay loam soil in viticulture under zero and conventional tillage". *Journal of Soil Science*, 34, 391-403.
- Pagliai M., La Marca M., Lucamante G., Genovese L. (1984): "Effects of zero and conventional tillage on the length and irregularity of elongated pores in a clay loam soil under viticulture". *Soil Tillage Res.*, 4, 433-444.
- Pagliai M., Torri D., Patrino A. (1997): "Stabilità e distribuzione dimensionale degli aggregati". In: *Metodi di analisi fisica del suolo* (M. Pagliai coordinatore). Franco Angeli, Roma.
- Ringrose-Voase A.J., Bullock P. (1984): "The automatic recognition and measurement of soil pore types by image analysis and computer programs". *Journal of Soil Science*, 35, 673-684.
- Russell, E.W. (1978): "Arable agriculture and soil deterioration". In: *Transactions of the 11th International Congress of Soil Science*, 19-27 June 1978 at University of Alberta, Edmonton. Canadian Society of Soil Science, Alberta, Vol. 3, 216-227.
- Sequi P., Cercignani G., De Nobili M., Pagliai M. (1985): "A positive trend among two soil enzyme activities and a range of soil porosity under zero and conventional tillage". *Soil Biology Biochemistry*, 17, 255-256.
- Tippkötter, R. (1983): "Morphology, spatial arrangement and origin of macropores in some hapludals, West Germany". *Geoderma*, 29, 355-371.



Rendiconti

Accademia Nazionale delle Scienze detta dei XL

*Memorie di Scienze Fisiche e Naturali*

118° (2000), Vol. XXIV, pp. 239-248

L. LANDI\* - G. RANELLA\* - P. NANNIPIERI\*

## **Indicatori chimici della qualità del suolo: il ruolo della sostanza organica\*\***

### INTRODUZIONE

La qualità del suolo dipende da diverse proprietà fisiche, chimiche e biologiche; tra quelle chimiche, il contenuto di sostanza organica, il contenuto di colloidi inorganici (in particolare i fillosilicati e gli ossidi di ferro e di alluminio), il valore di pH, il potenziale di ossido-riduzione, la salinità, la capacità di scambio cationica, il contenuto di sodio e l'acidità di scambio sono quelle più considerate per i loro effetti sulla qualità del suolo. Tuttavia la sostanza organica è la proprietà chimica che ha ricevuto un'attenzione maggiore poiché è di gran lunga il costituente del suolo più reattivo. Ciò dipende non solo dalla lability di alcuni suoi costituenti ma anche per il contributo che la sostanza organica dà alle proprietà del suolo; contributo che è molto più importante di quanto si possa dedurre dal suo contenuto in peso (De Nobili e Maggioni, 1993). Ad esempio, nel caso di un suolo che contenga il 3% in peso di sostanza organica il contributo della stessa alla superficie specifica totale è maggiore risultando del 15%. Occorre sottolineare che la superficie specifica riveste un ruolo importante nel suolo, che, essendo un sistema eterogeneo e strutturato, è caratterizzato dal fatto che le reazioni abiotiche e biotiche, i processi di adsorbimento e desorbimento, le interazioni tra specie molecolari o organismi avvengono a livello dell'interfaccia tra fase solida e quella liquida. Si può infatti parlare di "reazioni di superficie".

La sostanza organica del suolo si può considerare un accumulo di vari residui organici in continua trasformazione ad opera di fattori biotici e abiotici (Piccolo,

\* Dipartimento di Scienza del Suolo e Nutrizione della Pianta, Università degli Studi di Firenze, Ple delle Cascine 28, 50144 Firenze.

\*\* Relazione presentata al Convegno su "Indicatori per la qualità del suolo: prospettive ed applicabilità", Roma, 29 marzo 2000.

1996). La composizione della frazione organica essendo estremamente eterogenea viene suddivisa in 4 classi di costituenti. La prima classe comprende gli organismi viventi (biomasse vegetali, animali e microbiche) mentre la seconda classe è costituita da tessuti animali e vegetali e da cellule microbiche non ancora decomposte od in fase più o meno avanzata di demolizione delle strutture cellulari. La terza classe è rappresentata dai prodotti derivati dai processi di degradazione dei residui vegetali, animali e microbici in via di trasformazione ed è costituita da monomeri, oligomeri e polimeri. La quarta classe è costituita da molecole umiche prodotte dai lenti processi di idrolisi, di ossidazione, di polimerizzazione e di policondensazione e da costituenti di neoformazione sintetizzati dagli organismi del terreno. Poiché il passaggio tra una categoria e l'altra si verifica in modo continuo, la loro individuazione è un problema analitico difficilmente risolvibile.

La quantità di sostanza organica ed umica presente nel suolo dipende quindi dagli apporti dei residui organici e dai processi di degradazione, di mineralizzazione e di umificazione a cui sono sottoposti tali residui, senza dimenticare l'influenza del clima e delle caratteristiche fisiche e chimiche del suolo, che condizionano la composizione della microflora, della micro e mesofauna e dell'attività microbica (Stevenson, 1982). Questi fattori in grado di determinare condizioni favorevoli per alcuni organismi viventi e non per altri e, quindi, di modificare l'attività microbiologica del suolo, influenzano non solo la quantità ma anche il tipo e quindi la qualità della sostanza organica che riveste un'importanza fondamentale per il terreno.

#### UMIFICAZIONE E PROPRIETÀ DELLA SOSTANZA ORGANICA

La frazione organica del suolo costituita da sostanze amorfe di colore scuro è chiamata "humus". La trasformazione dei residui organici in molecole umiche avviene in seguito a reazioni complesse, condizionate dal clima, di natura biotica (batteri, funghi, attinomiceti e protozoi) ed abiotica che complessivamente vengono indicate come processo di umificazione. Durante la decomposizione dei vari composti organici (cellulosa, emicellulosa, pectine, amido, lignina, ecc.), ad opera dei microrganismi eterotrofi che li utilizzano come sorgente di energia, viene liberata acqua ed anidride carbonica e contemporaneamente si ha un progressivo incremento di azoto e di ossigeno nella componente organica e, quindi, una riduzione del rapporto C/N ed un aumento del rapporto O/H. Il rapporto C/N scende da un valore di 50-100, tipico della lettiera, ad un valore di 10-20, nelle molecole umiche. Questo rapporto può influenzare la velocità di mineralizzazione della sostanza organica che risulta lenta per un valore superiore a 20 e rapida per un valore inferiore 20. Purtroppo non sono state ancora del tutto chiarite le varie reazioni di degradazione e di polimerizzazione che portano alla formazione delle molecole umiche poiché è poco conosciuta sia la struttura delle molecole umiche stesse che

quella delle molecole recalcitranti come la lignina, ritenuta in passato il polimero vegetale responsabile della formazione dell'humus dopo una modificazione strutturale ad opera dell'attività microbica.

La sostanza organica influenza in modo marcato le proprietà chimiche, fisiche e biologiche del suolo. La sola proprietà fisica non modificabile è la tessitura mentre la stabilità di struttura, la ritenzione idrica, il colore e la capacità termica sono in relazione alla quantità e qualità della sostanza organica presente nel suolo. Nella formazione della struttura del suolo è indispensabile la partecipazione dei colloidali organici e inorganici che, allo stato di gel, cementano i componenti della tessitura formando gli aggregati stessi. Un ruolo importante nell'aggregazione viene anche svolto dagli essudati radicali, dalle mucillagini prodotte dalle radici e dalla presenza di ife fungine. È noto che la produzione dei leganti viene favorita dalla presenza di sostanza organica e dalle trasformazioni microbiche della sostanza organica stessa. Nella formazione dei microaggregati entrano in gioco agenti leganti transienti (polisaccaridi) e persistenti (molecole umiche). La stabilità e la formazione dei macroaggregati ( $d > 250 \mu\text{m}$ ) dipendono soprattutto da leganti temporanei (radici, ife, ecc.) e in parte anche da quelli resistenti (sostanze umiche). Il numero dei macroaggregati, a differenza dei microaggregati, dipende dalle pratiche agronomiche, specialmente dalle lavorazioni. La formazione di una struttura del suolo stabile porta alla resistenza del suolo all'erosione impedendo una perdita dello strato superficiale, quello responsabile della fertilità chimica del suolo.

Dal punto di vista nutritivo la sostanza organica rappresenta la fonte di macronutrienti (N, P e S) essenziali per la crescita della pianta. Inoltre, a causa delle sue proprietà chelanti e complessanti dovute ai gruppi funzionali come COOH, OH,  $\text{NH}_2$ , la sostanza organica è in grado di formare composti più o meno stabili e solubili con ioni metallici quali il ferro, il rame ed altri micronutrienti favorendone l'assorbimento radicale. La formazione di chelati e complessi ad esempio, impedisce la precipitazione del ferro chelato come idrossido in condizioni alcaline. A sua volta il ferro chelato può trattenere una molecola di fosfato mediante un'interazione elettrostatica. Anche il fosfato in condizioni alcaline precipita come fosfato di calcio, forma non disponibile per la pianta.

Le sostanze umiche sono sostanze amorfe, di colore bruno, polimeriche con peso e complessità molecolare variabile; il peso molecolare può variare da centinaia (acidi fulvici) a centinaia di migliaia di daltons (acidi umici). Nel terreno le diverse molecole tendono a policondensarsi tanto da raggiungere pesi molecolari molto elevati. Si pensa che tali eteropolimeri siano costituiti da un nucleo centrale, derivante dall'assemblaggio di anelli aromatici, chinonici ed eterociclici, a cui si legano catene alifatiche e gruppi funzionali periferici. Le sostanze umiche hanno essenzialmente carattere aromatico, tuttavia la presenza di strutture alifatiche, come menzionato in precedenza, è più elevata di quanto si ritenesse in passato (Hatcher *et al.*, 1981). Contengono C, H, O, N ed in misura minore S e P (Tabella 1). Sono composti che, per conformazione strutturale e caratteristiche colloidali, hanno un'estesa superficie

specifica (400-700 m<sup>2</sup>/g) che conferisce un'elevata capacità di trattenere acqua, molecole ed ioni.

Differenze di composizione chimica sono state evidenziate da Schulten and Leinweber (2000) tra la sostanza organica associata alle particelle sabbiose rispetto a quella associata alle particelle argillose. La prima ha una costituzione simile a quella dei residui radicali e della paglia. La seconda è più ricca in carboidrati ed il valore del rapporto esosi/pentosì dimostra l'origine microbica degli stessi.

Tab. 1. *Analisi elementare di acidi umici e fulvici* (modificato da Stevenson, 1982).

Elemento	% del campione secco e senza ceneri	
	Acidi fulvici	Acidi umici
Carbonio	40-50	50-60
Ossigeno	44-50	30-35
Idrogeno	4-6	4-6
Azoto	4-3	2-6
Zolfo	0-2	0.2

La capacità complessante delle molecole umiche verso i metalli riduce l'impatto dei metalli pesanti, mentre la capacità di adsorbire sostanze tossiche presenti nel suolo impedisce che questi composti siano metabolizzati dai microrganismi.

Il carattere acido delle sostanze umiche è dovuto soprattutto alla presenza di gruppi carbossilici e fenolici lungo la cetena polimerica. I gruppi funzionali di tipo carbossilico, idrossilico, fenolico e alcolico prevalgono ed attribuiscono alla molecola umica spiccato carattere anionico ed elevata capacità di scambio cationico (200-400 meq/100g) che permette di trattenere gli elementi nutritivi solubili presenti come cationi, impedendo un loro dilavamento. Per effetto di ioni flocculanti, generalmente presenti nel complesso di scambio del terreno, i policondensati umici tendono a legarsi gli uni agli altri determinando la formazione di micelle aventi dimensioni e caratteri colloidali.

Inoltre, le molecole umiche presentano la proprietà di influenzare positivamente alcune attività di organismi vegetali come il trasporto dei nutrienti all'interno delle cellule radicali, alle quali si associa spesso una maggiore selettività di assorbimento; la respirazione e la velocità delle reazioni enzimatiche del ciclo di Krebs, con il risultato di una maggiore produzione di ATP; la sintesi della clorofilla, del carbonio fotosintetizzato e degli acidi nucleici, con un effetto selettivo sulla sintesi proteica (Nannipieri *et al.*, 1993).

Un'altra caratteristica importante delle molecole umiche è la loro capacità di formare complessi con gli enzimi rilasciati in seguito alla lisi cellulare (Burns, 1982;

Nannipieri *et al.*, 1990). A secondo del tipo di molecola umica e del tipo di enzima si può avere esaltazione od inibizione dell'attività degli enzimi così immobilizzati. I complessi humus-enzima possiedono proprietà diverse da quelle dell'enzima libero poiché l'immobilizzazione sulla matrice umica conferisce agli enzimi una certa stabilità verso i fattori fisici, chimici e biologici con un aumento della resistenza alla denaturazione termica ed alla degradazione microbica (Nannipieri *et al.*, 1985). Questi complessi svolgono un ruolo importante nell'ecologia microbica (Burns, 1982) e nell'attività metabolica mantenendola anche in condizioni che ostacolano l'attività microbica.

#### LE MOLECOLE UMICHE COME INDICATORI DELLA QUALITÀ DEL SUOLO

Per studiare la frazione umica del suolo è necessario estrarla e separarla dalla componente inorganica, con cui è intimamente legata. Il residuo che rimane dopo estrazione con soluzioni alcaline come quella di NaOH, rappresenta l'umina. Il materiale umico estratto viene invece separato dopo acidificazione dell'estratto in acidi umici, il materiale che precipita, ed acidi fulvici, i composti solubili. Gli acidi umici e gli acidi fulvici sono stati oggetto di una vasta indagine condotta, dopo purificazione, mediante soluzioni neutre o alcaline, per allontanare le impurezze inorganiche (sali, sesquiossidi ed argilla) ed organiche (proteine e carboidrati), con varie tecniche quali spettroscopia (ultravioletto-visibile, infrarossa e di fluorescenza), risonanza elettronica di spin (ESR) e risonanza magnetica nucleare (NMR), tecniche per caratterizzare le dimensioni molecolari, tecniche degradative di ossidazione, riduzione, idrolisi e pirolisi che sono state utilizzate per caratterizzare la struttura della sostanza organica (Piccolo, 1993; Kelley e Stevenson, 1996). Tra le tecniche utilizzate, si è dimostrata particolarmente utile la spettroscopia di risonanza magnetica nucleare che permette di osservare la riorientazione degli spin nucleari in un campo magnetico applicato, fornendo informazioni dettagliate nella struttura delle molecole umiche. Tuttavia più utili modificazioni sulla struttura delle molecole umiche sono state ottenute con la polarizzazione trasversale che ha permesso una migliore risoluzione dei picchi. Ciò ha consentito di determinare le caratteristiche strutturali delle molecole umiche allo stato solido evitando l'estrazione ed il frazionamento e, quindi, la possibile formazione di artefatti. Con questa tecnica si è dimostrato che i polimeri alifatici (polimetilenici) sono più importanti di quanto si riteneva in passato. Occorre precisare che la quantificazione degli acidi umici e fulvici, come il calcolo del loro rapporto quantitativo, non ha in genere portato a utili indicazioni di carattere ecologico od agronomico, principalmente a causa della formazione di artefatti durante l'estrazione e la successiva purificazione.

## DINAMICA DELLA SOSTANZA ORGANICA E GLI ISOTOPI STABILI DEL CARBONIO

Anche se parte della sostanza organica (residui dell'idrolisi acida, l'umina, alcuni acidi umici e la sostanza organica localizzata nell'interstrato dei fillosilicati), è resistente all'attacco microbico (Tiessen *et al.*, 1984a), studi con gli isotopi stabili hanno mostrato che una frazione della sostanza organica viene facilmente mineralizzata (Nannipieri e Piccolo, 1993). La degradazione delle molecole umiche è accelerata da condizioni aerobiche e da valori di temperatura ed umidità elevati. La datazione con  $^{14}\text{C}$  ha dimostrato che alcune frazioni hanno un turnover dell'ordine dei 1000 anni, cioè occorre un millennio per rinnovare completamente il carbonio presente nella frazione organica considerata (Campbell *et al.*, 1967). In base al concetto di turnover è più corretto parlare di velocità di apporto dal mondo esterno e velocità di cessione piuttosto che di stabilità. È oggi possibile ottenere una stima della vita media del carbonio presente nella sostanza organica determinando il rapporto fra il contenuto di isotopi  $^{14}\text{C}/^{12}\text{C}$ . Si è trovato che in alcuni terreni americani, l'età media della sostanza organica, presente nello strato superficiale, varia da 880 a 6690 anni, e tali valori sono indicativi di un lento turnover cioè di una notevole resistenza alla degradazione. Utili indicazioni sulla dinamica della sostanza organica del suolo sono ottenute studiando il comportamento di isotopi stabili del C ( $^{12}\text{C}$  e  $^{13}\text{C}$ ) e di quello radioattivo  $^{14}\text{C}$  (Deines, 1980; Tiessen *et al.*, 1984b). L'arricchimento naturale in  $^{13}\text{C}$  della sostanza organica è simile a quello della composizione isotopica della vegetazione che ricopre il terreno e si ricava dalla seguente relazione:

$$\delta^{13}\text{C}\text{‰} = [(R_s - R_{st}) / R_{st}] 1000$$

dove  $R_s = ^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$  del campione e  $R_{st} = ^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$  dello standard. Il valore di  $\delta^{13}\text{C}$  delle piante varia a secondo del ciclo fotosintetico e risulta più basso nelle piante  $\text{C}_3$  (da -22 a -33‰) che in quelle  $\text{C}_4$  (da -9 a -16‰) (Piccolo, 1996). Quando si passa da un tipo di vegetazione all'altro si può determinare la quantità di sostanza organica nel suolo che deriva dai due tipi di vegetazione. Nell'area amazzonica ci sono situazioni in cui dopo la deforestazione (piante  $\text{C}_3$ ) si è avuta la coltivazione della canna da zucchero (pianta  $\text{C}_4$ ) (Vitorello *et al.*, 1989). Il valore di  $\delta^{13}\text{C}$  della sostanza organica nello strato superficiale (0-30 cm) è variato da -25.1‰ nel suolo forestale a -22.8 e -20.4‰ rispettivamente nel suolo deforestato da 12 ( $\text{T}^{12}$ ) e da 50 ( $\text{T}^{50}$ ) anni. Ciò ha permesso di calcolare che la sostanza organica proveniente dalla canna da zucchero costituiva il 17.3% del totale nel sito  $\text{T}^{12}$  e il 40.5% nel il sito  $\text{T}^{50}$ . In un esperimento condotto in Olanda da Romkens *et al.* (1999) si è accertato che l'aumento del contenuto di sostanza organica, in seguito alla trasformazione di un suolo coltivato a mais, in prato-pascolo, era localizzato nella frazione più grossolana con particelle di diametro superiore a 150  $\mu\text{m}$  e nei residui organici non decomposti. L'analisi delle variazioni del  $\delta^{13}\text{C}\text{‰}$  ha permesso inoltre di calcolare che la sostanza organica delle frazioni più grossolane presentavano un turnover molto

più veloce di quello della sostanza organica associata alle frazioni più fini. Le indicazioni ottenute dalle analisi degli isotopi del carbonio permettono quindi di ottenere delle indicazioni agronomiche ed ecologiche molto importanti. Tuttavia, il costo della strumentazione (spettrometro di massa) di tipo sofisticato e quindi non idoneo per laboratori di analisi di routine, ed il fatto che i valori di  $\delta^{13}\text{C}$  possono aumentare con la profondità del terreno, e quindi con il processo di umificazione (Vitoriello *et al.*, 1989), rendono problematiche e difficili queste determinazioni.

La *biomassa microbica*, intesa come la frazione vivente della sostanza organica del suolo, escudendo le radici e gli organismi aventi dimensioni maggiori di  $5 \cdot 10^{-3} \mu\text{m}^3$  (Jenkinson e Ladd, 1981), è il pool organico più piccolo ma più dinamico e quindi sensibile ai cambiamenti dei fattori ambientali e delle pratiche agrarie e forestali. Perciò il contenuto di carbonio microbico ( $C_{\text{mic}}$ ) ed il rapporto tra C microbico ed il contenuto di C organico ( $C_{\text{mic}}/C_{\text{org}}$ ) sono indicati come indici sensibili alle variazioni del contenuto di sostanza organica nel suolo nel breve periodo (Nannipieri, 1984; Powlson *et al.*, 1987). Il contenuto medio di carbonio organico presente nel terreno come biomassa microbica oscilla intorno al 2% del totale. Le pratiche agronomiche hanno un'influenza diretta sul rapporto  $C_{\text{mic}}/C_{\text{org}}$ . Si è accertato che tale rapporto è maggiore nei terreni sottoposti a rotazione (2.9%) che in quelli a monosuccessione (2.4%) (Anderson e Domsch, 1989). È interessante notare che, anche in presenza di fertilizzazione organica, i terreni soggetti a rotazione possiedono valori percentuali di  $C_{\text{org}}$  presente come biomassa microbica superiori (4.4%) a quelli dei terreni soggetti a monocoltura (3.4%). Il continuo apporto di residui organici nella rotazione potrebbe permettere un'utilizzazione più efficace della sostanza organica da parte della biomassa microbica.

Il pool organico *labile* include i componenti organici facilmente degradabili, cioè i residui microbici, gli organismi viventi, i prodotti di trasformazione e l'azoto potenzialmente mineralizzabile come previsto dal modello di Stanford and Smith (1972). Si è osservato che la quantità di carbonio estratto con acqua a 80°C per 16 ore, dopo un prelavaggio con acqua per 30 minuti, costituisce un parametro sensibile alle variazioni del contenuto di  $C_{\text{mic}}$ , alla stabilità dei microaggregati, all'intensità del pascolamento ed alla frequenza delle fertilizzazioni (Ghani *et al.*, 2000).

Un altro parametro sensibile alle variazioni del contenuto di sostanza organica è la funzionalità catabolica determinata dalla quantità di  $\text{CO}_2$  prodotta in 4 ore da 1 g di terreno trattato con diversi substrati organici (Degens *et al.*, 2000). Il parametro viene calcolato dalla formula  $E = 1/\mu\pi^2$  dove  $\pi$  è la risposta respiratoria al substrato organico aggiunto al suolo rispetto al totale ottenuto sommando tutte le risposte dei substrati usati. Il massimo teorico possibile, essendo 25 i substrati utilizzati, è 25. Questo approccio è senz'altro più corretto del *Biolog*, in quanto la risposta respiratoria è basata sull'impiego del terreno e non dei microrganismi estratti dal suolo, che non superano il 10% del totale.

## CONCLUSIONI

La funzionalità del sistema suolo viene garantita dalla presenza di sostanza organica che regola la circolazione dei nutrienti, controlla le reazioni chimico-fisiche di scambio sui colloidali del suolo, interviene nei processi biochimici con una propria carica enzimatica ed influenza la struttura del suolo. Resta ancora da chiarire quale è la struttura chimica delle molecole umiche (Piccolo, 1996). Si ipotizza che essa sia costituita da un nucleo aromatico "stabile" con funzione cementante e, quindi, responsabile della conversione dell'energia del sistema ed una componente "labile" che, mediante i microrganismi, controlla la cessione degli elementi minerali per la nutrizione vegetale. La funzionalità e, quindi, la fertilità del suolo sono condizionate dall'attività della popolazione microbica (Nannipieri *et al.*, 1990).

La fertilità di un suolo è associata soprattutto con il contenuto di sostanza organica che tuttavia non è sufficiente ad indicarne la qualità, poiché non sempre esiste una correlazione diretta tra contenuto di sostanza organica e produttività. Numerose sono le proprietà fisiche, chimiche e biologiche che influenzano la fertilità del suolo ed è difficile trovare un solo parametro la cui misura consenta di determinare la variazione della qualità del suolo. La misura del contenuto di  $C_{mic}$  può essere un sensibile indicatore delle variazioni a carico della sostanza organica poiché le variazioni di biomassa sono più sensibili di quelle del contenuto di sostanza organica. Anche il rapporto fra il contenuto di  $C_{mic}$  ed il contenuto di  $C_{org}$  del terreno ( $C_{mic}/C_{org}$ ) è un indice sensibile della capacità di accumulo della sostanza organica (Powlson *et al.*, 1987). Recentemente un altro parametro, la quantità di sostanza organica solubile in acqua o in soluzioni saline come  $K_2SO_4$ , è stato proposto come indice sensibile alle variazioni di pratica agronomica e che può fornire indicazioni sulla mineralizzazione della sostanza organica (Ghani *et al.*, 2000; Murphy *et al.*, 2000). Si tratta di determinazioni di routine che possono essere condotte nei normali laboratori di analisi. Informazioni più dettagliate sulla dinamica della sostanza organica, ed in modo particolare dei principali pools che la compongono, si possono avere monitorando il rapporto tra due isotopi  $^{13}C$  e  $^{12}C$  del carbonio. Si tratta tuttavia di determinazioni che possono essere condotte da laboratori specialistici e quindi di non largo impiego.

BIBLIOGRAFIA

- Anderson T.H., Domsch K.H. (1989): "Ratios of microbial biomass carbon to total organic carbon in arable soils". *Soil Biology and Biochemistry*, 21, 471-479.
- Burns R.G. (1982): "Enzyme activity in soil: Location and a possible role in microbial ecology". *Soil Biology and Biochemistry*, 14, 423-427.
- Campbell C.A., Paul E.A., Renne D., McCallum K.J. (1967): "Applicability of the carbon-dating method of analysis to soil humus studies". *Soil Science*, 104, 217-224.
- De Nobili M., Maggioni A. (1993): "Influenza della sostanza organica sulle proprietà fisiche del suolo". In: Nannipieri P. (Ed.), *Ciclo della sostanza organica nel suolo. Aspetti agronomici, chimici, ecologici, selvicolturali*. Patron Editore, Bologna, pp. 43-54.
- Degens B.P., Schippers L.A., Sparling G.P., Vojvodic-Vukovic M. (2000): "Decreases in organic C reserves in soils can reduce the catabolic diversity of microbial communities". *Soil Biology and Biochemistry*, 32, 189-196.
- Deines P. (1980): "The isotopic composition of reduced organic carbon". In: Fritz P., Fontes J.C. (Eds.), *Handbook of Environmental Isotope Geochemistry*, vol. 1, Elsevier, Amsterdam, pp. 329-406.
- \* Ghani A., Perrot K.W., Dexter M. (2000): "Hot-water C: a sensitive stable and inexpensive measurement of soil quality. Eurosoil 2000". *British Society of Soil Science*, Abstract books.
- Hatcher P.G., Schnitzer M., Dennis L.W., Maciel G.E. (1981): "Aromaticity of humic substance-sin soils". *Soil Science Society America Journal*, 45, 1089-1094.
- Jenkinson D.S., Ladd J.N. (1981): "Microbial biomass in soil: measurement and turnover". In: Paul E.A., Ladd J.N. (Eds.), *Soil Biochemistry*, vol. 5, Marcel Dekker, New York, pp. 415-471.
- Kelley K.R., Stevenson F.J. (1996): "Organic Forms of N in Soil". In: Piccolo A. (Ed.), *Humic Substances in Terrestrial Ecosystems*. Elsevier, Amsterdam, pp. 407-427.
- Murphy D.V., Macdonald A.J., Stockdale E.A., Goulding K.W.T., Fortune S., Gaunt J.L., Poulton P.R., Wakefield J.A., Webster C.P., Wilmer W.S. (2000): "Soluble organic nitrogen in agricultural soils". *Biology and Fertility of Soils*, 30, 374-387.
- Nannipieri, P. (1984): "Microbial biomass and activity in soil, ecological significance". In: King M.J., Reddy C.A., (Eds.), *Current Perspectives in Microbial Ecology*. American Society for Microbiology, Washington D.C., pp. 515-521.
- Nannipieri P., Ceccanti B., Bianchi D., Bonmati M. (1985): "Fractionation of hydrolase-humus complexes by gel chromatography". *Biology and Fertility of Soils*, 1, 25-29.
- Nannipieri P., Ceccanti B., Grego S. (1990): "Ecological significance of the biological activity". In: Bollag J.M., Stotzky G. (Eds.), *Soil Biochemistry*, Vol. 6. Marcel Dekker, New York.
- Nannipieri P., Grego S., Dell'Agnola G., Nardi S. (1993): "Proprietà biochimiche e fisiologiche della sostanza organica". In: Nannipieri P. (Ed.), *Ciclo della sostanza organica nel suolo. Aspetti agronomici, chimici, ecologici, selvicolturali*. Patron Editore, Bologna, pp. 67-77.
- Nannipieri P., Piccolo A. (1993): "Metodi analitici per lo studio della sostanza organica del suolo". In: Nannipieri P. (Ed.), *Ciclo della sostanza organica nel suolo. Aspetti agronomici, chimici, ecologici, selvicolturali*. Patron Editore, Bologna, pp. 306-315.
- Piccolo A. (1993): "Metodi chimici e spettroscopici per lo studio della struttura e reattività della sostanza organica del suolo". In: Nannipieri P. (Ed.), *Ciclo della sostanza organica nel suolo. Aspetti agronomici, chimici, ecologici, selvicolturali*. Patron Editore, Bologna, pp. 247-303.
- Piccolo A. (1996): *Humic Substances in Terrestrial Ecosystems*. Elsevier, Amsterdam.
- Powlson D.S., Brookes P.C., Christensen B.T. (1987): "Measurement of soil microbial biomass provides an early indication of changes in total soil organic matter due to straw incorporation". *Soil Biology and Biochemistry*, 19, 159-164.

- Romkens P.F.A.M., van der Plicht J., Hassink J. (1999): "Soil organic matter dynamics after the conversion of arable land to pasture". *Biology and Fertility of Soils*, 28, 277-284.
- Shulten H.R., Leinweber P. (2000): "New insights into organic-mineral particle: composition, properties and models of molecular structure". *Biology and Fertility of Soils*, 30, 399-432.
- Stanford G., Smith S.J. (1972): "Nitrogen mineralization potentials of soils". *Soil Science Society of America Proceedings*, 36, 465-472.
- Stevenson F.J. (1982): *Humus Chemistry*. Genesis, Composition, Reactions, John Wiley & Sons, New York.
- Tiessen H., Stewart J.W.B., Hunt H.W. (1984a): "Concepts of soil organic matter transformations in relation to organo-mineral particle size fractions". *Plant and Soil*, 76, 287-295.
- Tiessen H., Karamanos R.H., Stewart J.W.B., Selles F. (1984b): "Natural nitrogen-15 abundance as an indicator of soil organic matter transformations in native and cultivated soils". *Soil Science Society of America Journal*, 48, 312-315.
- Vitorello V.A., Cerri C.C., Andreux F., Feller C., Victoria R.L. (1989): "Organic matter and natural carbon-13 distribution in forested and cultivated oxisols". *Soil Science Society of America Journal*, 53, 773-778.



Rendiconti  
Accademia Nazionale delle Scienze detta dei XL  
*Memorie di Scienze Fisiche e Naturali*  
118° (2000), Vol. XXIV, pp. 249-274

PINA NAPPI\*

## **Rappresentare la qualità del suolo mediante indicatori e indici: l'esperienza del Centro Tematico Nazionale suolo e siti contaminati\*\***

### INTRODUZIONE

Negli ultimi anni sono state proposte numerose definizioni per la qualità del suolo che prendono in esame la produttività, la qualità ambientale e la salvaguardia della salute umana; tutte queste definizioni sono riconducibili a due fondamentali concetti, di cui il primo "la capacità del suolo a funzionare" è legato principalmente alle caratteristiche strutturali del terreno ed il secondo "*fitness for use*" esprime un concetto dinamico ed è correlato all'influenza delle attività umane sul suolo. In effetti la qualità del suolo è definita da entrambi i concetti e può essere espressa come "la capacità del suolo stesso ad esplicare le sue funzioni ed è strettamente legata all'utilizzo ed alla gestione antropica". Pertanto la qualità del suolo consiste nell'insieme delle sue caratteristiche che permettono di soddisfare gli utilizzatori, sia che il suolo sia destinato alla coltivazione, alla protezione delle acque sotterranee, alla costruzione di edifici, al mantenimento di aree protette, e così via.

Il suolo è una *risorsa naturale, non rinnovabile* nella scala temporale umana, *fondamentale*. Purtroppo è una risorsa soggetta a elevato rischio di perdita e di degrado, per modalità d'uso scorrette. Risulta pertanto indispensabile provvedere alla sua conservazione, traendone il massimo vantaggio produttivo oggi, ma garantendo tale opportunità alle generazioni future, con un *uso sostenibile*, cioè compatibile con le caratteristiche proprie della risorsa stessa e dell'ambiente, attento e rispettoso dei processi e dei tempi necessari alla sua rigenerazione.

Una corretta utilizzazione e gestione del suolo non può prescindere da una

\* ARPA Piemonte, Via della Rocca 49, 10123 Torino.

\*\* Relazione presentata al Convegno su "Indicatori per la qualità del suolo: prospettive ed applicabilità", Roma, 29 marzo 2000.

approfondita conoscenza: infatti le attività antropiche dovrebbero essere programmate in stretta relazione con le caratteristiche delle varie tipologie pedologiche dei suoli, cioè tenendo conto della vocazionalità di un determinato tipo di suolo a sopportare le attività umane. Quando questa utilizzazione e gestione avviene in modo intensivo o comunque non corretto e non tenendo conto della reale vocazionalità del suolo, insorgono fenomeni di degradazione.

#### I CENTRI TEMATICI NAZIONALI

L'ANPA sta organizzando il nuovo sistema nazionale conoscitivo e dei controlli ambientali, in attuazione del decreto del Ministro dell'Ambiente del 29 ottobre 1998, che contiene le disposizioni e le modalità del trasferimento del programma SINA dal Ministero all'ANPA. Nell'ambito di tale sistema, i CTN (Centri Tematici Nazionali) rappresentano il principale strumento di supporto operativo dell'ANPA, per l'espletamento di quelle attività di formazione delle regole per favorire l'integrazione territoriale e tematica delle informazioni ambientali a livello nazionale.

Lo schema riportato in Figura 1 permette di valutare correttamente la collocazione dei CTN nell'ambito della nuova struttura del SINANet; i CTN sono prioritariamente il luogo di definizione delle regole che devono essere utilizzate per la raccolta e la elaborazione dei dati. In una prima fase i CTN si occupano anche della raccolta dei dati stessi, in attesa della attivazione dei Punti Focali Regionali (PFR) ai quali verrà successivamente demandata questa attività. I CTN cooperano con i diversi soggetti che fanno parte della rete, cioè i Ministeri, l'ISTAT e le Istituzioni Principali di Riferimento (IPR); queste ultime rappresentano i centri ove si trovano, di fatto, molte delle conoscenze e dei dati utili ai CTN.

I CTN per ora operanti sono sei, e riguardano: Atmosfera, Clima ed Emissioni (ACE), Acque Interne e Marino Costiere (AIM), Rifiuti (RIF), Agenti Fisici (AGF), Conservazione della natura (CON) e, naturalmente, Suolo e Siti Contaminati (SSC).

Il CTN Suolo e Siti Contaminati si propone la definizione, la raccolta e l'organizzazione dei dati e delle informazioni sul suolo che sono ritenuti utili per descrivere questa matrice ambientale a livello nazionale e per indirizzare correttamente le politiche di salvaguardia ambientale ed utilizzo del territorio, secondo i criteri dello sviluppo sostenibile. Appaiono evidenti i legami tra il corretto utilizzo del suolo e la salvaguardia delle sue molteplici funzionalità, attraverso la conservazione delle sue caratteristiche chimiche, fisiche e biologiche, ed il problema della protezione e gestione delle acque sotterranee. Essendo, infatti, il suolo la matrice fisica al di sopra ed all'interno della quale scorrono le acque, diventa anche il mezzo principale attraverso cui arrivano alle acque i contaminanti e gli elementi in ogni caso indesiderati.

Il primo anno di lavoro del CTN ha permesso di fotografare con una certa

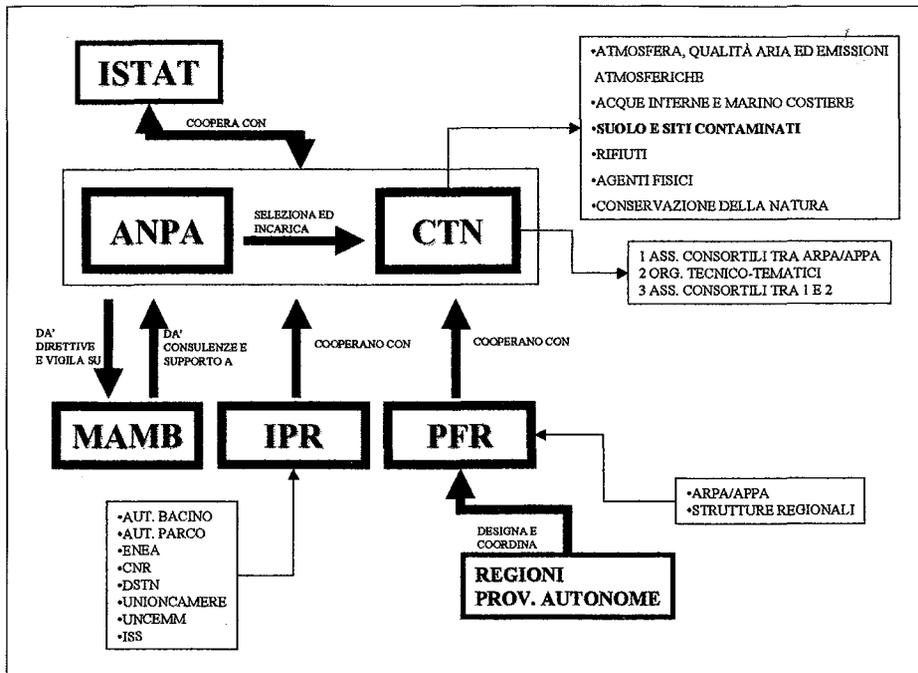


Fig. 1. Collocazione del CTN nell'ambito dello schema SINANET.

precisione la situazione nazionale conoscitiva del suolo, ovviamente per i dati di interesse nazionale che dovranno essere inseriti nel SINANet; l'acquisizione dei dati risulta, data la notevole dispersione degli stessi, piuttosto lenta e difficile, e sarà una delle principali attività del CTN nel 2000.

#### LE ATTIVITÀ DEL CTN SSC

Le attività del CTN SSC comprendono l'esame della domanda di conoscenza sul suolo derivante da atti di indirizzo, convenzioni, leggi e norme a livello europeo e nazionale, l'individuazione di indicatori e indici utili a descrivere la matrice suolo, le linee guida per la costruzione di questi indicatori e indici, il censimento delle sorgenti dei dati necessari per la formulazione di indicatori e indici e l'acquisizione dei dati disponibili, la qualificazione e l'integrazione di questi dati; il CTN si occupa inoltre di molte altre attività correlate, legate ad esempio agli standard di qualità ambientale o alle guide tecniche sui metodi di analisi.

Per facilitare l'approccio ad una matrice così complessa come il suolo, pur essendo perfettamente consci dell'unicità della matrice stessa, sono state definite

quattro diverse tematiche che vogliono rappresentare quattro aspetti particolari, ampiamente correlati tra loro, del suolo:

- *qualità dei suoli (Tema 18)* – riguarda la rappresentazione del suolo attraverso le sue caratteristiche intrinseche, che meglio lo caratterizzano come matrice naturale in grado di svolgere le sue numerose funzioni;
- *degradazione fisica e biologica del suolo (Tema 19)* – considera gli aspetti di degradazione della matrice suolo che, soprattutto nell'ultimo secolo, hanno portato o rischiano di portare ad una perdita di parte del suolo o delle sue funzionalità a causa del verificarsi di fenomeni degradativi o di utilizzo del suolo che possono considerarsi irreversibili, almeno nella scala temporale umana;
- *contaminazione dei suoli da fonti diffuse (Tema 20)* – considera quegli aspetti qualitativi del suolo che possono essere progressivamente compromessi da un utilizzo dello stesso con modalità tali da non rispettare i naturali tempi di riequilibrio;
- *contaminazione puntuale del suolo e siti contaminati (Tema 21)* – considera uno dei fenomeni più preoccupanti degli ultimi decenni, vale a dire il moltiplicarsi di situazioni di forte contaminazione di superfici ben definite di suolo da parte di attività antropiche, con necessità di interventi di bonifica che, spesso, non sono in grado di restituire al suolo la sua piena funzionalità.

#### LO SCHEMA DPSIR APPLICATO AL SUOLO

La definizione di indicatori ed indici in grado di rappresentare una determinata matrice ambientale, sia nell'ambito di processi di valutazione della matrice stessa, sia come reporting dello stato dell'ambiente, avviene generalmente attraverso l'utilizzo di schemi che mettono in relazione le pressioni esercitate sulla matrice, lo stato della matrice stessa e le risposte che già ci sono o che sono ipotizzabili per il futuro.

Nel caso specifico, lo schema di riferimento è quello siglato DPSIR, cioè *Driving forces, Pressure, State, Impact e Response*.

Lo schema è stato adottato dalla EEA (European Environmental Agency), in modo da proporre con esso una struttura di riferimento generale, un approccio integrato nei processi di reporting sullo stato dell'ambiente, effettuati a qualsiasi livello europeo o nazionale. Esso permette di rappresentare l'insieme degli elementi e delle relazioni che caratterizzano un qualsiasi tema o fenomeno ambientale, mettendolo in relazione con l'insieme delle politiche esercitate verso di esso.

Lo schema (Figura 2), applicato al tema del suolo e dei siti contaminati, fornisce delle utili interpretazioni delle singole voci del DPSIR, e precisamente:

- *D - Driving forces - Determinanti o Forze determinanti*  
popolazione umana, sviluppo del territorio, agricoltura, turismo, trasporti, industria/energia, miniere, eventi naturali, cambiamenti climatici, utilizzo risorsa idrica e stress idrico

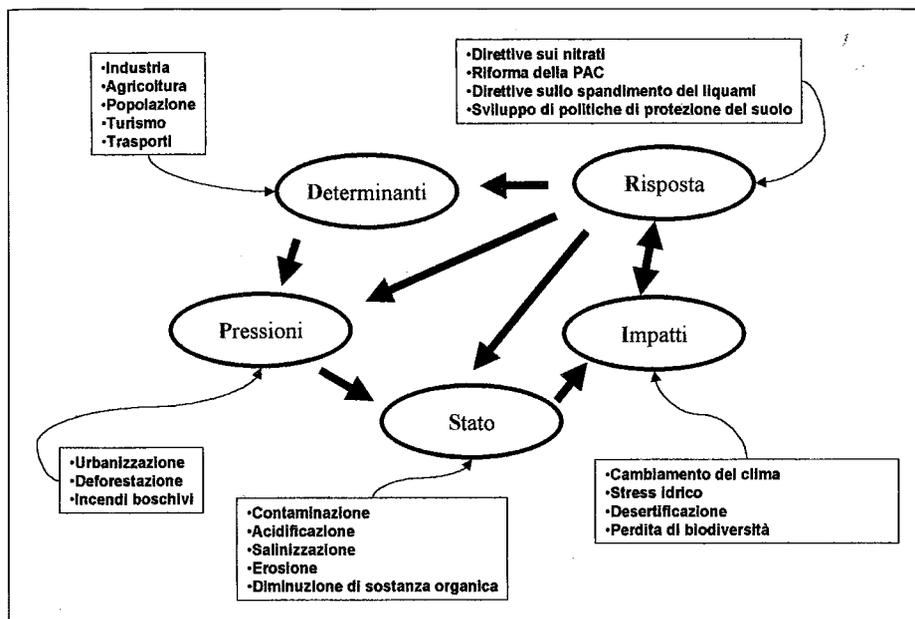


Fig. 2. Schema DPSIR applicato al tema "suolo".

- *P – Pressures – Pressioni*  
emissioni nell'aria, nell'acqua e sul suolo, espansione urbana (consumo di suolo), costruzione di infrastrutture, de-forestazione, incendi boschivi
- *S – States – Stati*  
*degrado del suolo* – contaminazione locale e diffusa, acidificazione del suolo, salinizzazione, carico di nutrienti (eutrofizzazione del suolo), degradazione fisica  
*perdita di suolo* – erosione dall'acqua e dal vento, grandi movimenti di terra per opere di diversa natura
- *I – Impacts – Impatti*  
*diretti* – cambiamenti nelle funzioni del suolo, desertificazione  
*indiretti* (effetti su altre matrici ambientali) – cambiamenti nel numero e nella distribuzione della popolazione, perdita di biodiversità, cambiamenti nelle rese colturali, cambiamenti climatici, stress idrico
- *R – Responses – Risposte*  
*protezione primaria* – convenzione sulla desertificazione, sviluppo della politica comunitaria europea di protezione del suolo  
*protezione secondaria* – riforma del PAC, direttiva nitrati, direttiva sull'utilizzo agricolo dei fanghi, direttiva quadro sulle acque

Appare subito evidente ed intuitivo come molti fattori di pressione identificabili per il suolo siano anche dei fattori di pressione per le acque superficiali e sotterranee, così come alcune variazioni dello stato dei suoli, ed in particolare i fenomeni di degradazione chimica, fisica e biologica e la stessa perdita di suolo, abbiano un'influenza più o meno immediata sullo stato delle acque, in quanto limitano il suolo in una delle sue funzioni principali, quella di filtro biologico.

#### LA SCELTA DEGLI INDICATORI

La scelta degli indicatori per definire la qualità del suolo in tutte le sue componenti, chimica, fisica e biologica, nonché delle pressioni, diffuse o puntuali, che su di esso sono esercitate, deve necessariamente accompagnarsi ad un set di informazioni accessorie in grado di descrivere, nel modo più esauriente possibile, la continua variazione dei caratteri principali del suolo, legando il valore dell'indicatore a precisi riferimenti topografici territoriali (es.: caratteristiche morfologiche, pedologiche, del paesaggio, uso del suolo, ecc.).

A tale proposito è stato predisposto un osservatorio sulla domanda di informazione ed è in fase di realizzazione il catalogo delle sorgenti dei dati. La definizione degli indicatori discende infatti, prima di tutto, dalla domanda di informazione contenuta nelle leggi o documenti di indirizzo comunitari e nazionali. Nell'ambito del suolo, non esistono al momento le reti di monitoraggio che sono invece previste da diversi anni per altre matrici ambientali, quali l'acqua e l'aria; perciò questa domanda è spesso generica e le risposte conseguenti, cioè i dati disponibili, sono spesso disomogenei, incompleti, difficilmente confrontabili. Solo per i siti contaminati, con l'emanazione del Regolamento ex art. 17 del d. lgs. 22/1997, la domanda è identificabile con maggior certezza, in quanto si prevede la creazione di un'anagrafe nazionale realizzata sulla base di criteri tecnici definiti dall'ANPA.

Sulla base di queste considerazioni, è stato definito un ampio elenco di indicatori, riportato in Tabella 1, compilando per ogni indicatore un'apposita scheda descrittiva ed avviando contemporaneamente la ricerca delle fonti di dati utili alla costruzione degli indicatori stessi.

#### *Gli indicatori per la qualità del suolo*

Definire la qualità del suolo significa innanzitutto individuare i caratteri che permettono una sufficiente descrizione del suolo stesso, avendo sempre presente i possibili utilizzi; tra i quali quello agricolo ha avuto la maggiore attenzione nel tempo.

Per questo lo studio del suolo si è sviluppato prevalentemente nell'ambito delle scienze agrarie ed in particolare nelle principali discipline che afferiscono alle scienze del suolo e cioè la pedologia e la chimica del terreno.

*Il primo gruppo di indicatori* che sono stati selezionati è costituito da alcuni

parametri in grado di descrivere in particolare la capacità del suolo ad interagire con gli elementi che in esso sono contenuti o che ad esso sono aggiunti; fra questi il pH, la tessitura, la sostanza organica e la CSC.

*Un secondo gruppo di indicatori* definiscono invece il livello di presenza, e quindi eventualmente il grado di contaminazione, di alcuni fra gli elementi chimici che con maggiore facilità possono venire a contatto, e quindi possono essere accumulati, con il suolo a seguito delle pratiche di concimazione o difesa antiparassitaria normalmente eseguite in agricoltura; fra questi vi sono gli elementi nutritivi, i metalli pesanti ed i fitofarmaci.

*Il terzo gruppo di indicatori* è quello che riguarda la presenza di inquinanti nelle acque profonde e superficiali ed è in grado di quantificare l'efficacia del suolo nel limitare il trasporto di nutrienti e fitofarmaci nelle acque. Fra questi, oltre alla concentrazione di N, P e fitofarmaci nelle acque profonde e superficiali vi è anche il bilancio di N e P inteso come differenza fra quanto è apportato al suolo e quanto è asportato con la coltura.

#### *Gli indicatori per la degradazione fisica e biologica*

La letteratura internazionale degli ultimi vent'anni testimonia in modo inequivocabile l'insorgere di fenomeni di degradazione del suolo legati all'intensificazione dell'attività antropica sia agricola che extra-agricola. Oltre i due terzi dei suoli del territorio nazionale presentano infatti evidenti segni di degrado. Diventa sempre più impellente definire la qualità del suolo e soprattutto definire la soglia oltre la quale un fenomeno degradativo provoca danni irreversibili.

*Le proprietà fisiche* del suolo sono essenzialmente legate alla struttura del suolo stesso, la quale è la risultante della combinazione dei differenti tipi di pori con le particelle solide. La porosità diventa quindi un indicatore principale delle qualità fisiche dei suoli, perché è proprio la porosità che determina il volume dell'acqua che può essere immagazzinata, i movimenti dell'acqua stessa, dell'aria, degli elementi nutritivi, dei fitofarmaci, della fauna terricola e influenza inoltre la profondità che le radici possono esplorare.

*L'attività biologica* del suolo è strettamente collegata con le proprietà fisiche del suolo stesso, ad esempio le lavorazioni hanno un'influenza sulla fauna del suolo, che si distribuisce a profondità diversa. La distruzione della struttura del suolo, ad esempio per fenomeni di compattamento, può ridurre o impedire l'apporto di ossigeno per gli organismi aerobi, favorendo quelli anaerobi.

#### *Gli indicatori per l'inquinamento da fonti diffuse*

Questo tema comprende la *contaminazione derivate da attività di tipo agricolo* o annesse all'agricoltura cui appartengono innanzitutto quei processi di inquinamento che sono legati ad un utilizzo irrazionale degli effluenti zootecnici, con con-

seguinte sovraccarico di elementi nutritivi nelle falde e accumulo nel terreno di metalli presenti nelle deiezioni animali, l'apporto eccessivo, rispetto al reale fabbisogno della coltura in relazione al tipo di terreno, di elementi della fertilità (N, P) sintetici e l'utilizzo dei prodotti utili per la difesa fitosanitaria.

*L'impiego in agricoltura di acque reflue, fanghi di depurazione, compost o altro materiale derivante dal ciclo dei rifiuti.* Non va sottaciuta la possibilità di contaminazione da inquinanti organici e inorganici, soprattutto a seguito di pratiche scorrette e di usi di quantitativi eccessivi.

*Fattori antropici diversi dall'uso agricolo.* In quest'ultimo sottotema sono presenti tutti quegli elementi e quei prodotti derivati dall'urbanizzazione, ad esempio il Piombo che si rileva in maniera ormai ubiquitaria sul nostro territorio, data l'elevata presenza di infrastrutture stradali, e non solo nelle zone marginali delle grandi vie di traffico (autostrade). Lo stesso si può dire per i diversi tipi di idrocarburi.

#### *Gli indicatori per i siti contaminati*

L'inquinamento del suolo da fonti puntuali e quindi la presenza di siti contaminati o di siti inquinati, secondo la terminologia ufficiale della legislazione italiana, rappresenta un altro aspetto dell'utilizzo e della qualità del suolo che ha assunto una particolare rilevanza negli ultimi anni.

Le indagini analitiche condotte su molti siti industriali, attivi e dismessi, su aree interessate da sversamenti ed incidenti ambientalmente rilevanti e su aree interessate da smaltimenti abusivi o non ambientalmente corretti di rifiuti hanno evidenziato come questi siti e queste aree rilevino una compromissione della qualità del suolo tale da impedire lo sviluppo, spesso totale, delle funzioni che il suolo stesso dovrebbe svolgere.

Le stesse operazioni di bonifica e di ripristino ambientale portano solo in alcuni casi ad un recupero totale della funzionalità del suolo; spesso infatti gli interventi servono a ridurre il danno ambientale eliminando i pericoli di contaminazione delle altre matrici e permettono solamente un recupero parziale della funzionalità del suolo, ad esempio per una determinata destinazione d'uso.

#### GLI INDICATORI PRIORITARI

Dopo la definizione degli indicatori ed indici riportati nelle pagine precedenti, si è reso necessario individuare quelli ritenuti prioritari per la conoscenza dello stato del suolo e dei siti contaminati a livello nazionale.

La scelta degli indicatori prioritari è stata effettuata sulla base di alcuni criteri fondamentali emersi dalle riunioni di coordinamento dei CTN tenute in ANPA e dalla lettura di documenti della EEA e della CE.

Gli indicatori e gli indici sono da considerare sicuramente prioritari se rispondono ad una domanda derivante da:

- normative o documenti programmatici di rilevanza europea (Direttive CE, elenchi *EU/EEA/EIONET*, ...);
- normative o documenti programmatici di rilevanza nazionale (leggi e norme nazionali, relazione nazionale sullo stato dell'ambiente, programmi nazionali di monitoraggio ...).

Tra gli indicatori e gli indici non compresi nel punto precedente sono da considerare prioritari quelli che rispondono ai seguenti criteri:

- l'uso potenziale della risorsa di informazioni, cioè la scelta di dati, indicatori ed indici che rappresentino settori e temi di rilevante importanza tematica e settoriale; ad esempio indicatori ed indici proposti ed utilizzati in diversi rapporti regionali sullo stato dell'ambiente oppure dati normalmente utilizzati nella rappresentazione di un determinato tema;
- la possibilità concreta di ottenere le metainformazioni, cioè la certezza dell'esistenza dei dati oppure della loro reperibilità entro tempi brevi (1-2 anni); una forte carenza nella copertura geografica è da considerare un fattore penalizzante;
- la qualità delle metainformazioni; le informazioni sono tanto più valide quanto più rispondono a procedure standardizzate di raccolta e di elaborazione (si consideri la rispondenza alle procedure *GEMET*, *EEA/ETC/CDS*, ...); sono sicuramente da preferire le metainformazioni raccolte in risposta a periodici monitoraggi rispetto a quelle derivanti da campagne ad hoc;
- il costo di produzione delle metainformazioni; devono essere scelti quei dati, indicatori ed indici per i quali l'inserimento nel CDS non crea dei costi aggiuntivi troppo elevati; se poi si tratta di dati non derivanti da monitoraggi già normalmente effettuati, deve essere valutato anche il costo di produzione dei dati;
- l'esistenza di procedure di aggiornamento e di manutenzione delle metainformazioni
- facilità di aggiornamento periodico delle informazioni;
- rappresentatività di temi di rilevanza nazionale e attinenza a criteri di massima protezione ambientale;
- sufficiente sensibilità a piccoli cambiamenti ambientali sociali ed economici.

Per quanto riguarda l'aspetto temporale, mentre i dati che fungono da contributo al CDS europeo sono limitati a quanto è stato prodotto dopo il 1994, per il Catalogo italiano non si pone questa limitazione, perché si rischierebbe di escludere importanti fonti di informazione che, pur essendo "vecchie" sono le uniche a tutt'oggi disponibili (si pensi a buona parte della cartografia).

Tabella 1. *Lista generale degli indicatori del CTN-SSC.*

N°	Tema	Indicatori e/o indici	Priorità
<i>DRIVING FORCES</i>			
1	18/19/20/21	Uso del suolo	Prioritario
2	19/20	<i>Densità di popolazione</i>	Prioritario
3	19/20/21	Urbanizzazione e infrastrutture - (D/P)	Prioritario
4	21	% addetti ad attività produttive	Prioritario
5	21	Area destinata ad attività produttive	
6	20	N° e dimensione delle aziende agricole	Prioritario
7	20	Superficie totale aziende agricole (ST)	
8	20	Superficie agricola utilizzabile (SAU)	
9	20	Rapporto SAU/ST	Prioritario
10	20	Numero addetti in agricoltura	
11	20	Reddito degli addetti in agricoltura (UDE)	
12	20	Giornate di lavoro degli addetti in agricoltura	
<i>PRESSURES</i>			
13	20	Utilizzo di fertilizzanti minerali (N, P, K)	Prioritario
14	20	Fertilizzazione organica	Prioritario
15	20	Contenuto metalli pesanti nei fertilizzanti minerali ed organici	
16	20	Utilizzo di fitofarmaci (erbicidi, fungicidi, insetticidi)	Prioritario
17	19/20	Consistenza degli allevamenti zootecnici	Prioritario
18	20	Produzione di liquami zootecnici	
19	20	Contenuto metalli pesanti nei liquami zootecnici	
20	21	Siti potenzialmente contaminati	Prioritario
21	21	Siti effettivamente contaminati	Prioritario
22	21	Siti industriali dismessi	Prioritario
23	21	Impianti di trattamento e smaltimento rifiuti	
24	21	Attività a rischio di incidente rilevante	Prioritario
25	21	Impianti di stoccaggio fuori terra o interrati	
26	21	Diffusione e localizzazione degli impianti produttivi per tipologie potenzialmente inquinanti	
27	21	Consumo di sostanze tossiche organiche ed inorganiche da parte delle attività produttive	

28	21	Siti di estrazione di minerali prima categoria	Prioritario
29	21	Siti di estrazione di minerali seconda categoria	Prioritario
30	21	Scarichi idrici industriali e misti	
31	21	Produzione di rifiuti pericolosi	
32	21	Aree di spagliamento sul suolo di scarichi fognari	
33	20	Aree usate per agricoltura intensiva	Prioritario
34	20	Cambio nelle pratiche d'uso agricolo	Prioritario
35	19	Rischio di compattazione in relazione al numero e potenza delle trattrici	Prioritario
36	18/19	Perdita di zone umide per bonifica - (P/I)	
37	19	Grandi movimenti di terra nelle aree agricole	Prioritario
		<i>STATES</i>	
38	18/21	pH del suolo	Prioritario
39	18	Capacità di scambio cationico del suolo	Prioritario
40	18/19	Tessitura del suolo	Prioritario
41	18/19	Contenuto in sostanza organica del suolo	Prioritario
42	19	Contenuto di sostanza organica umificata	
43	18	Contenuto in P assimilabile e K scambiabile del suolo	
44	18/21	Contenuto in metalli pesanti totali del suolo	Prioritario
44a	18	Contenuto in As	Prioritario
44b	18	Contenuto in Cd	Prioritario
44c	18	Contenuto in Cr	Prioritario
44d	18	Contenuto in Cu	Prioritario
44e	18	Contenuto in Hg	Prioritario
44f	18	Contenuto in Ni	Prioritario
44g	18	Contenuto in Pb	Prioritario
44h	18	Contenuto in Zn	Prioritario
45	18	Contenuto in metalli pesanti assimilabili del suolo	
46	18	Contenuto di fitofarmaci nel suolo	
47	18	Bilancio di nutrienti nel suolo (input/output di nutrienti)	Prioritario
48	19	N potenzialmente mineralizzabile	
49	19	C e N della biomassa microbica	
50	19	C biomassa / C organico totale	
51	19	Respirazione del suolo	Prioritario

52	19	Respirazione/biomassa	
53	19	Carica microbica	
54	19	Attività enzimatica	
55	19	Biodiversità - (S/I)	
56	19	Porosità del suolo	
57	19	Conducibilità idraulica satura	
58	19	Grado di compattamento e suscettibilità al compattamento	
59	19	Strati compatti lungo il profilo	
60	19	Croste superficiali e suscettibilità alla loro formazione	
61	19	Crepacciamento	
62	19	Perdita di struttura	
63	19	Erodibilità	Prioritario
64	21	Sostanze organiche inquinanti nel suolo	
65	21	Limitazioni d'uso del suolo - (S/I)	
88	18/19	Conducibilità elettrica	
89	18/19	Profondità del suolo	Prioritario
90	19	Ritenzione idrica	
91	19	Pendenza del suolo	
92	19	Erosione Idrica	Prioritario
93	19	Erosione Eolica	Prioritario
96	18/19	Salinizzazione	
98	19	Rischio di desertificazione	Prioritario
		<i>IMPACTS</i>	
66	18	Contenuto di nitrati nelle acque sotterranee	Prioritario
67	18	Contenuto di fitofarmaci nelle acque sotterranee	Prioritario
68	18	Contenuto di P tot nelle acque superficiali	
69	18	Apporti di N e P a fiumi e mari	
70	21	Incidenti rilevanti riscontrati	Prioritario
71	21	Sversamenti sul suolo per eventi accidentali	Prioritario
72	21	Contenuto di metalli pesanti nella falda	
73	21	Sostanze organiche inquinanti nella falda	
74	21	Sostanze inorganiche inquinanti nella falda	
75	19	Rilascio di sedimento da aree agricole - (I/P)	Prioritario
97	19	Superficie totale percorsa da incendi	Prioritario

		RESPONSE	
76	20	Aree destinate a set-aside (Reg.CEE 1094/88)	
77	20	Aziende che aderiscono a misure agroambientali (Reg.CEE 2078-2080/92,)	
78	20	Aziende convertite all'agricoltura biologica (Reg. CEE 2092/91)	
79	20	Utilizzo di sostanza organica di qualità in agricoltura	
80	20	Vendita macchine agricole per localizzazione concimi	
81	20	Vendita macchine agricole per localizzazione erbicidi	
83	18/19/20	Superficie di aree protette	Prioritario
84	20/21	Cambiamento di uso del suolo - (R/I)	
85	21	Piani regionali di bonifica	Prioritario
86	21	Siti bonificati	Prioritario
87	21	Aziende che hanno attuato un S.G.A. (Sistema di Gestione Ambientale) secondo EMAS e/o ISO 14000	Prioritario
94	21	Costo stimato per gli interventi di bonifica	Prioritario
95	20	Superfici adibite a coltivazioni a basso impatto ambientale	Prioritario

#### ESEMPI DI RAPPRESENTAZIONE A LIVELLO NAZIONALE

Una parte consistente degli indicatori giudicati significativi è già rappresentabile a livello nazionale; nelle pagine successive sono riportati cinque esempi di rappresentazione di indicatori relativi al degrado del suolo.

Molte sono però le azioni in atto per verificare la disponibilità, la qualità e l'accessibilità dei dati presso le sorgenti già individuate, al fine di poter arrivare ad una rappresentazione completa di tutti gli indicatori significativi per questa tematica ambientale, seguendo le linee guida messe a punto per la costruzione dei vari indicatori. Una carenza sicuramente individuata è la scarsa presenza di serie storiche di valori, che non permette un sufficiente sviluppo nella rappresentazione della loro evoluzione temporale; tale carenza è sicuramente collegata alla mancanza di una rete di monitoraggio per il suolo, e rende evidente che il problema potrà essere superato solo con la creazione di tale rete.

L'azione del CTN SSC è dunque attualmente indirizzata su questa duplice strada; da un lato la ricerca dei dati, la verifica della loro qualità, disponibilità e presenza di serie storiche; dall'altro, l'impostazione progettuale di una rete di moni-

toraggio del suolo che, opportunamente interconnessa con le reti previste per le altre matrici ambientali e sviluppata di comune accordo tra il settore ambientale e quello agrario, permetta di costruire, almeno per il futuro, serie storiche di dati validati ed utilizzabili per la costruzione degli indicatori più significativi.

Le carenze evidenziate nella conoscenza dei dati sulla qualità del suolo possono essere superate con la ricerca e l'acquisizione dei dati georeferenziati già utilizzati per la realizzazione delle numerose carte tematiche a livello regionale o sub-regionale; molto importante in tal senso è il collegamento con lo sviluppo della Carta dei suoli al 250.000, in corso di realizzazione da parte delle Regioni su coordinamento dell'Osservatorio Pedologico Nazionale. Proprio questa struttura può diventare il fulcro della concertazione tra il mondo "ambientale" e quello "agrario", che spesso si occupano degli stessi problemi del suolo ma da punti di vista diversi. La creazione di un database aggiornato sulla qualità del suolo, ad una scala di sicura valenza regionale e provinciale, può essere il passo fondamentale anche per la costruzione di molti indicatori relativi alla degradazione fisica e chimica del suolo, indicatori oggi non rappresentabili o rappresentabili solamente a scala nazionale.

I fenomeni della degradazione fisica, e ancor più di quella biologica, sono però quelli oggi più difficilmente rappresentabili, per una evidente carenza di dati, recuperabile solo in tempi medio-lunghi con la creazione delle già citata rete di monitoraggio.

Sicuramente maggiore risulta essere la presenza di dati sull'inquinamento diffuso; in questo caso il lavoro del CTN è concentrato sul miglioramento della qualità dei dati stessi e sulla costruzione di serie storiche basate su dati affidabili e validati.

La situazione relativa ai dati sui siti contaminati, oggi non completamente soddisfacente, dovrebbe migliorare notevolmente nei prossimi anni con l'attivazione dell'Anagrafe prevista dal d. lgs. 22/1997 e dal D.M. n. 471 del 25/10/1999.

### *Uso del suolo*

L'uso del suolo definisce i modi di utilizzo del suolo agrario dal punto di vista qualitativo e quantitativo e la variazione di alcune caratteristiche connesse all'uso stesso (la capacità di uso del suolo, la percentuale delle principali colture tipiche, la percentuale di sostanza organica nel suolo agrario, ecc.).

L'indicatore "uso del suolo" rappresenta le aree considerate omogenee al loro interno (agricole, urbane, industriali, corpi idrici, infrastrutture, ricreative, naturalistiche, ecc.), alla scala di indagine e con la metodologia utilizzata ed è l'unico indicatore che visualizza l'entità e l'estensione delle principali attività antropiche presenti sul territorio: in tal senso può essere definito una forza determinante.

I rapporti europei EUROSTAT, Dobris+3 ed EU State 1998 fanno riferimento specifico a tale indicatore, mentre a livello normativo l'uso del suolo viene menzionato nell'articolo 130 del trattato di Maastricht (1992) dell'Unione Europea.

La costruzione a scala regionale dell'indicatore è stata eseguita a partire dalla

carta dell'uso del suolo "CORINE Land Cover", che ha una copertura a livello nazionale con scala 1:100.000 e sensibilità di 25 ha. Particolarmente interessante per gli sviluppi futuri potrà rivelarsi il confronto tra questa prima versione del CORINE Land Cover e la seconda, attualmente in progetto e la cui realizzazione è prevista per i prossimi anni. Potranno così essere evidenziati trend temporali diversi, dedotti dal cambio di tendenza nelle tipologie di coltivazioni, nell'estensione delle aree destinate alle infrastrutture, all'urbanizzazione, e così via. Un limite da considerare nella rappresentazione dell'indicatore è la tecnica di rilevamento utilizzata per la redazione della carta CORINE: la rilevazione satellitare può determinare una approssimazione (dettaglio di 25 ettari) di cui tenere conto nel commento dei risultati.

Estrapolando, per ogni Regione, la percentuale di territorio artificiale (aree urbane, aree industriali, zone estrattive, discariche, cantieri e aree occupate da infrastrutture quali porti, aeroporti, strade, autostrade e linee ferroviarie), agricolo e boschivo-seminaturale, è stato quindi possibile rappresentare l'indicatore in base ad una suddivisione in classi di utilizzo del suolo. Dall'osservazione della Figura 3, riportata di seguito, si può notare come in Veneto, Lombardia e Friuli-Venezia Giulia le aree artificiali superino il 6% del territorio regionale, mentre, al contrario, Val d'Aosta, Trentino-Alto Adige, Molise e Basilicata detengano la minore percentuale. Tali informazioni possono essere incrociati con quelli seguenti, da cui emerge che Val d'Aosta e Trentino-Alto Adige sono, assieme alla Liguria, anche le Regioni che possiedono il dato più elevato di aree boschive e seminaturali. Queste tre Regioni sono caratterizzate anche dal valore più basso di territorio destinato all'uso agricolo. Infine la Puglia possiede la minor percentuale di territorio boschivo-seminaturale e la maggiore per quanto riguarda le aree agricole, denotando anche sotto questo aspetto la sua potenziale vulnerabilità all'erosione ed alla desertificazione.

### *Rischio di desertificazione*

Secondo la Convenzione delle Nazioni Unite sulla lotta alla siccità e/o alla desertificazione (UNCCD), firmata a Parigi nel 1994 e ratificata dall'Italia con legge n. 170 del 4 giugno 1997, la desertificazione consiste nel "degrado del territorio nelle aree aride, semi aride e secche 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; il termine degrado implica una riduzione della potenziale produttività causata da uno o più processi agenti sul territorio.

L'indicatore relativo al rischio di desertificazione è stato costruito utilizzando la carta delle aree sensibili al fenomeno della desertificazione rientrante negli obiettivi principali del Piano d'Azione Nazionale. Nell'ambito del Comitato Nazionale per la lotta alla desertificazione e la realizzazione della carta in formato digitale, il coordinamento del lavoro relativo alla realizzazione della carta è stato affidato al

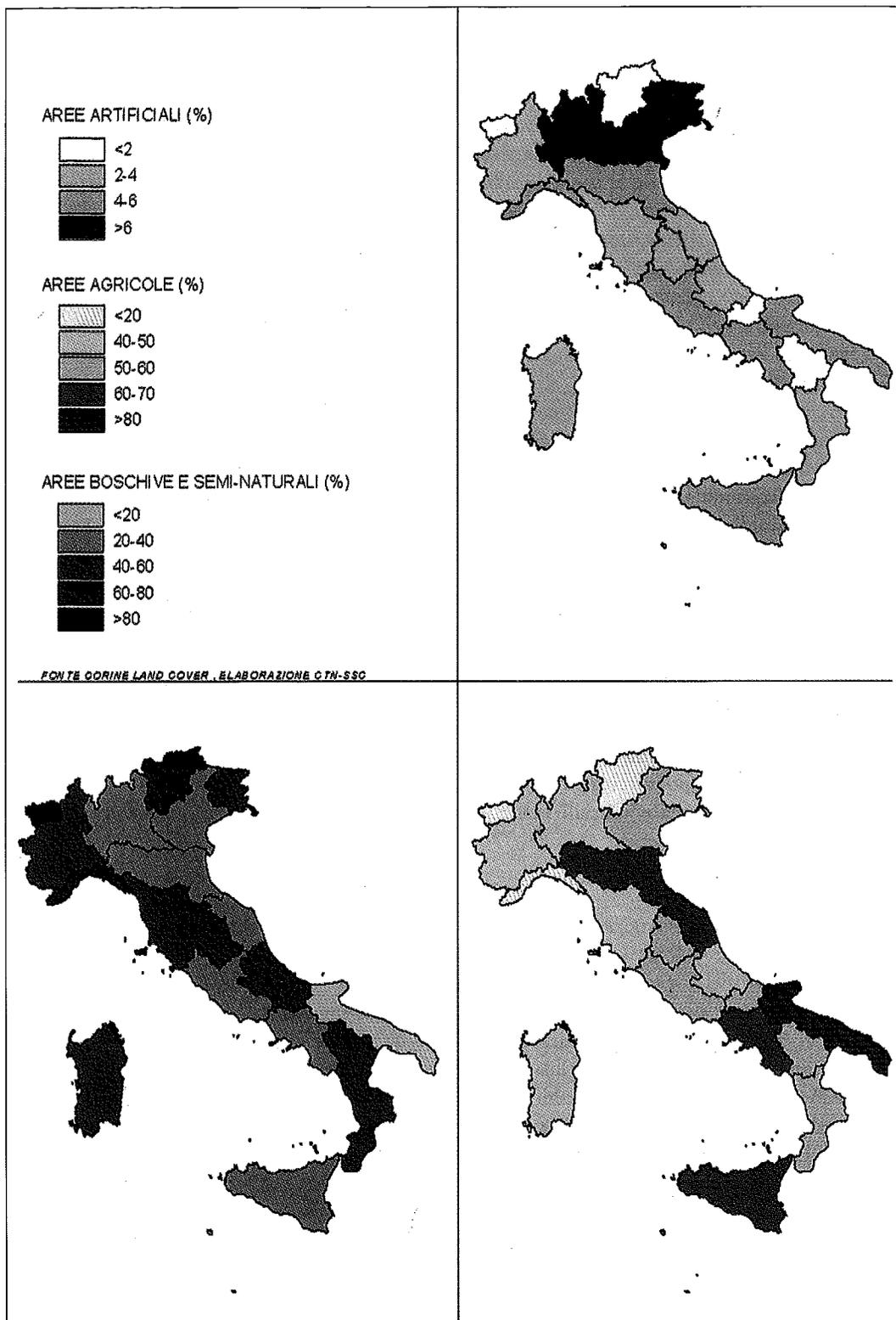


Fig. 3. Uso del suolo rispetto alle superfici regionali.

Servizio Idrografico e Mareografico Nazionale (S.I.M.N.) del Dipartimento per i Servizi Tecnici Nazionali (D.S.T.N.) della presidenza del Consiglio dei Ministri.

Il processo di individuazione delle aree sensibili è stato articolato in due fasi: nella prima fase, che ha portato alla realizzazione della carta, sono stati individuati, a piccola scala sulla base dei dati disponibili a livello nazionale, i bacini idrografici e le regioni che sono interessate dal fenomeno; in una seconda fase le regioni e le autorità di bacino procederanno, secondo quanto previsto dall'art. 20, comma 2 e comma 3 del D.L. 1105.99 n. 152, ad una analisi a livello di singolo bacino idrografico per delimitare le aree vulnerabili e sensibili al fenomeno della desertificazione e per rendere applicative le norme di salvaguardia le cui linee sono individuate nel PAN. Le due analisi differiscono per il livello di approfondimento proprio delle diverse scale.

Per individuare a livello nazionale le aree sensibili alla desertificazione e realizzare la carta, sono stati considerati i seguenti elementi attraverso i tematismi indicati tra parentesi:

- Clima (indice di aridità);
- Caratteristiche del suolo (indice pedoclimatico);
- Uso del suolo (copertura del Corine land use);
- Pressione antropica (variazione antropica 1981/1991).

È inoltre in previsione il completamento dell'analisi degli elementi già considerati con i seguenti tematismi: Clima (indice di siccità); Caratteristiche del suolo (indice di erodibilità del suolo, pendenza dei versanti, piogge intense); Uso del suolo (indice AWC e NDVI e carta degli incendi); Pressione antropica (fattori economico-produttivi).

La definizione di indice di aridità posta alla base dell'individuazione delle aree sensibili è quella adottata, nel 1977, dal piano di Azione delle Nazioni Unite per la lotta alla desertificazione e successivamente pubblicata dall'UNESCO, nel 1979, nella "Carta della distribuzione mondiale delle regioni aride". Dall'analisi della distribuzione territoriale dell'indice di aridità nel trentennio '61-90 risulta che in Italia, il 94,5% della superficie del territorio nazionale può essere classificato come umido; nel 5,2% del territorio sono presenti condizioni climatiche tipo "secco umido", mentre solo una minima parte, corrispondente circa allo 0,3% della superficie, è caratterizzato da valori dell'indice ricadenti nella classe "semi-arido".

L'aspetto relativo alle caratteristiche del suolo è stato considerato attraverso l'analisi e successiva rielaborazione della carta dei pedoclimi d'Italia, realizzata dall'Istituto Sperimentale per lo Studio e la Difesa del Suolo di Firenze (I.S.S.D.S.).

Per la valutazione dell'incidenza degli aspetti relativi alla copertura vegetale e all'uso del suolo, è stato considerato il "Corine land cover", riclassificato in funzione del diverso livello di predisposizione delle singole classi di uso del suolo rispetto al fenomeno della desertificazione.

Per quanto concerne l'analisi della pressione antropica, è stata utilizzata la carta

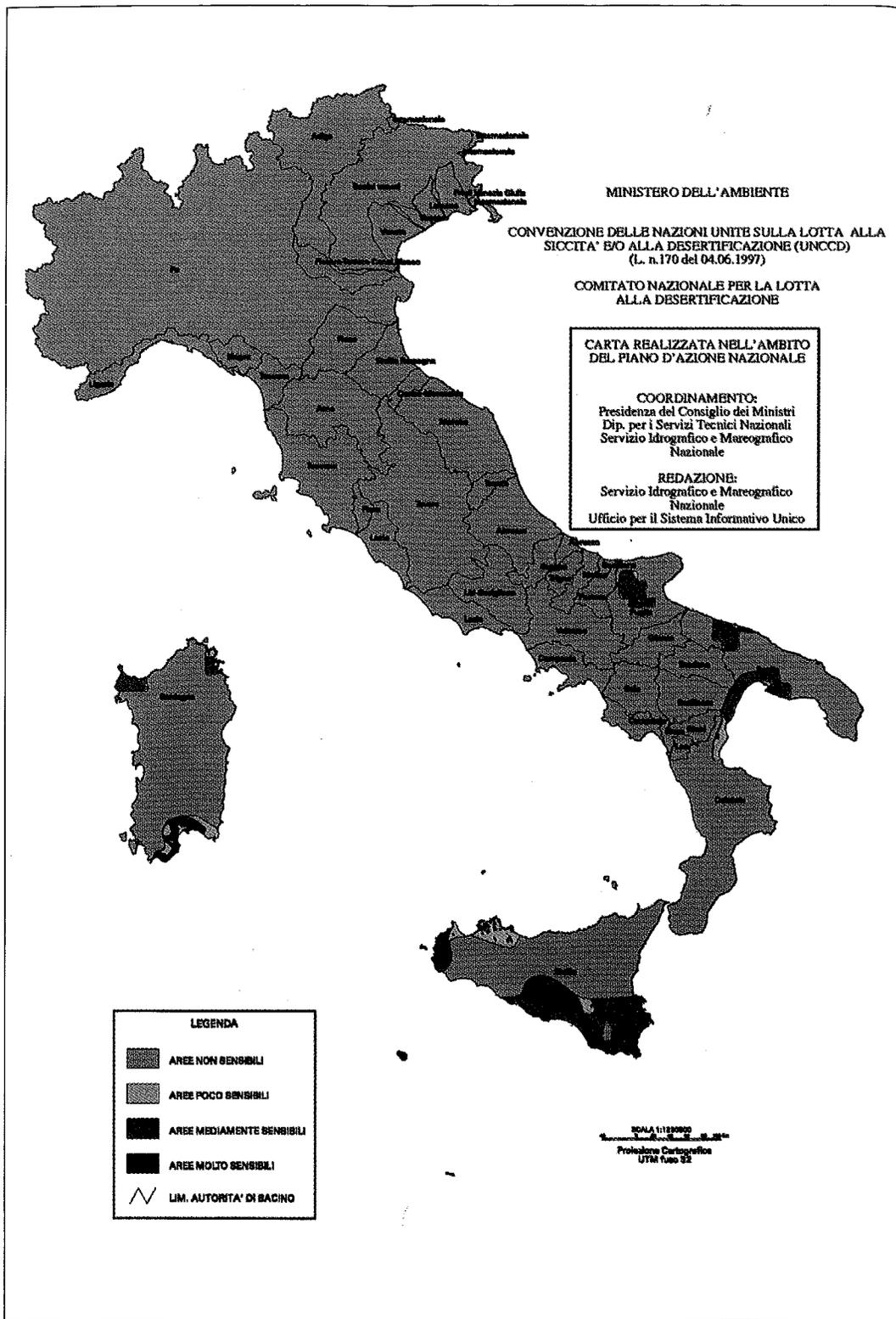


Fig. 4. Carta delle aree sensibili alla desertificazione.

della variazione demografica 1981-1991 realizzata in base a censimenti ISTAT e riclassificata in funzione di tre diversi livelli di predisposizione alla desertificazione.

La carta è stata redatta alla scala 1:250.000. Per ciascun tematismo esaminato, è stato classificato il territorio in aree con predisposizione alla desertificazione nulla, media e alta.

Sono state individuate come aree sensibili quelle che, caratterizzate da un indice di aridità compreso tra il sub-umido secco e il semi-arido, presentano almeno uno dei tematismi con un livello non nullo di predisposizione al fenomeno. Questo tipo di interpretazione spiega in parte la piccola superficie del territorio considerata a rischio di desertificazione, che un'analisi più approfondita, con maggiore attenzione nei confronti delle diverse realtà e problematiche locali, potrebbe ampliare.

### *Erosione idrica*

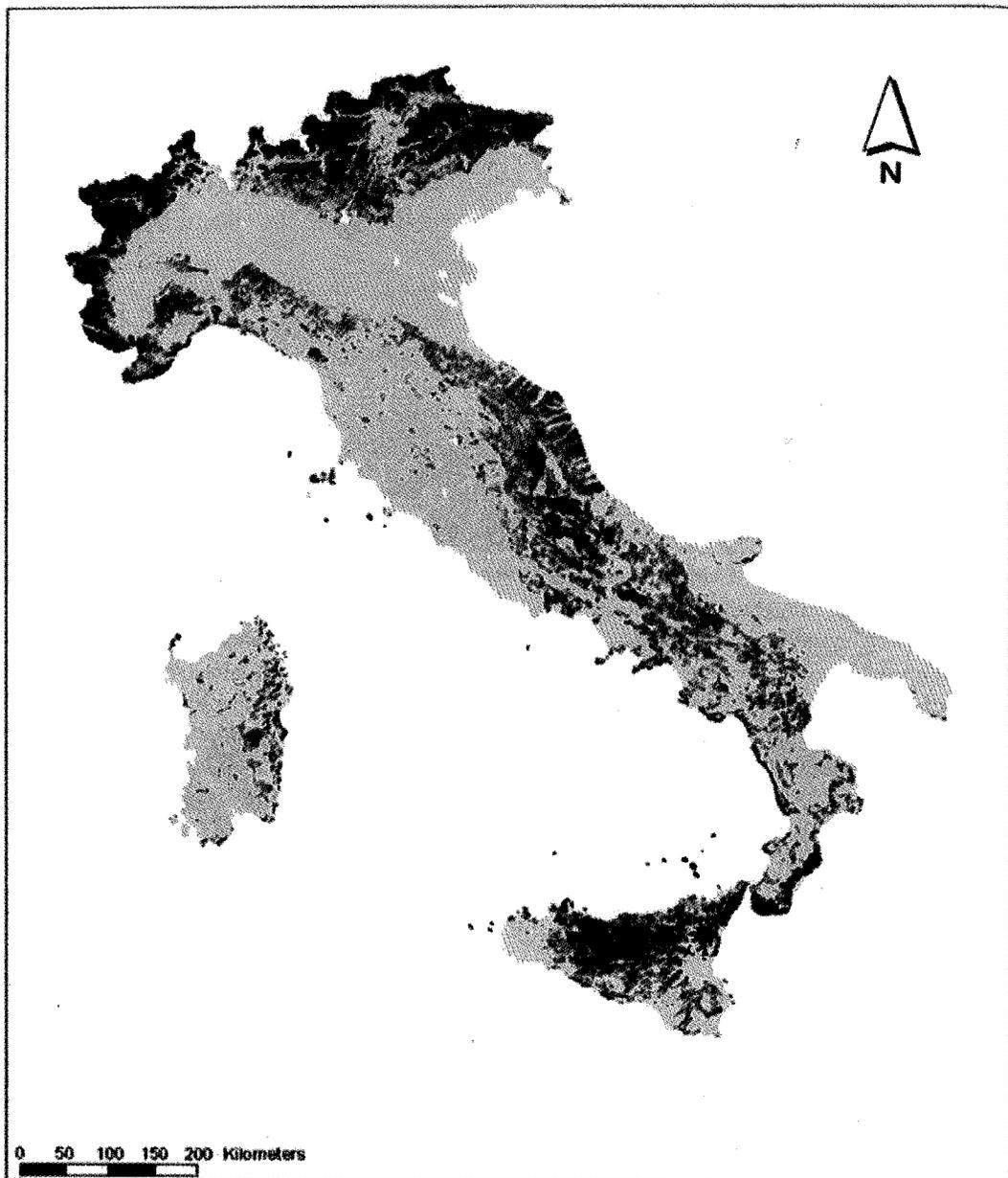
Il degrado delle risorse terrestri, specialmente attraverso l'erosione idrica del suolo, ha raggiunto un'intensità ed un'estensione difficilmente immaginabili pochi anni fa. È evidente l'importanza della previsione di questo fenomeno e della valutazione del peso relativo ai diversi fattori che lo determinano, in quanto strumenti indispensabili per la valutazione del rischio e per la pianificazione degli interventi di conservazione del suolo che devono essere effettuati in base a considerazioni non solo produttive, ma anche e soprattutto gestionali e conservative.

L'erosione del suolo si manifesta in modo più o meno imponente in relazione alla differente natura e declività delle superfici interessate, alla composizione fisico-meccanica del terreno, alla natura del limo e dell'argilla, allo stato di saturazione dei singoli minerali argillosi, al contenuto in sostanza organica, al regime pluviometrico, al tipo di utilizzazione del suolo, allo sviluppo della copertura vegetale ed all'impiego delle diverse tecniche agronomiche.

A livello europeo il tema dell'erosione idrica e del degrado del suolo in genere è stato affrontato ampiamente da progetti quali "CORINE Soil Erosion Risk And Important Land Resources - In The Southern Regions of the European Community", e ISRIC "Maps of soil degradation in Europe".

I dati relativi al rischio di erosione idrica del suolo sono ricavabili da un recente lavoro (Soil erosion risk assesment in Italy, 1999) dell'European Soil Bureau realizzato, nell'ambito del "Soil Map of Italy and associated soil database Project", su scala nazionale.

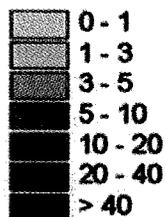
Lo studio è basato sulla determinazione del rischio di erosione potenziale (potential soil erosion risk) e attuale (actual soil erosion risk) in base ai principi e ai parametri definiti dalla Universal Soil Loss Equation (USLE), modello di calcolo empirico di tipo moltiplicativo che combina fattori di vulnerabilità del suolo (climatici o di erosività, di erodibilità, topografici) ed informazioni relative all'influenza antropica (attività colturali e pratiche antierosive). La formula è stata opportunamente modificata per poterla adattare alle condizioni dell'Italia (climatiche, pedolo-



**Soil Erosion Risk  
Map of Italy:  
Actual Erosion Risk**

 **EUROPEAN  
SOIL  
BUREAU**  
EUROPEAN COMMISSION

Approximate Soil Loss  
(t/ha/yr)



 Rock Outcrops

Fig. 5.

giche, ecc.), ai metodi colturali specifici ed alla diversa scala di applicazione; è stata infatti inizialmente studiata per una applicazione a scala locale e non regionale.

La perdita di suolo secondo la formula di Wischmeier risulta proporzionale ad un parametro, detto erosività delle piogge "R" (Rainfall erosivity factor), attraverso una serie di fattori che tengono conto della perdita di suolo stimata "A", dell'erosività del suolo "K", della lunghezza di un versante "L", della pendenza di un versante "S" e della copertura vegetale "C".

Come fonte di dati sono stati usati il Mars meteorological database (Rijks *et al.*, 1998) per i dati climatici necessari alla costruzione dell'indice di erosività delle piogge "R", il Soil Geographical Database of Europe 1:1.000.000 per le informazioni relative alle classi tessiturali dei suoli usate per costruire l'indice K, il CORINE Land Cover database integrato con immagini NOAA AVHRR (Advanced Very High Resolution Radiometer) per la costruzione dell'indice C, il DEM (Digital Elevation Model) risoluzione 250 m per i dati relativi ai fattori L e S.

Combinando i diversi fattori dell'equazione sono stati determinati:

- l'indice di erosione potenziale, legato a fattori ambientali relativamente immutabili quali il clima, il suolo e la topografia (R, K, L, S);
- l'indice di erosione attuale (vedi figura) che integra i fattori R, K, L, S con quello di copertura delle terre (C), per sua natura mutevole nel tempo, a causa delle diverse politiche applicate al territorio.

Entrambi gli indici sono espressi in 7 classi di rischio, che stimano la perdita di suolo (approximate soil loss) da 0-1 t/ha/anno a >40 t/ha/anno.

#### *Utilizzo di fitofarmaci*

L'indicatore ha lo scopo di fornire una stima della tendenza all'uso di fitofarmaci in agricoltura e del conseguente rischio di contaminazione del suolo. L'utilizzo di fitofarmaci è uno dei fattori di pressione ambientale tra i più studiati, ed è stato trattato da varie pubblicazioni a livello europeo e nazionali quali ad esempio EU 1998 (EEA), Dobris+3 (EEA), EUROSTAT, Relazione sullo Stato dell'Ambiente (Ministero dell'Ambiente).

I dati utilizzati per costruire l'indicatore sono tratti dall'Annuario ISTAT 1999 sulle statistiche dell'agricoltura (dati 1996) e relativi alle dichiarazioni di vendita rese dalle ditte produttrici ed importatrici di prodotti fitosanitari. Tali dati non corrispondono quindi al reale impiego di sostanze chimiche nell'ambiente rurale e di ciò bisogna tenere conto per una corretta interpretazione degli stessi.

I valori forniti dall'ISTAT sono peraltro valori assoluti in kg, non riferiti all'utilizzo sul territorio; è stato necessario quindi rapportare i dati alle Superfici Agricole Utilizzate (SAU) di ogni regione in modo da ottenere dei valori riconducibili al reale impiego in ambito regionale. Attualmente sono autorizzati in Italia circa 500 principi attivi che, miscelati in opportune dosi tra di loro e/o con altre sostanze

coformulanti e sostanze inerti, costituiscono i cosiddetti prodotti fitosanitari, il cui impiego è essenzialmente destinato alla protezione delle piante coltivate da insetti, acari, muffe e funghi parassiti, roditori ed erbe infestanti.

Nella rappresentazione dei dati si è voluto dare spazio ad entrambi i valori (principi attivi e formulati commerciali) per meglio comprendere le problematiche collegate all'utilizzo di fitofarmaci e per evidenziare situazioni particolari.

Il pericolo derivante dall'uso dei fitofarmaci riguarda non soltanto agricoltori e utilizzatori di fitofarmaci in genere, ma interessa direttamente o indirettamente anche le acque superficiali, le acque sotterranee, il suolo e la flora e la fauna ad essi correlati. Per quanto riguarda la matrice suolo, è stata messa in evidenza una possibile azione tossica, più o meno transitoria, di fumiganti e fungicidi che risulterebbero inibire importanti attività microbiche quali la nitrificazione ed i processi di respirazione. Determinati componenti della pedofauna che svolgono importanti funzioni nella catena del detrito possono subire danni di varia entità laddove i fitofarmaci vengano somministrati nei campi in modo continuativo ed in quantità eccedenti alle dosi necessarie al raggiungimento dell'effetto fitoterapeutico.

Dall'analisi dei dati, le regioni con il più alto consumo di fitofarmaci (espressi come principi attivi) per unità di superficie risultano essere la Liguria, il Veneto e l'Emilia-Romagna; valori piuttosto elevati rispetto alla media nazionale presentano anche Trentino-Alto Adige, Campania, Piemonte e Friuli-Venezia Giulia, ai livelli più bassi si trovano invece la Valle d'Aosta, la Sardegna ed il Molise.

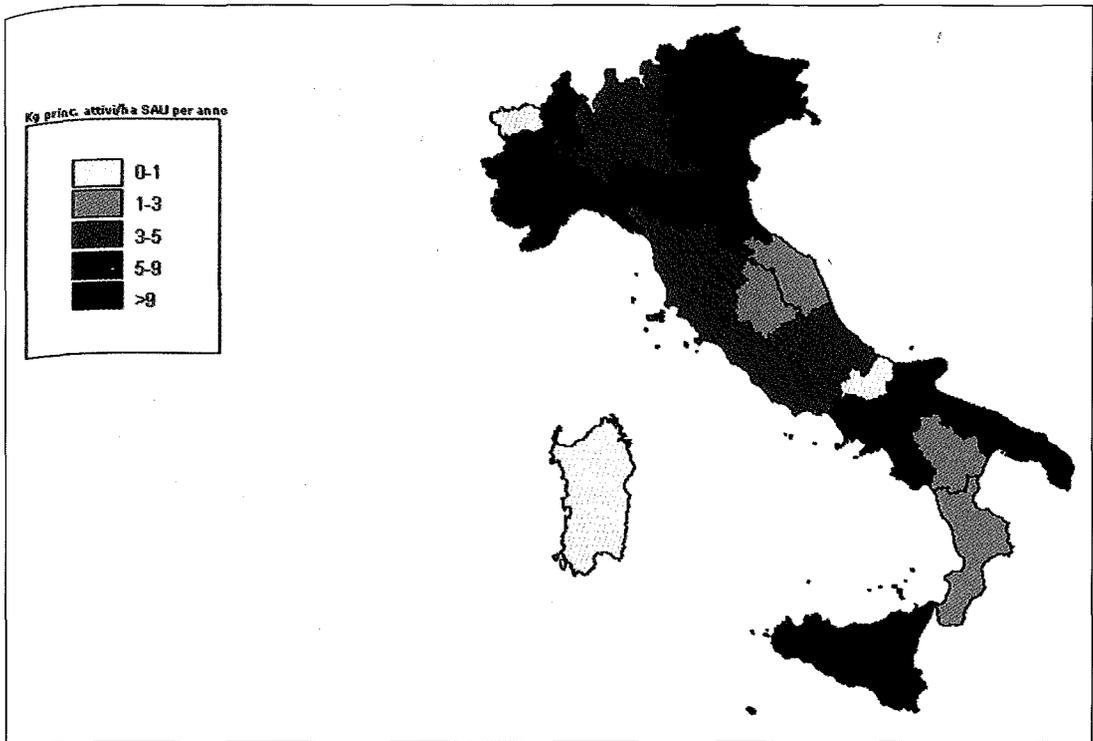
Secondo fonti ISTAT l'Italia risulta avere un consumo di circa 76.500 tonnellate di principi attivi, pari a 5,18 kg per ettaro di superficie agricola utilizzata; l'Emilia-Romagna, con circa 11.000 tonnellate, è risultata essere al primo posto nel consumo regionale. Seguono il Piemonte, la Sicilia, il Veneto e la Puglia. Valle d'Aosta, Molise e Liguria hanno invece i valori più bassi.

Interessante è il caso della Liguria che, pur avendo una quantità assoluta di consumo di principi attivi tra le più basse, ha in realtà, a causa della ridotta superficie agricola utilizzabile, il valore più elevato nel consumo riferito alla densità di impiego.

Ai dati riferiti ai principi attivi sono stati inoltre affiancati quelli relativi all'utilizzo di formulati: il loro consumo in Italia ammonta per il 1996 a circa 165.000 tonnellate, corrispondenti ad un valore, riferito alla superficie agricola utilizzata, di 11,17 kg/ha. L'ordine regionale dei consumi rispecchia peraltro, con leggere variazioni, quello dei principi attivi.

Nella Figura 6 viene riportata una carta della densità di utilizzo dei consumi regionali di fitofarmaci, realizzata suddividendo in cinque classi di consumo (kg di principio attivo per ha per anno) i dati relativi ai principi attivi contenuti nei prodotti fitosanitari venduti: la classe più rappresentata è quella compresa tra 5 e 9 kg p.a./ha, mentre quella a consumo inferiore ad 1 kg p.a./ha è la meno diffusa.

In Figura 7 è riportata una carta dei consumi regionali di fitofarmaci, realizzata suddividendo in cinque classi di consumo (kg di formulato commerciale per



Elaborazioni CTN-SSC su dati ISTAT 1999, Statistiche dell'agricoltura 1996.

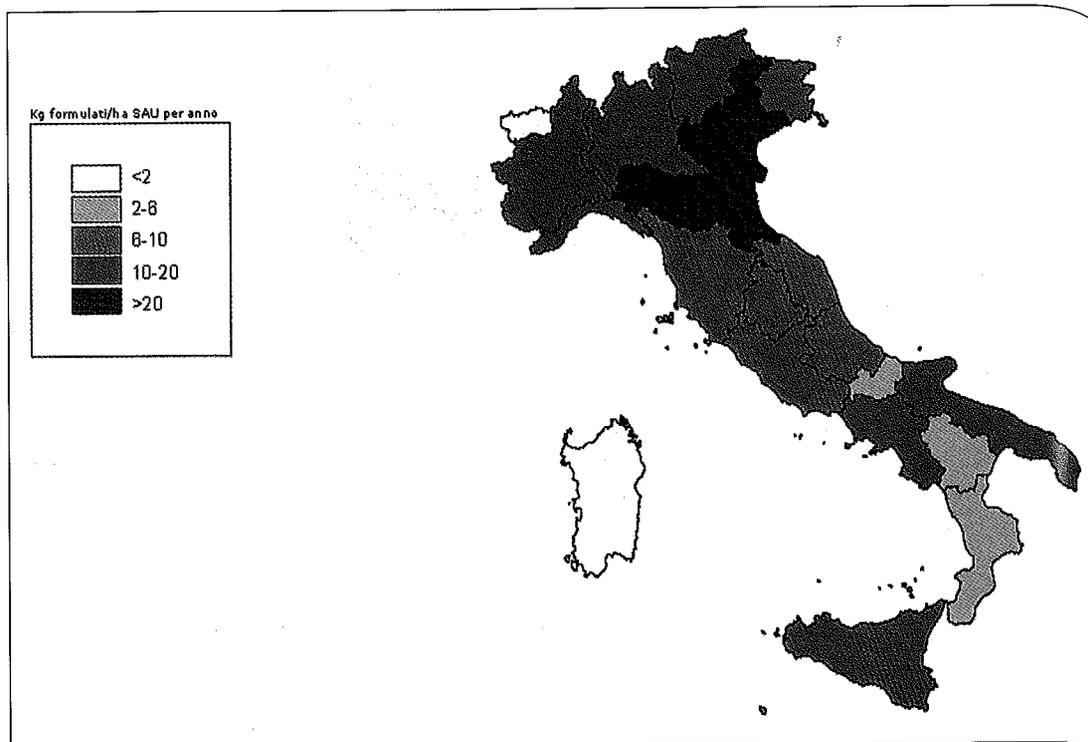
Fig. 6. Principi attivi contenuti nei prodotti fitosanitari venduti nel 1996 in rapporto alla superficie agricola utilizzata.

ettaro per anno) i dati relativi all'utilizzo di formulati: la classe più rappresentata è quella compresa tra 10 e 20 kg formulato/ha, mentre quella a consumo inferiore ad 2 kg formulato/ha è la meno diffusa.

### *Siti contaminati*

Tale indicatore è significativo perché individua aree che sicuramente necessitano di interventi di risanamento del suolo; i siti contaminati comprendono tutte quelle aree nelle quali, in seguito ad attività umane svolte o in corso, è stata accertata un'alterazione puntuale delle caratteristiche naturali del suolo, da parte di un qualsiasi agente inquinante presente in concentrazioni superiori a certi limiti tabellari stabiliti per un certo riutilizzo (limiti stabiliti dal D. Min. 471/99 attuativo dell'articolo 17 del D. Lgs. 22/97).

Rientrano in questi siti le contaminazioni locali del suolo e le aree industriali attive o dismesse; sono escluse invece le contaminazioni diffuse dovute sia ad emissioni in atmosfera che ad utilizzi agricoli.



Elaborazioni CTN-SSC su dati ISTAT 1999, Statistiche dell'agricoltura 1996.

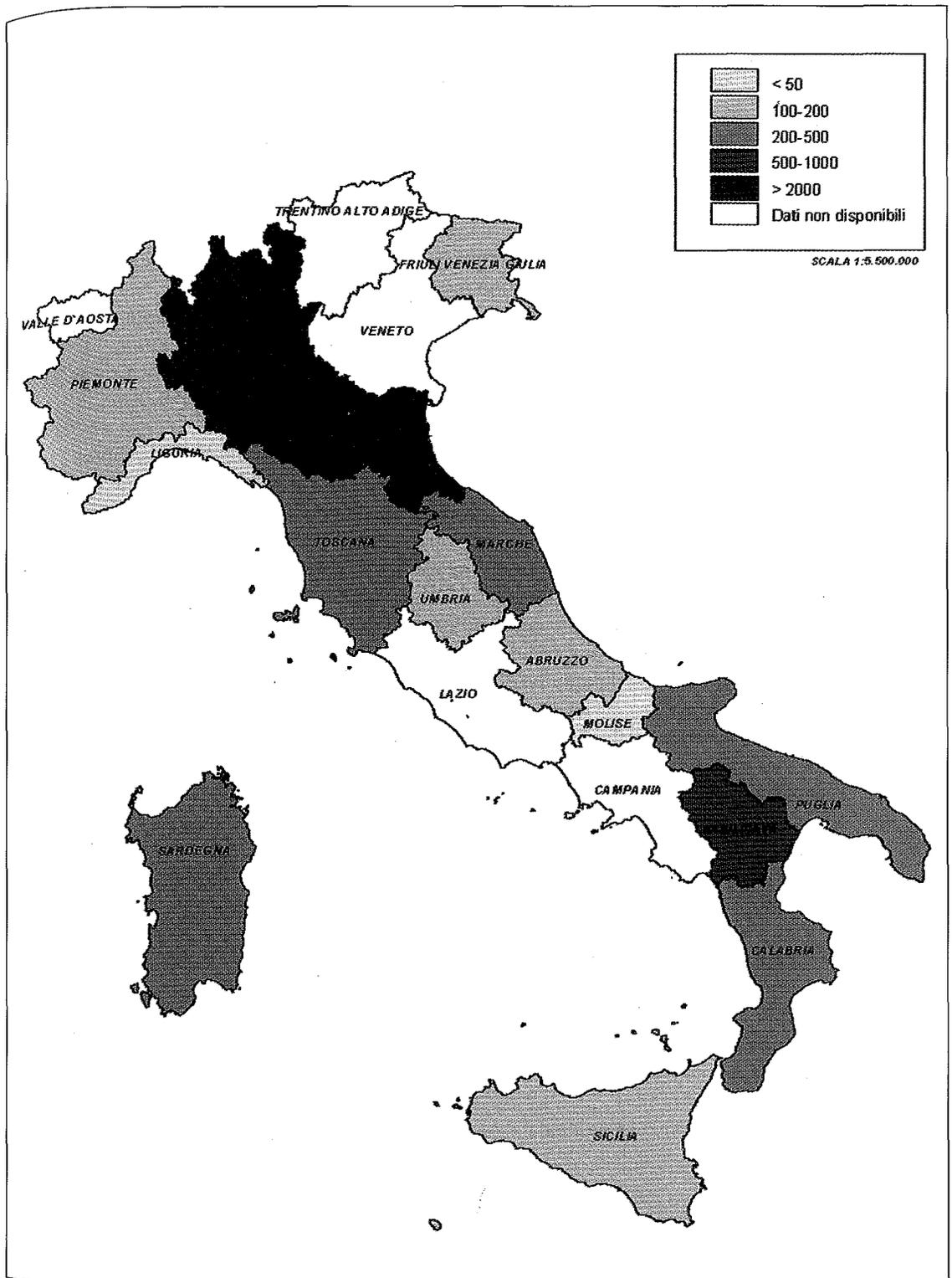
Fig. 7. Prodotti fitosanitari distribuiti come formulato venduti nel 1996 in rapporto alla superficie agricola utilizzata.

Questi siti possono altresì suddividersi in tre principali categorie:

- siti industriali: aree dove è stata o è aperta una qualsiasi attività industriale o commerciale;
- siti rifiuti: aree usate per lo smaltimento rifiuti;
- siti militari: aree che sono state o sono usate per qualsiasi scopo militare, produzione di armi compresa.

In merito ai siti contaminati sono state svolte indagini da parte del Ministero della Protezione Civile nel 1986 e dal Ministero dell'Agricoltura nel 1998, mentre il primo tentativo di pianificazione degli interventi di bonifica dei suoli contaminati è stato fatto con la legge 441/87, che con l'articolo 5 affidava alle Regioni il compito di elaborare i piani regionali di bonifica. Sono state inoltre svolte indagini locali nell'ambito delle aree "a rischio elevato di crisi ambientale", previste nella legge 305/89.

Il Ministero dell'Ambiente con il decreto del 16 maggio 1989 ha fornito le linee guida per l'elaborazione dei piani regionali di bonifica di aree contaminate, mentre il D. Lgs. 22/97 modificato ed integrato dal D. Lgs. 389/1997 e dalla legge



Fonte: Ministero dell'Ambiente, elaborazione CTN-SSC.

Fig. 8. Siti contaminati.

426/98, ha determinato una nuova disciplina in materia di bonifiche e ripristino ambientale delle aree inquinate.

Diverse Regioni (Piemonte, Toscana, Lombardia, Emilia Romagna e Veneto) hanno legiferato in materia di bonifiche; alle stesse Regioni viene demandato il compito di predisporre l'anagrafe dei siti da bonificare.

Come documento di riferimento a livello europeo l'indicatore siti contaminati è stato trattato nel rapporto tecnico 1996/1 dell'Agenzia Europea per l'Ambiente (EEA), "Guidelines for Data Collection for the Dobris+3 report".

La rappresentazione dell'indicatore è stata eseguita a partire da dati reperiti presso il Ministero dell'Ambiente, a cui le singole Regioni hanno provveduto a trasmettere, una volta approvati, i propri Piani Regionali di Bonifica; è bene ricordare che non ancora tutte le Regioni si sono dotate di tale piano e che, per le altre, la data di approvazione varia tra il 1987 ed il 1997.

Il numero dei siti contaminati, pur rappresentando un dato fondamentale, non è certo in grado da solo di rappresentare per ogni Regione, e quindi per tutto il territorio nazionale, la reale situazione del livello e qualità della contaminazione, delle superfici interessate, degli interventi necessari e quindi delle risorse da impegnare. Dalla rappresentazione dell'indicatore, Figura 8, si può osservare la mancanza di dati per la Valle d'Aosta, la Campania, il Lazio, il Trentino Alto Adige ed il Veneto; le prime tre Regioni non hanno ancora adottato un piano di bonifica, mentre Trentino Alto Adige e Veneto, pur avendo un proprio piano, non lo hanno trasmesso al Ministero e non è stato dunque possibile reperirne le relative informazioni.

Bisogna considerare che l'assenza di norme tecniche nazionali esistente al momento della rilevazione dei dati implica sia modalità di rilevamento e classificazione dei siti certamente non omogenee, sia una diversa qualità dei dati, per cui l'aggregazione degli stessi presenta difficoltà e può risultare poco significativa; nello specifico, basti ricordare che ad esempio l'Emilia Romagna ha conteggiato più di tremila siti, mentre il Piemonte poco più di un centinaio.



Rendiconti  
Accademia Nazionale delle Scienze detta dei XL  
*Memorie di Scienze Fisiche e Naturali*  
118° (2000), Vol. XXIV, pp. 275-284

NADIA VIGNOZZI \*

## **Indicatori atti a quantificare alcuni dei principali aspetti di degradazione del suolo \*\***

### INTRODUZIONE

Una gestione del territorio ed un uso del suolo non sempre corretti hanno determinato preoccupanti fenomeni di degradazione e dove l'impatto delle attività antropiche è stato più pesante e indiscriminato, si sono originati veri e propri dissesti ambientali (erosione, desertificazione ecc.)

Questi fenomeni sono quelli che salgono agli onori della cronaca, quelli più tangibili, quelli che purtroppo in molti casi hanno superato la soglia oltre la quale un processo di degradazione diventa irreversibile. È necessario intervenire prima che tali fenomeni occorrano, monitorando opportunamente la "salute del territorio" e nel caso specifico la qualità del suolo.

Per rilevare e tenere sotto controllo le qualità di un suolo è indispensabile individuare degli indicatori atti a quantificare i principali aspetti di degradazione e inoltre conoscere i limiti entro i quali tali fenomeni devono essere mantenuti, dato che non è pensabile praticare una gestione del suolo, o meglio un'agricoltura, sia pure sostenibile, che annulli completamente i processi di degradazione.

Per quanto riguarda gli aspetti fisici, la qualità di un suolo è essenzialmente determinata dalla struttura del suolo stesso; è la struttura, infatti, che determina le più importanti proprietà che regolano, ad esempio, lo sviluppo delle colture, la profondità che le radici possono esplorare, il volume dell'acqua che può essere immagazzinato, i movimenti dell'acqua stessa, dell'aria, degli elementi nutritivi, dei fitofarmaci e della fauna terricola.

Per valutare le qualità fisiche di un suolo e tenerle sotto controllo è necessario,

\* Istituto Sperimentale per lo Studio e la Difesa del Suolo, Firenze.

\*\* Relazione presentata al Convegno su "Indicatori per la qualità del suolo: prospettive ed applicabilità", Roma, 29 marzo 2000.

quindi, quantificare le modificazioni della struttura del terreno; considerando la struttura come la risultante della combinazione delle particelle (aggregati) con differenti tipi di pori, lo studio e la caratterizzazione completa della porosità e la valutazione della stabilità degli aggregati possono essere scelti come parametri le cui variazioni, insieme o singolarmente, consentono l'individuazione di indicatori atti a quantificare gli aspetti principali di degradazione fisica del suolo.

#### APPROCCIO METODOLOGICO

##### *Porosità*

Lo studio della porosità viene eseguito mediante l'analisi di sezioni sottili preparate da campioni indisturbati di terreno, avvalendosi delle tecniche di analisi di immagine. Con questa metodologia è possibile ottenere numerose informazioni sulla macroporosità (pori  $>50 \mu\text{m}$ ), sia di tipo quantitativo sia di tipo qualitativo, consentendo una visione ed una caratterizzazione completa del sistema dei pori nel suo complesso (Pagliai, 1988).

##### *Stabilità degli aggregati*

Per stabilità degli aggregati si intende la capacità del terreno di resistere a forze esterne disgreganti; queste possono essere pure sollecitazioni meccaniche o azioni di natura complessa esercitate sul terreno dall'acqua. La determinazione della stabilità degli aggregati viene fatta generalmente per mezzo del setacciamento in acqua (wet sieving). Il metodo prescelto è quello a determinazione unica con depurazione dalla sabbia ed oscillazione verticale (Pagliai *et al.*, 1997).

I fenomeni, che di seguito saranno illustrati, sono assunti come indicatori in quanto la loro correlazione con il degrado delle proprietà fisiche del suolo è stata ampiamente dimostrata. La loro presenza, rilevata in determinate aree, indica appunto l'instaurarsi di processi che sono alla base dei problemi più ampi e articolati dell'erosione del suolo.

#### GRADO ATTUALE DI COMPATTAMENTO E SUSCETTIBILITÀ AL COMPATTAMENTO

Il compattamento è uno degli aspetti di degradazione del suolo più preoccupanti, poiché ha riflessi negativi non solo sulla fertilità del suolo – riduce la porosità e interrompe la continuità del sistema dei pori riducendo così il contenuto e la trasmissione dell'acqua, riduce la capacità di penetrazione delle radici, influenza la disponibilità degli elementi nutritivi per le piante –, ma anche sulla qualità dell'ambiente aumentando a dismisura il ruscellamento superficiale e quindi l'erosione del suolo.

Il compattamento del terreno può essere provocato dalla combinazione di forze naturali e da forze di origine antropica legate alle conseguenze delle pratiche colturali. Quest'ultime sono essenzialmente dovute al traffico delle macchine agricole ed hanno un effetto compattante notevolmente superiore alle forze naturali quali l'impatto della pioggia, il rigonfiamento e il crepacciamento, l'accrescimento radicale, anche perché l'ingegneria agraria nell'ultimo trentennio ha prodotto macchine di grandi dimensioni sempre più potenti e pesanti.

La quantificazione del danno prodotto dal traffico di macchine agricole si evidenzia in termini di porosità del terreno (determinata mediante analisi di immagine su sezioni sottili) e di resistenza alla penetrazione mediante penetrometro. I risultati disponibili nella letteratura circa il compattamento provocato dal passaggio delle macchine agricole evidenziano che la porosità totale diminuisce fortemente (3-4 volte) nelle aree compattate. Questo effetto appare ancora più accentuato nel caso di passaggi consecutivi sulla stessa traccia; tuttavia la grossa diminuzione di porosità viene determinata dal primo passaggio, per questo, in certi casi, al fine di ridurre l'area interessata dal compattamento, è preferibile passare con le macchine sempre sulla stessa traccia per le successive operazioni colturali (Fig. 1) (Pagliai, 1999).

La diminuzione di porosità interessa in modo preponderante i pori allungati, che sono i più importanti dal punto di vista agronomico, essendo quelli che determinano la qualità delle condizioni strutturali, e soprattutto ne viene ridotta la loro continuità (Fig. 2).

L'esame microscopico di sezioni sottili preparate da campioni indisturbati pre-

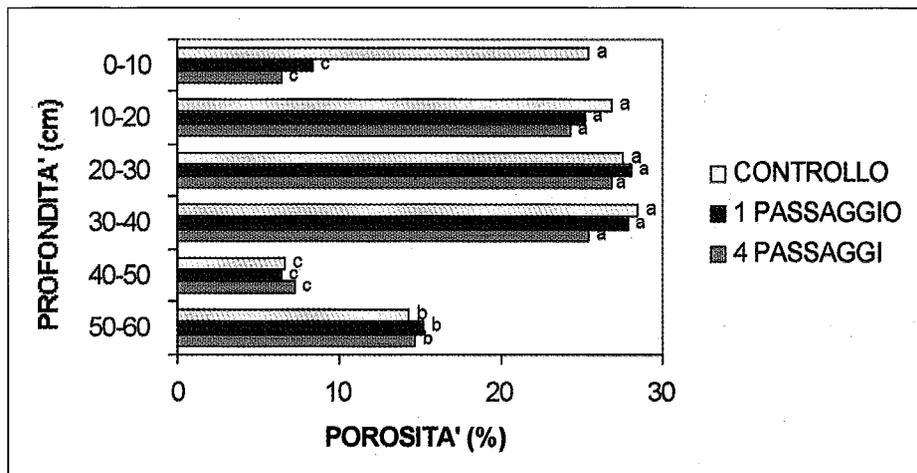
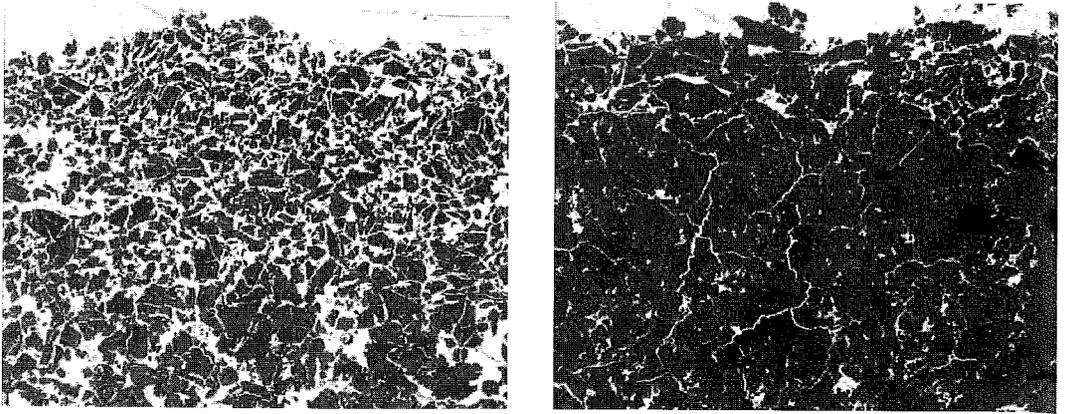


Fig. 1. Effetto del compattamento, causato da uno e quattro passaggi di una trattoria, sulla porosità del suolo espressa come area percentuale occupata dai pori maggiori di 50  $\mu$ m. Media di sei repliche. I valori seguiti dalla stessa lettera non sono significativamente diversi per  $P \leq 0.05$  impiegando il test di Duncan.



a) Fig. 2. Microfotografie di sezioni sottili verticalmente orientate illustranti un suolo argilloso b)  
a) prima del passaggio delle macchine agricole e b) dopo il transito delle stesse.

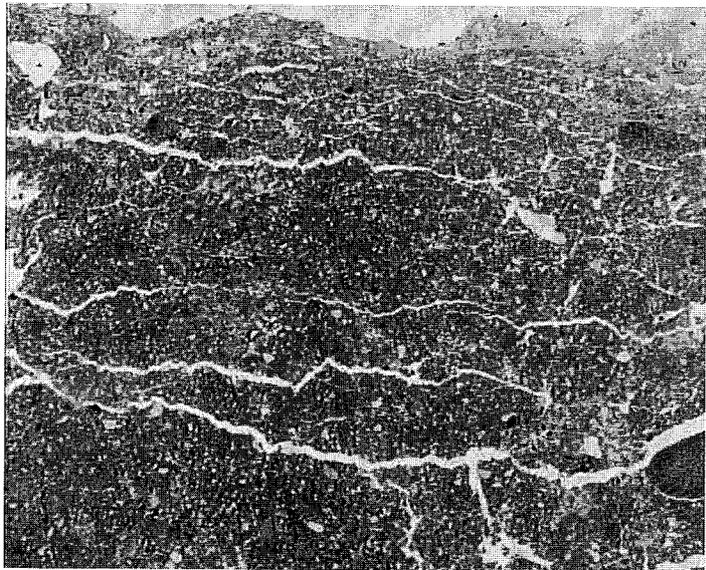


Fig. 3. Microfotografia di sezione sottile verticalmente orientata rappresentante una struttura lamellare, tipica dei suoli compattati.

levati in aree compattate consente di evidenziare come le variazioni di porosità in seguito al compattamento modificano la struttura del terreno. In queste aree, infatti, soprattutto nello strato superficiale (0-5 cm), sottilissimi pori allungati sono generalmente distribuiti parallelamente alla superficie del terreno originando una struttura lamellare caratteristica dei terreni compattati. Quindi anche la piccola quantità di pori allungati, non avendo continuità in senso verticale, è in pratica inutile ai fini dell'infiltrazione dell'acqua (Fig. 3).

La caratterizzazione della porosità consentirà di definire il grado di compattamento del suolo; infatti, con il metodo micromorfometrico un terreno si considera compatto quando i valori di porosità sono inferiori al 10%. Studi sugli effetti del passaggio di trattrici equipaggiate in maniera diversa – con quattro ruote motrici o con cingoli di gomma – sul compattamento di un terreno franco argilloso, hanno dato indicazioni molto interessanti al fine di mantenere questo fenomeno di degradazione al di sopra del limite di porosità del 10% (Fig. 4).

Il compattamento può essere provocato anche da un altro tipo di attività agricola: il pascolamento del bestiame; anche in questo caso è molto importante stabilire attraverso le misure di porosità, il grado di compattamento per definire il carico di bestiame capace di contenere il danno entro i limiti tollerati (Pagliai *et al.*, 1999).

Per quanto riguarda la suscettività al compattamento, lo studio delle variazioni nel tempo della porosità dà un'indicazione della capacità di rigenerazione strutturale del terreno. Esperimenti in proposito hanno dimostrato che in terreni argillosi occorrono tempi lunghi (oltre un anno) per una buona rigenerazione strutturale (Bullock *et al.*, 1985). In determinati tipi di terreni dotati di scarsa capacità di rigenerazione strutturale, quali, appunto, i terreni argillosi sviluppati sui sedimenti argillosi marini del Pliocene (molto diffusi negli ambienti collinari del Centro-Sud), l'effetto negativo del compattamento può protrarsi a lungo nel tempo e molti dei fenomeni erosivi possono trarre origine od accentuarsi proprio in seguito all'eccessivo compattamento del terreno causato dalle diverse attività agricole.

#### STRATI COMPATTI LUNGO IL PROFILO (SUOLA D'ARATURA)

I fenomeni di compattamento legati alla coltivazione intensiva del terreno non sono solo rappresentati dal compattamento superficiale, ma possono anche verificarsi lungo il profilo colturale. Il caso più tipico è rappresentato dalla formazione di uno strato compatto al limite inferiore dell'orizzonte lavorato (suola d'aratura). Tale discontinuità lungo il profilo altera la capacità drenante e può generare ristagni idrici i quali, oltre a creare problemi di asfissia, contribuiscono alla dispersione delle particelle del terreno e quindi alla degradazione della struttura.

I problemi connessi con la presenza di tale strato compatto si sono accentuati proprio in seguito all'eccessiva specializzazione avvenuta in agricoltura come, ad esempio, l'adozione di monosuccessioni con arature profonde. La presenza di tale

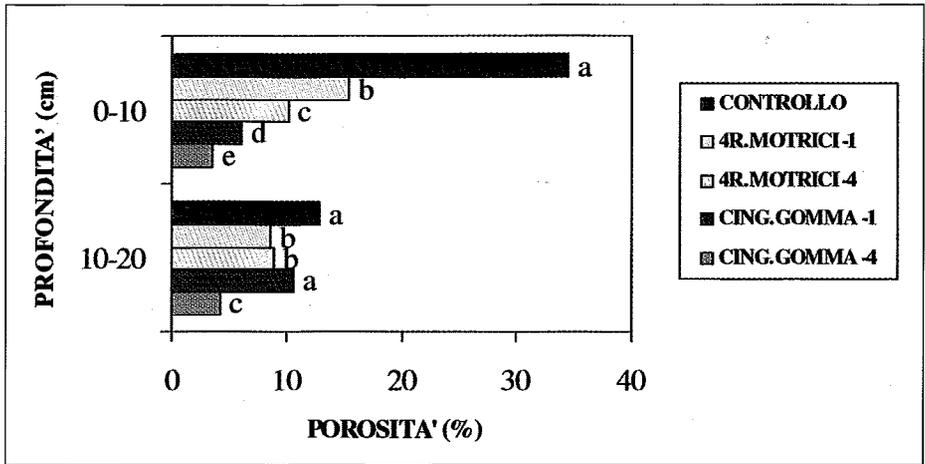


Fig. 4. Effetto del compattamento, causato da due trattrici equipaggiate in modo diverso (4 Ruote Motrici - Cingoli di Gomma), sulla porosità espressa come area percentuale occupata dai pori maggiori di 50  $\mu$ m. Media di sei repliche. Per ciascuna profondità, i valori seguiti dalla stessa lettera non sono significativamente diversi per  $P \leq 0.05$  impiegando il test di Duncan.

strato compatto al limite inferiore della coltivazione può assumere uno spessore anche di 10 cm e la porosità, misurata con l'analisi micromorfometrica, scende repentinamente a valori anche inferiori al 5%. È facilmente intuibile che, in terreni a tessitura fine, la presenza di tale strato può creare notevoli problemi di drenaggio e un notevole ostacolo allo sviluppo delle radici in profondità.

Lavorazioni alternative alla tradizionale aratura, quali la discissura con "chisel", si sono rivelate più appropriate per mantenere condizioni favorevoli di porosità ed una sua uniforme distribuzione lungo il profilo culturale.

#### GRADO DI STABILITÀ E PERDITA DI STRUTTURA

La struttura è una proprietà dinamica del terreno, essendo soggetta a processi di genesi e di degradazione. I fattori che influenzano la genesi della struttura sono rappresentati dall'effetto dei cationi, dall'interazione fra le particelle argillose in relazione all'umidità (cicli di essiccamento-inumidimento) e alla temperatura, dall'effetto della sostanza organica (agente principe della stabilizzazione degli aggregati), dalla vegetazione e dai micro e macrorganismi del terreno. I fattori che determinano i processi di degradazione strutturale sono rappresentati principalmente dall'impatto della pioggia, dall'azione disgregante dell'acqua e dalle lavorazioni del terreno, specialmente se intensive, poiché provocano una diminuzione del contenuto di sostanza organica del terreno. La capacità del terreno di resistere all'azione disgregante dell'acqua o di forze esterne è detta stabilità di struttura.

La perdita di tale stabilità porta alla degradazione del terreno, la quale, appunto, trae origine meccanicamente dal collasso delle pareti dei pori in seguito ad alterazioni negative delle proprietà chimiche e fisiche del terreno, prima fra tutte l'impovertimento di sostanza organica. La conseguenza più diretta e immediata di ciò si traduce nell'erosione del suolo, in pratica nell'asportazione, da parte dell'acqua che scorre in superficie, di particelle di terreno. L'erosione del suolo rappresenta il principale aspetto della degradazione ambientale.

Nei terreni tendenzialmente argillosi e limosi, caratterizzati da bassa stabilità strutturale, durante i processi di essiccamento la loro struttura si trasforma in massiva con presenza di crepaccature. Nei successivi eventi piovosi l'infiltrazione dell'acqua avviene solo attraverso le crepaccature e, quando queste si chiudono (nei terreni rigonfiabili), si riduce drasticamente originando lo scorrimento superficiale e quindi l'erosione nei terreni declivi o il ristagno idrico (sommersione) nelle giaciture pianeggianti (Fig. 5).

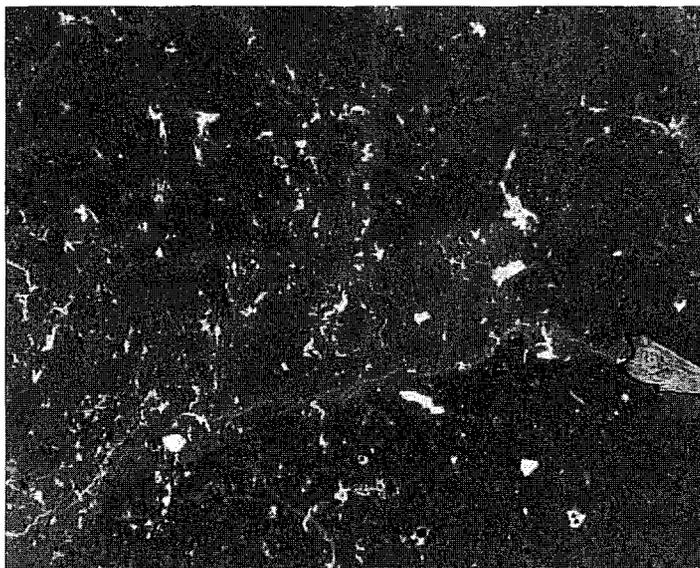


Fig. 5. Microfotografia di sezione sottile verticalmente orientata rappresentante una struttura massiva caratteristica dei suoli destrutturati.

#### CROSTE SUPERFICIALI E SUSCETTIBILITÀ ALLA FORMAZIONE DI CROSTE SUPERFICIALI

Le lavorazioni intensive, oltre all'alterazione del sistema dei pori nel terreno, causano anche una diminuzione del contenuto di sostanza organica la quale si riflette sulla stabilità degli aggregati all'azione disgregante dell'acqua. Infatti, l'azione

battente della pioggia provoca la distruzione meccanica degli aggregati e le particelle disperse, nel successivo processo di essiccamento, si rapprendono dando origine a sottili strati molto fragili e estremamente compatti noti con il nome di croste superficiali. Tali croste sono estremamente dannose poiché interrompono gli scambi gassosi suolo-atmosfera, riducono notevolmente l'infiltrazione dell'acqua, con conseguente aumento dei rischi erosivi ed ostacolano l'emergenza del seme (Fig. 6).

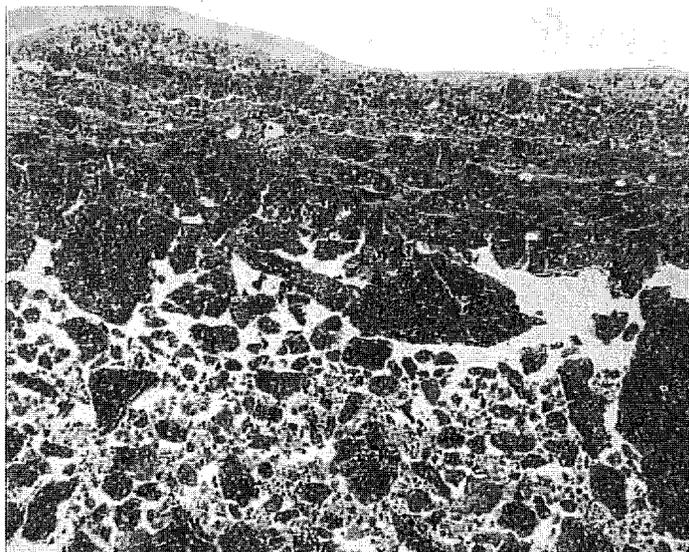


Fig. 6. Microfotografia di sezione sottile verticalmente orientata rappresentante una crosta superficiale.

Generalmente tali croste sono estremamente compatte, ma talvolta possono anche presentare valori elevati di porosità. L'esame microscopico di queste croste rivela che esse sono formate da diversi strati sottili e compatti formati da materiali fini (limo e argilla) intercalati da materiali più grossolani e da pori, i quali possono avere forma sferica (vescicole) perché formati da bolle d'aria rimasta intrappolata nel terreno durante il processo di essiccamento, o possono essere sottilissimi pori allungati orientati parallelamente alla superficie del terreno e senza continuità in senso verticale, quindi praticamente nulli ai fini dell'infiltrazione dell'acqua.

I suoli tendenzialmente limosi intensamente coltivati sono i più suscettibili alla formazione di croste superficiali, le quali si riscontrano anche in terreni franchi, franco-argillosi e franco-sabbiosi. Recenti studi hanno evidenziato, comunque, che la formazione di tali croste può essere prevenuta o attenuata con l'adozione di sistemi di lavorazione del terreno alternativi rispetto, ad esempio, all'aratura profonda tradizionale o con la somministrazione di materiali organici.

## CREPACCIAMENTO

Il crepacciamento dipende strettamente dal tipo di suolo (tipo di argille: espan-dibili o meno) e dalle condizioni strutturali (stabilità degli aggregati), quindi la sua quantificazione dà ulteriori informazioni circa la struttura del terreno. L'analisi di immagine consente di quantificare la dimensione delle crepe (percentuale di area per unità di superficie, larghezza, ecc.) e, attraverso serie di fotografie di una deter-minata area in pieno campo, è possibile valutarne anche la variazione stagionale.

Queste informazioni non solo costituiscono elementi utili per valutare, ad esempio, la capacità del terreno di autostrutturarsi in seguito all'alternarsi dei cicli di essiccamento-inumidimento, ma consentono, inoltre, di stimare l'infiltrazione dell'acqua attraverso il sistema di crepe (bypass flow) (Bouma, 1984; Van Stiphout *et al.*, 1987). Queste informazioni sono fondamentali per la messa a punto di modelli di stima dell'erosione; gli attuali modelli, infatti, sottostimano questo para-metro e ciò ne limita l'applicabilità ai diversi ambienti pedologici.

## ERODIBILITÀ

L'erodibilità indica la suscettibilità di un suolo ad essere eroso dalla pioggia. Pertanto esso raggruppa e sintetizza quelle caratteristiche del suolo che interven-gono nei diversi processi concorrenti all'asportazione dello stesso. In sintesi tali processi consistono essenzialmente nella rottura meccanica, nel distacco, nel tra-sporto e nella sedimentazione di particelle ed aggregati di suolo. Da ciò emerge che la risposta complessiva di un suolo all'azione delle piogge è definita principalmente attraverso le seguenti caratteristiche del suolo: stabilità degli aggregati al bagna-mento, dispersibilità della frazione fine, resistenza agli sforzi di taglio in superficie, capacità di infiltrazione, propensione al sigillamento (sealing) superficiale ed alla formazione di croste. La determinazione di questi parametri dà, quindi, un'idea del grado di erodibilità del suolo e può fornire elementi utili da inserire nei modelli di previsione dei processi erosivi (Torri e Poesen, 1997), tuttora in grande evoluzione e ben lungi dall'essere generalizzabili ai diversi ambienti pedoclimatici.

## CONCLUSIONI

Il monitoraggio dei processi di degradazione fisica del suolo descritti per mezzo dei "parametri indicatori" della porosità e della stabilità degli aggregati, seb-bene non fornisca informazioni esaustive sulle qualità fisiche e più in generale sulle condizioni di "salute" di un determinato ambiente, sicuramente dà risposte certe circa lo stato di degradazione o meno di un suolo e, comunque, contribuisce a for-nire, unitamente agli indicatori biologici, chimici, ecc., elementi fondamentali per la corretta gestione e pianificazione del territorio.

### Ringraziamenti

Si ringrazia il Dott. Marcello Pagliai per gli utili consigli in fase di stesura del testo e di supervisione finale del lavoro.

### BIBLIOGRAFIA

- Bouma J. (1984): "Using soil morphology to develop measurement methods and simulation techniques for water movement in heavy clay soils". In: *ISSS Symp. Water Solute Movement Heavy Clay Soils*, ILRI, Wageningen, pp. 298-315, J. Bouma, P.A.C. Raats (Editors).
- Bullock P., Newman A.C.D., Thomasson A.J. (1985): "Porosity aspects of the regeneration of soil structure after compaction". *Soil and Tillage Research*, 5, 325-341.
- Pagliai M. (1988): "Soil porosity aspects". *International Agrophysics*, 4, 215-232.
- Pagliai M. (1998): "Changes of pore system following soil compaction". In: *Experiences with the impact and prevention of subsoil compaction in the European Community*. Proceedings of the first workshop of the Concerted Action "Experiences with the impact of subsoil compaction on soil, crop growth and environment and ways to prevent subsoil compaction", 28-30 May 1998, Wageningen, The Netherlands. Van den Akker J.J.H., Arvidsson J., Horn R. (Editors).
- Pagliai M., Bazzoffi P., Pellegrini S., Vignozzi N., Papini R. (1999): *Soil physics and soil vulnerability in a typical watershed of the hilly area of Central Italy*. Atti del Convegno Internazionale "Vulnerabilità e sensibilità dei suoli", Firenze 18-21 Ottobre 1999 (in corso di stampa).
- Pagliai M., Torri D., Patruno A. (1997): "Stabilità e distribuzione dimensionale degli aggregati". In: *Metodi di analisi fisica del suolo* (M. Pagliai coordinatore). Franco Angeli, Roma.
- Torri D., Poesen J. (1997): "Erodibilità". In: *Metodi di analisi fisica del suolo* (M. Pagliai coordinatore). Franco Angeli, Roma.
- Van Stiphout T.P.J., van Lanen H.A.J., Boersma O.H., Bouma J. (1987): "The effect of bypass flow and internal catchment of rain on the water regime in a clay loam grassland soil". *Journal of Hydrology*, 95, 1-11.



Rendiconti  
Accademia Nazionale delle Scienze detta dei XL  
*Memorie di Scienze Fisiche e Naturali*  
118° (2000), Vol. XXIV, pp. 285-298

MARIA TERESA DELL'ABATE \*

## **La sostanza organica del suolo quale indicatore di qualità \*\***

### INTRODUZIONE

Prendere in considerazione un singolo aspetto tra i molteplici che concorrono a definire lo *status* di un suolo, quale ad esempio il contenuto di sostanza organica (S.O.), significa averne individuato il livello gerarchico, dato che nessun singolo indicatore può caratterizzare su una scala multipla un agro-ecosistema. Il Comitato S-581 della Soil Science Society of America (SSSA), istituito nel 1994 per definire il concetto di qualità del suolo, ha individuato una struttura concettuale basata su diversi livelli: dal livello 0 (valutazione su scala puntuale), livello 1 (singoli appezzamenti o risposte ai trattamenti) fino al livello 4 (scala regionale, nazionale ed internazionale). I livelli 0 e 1 attengono alla comprensione dei fattori della qualità del suolo, mentre solo i successivi, basati su una scala spaziale più ampia, consentono il monitoraggio della qualità del suolo (Karlen *et al.*, 1997). Da questi presupposti si deduce che considerare singoli indicatori di qualità o gruppi omogenei di essi significa aver selezionato alcune componenti funzionali del sistema suolo in esame, in relazione all'uso del suolo stesso.

Il contenuto di sostanza organica nel suolo è un potenziale indicatore ambientale in quanto si correla con numerosi aspetti della produttività e sostenibilità degli agroecosistemi e della conservazione ambientale (Smith *et al.*, 2000). Infatti, essa è un substrato nutritivo ed energetico per gli organismi del suolo ed una fonte di nutrienti per le piante, regola la ritenzione dell'acqua, influenza la biodegradabilità, la persistenza e la reattività degli xenobiotici, contribuisce a limitare il fenomeno dell'erosione stabilizzando la struttura. Inoltre, costituisce un importante serbatoio

\* Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante, Via della Navicella 2/4, 00184 Roma.

\*\* Relazione presentata al Convegno su "Indicatori per la qualità del suolo: prospettive ed applicabilità", Roma, 29 marzo 2000.

di carbonio, in equilibrio dinamico con gli altri comparti nel ciclo globale del carbonio. In pratica, la S.O. ha un ruolo trasversale nel suolo (Figura 1), in grado di influenzarne le proprietà fisiche, chimiche e biologiche, l'insieme delle quali costituisce la fertilità del suolo. La suddivisione tra fertilità fisica, chimica e biologica è semplicemente il riflesso della suddivisione disciplinare dovuta ai diversi approcci allo studio del suolo, i quali implicano l'uso di strumenti d'indagine diversi e la determinazione di grandezze diverse. Tale complessa rete di relazioni funzionali tra grandezze di tipo diverso è ben rappresentata, ad esempio, nei diagrammi di flusso che descrivono i modelli di simulazione della dinamica della sostanza organica nel suolo, il più famoso dei quali è il CENTURY SOM (Parton *et al.*, 1994).



Fig. 1. Relazioni tra sostanza organica del suolo ed altre grandezze e processi.

La capacità di un suolo di accumulare o meno sostanza organica dipende sia da fattori pedoclimatici che antropici, quali le pratiche gestionali. In generale, alla presenza di maggiori quantità di sostanza organica vengono attribuiti molteplici benefici; tuttavia sono possibili alcuni impatti negativi a livello ambientale o di produttività, da valutarsi nell'ambito di contesti e processi specifici (Sojka e Upchurch, 1999).

#### METODI DI MISURA E MODI DI ESPRESSIONE DEL CONTENUTO DI SOSTANZA ORGANICA NEL SUOLO

Le grandezze utilizzate per esprimere il contenuto di sostanza organica nel suolo dipendono in gran parte dai metodi di misura disponibili e dalle finalità delle misurazioni effettuate. La natura intrinseca della sostanza organica, costituita da una miscela eterogenea di polimeri complessi a composizione variabile, fa sì che

non sia possibile una sua misura diretta ed esaustiva: infatti, si può dedurre il contenuto di sostanza organica totale dalla perdita di peso determinata gravimetricamente dopo combustione (misura indiretta), oppure determinare direttamente il contenuto di carbonio organico totale. La prima misura può portare ad una sovrastima, in quanto si possono attribuire alla sostanza organica perdite di peso dovute ad altri costituenti, mentre la seconda, pur essendo basata su una misura diretta, consente solo una stima del contenuto di sostanza organica mediante l'uso di un fattore medio di conversione, basato sull'assunto che il carbonio contribuisca per il 58% alla composizione elementare della sostanza organica.

Il modo più diffuso e semplice di esprimere il contenuto di S.O. è in base al peso, generalmente riferito al campione secco a 105°C: questo modo di espressione è direttamente mutuato dalla chimica analitica, ove la concentrazione dell'analita è riferita alla massa di campione analizzato. Tuttavia, quando il dato analitico deve essere estrapolato alla realtà di campo per ottenere una descrizione spaziale del suolo in esame, sia orizzontale (area) che verticale (profilo), allora è necessario considerare la densità del suolo ed effettuare il campionamento su una profondità tale da includere, idealmente, il contributo di tutta la sostanza organica presente. È evidente che ciò non è sempre realizzabile né significativo per alcuni scopi prefissati, pertanto nella pratica vengono adottati dei compromessi in funzione della finalità dello studio. Uno di questi consiste nell'esprimere il dato su base volumetrica; un altro corregge le misure volumetriche scegliendo la profondità di campionamento fino ad ottenere masse equivalenti (Smith *et al.*, 2000).

In sintesi, dato che la sostanza organica segue una distribuzione stratificata lungo il profilo del suolo, il metodo di campionamento più aderente alla realtà pedologica è quello secondo gli orizzonti; in questo caso la modalità di espressione del contenuto di sostanza organica del suolo avrà un valore convenzionale, in quanto tutti i dati sensibili per descrivere il *pedon* (spessore degli orizzonti, volume apparente, ecc.) permetteranno di elaborare i risultati nel modo più opportuno per le finalità dello studio.

#### CARATTERIZZAZIONE DELLA SOSTANZA ORGANICA

Indagare il contenuto di S.O. nel suolo, la sua "qualità" ed il suo livello di stabilizzazione (chimica, fisica e biochimica) implica livelli crescenti di approfondimento.

Il contenuto totale di sostanza organica del suolo, pur avendo una relativamente bassa variabilità spaziale, requisito positivo per un indicatore di qualità, è poco sensibile ai cambiamenti a breve tempo rispetto, ad esempio, ai parametri di attività microbica. Informazioni più significative sul tipo di evoluzione della sostanza organica in un determinato suolo, e quindi sulla "qualità" della sostanza organica ad esso associata, si possono ottenere caratterizzando le diverse frazioni di sostanza organica

e determinandone l'abbondanza relativa. In particolare, la quantità di sostanze umiche presenti e la loro distribuzione lungo il profilo di suolo possono rendere conto di alcuni processi biochimici rilevanti ai fini della funzionalità degli agro-ecosistemi, quali la trasformazione, mineralizzazione o conservazione in forme più stabili della sostanza organica. A tale scopo, i parametri dell'umificazione possono fornire indicazioni sull'entità dei processi di umificazione nel suolo, ovvero sugli equilibri instauratisi nel ciclo del carbonio. Il valore del rapporto C/N, invece, caratterizza su larga scala la disponibilità azotata per la pianta e per la biomassa microbica del suolo, ed è in relazione con la velocità globale dei processi che compongono il turnover della sostanza organica del suolo. Tali parametri, pertanto, sono funzionalmente legati agli aspetti biochimici della qualità del suolo. La sostanza organica può, infine, essere caratterizzata chimicamente individuando le diverse classi di composti chimici che la compongono, oppure le frazioni aventi diverso ruolo metabolico, oppure ancora ricercando marcatori specifici di attività biologica. Un'altra importante area di ricerca riguarda la caratterizzazione chimico-strutturale delle frazioni umificate, che può essere effettuata con diverse tecniche di tipo chimico-fisico. Tali tematiche sono state ampiamente trattate da Nannipieri (1993; 2000).

In questa sede verranno presi in considerazione il carbonio organico (totale ed estraibile) ed il carbonio umico e fulvico quali descrittori del contenuto di S.O.; il rapporto C/N ed i parametri dell'umificazione (grado, tasso ed indice di umificazione) quali descrittori della "qualità" della S.O.; infine, verranno illustrate le applicazioni di due tecniche analitiche atte a caratterizzarne il livello di stabilizzazione.

In particolare, verranno riferiti i risultati di studi condotti presso l'Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante in collaborazione con l'Università di Palermo (Dell'Abate *et al.*, 1998, 1999; Pinzari *et al.*, 1998) in due casi studio esemplificativi di due diverse situazioni ambientali, che hanno necessitato di un approccio differenziato: i) suolo seminaturale, (Mollisuolo) riforestato con due diverse essenze vegetali, e ii) due suoli agrari (Vertisuoli) caratterizzati da diverse condizioni pedomorfologiche.

In entrambi i casi l'*obiettivo dello studio* era di evidenziare il rapporto esistente tra qualità del suolo e qualità della sostanza organica del suolo: nel primo caso valutando l'influenza esercitata sulla pedogenesi dalle specie utilizzate per la riforestazione, nel secondo rintracciando le differenze di composizione chimico-strutturale della frazione umificata da porre in relazione con le condizioni pedomorfologiche.

## MATERIALI

*Caso i).* L'area di studio (foresta Ledera) è una superficie boscata dell'ampiezza di circa 5000 mq, situata nei monti Sicani (Sicilia centro-occidentale) ad una quota di 1300 m s.l.m., rimboschita a file nel 1956 una metà con *Pinus halepensis* Miller e l'altra con *Cedrus Atlantica* (Endl) Carrière. Il clima è meso-mediterraneo, con

regime udometrico xerico e regime termometrico mesico (precipitazione annuale media di 800 mm in 85 giorni piovosi e temperatura media annuale di 13,5°C). Il rilevamento pedologico ha evidenziato omogeneità di substrato, suolo, pendenza, quota, esposizione; il suolo è stato classificato *Lithic Haploxeroll* (Dazzi, 1996). Il campionamento del suolo è stato effettuato nel 1995, aprendo dieci profili di suolo per ogni specie arborea e prelevando i campioni di suolo secondo gli orizzonti pedologici. Le modalità di campionamento e le caratteristiche di fertilità chimica dei suoli sono riportate in Dazzi (1996).

*Caso ii).* All'interno dell'Azienda Sperimentale Pietranera dell'Università di Palermo, situata nell'entroterra collinare argilloso e precedentemente oggetto di un'ampia indagine pedologica (Dazzi e Raimondi, 1986), sono stati presi in considerazione due profili di Vertisuoli dissimili in quanto a posizione nel paesaggio e al colore, ma sottoposti alle stesse pratiche colturali (seminativo) ed allo stesso regime udometrico xerico e termometrico termico (precipitazione annuale media di circa 560 mm e temperatura media annuale di 17,4°C). In particolare, il primo *pedon* (V1) era localizzato su un fianco moderatamente inclinato (12%) di una collina ad una quota di 371 m s.l.m., mentre il secondo (V2) in una zona sub-pianeggiante (pendenza 3%) a 242 m s.l.m. La descrizione dei suoli, campionati secondo gli orizzonti pedologici e classificati da C. Dazzi come Typic Haploxerert, è riportata in Dell'Abate *et al.* (1998).

## METODI

I campioni di terreno prelevati lungo il profilo sono stati essiccati all'aria e vagliati a 2 mm. Il carbonio organico totale ( $C_{org}$ ) è stato determinato per ossidazione con dicromato a 160°C, secondo Springer e Klee (1954). Dalla sostanza organica del suolo, estratta mediante una soluzione di NaOH 0.1N e  $Na_4P_2O_7$  0.1N, sono state separate le frazioni umica e fulvica dal materiale organico non umico estratto; sono stati determinati il carbonio estraibile totale ( $C_{estr}$ ) ed il carbonio delle frazioni umica e fulvica combinate ( $C_{(HA+FA)}$ ), ed infine sono stati calcolati i seguenti parametri dell'umificazione (Ciavatta *et al.*, 1990):

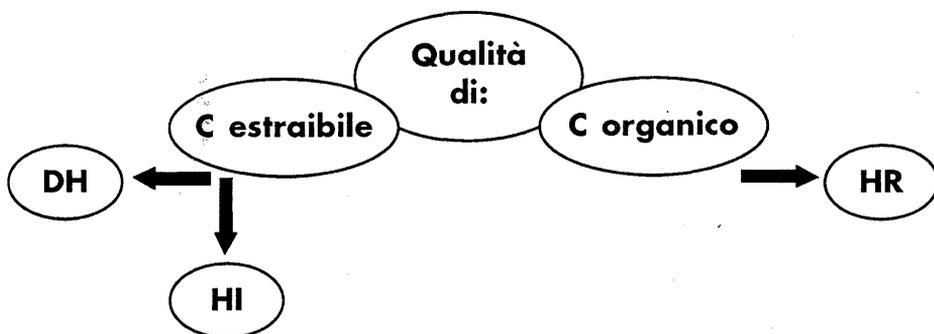
Tasso di umificazione	$HR (\%) = C_{(HA+FA)} \times 100 / C_{org}$
-----------------------	--

Grado di umificazione	$DH (\%) = C_{(HA+FA)} \times 100 / C_{estr}$
-----------------------	---

Indice di umificazione	$HI = [C_{estr} - C_{(HA+FA)}] / C_{(HA+FA)}$
------------------------	---

I parametri così calcolati rappresentano una normalizzazione dei dati rispetto al  $C_{org}$  (HR) o al  $C_{estr}$  (DH), mentre HI indica il rapporto tra la frazione non umica estratta e quella umica: essi, pertanto, descrivono la "qualità", rispettivamente, del C organico e del C estraibile.

Approfondimenti sul livello di stabilizzazione della S.O. sono stati effettuati



mediante l'applicazione di tecniche di termoanalisi, in cui si sfruttano a fini analitici le proprietà chimiche e fisiche di una sostanza in funzione di un programma termico in condizioni controllate (Dell'Abate, 1995), e di focalizzazione isoelettrica (IEF), in cui si realizza un frazionamento elettroforetico attraverso un gradiente di pH (Alianiello e Fiorelli, 1998). Relativamente alla prima tecnica, sono state utilizzate la Calorimetria a Scansione Differenziale (DSC) a flusso di calore, in cui la differenza di temperatura tra il campione ed un materiale di riferimento termicamente inerte è una misura diretta della differenza di flusso di calore, e la termogravimetria (TG), in cui viene misurato in continuo il peso del campione durante la scansione termica. Le misure sono state effettuate con un analizzatore termico simultaneo Netzsch STA 409, dotato di testa di misura DSC a flusso di calore e termocoppia di Pt/PtRh, nelle seguenti condizioni: atmosfera di aria, velocità di scansione pari a  $10^{\circ}\text{C min}^{-1}$  da 20 a  $900^{\circ}\text{C}$ , crogioli di allumina, caolinite calcinata come riferimento inerte, quantità di campione 5 mg nel caso delle sostanze umiche e circa 25 mg per i campioni di suolo.

La separazione IEF, che realizza il frazionamento delle sostanze umiche sulla base del loro punto isoelettrico e della loro mobilità elettroforetica, è stata condotta in una cella elettroforetica LKB, Multiphore II secondo Govi *et al.* (1994); utilizzando per ogni campione di suolo circa 10 mg di HA+FA.

#### RISULTATI E DISCUSSIONE

*Caso i): Mollisuolo riforestato.* I risultati dell'indagine pedologica condotta nell'inverno 1995/96 (Dazzi, 1996) avevano messo in evidenza differenze significative nel profilo della forma di humus sviluppatosi sotto le due essenze vegetali: in particolare, sotto Cedro era stata riscontrata la presenza di un orizzonte Lv di circa 3 cm sovrastante un orizzonte Fa caratterizzato da humus di tipo *Mor*, *Hemimor*, mentre sotto Cedro la forma di humus era stata ascritta all'Ordine *Moder*, Gruppo *Mormoder* e l'orizzonte Lv era stato riscontrato in due soli profili. I risultati dello studio avevano, inoltre, evidenziato una tendenza all'acidificazione dei suoli sotto Cedro ed

una maggiore concentrazione di ioni potassio nell'orizzonte minerale di superficie, mentre in quello di profondità sotto Pino prevaleva il calcio (Dazzi, 1996). Nella tabella 1 è riportata la distribuzione del carbonio organico lungo il profilo nelle diverse forme (totale, estraibile ed umificato) insieme ai valori dei parametri dell'umificazione. È possibile notare la maggiore concentrazione di carbonio negli orizzonti F ed A sotto Pino rispetto che sotto Cedro e l'elevata significatività della differenza; a questa tuttavia non corrispondono differenze significative tra i parametri dell'umificazione. La conclusione che ne è stata tratta è che i due suoli, dopo circa quaranta anni dalla riforestazione, si sono differenziati per la "quantità" di sostanza organica accumulata, ma non nella sua "qualità", risultando confrontabili sia il tasso di umificazione (qualità del carbonio organico totale), che il grado di umificazione (qualità del carbonio organico estraibile), che il rapporto relativo tra frazioni labili e stabili di S.O. (indice di umificazione). A conferma di ciò, l'analisi DSC/TG delle sostanze umiche liofilizzate non ha rivelato differenze chimico-strutturali significative o regolari per le due specie vegetali. Tuttavia i valori di DH e HI, tendenzialmente più elevati sotto Pino, non escludono che nel tempo possa progressivamente emergere una diversificazione del livello di umificazione.

Indicazioni sul livello di stabilità termica della sostanza organica apportata al terreno sono state ottenute applicando le tecniche di termoanalisi DSC/TG ai cam-

Tabella 1. *Descrittori del contenuto di S.O.: carbonio organico totale ( $C_{org}$ ), carbonio estraibile ( $C_{ext}$ ), carbonio umico + fulvico ( $C_{(HA+FA)}$ ). Descrittori della "qualità" della S.O.: rapporto  $C_{org}/N$ , rapporto  $C_{ext}/C_{org}$ , parametri di umificazione (HR, DH e HI). Valori medi di 10 profili per ciascuna specie.*

Ecosistema	Orizz.	$C_{org}$ (%)	$C_{org}/N$	$C_{ext}$ (%)	$C_{(HA+FA)}$ (%)	$C_{ext}/C_{org}$	HR (%)	DH (%)	HI
<i>Cedrus</i>	(Lv)*	34,32		21,87	13,39	0,637	39	61	0,388
<i>Pinus</i>	Lv	30,35		18,28	12,96	0,602	43	71	0,410
<i>Cedrus</i>	Fa	25,34	25,0	16,27	10,77	0,642	43	66	0,511
<i>Pinus</i>	Fm	35,16	27,5	20,23	14,33	0,575	41	71	0,412
t-Student		3,18 P<0,010	0,75 NS	3,15 P<0,010	3,73 P<0,005	1,29 NS	0,52 NS	1,69 NS	1,81 NS
<i>Cedrus</i>	A	6,5	20,2	4,2	2,9	0,657	45	69	0,448
<i>Pinus</i>	A	9,3	21,4	5,7	4,3	0,617	46	75	0,326
t-Student		3,61 P<0,005	0,46 NS	3,10 P<0,010	2,78 P<0,025	1,70 NS	0,79 NS	0,70 NS	0,24 NS
<i>Cedrus</i>	B	2,9	13,8	2,0	1,3	0,742	45	65	0,538
<i>Pinus</i>	B	3,1	14,2	2,1	1,4	0,669	46	67	0,500
t-Student		1,41 NS	0,47 NS	0,59 NS	1,06 NS	1,75 NS	0,43 NS	0,88 NS	0,80 NS

\* Presente in soli 2 profili.

NS = valori significativamente non diversi (t-Student test).

pioni provenienti dagli orizzonti organici. Mentre le cinetiche di decomposizione e ossidazione termicamente indotte non sono risultate differenziate dal punto di vista qualitativo (Figura 2), le quantità di S.O. coinvolte sono risultate differenti (Tabella 2). In particolare, i dati dedotti dalle curve TG, che possono essere valutati quali indici di stabilità termica, hanno evidenziato per l'orizzonte F sotto Pino una maggiore quantità di sostanza organica (Esotot), caratterizzata a sua volta da una maggiore labilità termica ( $E_{s1} \cdot 100 / \text{Esotot}$ ).

*Caso ii): Vertisuoli.* In questo tipo di suoli la sostanza organica contribuisce a determinare il colore mediante la formazione di complessi organo-minerali ed a sua volta è influenzata dai tipici processi di rimescolamento dovuti alle periodiche crepaccature. Nei due *pedon* esaminati la concentrazione del carbonio organico nelle tre forme (totale, estraibile ed umificato) segue una distribuzione decrescente lungo entrambi i profili (Tabella 3). In V2 i valori sono leggermente più alti che in V1,

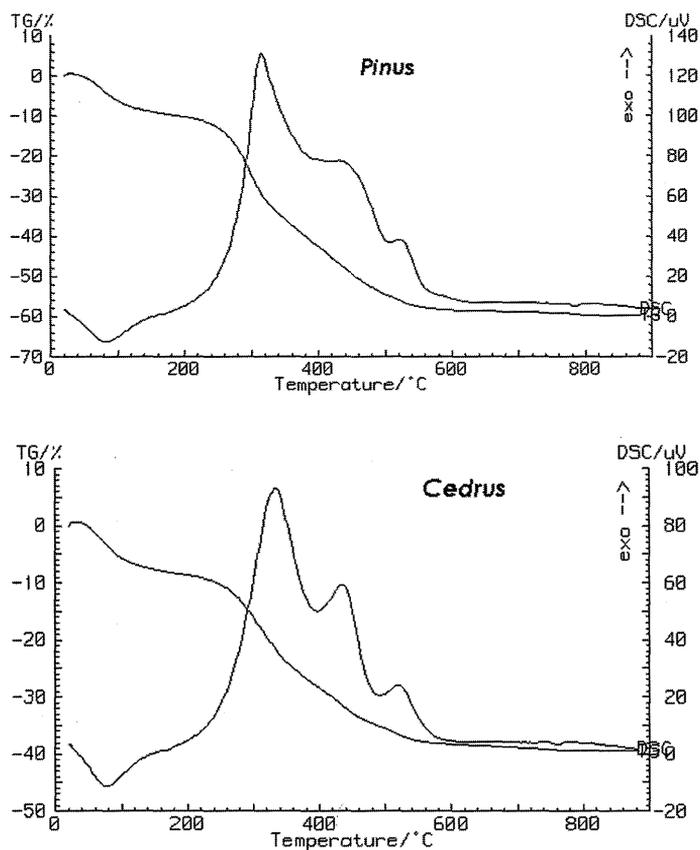


Fig. 2. Termogrammi DSC e TG di campioni di suolo degli orizzonti F sotto Cedro e Pino.

Tabella 2. Temperature di picco corrispondenti alle tre principali reazioni esotermiche sulle curve DSC (Esoterme 1, 2 e 3); valori di perdita di peso relativi alla combustione della sostanza organica (Esotot), riferiti a peso secco a 120°C (ss); percentuale relativa della sostanza organica più termo-labile, ovvero corrispondente alla 1<sup>a</sup> esoterma (Eso1\*100/Esotot); rapporto tra carbonio organico e sostanza organica ( $C_{org}/Esotot$ ).

Ecosistema	Orizz.	Esoterma 1 (°C)	Esoterma 2 (°C)	Esoterma 3 (°C)	Esotot (% ss)	Eso1*100/Esotot (% del totale)	$C_{org}/Esotot$
<i>Cedrus</i>	(Lv)*	341,7	435,2	515,9	47,93	62,09	0,56
<i>Pinus</i>	Lv	328,7	409,8	510,0	50,82	60,28	0,61
<i>Cedrus</i>	F <sub>a</sub>	331,7	435,9	515,3	49,23	61,8	0,57
<i>Pinus</i>	F <sub>m</sub>	328,4	420,9	524,9	60,02	66,8	0,63
t-Student					2,13	2,96	1,01
					P < 0.050	P < 0.010	NS

\* Presente in soli 2 profili.

Tabella 3. Descrittori del contenuto di S.O.: carbonio organico totale ( $C_{org}$ ), carbonio estraibile ( $C_{ext}$ ), carbonio umico + fulvico ( $C_{(HA+FA)}$ ). Descrittori della "qualità" della S.O.: rapporto  $C_{ext}/C_{org}$  parametri dell'unificazione (HR, DH e HI).

Pedons	$C_{org}$ (g kg <sup>-1</sup> )	$C_{ext}$ (g kg <sup>-1</sup> )	$C_{ext}/C_{org}$	$C_{(HA+FA)}$ (g kg <sup>-1</sup> )	HR (%)	DH (%)	HI
V1							
Ap	11,7	7,9	0,68	4,6	39,3	58,2	0,717
A1	9,7	6,2	0,64	3,5	36,1	56,5	0,771
A2	7,8	5,3	0,63	2,8	35,9	52,8	0,893
A3k	7,5	4,7	0,63	2,1	28,0	44,7	1,238
AC	6,9	5,0	0,73	1,9	27,5	38,0	1,632
V2							
Ap	14,0	8,7	0,62	6,0	42,9	69,0	0,450
A1	11,9	7,1	0,60	5,0	42,0	70,4	0,420
A2	11,8	6,7	0,57	5,6	47,5	83,6	0,16
A3	10,2	5,6	0,55	5,1	50,0	91,1	0,098
A4k	8,6	4,3	0,50	3,9	45,3	90,7	0,102
C	3,2	1,8	0,56	1,8	56,3	≈100	0

mentre in quest'ultimo la sostanza organica risulta maggiormente estraibile, come evidenziato dal rapporto  $C_{ext}/C_{org}$ . Alla maggiore quantità di sostanza organica in V2 ed alla sua più forte interazione con la componente minerale (minore estraibilità) si accompagna un maggiore livello di umificazione della sostanza organica, come evidenziato dai parametri HR e DH, crescenti con la profondità lungo il profilo. Questi risultati indicano un accumulo di composti umificati negli orizzonti più profondi, mentre è opposto l'andamento in V1, dove il livello di umificazione decresce lungo il profilo. Il confronto tra i valori HI tra i due profili evidenzia inoltre in V1 la presenza di una maggiore quantità di sostanza organica labile, ovvero non umificata: ciò è stato posto in relazione con la migliore struttura riscontrata nell'orizzonte A1 di V1, in accordo con McGarry (1996).

La diversa "qualità" della sostanza organica associata ai Vertisuoli considerati, date le medesime condizioni climatiche e pratiche agricole cui sono soggetti, suggerisce che nei due profili esista un diverso turnover della sostanza organica dovuto alla microtopografia dei siti (morfologia inclinata in V1 e subpianeggiante in V2), che determina una diversa dinamica dell'acqua (Dell'Abate *et al.*, 1998).

La diversa evoluzione della S.O. nei due Vertisuoli ha determinato non solo un diverso livello di umificazione, ma ha influito sulla struttura e composizione delle sostanze umiche (HA+FA). All'analisi DSC/TG (Tabella 4 e Figura 3) le sostanze umiche estratte da V2, infatti, hanno presentato una struttura più complessa, poli-

Tabella 4. Parametri DSC e TG della frazione umica + fulvica (HA+FA): temperature di picco (°C), perdite di peso (%) relative alle reazioni esotermiche totali (Esotot), quantità del residuo di combustione a 800°C (%), percentuale relativa della frazione più termolabile rispetto al totale (Eso1\*100/Exotot).

HA + FA dal pedon	temp.picco (°C) 1°endoterma	temp.picco (°C) 1°esoterma	temp.picco (°C) 2°esoterma	temp.picco (°C) 3°esoterma	Esotot (%)	residuo a 800°C (%)	Eso1*100/Esotot (% del totale)
V1							
Ap	58,4	302,7	435,8	568,5	58,7	36,0	58,0
A1	56,6	301,4	437,1	569,7	55,3	45,1	53,1
A2	54,6	302,5	438,9	567,5	52,5	40,6	54,5
A3k	62,5	314,1	447,8	-	46,6	47,8	51,5
AC	61,1	314,8	448,0	-	47,9	47,3	50,5
V2							
Ap	80,9	337,2	458,7	s.	59,7	26,1	40,2
A1	75,3	s.	426,5	s.	42,8	45,4	36,1
A2	77,0	353,5	433,4	507,2	55,0	35,2	32,7
A3	76,9	s.	423,9	510,6	45,8	42,6	35,7
A4k	77,5	s.	436,2	521,9	46,2	41,0	26,8
C	64,5	387,9	-	-	21,3	72,3	100,0

s. = spalla.

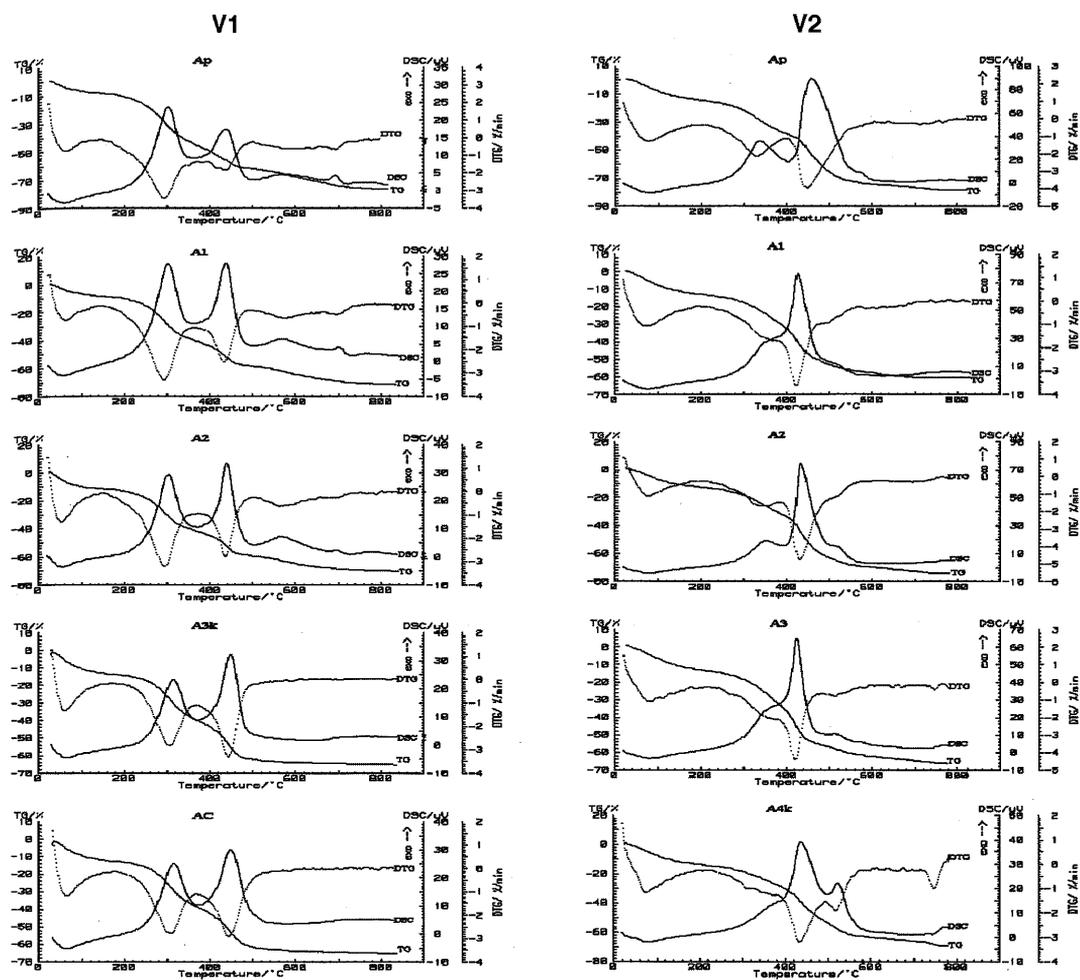


Fig. 3. Thermogrammi DSC e TG delle sostanze umiche estratte da V1 e V2 lungo il profilo.

condensata, caratterizzata da una notevole stabilità termica, come evidenziato dalle temperature di picco DSC più elevate; quelle estratte da V1, al contrario, hanno rivelato la presenza di una maggiore quantità della frazione termicamente più labile, che è stata posta in relazione a strutture alifatiche e fenoliche (Dell'Abate *et al.*, 1998). Lungo il profilo di V1 le sostanze umiche hanno mostrato complessità chimico-strutturale crescente, probabilmente dovuta ad accumulo in profondità di frazioni umificate più stabili, che è stata evidenziata dalla crescente intensità del secondo picco esotermico sulla curva DSC; lungo il profilo V2, invece, la cinetica di ossidazione termica delle sostanze umiche è stata caratterizzata in ciascuno orizzonte dal prevalere in intensità della seconda esoterma (Figura 3).

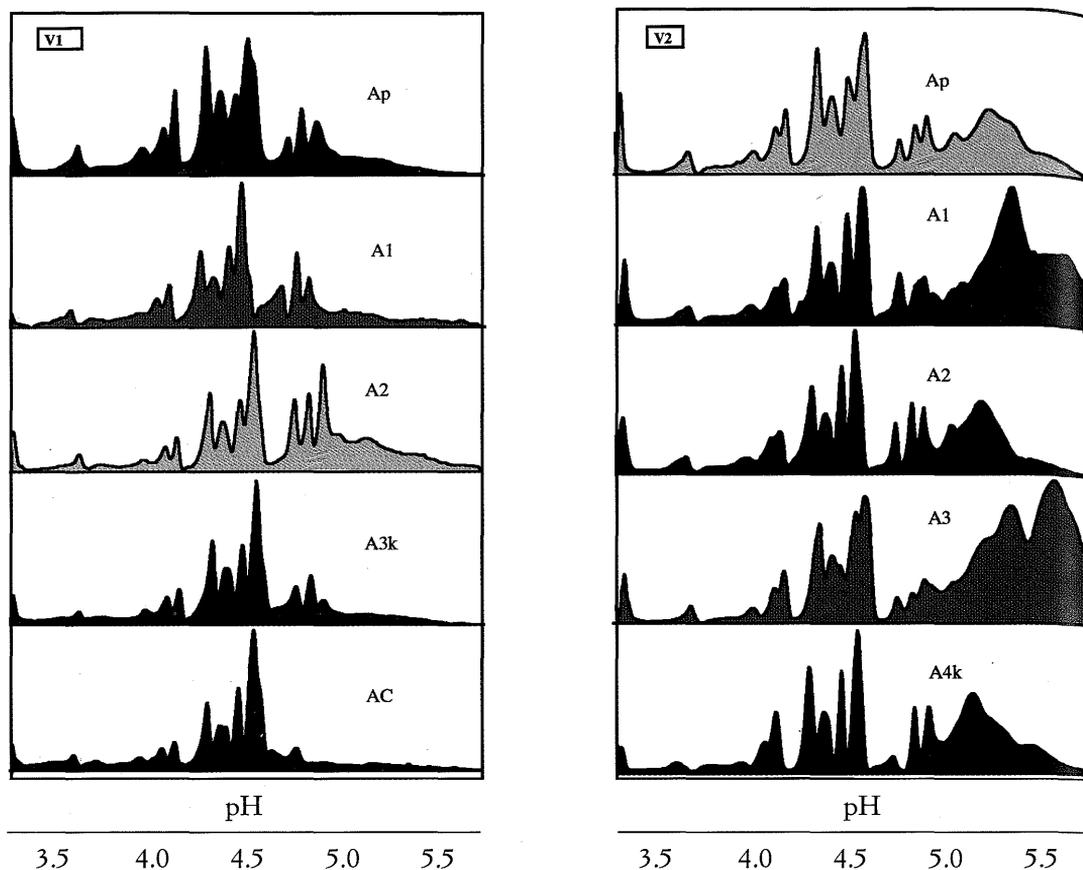


Fig. 4. Profili di focalizzazione isoelettrica delle sostanze umiche estratte da V1 e V2 lungo il profilo.

Le informazioni ottenute dai profili di focalizzazione isoelettrica hanno, infine, permesso di definire il livello di stabilità delle frazioni umificate in termini di reattività chimica. Infatti, benché generalmente gli acidi umici focalizzino nella regione di pH acido, le frazioni umiche più stabili (generalmente caratterizzate da pesi molecolari e punti isoelettrici più elevati) focalizzano a valori di pH più elevati (De Nobili *et al.*, 1990). Sulla base di questo chimismo, le sostanze umiche dei due Vertisoli in esame hanno mostrato comportamento chimico differenziato, specie nell'intervallo di pH compreso tra 4,7-5,5, diagnostico per le frazioni più stabilizzate (Figura 4). In particolare, le sostanze umiche di V2 presentano una struttura più policondensata, che può essere messa in relazione con un maggiore livello di stabilizzazione della S.O. nel suolo, mentre in V1 le sostanze umiche risultano più ricche in strutture fenoliche ed alifatiche, in accordo con i parametri dell'umificazione e gli indici di stabilità termica (Dell'Abate *et al.*, 1998).

## CONCLUSIONI

Nell'utilizzare le informazioni relative alla sostanza organica del suolo quale indicatore chimico di qualità, si cerca di cogliere la relazione esistente tra qualità del suolo e qualità della sostanza organica nel suolo. Mentre il turnover della S.O. è controllato dalle cinetiche di mineralizzazione, e quindi dall'attività della biomassa microbica, il livello di umificazione nel suolo ne esprime il risultato in funzione degli apporti. Molte delle funzioni della sostanza organica nel suolo sono dovute alla frazione più stabile di essa, ovvero al materiale umificato, ed al delicato bilancio tra frazioni labili e stabili. I parametri dell'umificazione forniscono un dato statico, che descrive uno *status* ed è l'espressione degli equilibri che si sono instaurati nel ciclo del C: in particolare, essi forniscono indicazioni sull'intensità del processo di umificazione, ma non sulla sua efficienza, qualora non si conoscano gli apporti di S.O. al suolo.

I due casi studio illustrati nella presente nota rappresentano due diverse situazioni ambientali, che hanno necessitato di un approccio di studio differenziato. Nello studio condotto nella foresta Ledera, il differente contenuto di S.O. nel suolo sotto le due diverse coperture vegetali è risultato significativo per spiegare il diverso sviluppo del profilo di suolo, a parità degli altri fattori pedoclimatici. Infatti, i dati ottenuti sulla chimica del carbonio organico sono risultati in accordo con misure di attività della biomassa microbica (Pinzari *et al.*, 1998) ed hanno fornito una chiave di lettura per la valutazione dell'efficacia del tipo di riforestazione effettuata, da integrare con considerazioni sulla migliore prospettiva dal punto di vista ecologico. Nel confronto tra i due profili di Vertisuolo, invece, non è il contenuto di S.O. la discriminante tra i due *pedon*, ma la sua "qualità", intesa in termini di formazione di materiale umificato. In questo caso, non solo i parametri di umificazione sono risultati utili indicatori del diverso bilancio tra frazioni labili e stabili nel suolo, ma la stessa frazione umificata è risultata portatrice di informazioni sul diverso livello di stabilizzazione della S.O., conseguente al differente turnover della S.O. I risultati della caratterizzazione delle sostanze umiche lungo i profili, infatti, hanno fornito indicazioni utili ad ipotizzare la possibilità di usare proprio le sostanze umiche quali indicatori di quegli aspetti della qualità del suolo relativi alla degradazione della S.O. in funzione della pedomorfologia, dell'uso e della gestione dei suoli (Dell'Abate *et al.*, 1998).

### Ringraziamenti

Si ringraziano i coautori degli studi illustrati nella presente nota: la Dott.ssa A. Benedetti, la Dott.ssa F. Pinzari ed il Prof. C. Dazzi per lo studio condotto nella foresta Ledera; la Dott.ssa A. Benedetti, la Dott.ssa A. Trinchera ed il Prof. C. Dazzi per lo studio dei Vertisuoli.

BIBLIOGRAFIA

- Alianiello F., Fiorelli F. (1998): "Iso-electric focusing in soil science: a tool to develop for the knowledge of humic substances". *Fresenius Env. Bull.*, 7, 523-530.
- Ciavatta C., Govi M., Vittori Antisari L., Sequi P. (1990): "Characterization of humified compounds by extraction and fractionation on solid polyvinylpyrrolidone". *Journal of Chromatography*, 509, 141-146.
- Dazzi C. (1996): "Tassonomia del 'forest floor' e caratteristiche di fertilità di suoli forestali sotto Pino d'Aleppo (*Pinus halepensis* Miller) e Cedro dell'Atlante [*Cedrus Atlantica* (Endl) Carrière] nei monti Sicani". *Boll. Società Italiana della Scienza del Suolo*, 8, 51-61.
- Dazzi C., Raimondi S. (1986): "I Vertisuoli della Sicilia. Nota II: I Vertisuoli dell'Azienda Pietranera (AG)". Palermo, *Quaderni di Agronomia*, 11, 67-102.
- De Nobili M., Bragato G., Alcaniz J.M., Puigbo A., Comellas L. (1990): "Characterisation of electrophoretic fractions of humic substances with different electrofocusing behaviour". *Soil Sci.*, 150, 763-770.
- Dell'Abate M.T. (1995): "Caratterizzazione della Sostanza Organica del Suolo mediante Tecniche di Termoanalisi". *Atti Convegno P.A.N.D.A. Tecnologie Chimiche Avanzate per l'Agricoltura*, Roma, 10-11 aprile, pp. 83-92.
- Dell'Abate M.T., Trinchera A., Benedetti A., Dazzi C. (1998): "Humic substances as indicators of soil organic matter evolution in Vertisols". *16th World Congress of Soil Science*, Montpellier, August 1998. Symposium n. 12 (cd-rom).
- Dell'Abate M.T., Pinzari F., Benedetti A., Dazzi C. (1999): "Soil organic matter evolution in mollisols of reforested sites in Sicily (Italy)". *Proceedings 6th International Meeting on soil with Mediterranean type of climate*. Barcellona (Spagna) 4-9 luglio 1999.
- Govi M., Ciavatta C., Vittori Antisari L., Sequi P. (1994): "Characterization of soil organic matter using isoelectrifying focusing (IEF): a comparison of six commercial carrier ampholytes". *Soil Sci.*, 157, 91-96.
- Karlen D.L., Mausbach M.J., Doran J.W., Cline R.G., Harris R.F., Schuman G.E. (1997): "Soil Quality: A concept, definition, and framework for evaluation (A Guest Editorial)". *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 61, 4-10.
- McGarry D. (1996): "The structure and grain size distribution of Vertisols". In: Ahmad N., Mermut A. (Eds.), *Vertisols and technologies for their management*. Developments in Soil Science 24, Elsevier, Amsterdam, pp. 231-259.
- Nannipieri P. (a cura di) (1993): *Ciclo della sostanza organica del suolo: aspetti agronomici chimici ecologici e selvicolturali*. Patron Editore, Bologna.
- Nannipieri P. (2000): "Indicatori chimici". Convegno *Indicatori per la qualità del suolo: Prospettive ed Applicabilità*, Roma, Teatro dei Dioscuri, 29 marzo (Atti del Convegno in stampa su *Memorie dell'Accademia Nazionale delle Scienze detta dei XL*).
- Parton W.J., Ojima D.S., Cole C.V., Schimel D.S. (1994): "A general model for soil organic matter dynamics: sensitivity to litter chemistry, texture and management". In: *Quantitative Modeling of Soil Forming Processes*. SSSA Special Publication 39, pp. 147-167.
- Pinzari F., Dell'Abate M.T., Benedetti A., Dazzi C. (1998): "Effects of reforestation made up by *Cedrus Atlantica* and *Pinus Halepensis* on soil chemistry and fertility". *16th World Congress of Soil Science*, Montpellier, August 1998. Symposium n. 34 (cd-rom).
- Smith O.H., Petersen G.W., Needelman B.A. (2000): "Environmental indicators of Agroecosystems". *Advances in Agronomy*, 69, 75-97.
- Sojka R.E., Upchurch D.R. (1999): "Reservations regarding the Soil Quality Concept". *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 63, 1039-1054.
- Springer U., Klee J. (1954): "Prüfung der Leistungsfähigkeit von einigen wichtigeren Verfahren zur Bestimmung des Kohlenstoffs mittels Chromschwefelsäure sowie Vorschlag einer neuen Schnellmethode". *Z. Pflanzenernähr. Dang. Bodenk.*, 64, 1.



Rendiconti

Accademia Nazionale delle Scienze detta dei XL

*Memorie di Scienze Fisiche e Naturali*

118° (2000), Vol. XXIV, pp. 299-308

F. PINZARI\* - A. TRINCHERA\* - A. BENEDETTI\*

## **Indicatori di qualità del suolo in ecosistemi mediterranei\*\***

### INTRODUZIONE

Le attività umane in Italia contribuiscono o sono responsabili dei processi di erosione e di degrado dei suoli: i cambiamenti di uso dei terreni dovuti a pratiche quali le coltivazioni, la fruizione dei boschi, il rimboschimento e la gestione del paesaggio, hanno un impatto talvolta invasivo sulla qualità dell'ambiente, sia a livello locale che su scala più ampia (per esempio attraverso l'aumento delle emissioni dei gas-serra). L'alterazione dei cicli biogeochimici, nello specifico, hanno come primo risultato, a livello del suolo, una ridotta efficienza nei processi di accumulo di sostanza organica stabile. Poiché la fertilità dei suoli, soprattutto nell'area mediterranea, è strettamente vincolata al contenuto in carbonio organico, un uso non sostenibile del territorio può facilmente portare, in breve tempo, ad una perdita irreversibile di produttività e di funzionalità. La necessità di disporre di strumenti affidabili per l'accertamento della sostenibilità delle attività umane sul territorio e per una definizione oggettiva di "qualità del suolo" è ormai ampiamente riconosciuta. Il termine "qualità" d'altra parte ha un'accezione decisamente antropocentrica, riferendosi all'ambiente in quanto luogo nel quale l'uso delle risorse da parte dell'uomo non viene mai messo in discussione. Peraltro, quando la scienza del suolo si trova a dover indicare la "qualità" di sistemi sia naturali che artificiali, quali rispettivamente i boschi ed i pascoli, allo scopo di valutare ed eventualmente prevenire l'erosione e il declino dei suoli, il termine è chiamato ad avere un significato differente (Pinzari *et al.*, 1997). La descrizione della qualità di suoli di sistemi

\* Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante, Via della Navicella 2/4, 00184 Roma, Italia.

\*\* Relazione presentata al Convegno su "Indicatori per la qualità del suolo: prospettive ed applicabilità", Roma, 29 marzo 2000.

naturali indisturbati dovrebbe infatti rappresentare, per ogni singolo ecosistema, lo standard ecologico cui fare riferimento. Chiaramente le variabili che andrebbero tenute in considerazione anche in ambienti relativamente integri sono pressoché infinite soprattutto perché le proprietà del suolo nel loro insieme hanno un effetto, sui parametri misurabili, maggiore di quello stimabile facendo semplicemente la somma delle singole proprietà (Tate, 1995). In un simile contesto acquisiscono quindi un valore particolare gli indicatori “riassuntivi”, ovvero le misure quantitative di proprietà o di manifestazioni di fenomeni naturali che hanno luogo al livello del suolo e che contengono le risultanti di più variabili nel contempo.

Un “ecosistema-suolo” si può descrivere come un sistema in continua evoluzione verso una condizione di equilibrio dettata a sua volta dall’interazione di ciascuna componente dinamica: tra le proprietà utilizzate come indicatori di cambiamento della qualità del suolo, molte sono considerate descrittori “statici” o all’equilibrio (è il caso del contenuto in sostanza organica, del rapporto carbonio organico/azoto totale, etc.) dal momento che permettono di individuare i cambiamenti solo nel lungo periodo. Altri indicatori sono invece considerati particolarmente sensibili nel segnalare cambiamenti di stato nel breve periodo e vengono pertanto definiti descrittori “dinamici” (è il caso delle cinetiche di mineralizzazione del carbonio organico, del carbonio della biomassa microbica, del rapporto carbonio della biomassa/carbonio organico totale). Un indice potenzialmente molto informativo è costituito dal rapporto fra il valore della respirazione basale della biomassa microbica e il carbonio della biomassa; esso viene definito come “quoziente metabolico,  $q(\text{CO}_2)$ ” ed è basato sulla teoria della successione degli ecosistemi di Odum (1969). Il  $q(\text{CO}_2)$  rappresenta uno degli indicatori più usati nello studio dei processi di disturbo del suolo e dello sviluppo degli ecosistemi. Questo studio è stato condotto al fine di comparare suoli assoggettati ad alcuni processi di disturbo in grado di modificarne i parametri di qualità. Lo scopo principale è stato di saggiare l’attività della biomassa microbica sia come possibile indicatore di disturbo che come descrittore di stato in suoli di sistemi naturali.

#### AREA DI STUDIO

Sono stati prelevati campioni di suolo da 8 differenti siti all’interno della Riserva Naturale “Tenuta Presidenziale di Castelporziano”, nei pressi di Roma (Italia). L’area, ampia 4.800 ettari, situata circa a 30 m s.l.m., è caratterizzata da un clima mediterraneo. Le precipitazioni sono in media fra i 123.8 mm (Ottobre e Novembre) ed i 12,2 mm (Luglio). La temperatura media annua va dai 4°C (Gennaio e Febbraio) ai 30°C (Luglio e Agosto). I suoli sono principalmente sabbiosi e di natura alluvionale, con formazioni di duna sia antica che recente. I siti di campionamento si caratterizzano come segue: (1) bosco di *Quercus ilex* L.; (2) macchia mediterranea (*Myrtus communis* L., *Erica arborea* L., *Pistacia lentiscus* L., *Arbutus*

*unedo* L., *Juniperus* spp., *Phyllirea* spp., *Smilax aspera* L., *Cistus* spp., etc.); (3) rimboschimento di 60 anni di *Pinus pinea* L.; (4) bosco misto idrofilo retrodunale (*Populus alba* L., *Quercus cerris* L., *Fraxinus oxycarpa* L.); (5) pascolo intensamente frequentato da cinghiali e fauna selvatica; (6) pascolo indisturbato, limitrofo e confrontabile con il precedente (controllo); (7) campo coltivato; (8) campo abbandonato, limitrofo e confrontabile con il precedente (controllo).

#### MATERIALI E METODI

Per ogni sito sono stati prelevati cinque campioni di suolo, alla profondità di 0-20 cm, in punti distanti tra loro circa 200 cm (schema di campionamento quadrato, ortogonale). Ciascun campione è stato seccato all'aria e setacciato a mano (<2 mm). Alcune caratteristiche chimico-fisiche dei suoli sono riportate nella Tabella 1. La ritenzione idrica dei terreni è stata misurata, su campioni setacciati, per mezzo dell'apparato di Richards (cella a pressione) (Richards et Fireman, 1943). Il contenuto in  $\text{Na}^+$  (cmol/kg di suolo, riferito al peso del terreno seccato in stufa a 105°C),  $\text{K}^+$  e  $\text{Ca}^{2+}$  è stato determinato per mezzo di una estrazione in *aqua regia* e lettura degli estratti in assorbimento atomico. Il contenuto in carbonio organico totale ( $C_{\text{org}}$ ) è stato ottenuto secondo il metodo di Springer & Klee (1954), come riportato nei Metodi Ufficiali di Analisi Chimica del Suolo del MiRAFF (1994). Il carbonio della biomassa microbica ( $C_{\text{mic}}$ ) è stato misurato con il metodo della fumigazione-estrazione secondo Vance *et al.* (1987), su campioni di terreno seccati all'aria e quindi condizionati attraverso un'incubazione di 10 giorni in contenitori aperti di vetro, con umidità (corrispondente alla ritenzione idrica dei campioni a -33 KPa) e temperatura (30°C) costanti. L'incubazione è stata impiegata allo scopo di riportare l'attività microbica, nei limiti sperimentali (Stotzky *et al.*, 1962), al massimo livello ipotizzabile in campo (condizioni potenziali). I valori medi di  $C_{\text{mic}}$  sono riportati in mg-C/kg di suolo, riferito al peso del terreno seccato in stufa a 105°C. La respirazione di ciascun campione di terreno è stata misurata in un sistema chiuso secondo la metodica descritta da Isermeyer (1952). Quattro repliche (25 g ciascuna, riferiti a peso secco) di ciascun campione di suolo sono state umidificate fino al relativo valore di ritenzione idrica ed incubate a 30°C. L'evoluzione di  $\text{CO}_2$  è stata misurata dopo 1, 2, 4, 7, 10, 14, 17, 21, e 28 giorni. I valori medi ottenuti per il 28° giorno per ciascun campione, sono stati utilizzati come valori di respirazione basale della biomassa. La mineralizzazione del carbonio organico è stata calcolata dai valori giornalieri di respirazione attraverso un modello esponenziale di decomposizione di primo ordine [ $C_t = C_o(1 - e^{-kt})$ ] (Statistica 4.0 for Windows). Nel modello  $C_t$  corrisponde al valore cumulativo del carbonio mineralizzato nel tempo  $t$  di osservazione (giorni), mentre il  $C_o$  è il carbonio potenzialmente mineralizzabile e  $k$  è la costante cinetica (Tittarelli, 1995; Riffaldi *et al.*, 1996). I valori di  $R^2$  (Tabella 2) indicano la corrispondenza statistica del modello ai dati spe-

Tabella 1. Parametri chimici e fisici dei suoli. Risultati espressi, per ciascun sito, come valori medi di cinque repliche (la deviazione standard è riportata in parentesi).

Sito	1	2	3	4	5	6	7	8
Descrizione	bosco di <i>Q. ilex</i>	macchia	bosco di <i>P. pinea</i>	bosco igrofilo	pascolo disturbato	pascolo non disturbato	coltivo	set-aside
CEC (1) (cmol/kg)	10.2 (0.72)	4.6 (0.32)	6.3 (0.42)	9.3 (0.52)	3.6 (0.58)	3.2 (0.72)	5.2 (0.32)	3.3 (0.66)
Na <sup>+</sup> (cmol/kg)	0.160 (0.020)	0.160 (0.010)	0.217 (0.020)	0.313 (0.080)	0.17 (0.045)	0.4 (0.100)	0.073 (0.030)	0.186 (0.055)
K <sup>+</sup> (cmol/kg)	0.150 (0.030)	0.090 (0.005)	0.268 (0.055)	0.651 (0.020)	0.46 (0.025)	0.6 (0.085)	0.383 (0.100)	0.268 (0.110)
Ca <sup>2+</sup> (cmol/kg)	4.0 (0.50)	3.6 (0.27)	4.5 (0.20)	5.6 (0.75)	2.0 (0.20)	1.8 (0.35)	3.7 (0.40)	2.2 (0.80)
K <sub>2</sub> O <sub>estr</sub> (2) (cmol/kg)	0.007 (0.001)	0.003 (0.001)	0.012 (0.003)	0.030 (0.004)	0.02 (0.004)	0.008 (0.005)	0.02 (0.010)	0.012 (0.004)
CaCO <sub>3</sub> (%)	0.12 (0.04)	0.80 (0.03)	0.10 (0.06)	0.28 (0.02)	0.12 (0.02)	0.11 (0.04)	0.18 (0.08)	0.11 (0.02)
Tessitura (3)	Sabbioso	Sabbioso	Sabbioso	Sabbioso	Sabbioso	Sabbioso	Sabbioso franco	Sabbioso franco
pH (4)	5.6 (0.20)	8.3 (0.40)	5.9 (0.20)	7.3 (0.30)	6.2 (0.08)	5.8 (0.04)	4.9 (0.02)	5.9 (0.02)
N <sub>tot</sub> (%) (5)	0.12 (0.018)	0.20 (0.022)	0.12 (0.034)	0.25 (0.039)	0.10 (0.052)	0.10 (0.030)	0.14 (0.065)	0.08 (0.020)

I dati sono riferiti al peso del terreno seccato in stufa a 105°C.

(1) Capacità di Scambio Cationico (cmol/kg).

(2) K<sub>2</sub>O scambiabile (cmol/kg).

(3) Secondo USDA.

(4) pH (suolo: H<sub>2</sub>O, 1:2.5).

(5) Azoto totale.

rimentali. Il quoziente metabolico  $q(\text{CO}_2)$  [(mg C/kg<sub>soil</sub>)/h], definito come respirazione specifica della biomassa microbica, è stato calcolato dalle misure di respirazione basale dei campioni con l'espressione  $q(\text{CO}_2) = [(\text{mg CO}_2\text{-C} / \text{mg C}_{\text{mic}} \times \text{kg}_{\text{suolo}}) / \text{ore}]$  (Anderson et Domsch, 1985). Il rapporto  $[C_{\text{mic}} : C_{\text{org}}]$  è stato utilizzato come indice del contributo della biomassa microbica al contenuto in carbonio organico totale. Tutti i risultati (Tabelle 1 e 2) sono riferiti al peso del terreno seccato in stufa a 105°C per 24 ore e sono le medie di misure effettuate, per ciascun sito, su cinque campioni di suolo.

Tabella 2. Parametri di attività della biomassa microbica dei suoli. Risultati espressi, per ciascun sito, come valori medi di cinque repliche (la deviazione standard è riportata in parentesi).

Sito	1	2	3	4	5	6	7	8
Descrizione	bosco di <i>Q. ilex</i>	macchia	bosco di <i>P. pinea</i>	bosco igrofilo	pascolo disturbato	pascolo non disturbato	coltivo	set-aside
Corg (%) (1)	1.60 (0.16)	3.10 (0.25)	2.01 (0.26)	2.27 (0.21)	1.22 (0.70)	0.91 (0.15)	0.85 (0.12)	0.81 (0.22)
CO <sub>2</sub> -C (2)	284 (16.3)	871 (65.4)	375 (13.9)	1023 (49.2)	372 (65.8)	267 (35.7)	371 (46.7)	190 (36.5)
Cmic (mg-C/kg suolo) (3)	342 (33.2)	399 (27.3)	339 (26.5)	234 (24.8)	129 (11.5)	190 (14.7)	113 (10.7)	169 (21.4)
Cmic (%) (4) Corg (a)	2.14	1.29	1.69	1.03	1.06	2.09	1.33	2.10
q(CO <sub>2</sub> ) (mg-C/kg suolo)/ore (5) (a)	5x10 <sup>-4</sup>	19x10 <sup>-4</sup>	6x10 <sup>-4</sup>	21x10 <sup>-4</sup>	26x10 <sup>-4</sup>	7x10 <sup>-4</sup>	15x10 <sup>-4</sup>	8x10 <sup>-4</sup>
Co(mg-C/Kg suolo) (6) (b)	292	883	384	1126	410	267	375	180
k (1/giorni) (7) (costante cinetica) (b)	0.105	0.095	0.108	0.082	0.073	0.125	0.119	0.149
R <sup>2</sup> (8) (b)	0.99	0.98	0.99	0.99	0.99	0.99	0.99	0.97
CO <sub>2</sub> -C <sub>basale</sub> (mg-C/Kg suolo) (9)	4 (1.6)	18 (6.7)	5 (2.0)	12 (4.2)	8 (2.7)	3 (1.7)	4 (2.5)	3 (0.6)
C <sub>org</sub> /N <sub>tot</sub> (10) (a)	13.3	15.5	16.8	9.1	12.2	9.10	6.1	10.1

I dati sono riferiti al peso del terreno seccato in stufa a 105°C.

- (1) Carbonio Organico Totale (%).
- (2) Valori cumulativi del carbonio mineralizzato (mg-C/kg suolo).
- (3) Carbonio della Biomassa Microbica (mg-C/kg suolo).
- (4) Rapporto Carbonio della biomassa (C<sub>mic</sub>): Carbonio Organico Totale (C<sub>org</sub>) (%).
- (5) Quoziente Metabolico, calcolato dai valori di respirazione basale con la formula: (mg-C/kg suolo)/ore.
- (6) Carbonio potenzialmente mineralizzabile (mg C/kg suolo).
- (7) Costante cinetica di mineralizzazione (1/giorni).
- (8) Corrispondenza statistica del modello di primo ordine con i valori sperimentali.
- (9) Respirazione basale (media delle misure ottenute nel 28° giorno di osservazione) (mg-C/kg suolo).
- (10) Rapporto Carbonio Organico Totale: Azoto Totale.
- (a) Quozienti ottenuti utilizzando le medie dei valori.
- (b) Valori ottenuti attraverso un modello cinetico esponenziale di primo ordine del tipo: Ct=Co (1-e<sup>-kt</sup>).

## RISULTATI E DISCUSSIONE

Gli ecosistemi che evidenziano una sorta di bilanciamento dei flussi di energia ed un contenimento della spesa energetica per lo svolgimento dei cicli degli elementi nutritivi sono in teoria caratterizzati da un equilibrio fra gli apporti di sostanza organica, il livello di biomassa microbica attiva e la quantità di carbonio organico effettivamente disponibile. Il rapporto fra carbonio della biomassa e carbonio organico totale ( $C_{mic}: C_{org}$ ), rappresentando quantitativamente la correlazione fra la sostanza organica del suolo e la biomassa microbica, dovrebbe rimanere costante nei sistemi stabili. In quest'ottica, valori elevati del rapporto ( $C_{mic}: C_{org}$ ) indicherebbero una condizione di equilibrio fra l'immissione di sostanza organica nel sistema e l'attività mineralizzante della biomassa microbica. Una deviazione dallo stato di equilibrio e quindi dal valore iniziale del rapporto, indicherebbe invece un aumento o una diminuzione dell'appetibilità della sostanza organica per le popolazioni microbiche.

Il  $q(CO_2)$  rappresentando invece l'efficienza metabolica della comunità di microrganismi attivi dovrebbe essere più basso nei suoli in cui la biomassa microbica è particolarmente efficace nel conservare l'energia e quindi anche nel mantenere un equilibrio metabolico, mostrando quindi valori decrescenti nel passare da ecosistemi giovani ad ecosistemi più maturi. Il  $q(CO_2)$  dovrebbe inoltre rispondere positivamente agli eventi di disturbo antropico o naturale del suolo (come per esempio eventi di compattamento, inquinamento organico od inorganico, arature, pascolamento, etc.) aumentando cioè il suo valore in caso di turbamento del sistema (venir meno dell'equilibrio metabolico e conseguente maggiore spesa energetica per ristabilire l'omeostasi del sistema).

I risultati di questo studio sono in accordo con quanto esposto in teoria. Confrontando infatti i valori dei parametri ottenuti per i siti 5 e 7, con i siti di controllo (rispettivamente il sito non pascolato, ed il sito non coltivato) sia il  $q(CO_2)$ , che il rapporto ( $C_{mic}: C_{org}$ ) individuano nei siti disturbati una minore efficienza nel conservare l'energia.

Inoltre, i valori del  $q(CO_2)$ , del rapporto ( $C_{mic}: C_{org}$ ) e dei coefficienti di mineralizzazione del carbonio organico ( $C_o$ ,  $K$ ) risultano estremamente informativi anche come descrittori dello stato dei suoli dei sistemi naturali. Questi parametri mostrano che i suoli con un'elevata diversità della copertura vegetale (sito 2, con macchia mediterranea e sito 4 con vegetazione di bosco misto retrodunale) posseggono, rispetto ai suoli caratterizzati da una copertura vegetale omogenea naturale od artificiale, tassi di decomposizione della sostanza organica più rapidi ed una maggiore presenza di biomassa microbica dotata peraltro di una elevata efficienza respiratoria, (Tabella 2 e Grafico 1).

Nei suoli dei siti 2 e 4 infatti, valori di  $q(CO_2)$  relativamente più elevati e valori del rapporto ( $C_{mic}: C_{org}$ ) relativamente più bassi, indicano che il ciclo della sostanza organica è più rapido. Il sito 3 è riconducibile ad una situazione di tipo *para-climax*

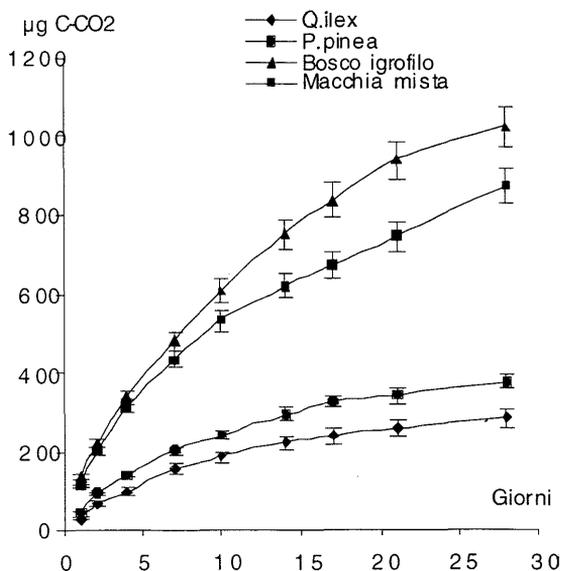


Grafico 1: Confronto fra le curve cumulative di respirazione dei suoli con copertura vegetale forestale, rispettivamente di *Quercus ilex*, *Pinus pinea*, macchia mediterranea mista, bosco misto retrodunale.

(un rimboschimento dove il rinnovo del bosco con specie spontanee è fortemente inibito, almeno finché gli individui piantati non vengono appositamente eliminati) (Whittaker, 1974), in questo suolo i parametri dell'attività della biomassa microbica indicano un elevato grado di omeostasi, confrontabile con quanto evidenziato per il sito con copertura a *Q. ilex*, ma il sistema è assai recente, trattandosi di un rimboschimento di 60 anni impiantato al posto della preesistente macchia mediterranea, si tratta pertanto di una stabilità indotta dall'impedimento nella naturale successione vegetale dovuto alle caratteristiche fortemente allelopatiche del *P. pinea* (Rice, 1979).

In una incubazione sperimentale a breve termine, i valori di  $C_0$  indicano essenzialmente l'ammontare della frazione labile del carbonio organico del suolo. Sia l'attività di pascolamento e di scavo operata dai cinghiali (sito 5), che l'aratura (sito 7) producono chiari effetti sui *pools* di carbonio organico del suolo, come evidenziato dal confronto fra i valori dei parametri  $C_0$ ,  $k$  e  $CO_2-C$  ottenuti per i suoli disturbati e per i loro rispettivi siti di controllo. Tassi di respirazione più elevati, che rispecchiano cinetiche di mineralizzazione della sostanza organica più accelerate, caratterizzano infatti i siti disturbati che risultano pertanto soggetti ad una costante perdita di sostanza organica, con le relative conseguenze negative (perdita di struttura, minore ritenzione idrica, perdita di fertilità, erosione). Basti infatti osservare nel Grafico 2 il confronto fra le curve cumulative di respirazione ottenute

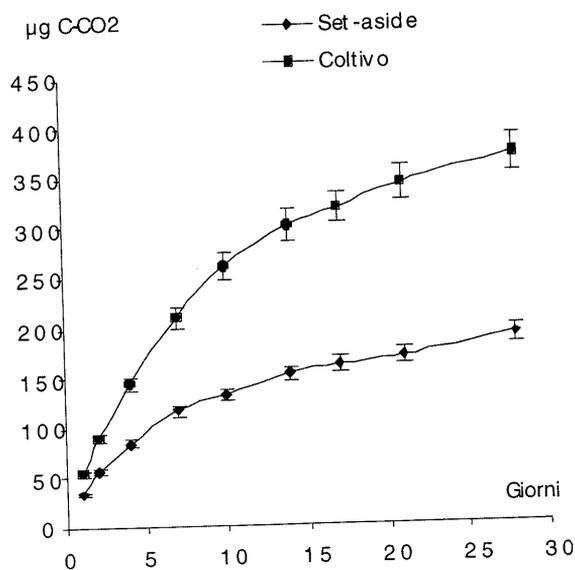


Grafico 2: Confronto fra le curve cumulative di respirazione dei suoli con copertura rispettivamente a seminativo e set aside.

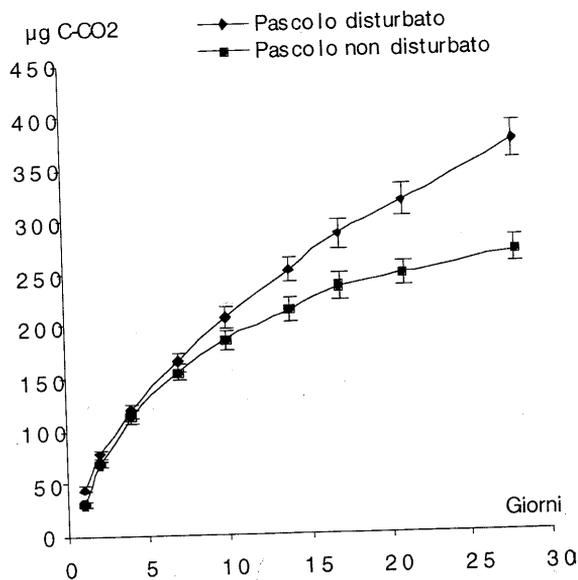


Grafico 3: Confronto fra le curve cumulative di respirazione dei suoli con copertura a pascolo, rispettivamente interessato e non interessato dall'attività di scavo della fauna selvatica.

per il suolo coltivato ed il suolo di controllo (set-aside) per notare come l'attività mineralizzante sia più spinta nel primo che nel secondo. Una situazione simile si osserva nel caso del confronto fra le curve cumulative di respirazione ottenute per il suolo disturbato dallo scavo della fauna selvatica ed il controllo (Grafico 3).

Anche il monitoraggio dei tassi metabolici ha contribuito a fornire interessanti informazioni su come differenti comunità vegetali influenzano le dimensioni e la qualità della sostanza organica dei rispettivi suoli: le comunità di ecosistemi dotati di elevata diversità (boschi misti) se confrontati con i siti a copertura omogenea di *Q. ilex* e di *P. pinea*, mostrano tassi di mineralizzazione più elevati e valori maggiori di  $C_{mic}$ . Ciò è in accordo con la presenza nei siti con maggiore diversità di un numero più elevato di nicchie ecologiche per le specie di organismi decompositori. Il bosco igrofilo retrodunale si distingue per i valori dei parametri considerati rispetto a tutti gli altri siti esaminati. Nel sito 4, infatti, il suolo possiede i valori più elevati di respirazione, di  $C_o$  e di N%. Valori relativamente contenuti di  $(C_{mic}: C_{org})\%$  ed elevati di  $q(CO_2)$  indicano la tendenza ad evolvere ulteriormente verso una maggiore stabilità. L'insieme dei parametri (elevata respirazione, maggiore presenza della frazione labile di C organico, etc.) sembrano riflettere la storia pregressa del sito: si tratta infatti di un'area soggetta a periodici innalzamenti della falda, che tipicamente affiora nelle depressioni retrodunali dove il bosco in questione è situato. La lettiera delle specie decidue che caratterizzano il sito si accumulano durante l'inverno senza andare incontro a decomposizione per via delle condizioni riducenti del suolo sommerso; con l'abbassamento periodico della falda si rende disponibile per la microflora tellurica una grande quantità di carbonio organico facilmente mineralizzabile ( $C_o$ ).

Nel complesso, sembrano esistere differenze piuttosto marcate nell'attività microbica e nella dinamica del carbonio organico fra suoli adiacenti ma con differenti coperture vegetali e soggetti a differente uso, e ciò a dispetto di condizioni fisiche e climatiche paragonabili. L'attività della biomassa microbica e gli indicatori di qualità della sostanza organica del suolo possono essere utilizzati con successo sia come descrittori di stato dei suoli di sistemi naturali, che come indicatori di disturbo. Lo studio del comportamento metabolico della biomassa microbica nei confronti dell'accumulo della sostanza organica, può contribuire positivamente nella comprensione e nella prevenzione dei meccanismi di declino dei suoli.

#### *Ringraziamenti*

Gli autori ringraziano il Dr. Ing. A. Tinelli per la collaborazione nella Tenuta Presidenziale di Castelporziano e il Dr. G. Mecella con il suo *staff* per la caratterizzazione dei parametri chimico-fisici dei campioni di suolo.

BIBLIOGRAFIA

- Anderson H., Domsch K.H. (1985): "Determination of eco-physiological maintenance requirements of soil microorganism in a dormant state". *Biol. Fert. of Soils*, 1, 81-89.
- Isermeyer H. (1952): "Eine einfache Methode sur Bestimmung der Bodenatmung und der Karbonate im Boden". *Z. Pflanzenernah Bodenk*, 56, 26-38.
- Odum E.P. (1969): "The strategy of ecosystem development". *Science*, 164, 242-270.
- Metodi Ufficiali di Analisi Chimica del Suolo* (1994): Ministero delle Risorse Agricole, Alimentari e Forestali - MiRAAF (Rome), Italy.
- Pinzari F., Trinchera A., Benedetti A., Sequi P. (1997): "Defining soil quality in mediterranean forest systems: microbial biomass activity". *MESAEP-9<sup>th</sup> International Symposium on Environmental Pollution and its Impact on Life in the Mediterranean Region*. October 4-9, 1997. S. Agnello di Sorrento, Italy.
- Rice E.L. (1979): "Allelopathy-an update". *Bot. Rev.*, 45, 15-109.
- Richards L.A., Fireman M. (1943): "Pressure plate apparatus for measuring moisture sorption and transmission by soils". *Soil Sci.*, 56, 395-404.
- Riffaldi R., Saviozzi A., Levi-Minzi R. (1996): "Carbon mineralization kinetics as influenced by soil properties". *Biol. Fertil. Soils*, 22, 293-298.
- Stotzky G., Goos R.D., Timonin M.I. (1962): "Microbial changes occurring in soil as a result of storage". *Plant and Soil*, 16, 1-18.
- Tittarelli F. (1995): "Tecniche biochimiche e mineralizzazione della sostanza organica dei reflui zootecnici e delle biomasse di recupero", in: *Atti del Convegno P.A.N.D.A. "Tecnologie chimiche avanzate per l'agricoltura"*. Roma, 10-11 Aprile 1995, pp. 137-144.
- Tate R.L. (1995): *Soil Microbiology*. John Wiley & Sons, New York, 398 pp.
- Vance E.D., Brookes P.C., Jenkinson D.S. (1987): "An extraction method for measuring microbial biomass C", *Soil Biol. Biochem.*, 19, 703-707.
- Whittaker R.K. (1974): "Climax concepts and recognition", in: R. Knapp (Ed.), *Vegetation Dynamics*, Dr. W. Junk Publishers, The Hague, pp. 137-154.



Rendiconti  
Accademia Nazionale delle Scienze detta dei XL  
*Memorie di Scienze Fisiche e Naturali*  
118° (2000), Vol. XXIV, pp. 309-319

GILMO VIANELLO\*

## **Il condizionamento della qualità del suolo per fattori ambientali ed antropici\*\***

### IL SUOLO COME "SINTESI" DELL'ECOSISTEMA

Nel richiamare la definizione di suolo come corpo dinamico naturale che costituisce la parte superiore della crosta terrestre, la cui formazione e la cui evoluzione dipendono dall'azione integrata nel tempo dei fattori climatici, geomorfologici e biologici, appare evidente come esso risenta dei diversi processi fisici, chimici e biochimici naturali ed antropici che possono influire in maniera differenziata sulle sue modificazioni e, quindi, su possibili condizioni di degrado o di depauperamento.

Preso infatti come base di indagine circa la condizione attuale dell'ecosistema in relazione soprattutto ai possibili interventi su di esso, il suolo, permettendo di caratterizzare direttamente o indirettamente le differenti tipologie ambientali che hanno portato ad un determinato grado evolutivo, richiede di essere classificato secondo i metodi tassonomici più moderni, localizzato per distribuzione e diffusione sul territorio nazionale, definito in termini dinamici in funzione della sua utilizzazione, valutato in funzione delle sue potenzialità e suscettibilità, protetto in relazione al grado di vulnerabilità.

Di conseguenza il sistema clima-geoidromorfologia-suolo-pianta, a cui va integrata l'azione antropica, va inteso nella sua globalità ed affrontato mediante un idoneo modello "analitico multidisciplinare oggettivo" (fig. 1); la conoscenza complessiva delle tipologie degli ecosistemi rappresenta quindi la procedura essenziale per valutare le caratteristiche del suolo e per la programmazione degli interventi per la sua conservazione (tab. 1).

\* Centro Sperimentale per lo Studio e l'Analisi del Suolo, Università di Bologna.

\*\* Relazione presentata al Convegno su "Indicatori per la qualità del suolo: prospettive ed applicabilità", Roma, 29 marzo 2000.

Livelli conoscitivi

ATMOSFERA

MORFOSFERA  
E IDROSFERA

BIOSFERA

ANTROPOSFERA

PEDOSFERA

LITOSFERA

UNITA' DI  
PAESAGGIO

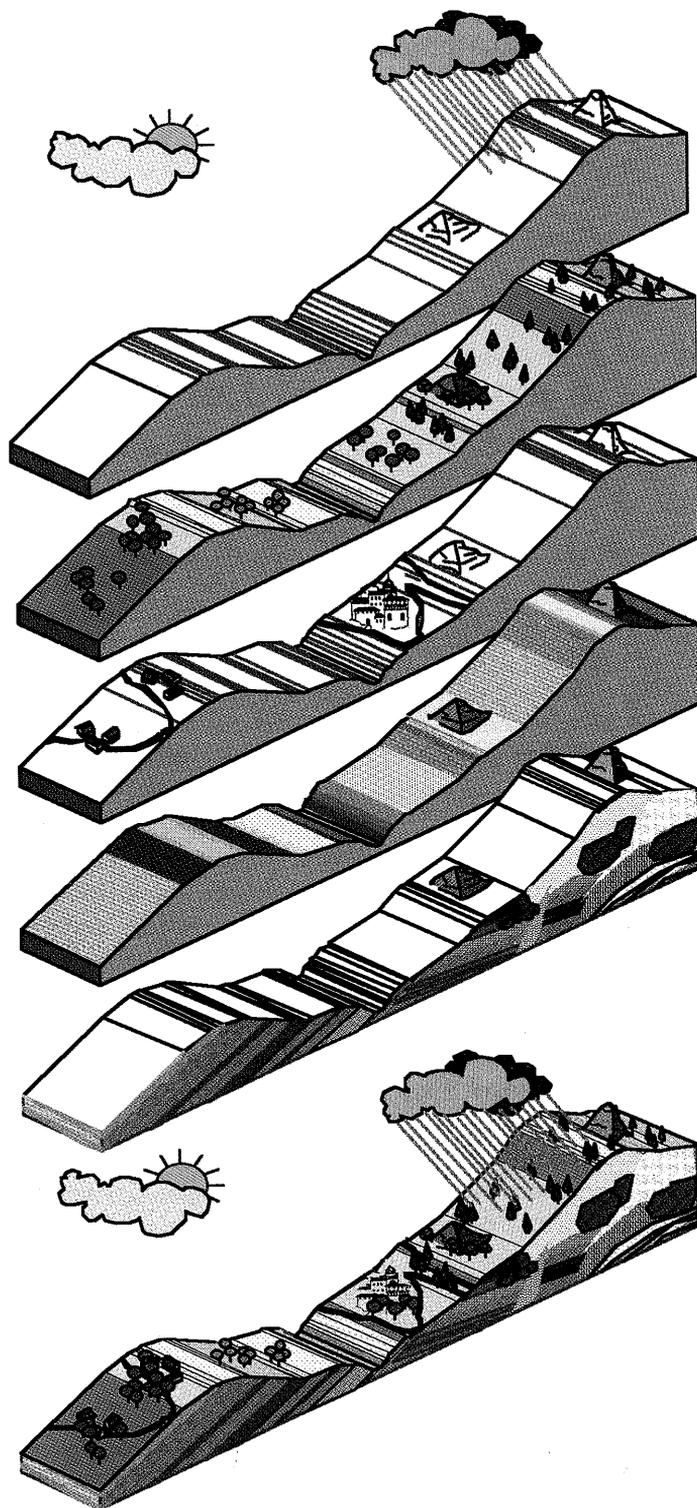


Fig. 1. Il modello "analitico multidisciplinare oggettivo" porta alla scomposizione dell'ecosistema in livelli conoscitivi; il sistema ambientale si presenta pertanto come un "mosaico" complesso che dovrà essere "smontato" con la finalità di conoscere le caratteristiche delle componenti naturali ed antropiche che ne hanno determinato le condizioni attuali.

Tabella 1. Esempi descrittivi di tipologie ambientali come preliminare allo studio del suolo, della sua potenzialità d'uso e degli aspetti specifici di vulnerabilità.

Sistemi	Sottosistemi	Rischi ambientali
<p><b>CARBONATICI</b> Omogenei per caratteri litologici, si differenziano per le diverse condizioni geomorfologiche, strutturali e climatiche.</p>	<p><i>Conche tettonico-carsiche.</i> In questo sottosistema, diffuso nella Italia centro-appenninica, le acque di precipitazione alimentano la circolazione idrica sotterranea a scapito di quella superficiale limitatissima ed occasionale.</p>	<p>Inquinanti rilasciati o depositi in superficie possono entrare nella circolazione idrica profonda e riemergere poi a considerevoli distanze in sorgenti importanti, destinate ad alimentare acquedotti.</p>
	<p><i>Tavolati carbonatici.</i> Diffusi soprattutto in Puglia e nel Carso mostrano aree differenziate climaticamente (tali da determinare specificità biologiche ed agrocolturali), ma che vengono accomunate dal sistema idrico sotterraneo.</p>	<p>L'afflusso di acque luride od inquinate nel sistema idrico sotterraneo fa sì che parte di esse possa prendere la via diretta dello sversamento in mare.</p>
	<p><i>Rilievi carbonatici.</i> La circolazione idrica superficiale data l'asprezza morfologica e la velocità di scorrimento delle acque provoca una progressiva demolizione fisica del rilievo.</p>	<p>L'aggressività delle acque provoca fenomeni erosivi tali da limitare le valorizzazioni agricole.</p>
<p><b>ALLUVIO - COLLUVIALI PADANI</b> Suddivisi in alte e basse pianure presentano situazioni molto diverse; l'intersezione delle due pianure, sviluppate a differenti quote altimetriche, è caratterizzata dalla venuta a giorno delle acque freatiche contenute nella parte profonda dell'alta pianura.</p>	<p><i>Alte pianure.</i> Sottosistemi che bordano il versante padano delle Alpi e parte di quello appenninico, caratterizzati da materiali grossolani estremamente permeabili, con suoli poveri a rapido drenaggio e con biotipi e colture agricole di tipo tendenzialmente xerofilo.</p>	<p>Gli effluenti provenienti da insediamenti urbani ed industriali e dalle pratiche agricole danno luogo a contaminazioni localizzate minime o nulle in superficie, mentre gran parte del carico inquinante interessa le falde freatiche.</p>
	<p><i>Basse pianure.</i> Sottosistemi della parte centrale della Val Padana, costituiti da materiali sottili dove spesso le acque freatiche corrispondono alle superfici topografiche o addirittura affiorano dando origine a biotipi e colture agricole di tipo igrofilo.</p>	<p>Il rilascio di effluenti provenienti da insediamenti urbani ed industriali e dalle pratiche agricole interessa immediatamente le acque superficiali e le falde sub-superficiali con rapida percezione del verificarsi della contaminazione.</p>

#### PROCESSI DI DEGRADO DELLA RISORSA SUOLO PER CAUSE NATURALI ED ANTROPICHE

Il suolo subisce continue modificazioni e trasformazioni sia per cause naturali legate ai fenomeni delle dinamiche esogena ed endogena e di evoluzione pedogenetica sia per cause antropiche che accelerano od innescano processi di degrado degli orizzonti superficiali preposti alla sostenibilità produttiva primaria o alla conservazione degli ambienti naturali.

I processi di depauperamento della risorsa suolo per fattori naturali sono caratterizzati ad esempio da contaminazione da metalli pesanti per cessione da parte di alcuni litotipi, nel corso dei normali processi pedogenetici, da salificazione ed alcalinizzazione (per livelli freatici prossimi alla superficie ed alimentati da acque marine o da fonti idrotermali anomale), da desertificazione o predesertificazione per stress climatici (per periodi di aridità troppo prolungati o regimi meteorici in ogni caso sfavorevoli), dal degrado dei versanti per erosione accentuata (suoli a scarsa aggregazione sottoposti a precipitazioni intense e concentrate nel tempo), da scompensi naturali tra vegetazione ed organismi viventi (ad esempio per l'azione negativa delle conifere sui terreni che non riescono a tamponare la forte acidificazione prodotta dai residui organici da esse prodotti ed accumulati nel sottobosco).

I processi di inquinamento e di depauperamento della risorsa suolo per cause antropiche sono caratterizzati ad esempio da contaminazione da metalli pesanti provenienti dalle attività produttive (industria, artigianato, attività estrattive e minerarie, discariche), da inquinamento chimico derivante dalle strutture di servizio (inceneritori, depuratori, strade), da depauperamento a causa di un irrazionale utilizzo degli effluenti zootecnici (spandimento di liquami zootecnici non stabilizzati in quantità notevolmente superiore alle necessità colturali), da squilibrio qualitativo nella presenza di alcuni elementi della fertilità e non, causata dalla distribuzione irrazionale di fertilizzanti (reintegro di elementi della fertilità in surplus), dall'erosione dell'orizzonte superficiale a più elevata fertilità per irrazionalità delle lavorazioni e delle pratiche agronomiche (arature a rittochino, irrigazioni eccessive, insufficiente regimazione e drenaggio delle acque sui pendii, meccanizzazione spinta nelle zone collinari e montane).

Nella relazione sullo stato dell'ambiente presentato dal Ministero dell'Ambiente nel 1997 è stato evidenziato come il rischio di depauperamento della risorsa suolo possa essere causata da degradazione chimica (per contaminazione da metalli, radioattività, perdita di sostanza organica, salinizzazione, acidificazione, spandimento di reflui organici), da degradazione fisica (per compattazione, indurimento, formazione di croste superficiali), da perdita irreversibile (per urbanizzazione, erosione superficiale o di massa).

#### ALCUNI TIPI DI DEGRADO DELLA STABILITÀ STRUTTURALE DEL SUOLO

Il suolo per le sue caratteristiche intrinseche, costituisce il sistema di autodepurazione più completo a disposizione della natura, ma una volta contaminato rimane

tale per tempi assai lunghi rispetto al comportamento dell'acqua e dell'atmosfera; esso presenta infatti un certo grado di reattività nei confronti di determinati agenti perturbanti (sensibilità) fino ad un limite oltre il quale tende a manifestare forme di degrado in una o più delle sue funzioni chimico-fisiche-biologiche (vulnerabilità).

Le intense trasformazioni subite dagli anni cinquanta ad oggi dai territori rurali in termini di gestione aziendali e di tecniche agronomiche stanno portando ad un progressivo depauperamento della "risorsa suolo", specie laddove le pratiche agricole richiedono da parte dei terreni un maggior contributo in termini di elementi della fertilità. Se nel suolo alle modalità di cessione degli stessi non rispondono adeguate condizioni di restituzione, si vengono a creare in tempi più o meno lunghi squilibri di ordine chimico fisico, tali da modificarne, talvolta radicalmente le condizioni strutturali originarie. Inevitabilmente tali trasformazioni portano ad una progressiva diminuzione della "fertilità naturale" che, oltre a provocare perdite di rese delle colture, può innescare una serie di reazioni in grado di alterare l'ecosistema in maniera sostanziale. Pratiche irrigue non ponderate, concimazioni non adeguate o lavorazioni eccessivamente profonde, possono portare ad una modificazione del pH, ad una diminuzione del contenuto in sostanza organica o ad un aumento del drenaggio interno, ma possono condurre altresì ad altre conseguenze. Infatti il suolo, così alterato nelle sue caratteristiche di base, non è più in grado di svolgere la sua funzione di "filtro biologico" permettendo così ad elementi e composti solubili nocivi di percolare al suo interno con frequente probabilità di contaminazione dei livelli più superficiali di un sempre più fragile sistema idrogeologico. In tabella 2 vengono indicati alcuni tipi di degrado che influiscono sulla stabilità di struttura del suolo.

#### INDAGINI FINALIZZATE ALLA VALUTAZIONE DELLE TRASFORMAZIONI DELLE CARATTERISTICHE DEI SUOLI

Lo studio del suolo finalizzato alla conservazione e alla sostenibilità della fertilità agronomica deve tenere conto di più livelli conoscitivi ciascuno dei quali andrà di volta in volta analizzato con l'intento di individuarne il ruolo ed il peso rivestito.

Al fine di stabilire i diversi gradi di sensibilità del suolo, e cioè della sua tendenza a modificarsi in seguito a perturbazioni esterne, si rende indispensabile la elaborazione di modellistiche che tengano conto da un lato delle dinamiche sopravvenute a carico della sua utilizzazione, dall'altro delle variazioni riscontrate in alcuni indicatori chimico-fisici del suolo.

Dato il considerevole volume di informazioni che di volta in volta deve essere gestito nell'applicazione di tali modellistiche, si rende necessario adottare un idoneo sistema informativo geografico come strumento in grado di associare ad un determinato ambito territoriale, perfettamente georeferenziato, una serie di informazioni raccolte in un archivio di dati; sarà così possibile da un lato individuare in maniera uni-

Tabella 2. Cause che influiscono sulla stabilità strutturale del suolo e conseguenti effetti diretti od indiretti nei riguardi della risorsa.

Tipi di degrado	Cause	Effetti
<i>Azione battente delle gocce di pioggia (splash erosion)</i>	L'energia cinetica delle gocce d'acqua determina la rottura degli aggregati ed il distacco delle particelle elementari che vengono trasportate a distanze non eccessive.	Spostamento di particelle in funzione della pendenza e compattazione del suolo.
<i>Scorrimento laminare delle acque di superficie (sheet erosion)</i>	Quando l'intensità della pioggia supera la capacità di infiltrazione del suolo questa scorre in superficie; per particelle di diametro superiore a 0,5 mm la velocità critica per innescare l'erosione aumenta con l'aumentare del diametro delle particelle stesse.	Erosione laminare con impoverimento di particelle fini, perdita lenta dello strato superficiale più fertile del suolo e arricchimento di scheletro in superficie.
<i>Formazione di croste superficiali</i>	Per valori dell'indice di incrostamento ( $1,5 Z_f + 0,75 Z_c/C + 10.OM$ ) maggiori di 1,6 si verifica una forte propensione al collasso degli aggregati strutturali dello strato superficiale del suolo.	Interferenza alla germinazione in relazione alle condizioni climatiche.
<i>Incremento della salinizzazione</i>	L'apporto di sali per condizioni naturali (es.: acque marine) o dovute all'attività antropica ("salinizzazione secondaria") per irrigazione con acque non idonee in assenza di adeguati sistemi di drenaggio favorisce la deflocculazione delle particelle colloidali con conseguente destabilizzazione della struttura.	Limitata disponibilità idrica per la crescita delle piante per l'aumento della pressione osmotica della soluzione circolante; ostacolo alla germinazione per la formazione di efflorescenze saline.
<i>Diminuzione della capacità di accettazione degli apporti idrici</i>	Scarsa disponibilità di ossigeno e conseguente diminuzione dell'attività biologica nel suolo, limitata permeabilità degli orizzonti del profilo.	Erosione superficiale in relazione all'acclività dei versanti.
<i>Diminuzione della capacità depurativa</i>	Limitato "degrado" di apporti organici (es.: liquami zootecnici, fanghi di depurazione) e scarso adsorbimento di elementi o composti a potenziale azione inquinante.	Infiltrazione di sostanze contaminanti verso i livelli freatici mediamente profondi.

Tabella 3. Schema riassuntivo riferito a possibili indagini finalizzate alla valutazione delle trasformazioni delle caratteristiche dei suoli.

Tipi di indagine	Metodologia	Parametri di valutazione
Valutazione delle modificazioni dei caratteri chimico-fisici dei suoli	Confronto multitemporale	Uso del suolo - Delineazioni pedologiche - Caratteri chimico-fisici dei suoli
Valutazione della vulnerabilità ambientale all'infiltrazione	Modello parametrico	Surplus idrico - Quantità delle acque di irrigazione - Copertura del suolo - Caratteristiche pedologiche - Permeabilità del sottosuolo - Profondità della falda freatica
Valutazione della distribuzione e della concentrazione dei metalli nei suoli	Monitoraggio per unità e per profili pedologici	Fondo geochimico formazionale - Delineazioni pedologiche - Caratteri chimici dei suoli - Potenziali fonti antropiche inquinanti

voca ambiti territoriali con caratteristiche intrinseche diverse, dall'altro organizzare una banca di informazioni aperta, passibile di un continuo aggiornamento.

Ci si limiterà in questa sede a fornire un sintetico accenno a tre tipi di modellistiche finalizzate a valutare il grado di sensibilità e vulnerabilità del suolo applicate sperimentalmente a differenti ambiti territoriali (tabella 3).

*Modellistica per la valutazione delle modificazioni delle caratteristiche chimico-fisiche dei suoli in funzione delle trasformazioni agro forestali mediante la procedura del confronto multitemporale.*

Le trasformazioni nell'utilizzo del suolo verificatesi nell'ultimo quarantennio possono avere contribuito a modificare più o meno intensamente le caratteristiche pedologiche originarie e di conseguenza ambientali, di un determinato territorio. La modellistica sviluppata in questo contesto analizza da un lato le dinamiche dell'utilizzazione del suolo e dall'altro le trasformazioni riscontrate in alcuni parametri chimico-fisici presi come indicatori del livello di fertilità naturale dello stesso. Come osservabile in figura 2, nella quale viene rappresentato il flusso logico seguito, dati relativi alle dinamiche di uso e alla modificazione dei caratteri chimico-fisici del suolo, nonché alle caratteristiche pedologiche delle aree oggetto di studio, sono posti in relazione attraverso operazioni di sovrapposizione topologica.

*Modellistica per la valutazione della vulnerabilità ambientale.*

Stanno assumendo sempre più importanza gli studi finalizzati alla tutela delle acque e del suolo che, partendo dalla valutazione della vulnerabilità intrinseca del territorio, ne definiscono poi condizioni diverse di vulnerabilità in funzione delle differenti fonti di inquinamento, di tipo prevalentemente antropico, che è possibile rilevare.

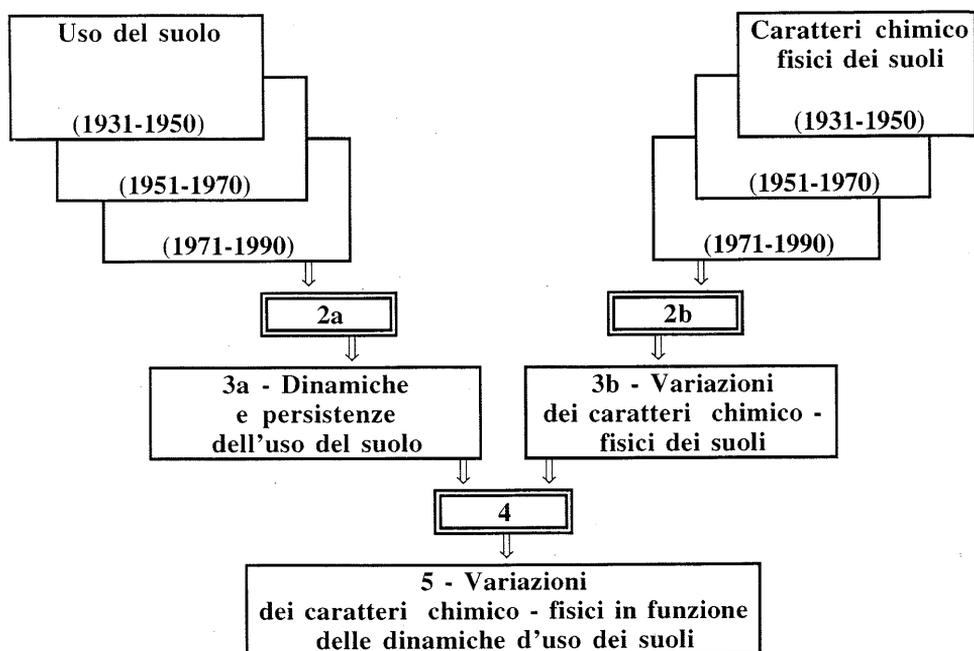


Fig. 2. Schema operativo per la valutazione delle modificazioni chimico-fisiche dei suoli in funzione delle trasformazioni del loro utilizzo e dei caratteri pedologici.

Particolare significato acquistano quindi le metodologie che stimano il possibile trasferimento di un inquinante idroveicolato dalla superficie topografica al tetto dell'acquifero più superficiale e poi da questo a quello più profondo, dal quale vengono captate le acque per uso potabile. Il modello proposto, il cui schema operativo è riportato in figura 3, è di tipo parametrico a punteggio semplice (*rating system*) nel quale:

- vengono definiti a priori una serie di tematismi ambientali che influenzano il fenomeno dell'infiltrazione;
- ad ogni classe considerata per ogni singolo tematismo viene attribuito un valore ponderato di vulnerabilità; tale valore risulta compreso tra 1 e 5, corrispondenti rispettivamente al minimo ed al massimo livello di influenza esercitato sul fenomeno dell'infiltrazione;
- per ogni singolo tematismo il territorio in esame viene cartografato e successivamente riclassificato in aree omogenee dal punto di vista della protezione fornita nei confronti dei fenomeni di infiltrazione, caratterizzate da medesimi valori ponderati di vulnerabilità;
- attraverso l'intersezione delle diverse carte tematiche riclassificate si esegue la sommatoria dei valori ponderati attribuiti alle diverse aree del territorio; la riclassificazione dei valori risultanti consente la valutazione complessiva della vulnerabilità ambientale all'infiltrazione.

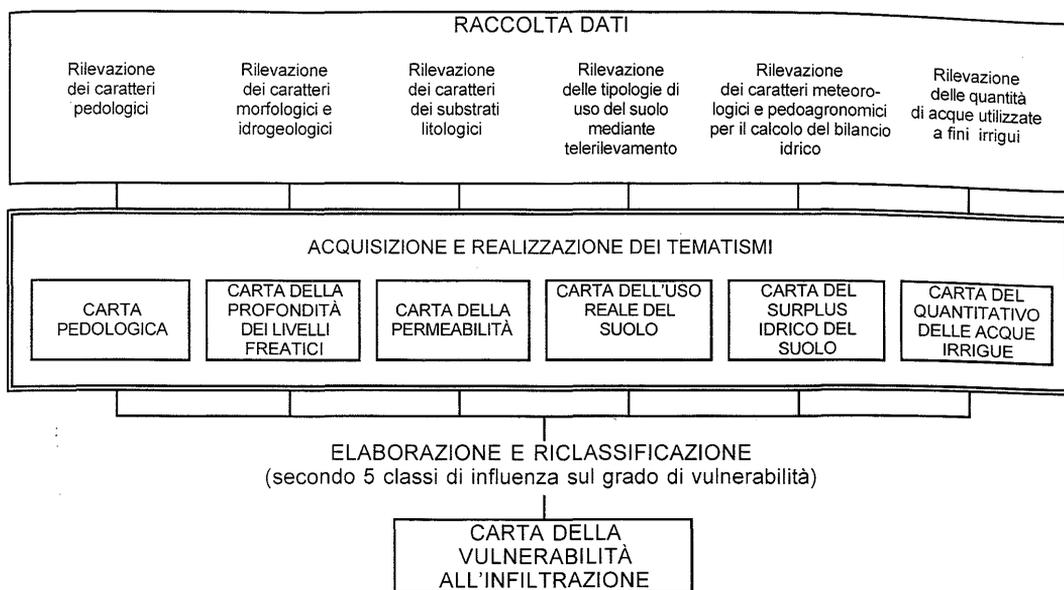


Fig. 3. Schema operativo del modello di vulnerabilità all'infiltrazione.

*Modellistica per la valutazione della distribuzione e della concentrazione dei metalli nei suoli.*

La presenza dei metalli pesanti nel suolo, talvolta con aliquote superiori a quelle ritenute critiche dalle normative italiane e comunitarie in materia, può costituire una delle cause dell'inquinamento del terreno. In relazione a specifici meccanismi di natura chimico-fisica, un progressivo accumulo di metalli può portare ad un crescente rischio di assimilazione da parte delle colture vegetali con conseguente ingresso nelle catene alimentari. Un suolo con anomala presenza di metalli pesanti, a prescindere dalla loro speciazione, mobilità e provenienza, ha scarse possibilità di ridurre la concentrazione, in quanto gran parte dei metalli ha limitate possibilità di traslocazione lungo il profilo o di essere asportati in quantità notevole dalle specie vegetali coltivate; del resto la valutazione della pericolosità dei metalli pesanti nei terreni non può essere ottenuta con la sola determinazione del contenuto totale, in quanto non vi è quasi mai corrispondenza tra questo dato e l'assorbimento degli stessi da parte delle piante e la loro presenza nella soluzione del suolo.

In Italia alcuni tipi litologici presentano componenti mineralogiche ad elevato contenuto in metalli pesanti; l'alterazione di tali rocce porta inevitabilmente o ad un processo di concentrazione di alcuni metalli nel suolo su di esse formati o di trasporto, a causa soprattutto delle acque dilavanti, verso territori talvolta considerevolmente lontani dall'origine; in altri casi, invece, la presenza dei metalli pesanti

è dovuta ad attività antropiche e risulta di conseguenza importante individuare le fonti che hanno provocato la contaminazione dei suoli.

Molti metalli in realtà risultano necessari, anche se in basse concentrazioni, alla vita animale e/o vegetale. Il limite tra essenzialità e tossicità è molto variabile da organismo a organismo e da elemento a elemento; alcuni metalli pesanti, a tutt'oggi, non risultano essere essenziali agli organismi viventi e non si hanno riscontri della loro presenza in reazioni biologiche essenziali (ad es. Cd, Hg, Pb).

Un eccessivo carico di metalli pesanti nei suoli può provocare una serie di inconvenienti quali tossicità nei confronti dei vegetali, accumulo nel suolo agrario con conseguente modificazione della qualità dello stesso, accumulo nei vegetali e

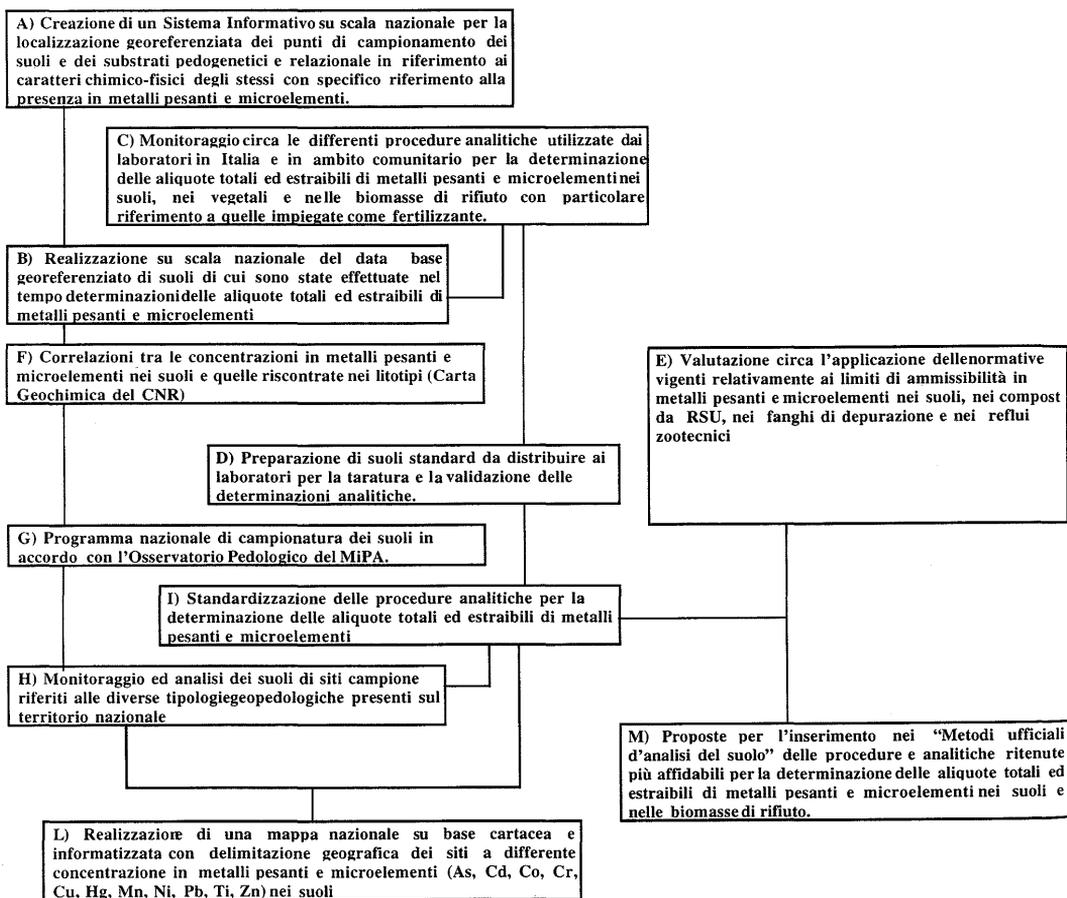


Fig. 4. Schema operativo per un bilancio quali-quantitativo sul contenuto in metalli pesanti e microelementi nei suoli e nelle biomasse di rifiuto a scala nazionale.

conseguente immissione degli stessi nella catena alimentare, possibile inquinamento delle falde e dei corsi d'acqua superficiali.

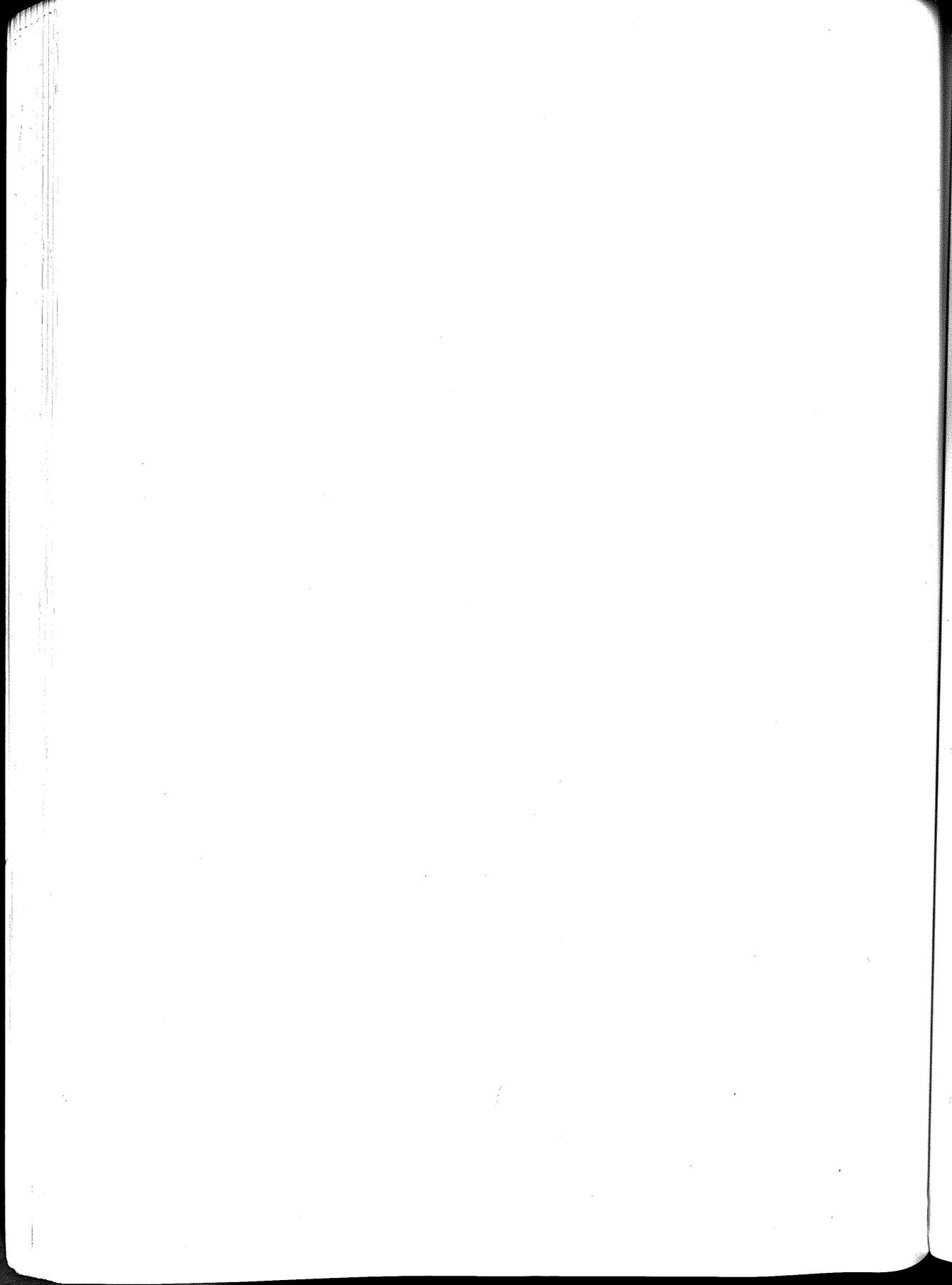
Risulta pertanto indispensabile avviare un programma di monitoraggio in grado di valutare gli ambienti geografici ed i suoli in essi presenti, in funzione delle concentrazioni di uno o più metalli pesanti, analizzando le cause delle eventuali concentrazioni elevate se di origine naturale o antropica (figura 4).

#### BIBLIOGRAFIA

- Aringhieri R. (1999): "Salinità e struttura del terreno", *Boll. S.I.S.S.*, 48, 305-314.
- Benvegnù F., Brondi A., Mastino G., Polizzano C. (1994): "Metodologie di indagine ed analisi dei caratteri naturalistici del territorio per la conoscenza, la gestione e le attività di risanamento, sviluppo e prevenzione dell'inquinamento dei sistemi ambientali", su *Prima monografia sulla difesa del suolo*, a cura di L. Serva, CNR-Gruppo Naz. Difesa Catastrofi Idrogeol., pp. 9-54, Roma.
- Bertozzi R., Buscaroli A., Gardi C., Sequi P., Vianello G. (1993): "A GIS application to the valuation of the grade of sensibility of soils for their utilization", *Proceedings EGIS'93*, 1:1533, 1016-1025.
- C.E.R.A.S. (1996): "I suoli delle aziende sperimentali", *Ass. Agricoltura, Regione Emilia-Romagna*.
- Ciavatta C., Sequi P., Vianello G. (1991): "An Italian approach to the determination of vulnerable areas", *International Symposium Happing of soil and terrain vulnerability to specified groups of chemical compounds in Europe*, ISRIC, Wageningen.
- Ciavatta C., Govi M., Simoni A., Sequi P. (1993): "Evaluation of heavy metals during stabilization of organic matter in compost produced whit municipal solid wastes", *Biores. Techn.*, 43, 147-153.
- Giordani C., Zanchi C. (1995): *Elementi di conservazione del suolo*, Patron Editore, Bologna.
- Hènin S., Gras R., Monnier G. (1973): *Il profilo colturale*, edizione italiana a cura di E. Zanini, Edagricole, Bologna.
- Sequi P., Vianello G. (a cura di) (1998): *Sensibilità e vulnerabilità del suolo. Metodi e strumenti d'indagine*, P.F. RAISA-CNR e PANDA-MiPA, Collana Sistema Agricolo Italiano, Franco Angeli Editore, Milano.
- Vianello G. (1993): "Il problema della conservazione del suolo nel bacino padano", in *L'impatto delle agro-tecnologie nel bacino del Po*, P.F. RAISA-CNR, Collana Sistema Agricolo Italiano, pp. 123-127, Franco Angeli Editore, Milano.

ative  
in  
compost  
lui

ufficiali  
ritenute  
otali ed  
suoli e





Rendiconti

Accademia Nazionale delle Scienze detta dei XL

*Memorie di Scienze Fisiche e Naturali*

118° (2000), Vol. XXIV, pp. 321-330

PATRIZIA ZACCHEO\* - CARLA ASTORI\* - DARIA ORFEO\*

LAURA CRIPPA\* - PIERLUIGI GENEVINI\*

## **Verifica della qualità del suolo attraverso la risposta produttiva di bioindicatori vegetali\*\***

### INTRODUZIONE

Il degrado dei suoli, conseguente ad una gestione territoriale non sempre corretta, interessa una sempre più ampia quota del territorio italiano. È quindi necessità improrogabile la piena conoscenza dei fenomeni che hanno influito negativamente sullo stato di salute dei suoli e lo studio di idonee strategie di intervento per contenere e, ove sia possibile, ovviare ai danni già presenti (Sequi e Vianello, 1998). Negli ultimi anni sono state formulate numerose proposte per definire la qualità del suolo, riconducibili a due fondamentali concetti, di cui il primo, "la capacità del suolo a funzionare", è legato principalmente alle caratteristiche strutturali del terreno ed il secondo, "la capacità per l'uso" esprime un concetto dinamico ed è correlato all'influenza delle attività umane (Doran e Parkin, 1994; Doran e Jones, 1996; Snakin, 1996; Seybold, 1997).

In effetti la qualità del suolo può essere distinta in qualità originaria e qualità dinamica. La qualità originaria, o intrinseca, deriva da caratteristiche proprie del suolo, che sono state determinate dai fattori di formazione (clima, topografia, vegetazione, tempo). La qualità dinamica può essere definita come la componente antropica della qualità di un suolo, in quanto risultante dei cambiamenti nelle proprietà del suolo che sono influenzati da decisioni o interventi dell'uomo. Differenti indicatori possono contribuire, di volta in volta, a distinguere le due forme di qualità dei suoli (Kumar, 1989).

\* Dipartimento di Produzione Vegetale, Università degli Studi di Milano, Via Celoria 2, 20133 Milano.

\*\* Relazione presentata al Convegno su "Indicatori per la qualità del suolo: prospettive ed applicabilità", Roma, 29 marzo 2000.

La possibilità di impiegare come indicatori dello stato di salute dei suoli i saggi biologici è attualmente argomento di grande interesse nel mondo scientifico, per gli indubbi vantaggi che i biosaggi offrono rispetto alle tradizionali analisi chimiche. Quando si applicano ai suoli, i biosaggi evidenziano l'insieme degli effetti di tutte le componenti in grado di interferire positivamente e negativamente sulle funzioni monitorate dell'organismo testato.

La sezione di Fisiologia delle Piante Coltivate e Chimica Agraria del Di.PRO.VE. dell'Università degli Studi di Milano ha già da tempo messo a punto un test di vegetazione con lattuga per la valutazione della idoneità all'impiego in campo agricolo di compost, fanghi di depurazione e sottoprodotti industriali. Il saggio prevede il confronto delle produzioni di biomassa ottenute da dosi crescenti dei materiali in esame aggiunte ad un substrato standard rispetto ad un controllo costituito dal substrato standard non trattato. È stata scelta la lattuga come pianta test, in quanto specie molto sensibile a rilevare la presenza di elementi nutritivi e di inquinanti inorganici e organici in forma biodisponibile; il test consente inoltre di indagare sul possibile trasferimento nei tessuti vegetali dei contaminanti.

Nel presente lavoro un lotto di campioni di suoli, presumibilmente non contaminati e con caratteristiche chimico-fisiche molto diverse, è stato sottoposto al test di vegetazione, con l'obiettivo di valutare la sensibilità di risposta del biosaggio alla qualità dei suoli e di proporre eventuali modificazioni nel protocollo operativo per poter distinguere la componente originaria da quella dinamica.

#### PARTE SPERIMENTALE

Sono stati prelevati campioni superficiali (0-30 cm) di suoli da 26 siti a differente uso e copertura vegetale localizzati in Lombardia, Piemonte ed Emilia Romagna. Di questi, solo il suolo n. 25 appartiene a un'area fortemente contaminata da metalli pesanti, ed è stato appositamente introdotto nella sperimentazione per la validazione del metodo.

Il criterio di selezione dei campioni si è basato sull'ottenimento di un lotto di suoli supposti non contaminati, aventi caratteristiche chimiche e fisiche molto differenti. In particolare l'attenzione è stata posta a pH e tessitura, considerati da molti autori come i parametri che maggiormente incidono sulla risposta ai test di vegetazione.

I campioni, sono stati caratterizzati analiticamente utilizzando le metodiche previste dai "Metodi ufficiali di analisi chimica dei suoli" (Ministero delle Politiche Agricole e Forestali), nelle Tabelle 1 e 2 vengono riportati i risultati ottenuti.

I suoli sono stati sottoposti al test di vegetazione, sostituendo integralmente il substrato di crescita delle lattughe con i suoli e mantenendo, come trattamento di controllo, il substrato standard previsto dalla metodica.

I risultati conseguiti al termine della prova durata 21 giorni, sono stati espressi

Tabella 1. *Caratterizzazione analitica dei campioni.*

Suolo	pH H <sub>2</sub> O	C org. g kg <sup>-1</sup>	N tot. g kg <sup>-1</sup>	sabbia %	limo %	argilla %	C.S.C. cmol <sup>(+)</sup> kg <sup>-1</sup>
1	6,9	19,0	1,5	47,8	27,1	25,1	15,7
2	7,8	10,9	1,2	16,7	35,6	47,7	23,8
3	6,4	18,0	2,1	73,2	23,1	3,7	13,3
4	4,6	13,4	1,5	80,8	16,2	3,0	5,2
5	6,5	15,9	1,9	78,9	19,9	1,2	9,1
6	7,9	8,1	1,0	51,4	29,7	18,9	9,1
7	7,8	12,0	1,7	59,4	28,3	12,3	9,0
8	7,7	14,0	2,0	61,7	26,0	12,3	10,6
9	7,7	6,0	0,6	81,7	14,1	4,2	4,5
10	7,8	5,0	1,0	91,5	6,1	2,4	3,3
11	7,6	26,0	2,9	33,6	46,1	20,2	18,8
12	4,4	18,0	1,8	72,9	23,9	3,2	6,7
13	5,6	6,0	0,6	79,2	17,6	3,2	7,2
14	5,3	8,0	0,9	68,1	22,3	9,6	10,6
15	6,8	1,0	0,6	56,9	12,3	30,8	17,0
16	4,5	10,0	1,0	94,4	4,4	1,2	8,9
17	5,7	13,0	1,5	67,4	25,4	7,2	7,8
18	6,4	22,0	2,0	77,3	18,4	4,3	10,2
19	7,7	17,0	2,1	43,5	39,8	16,7	11,8
20	6,5	7,0	0,6	52,2	26,5	21,3	10,7
21	6,5	0,3	0,6	46,1	19,2	34,7	19,9
22	7,3	10,0	1,0	65,9	26,2	7,9	10,0
23	7,8	21,0	2,2	61,7	29,8	8,5	16,2
24	6,6	35,0	2,9	81,2	14,9	3,9	18,4
25	6,3	40,0	3,7	77,9	17,5	4,6	14,6
26	5,3	6,0	0,6	76,5	16,8	6,7	7,2
Media	6.6	13	1.4	65	23	12	11
Dev. std	1.1	8.0	0.7	18	9.6	12	5.2

Tabella 2. *Caratterizzazione analitica dei campioni.*

Suolo	Ca cmol <sup>(+)</sup> kg <sup>-1</sup>	Mg cmol <sup>(+)</sup> kg <sup>-1</sup>	K cmol <sup>(+)</sup> kg <sup>-1</sup>	P ass ppm	Cd ppm	Cr ppm	Cu ppm	Pb ppm	Ni ppm	Zn ppm
1	20,64	0,86	0,95	15	1,36	91,2	242	37,8	39,4	80,5
2	24,39	7,19	0,95	26	2,72	156	38,5	44,1	110	109
3	7,01	0,37	0,48	124	0,96	36,1	16,8	53,6	14,5	79,2
4	1,88	0,09	0,48	108	1,48	66,2	415	56,7	36,5	119
5	7,82	0,35	0,48	102	1,56	81,2	285	45,7	48,2	135
6	14,5	0,47	0,95	34	2,04	63,68	6,05	59,9	42,5	101
7	12,8	1,56	0,97	77	17,0	28	27,1	29,4	24,1	103
8	14,7	1,60	0,70	25	1,46	26,2	29,4	34,2	23,7	110
9	7,66	0,64	0,24	32	14,6	28,9	50,1	333	22,8	1365
10	7,86	0,74	0,10	15	6,63	25,4	36,9	236	20,3	667
11	25,5	2,85	0,96	89	2,03	50,9	53,5	124	36,4	170
12	0,63	0,29	0,21	56	0,60	43	20,3	38,4	25,4	90,7
13	2,68	0,39	0,20	24	0,57	26,1	17,1	19,6	26	90,8
14	3,65	0,80	0,07	23	0,50	44,8	14,1	27,5	22,7	47,3
15	14,2	6,03	0,08	27	0,67	47,1	27,1	23,6	53,6	103
16	0,11	0,27	0,02	12	0,60	34,7	13,4	16,6	20,8	43,8
17	2,80	0,50	0,21	32	0,63	47,9	19,3	33,3	30,6	94,3
18	13,9	1,64	0,39	163	13,3	251	123	377	17,3	4362
19	17,9	3,53	0,92	38	1,20	55,6	41,4	47,1	34,2	131
20	8,05	2,28	0,07	10	0,70	62,9	48,7	63,0	38,5	102
21	11,3	6,58	0,11	15	0,70	66,3	29,5	26,9	60,4	91,4
22	14	8,11	0,14	15	0,50	31,5	20,3	23,8	29,1	61,9
23	18,0	1,89	1,04	57	1,93	27,9	33,4	44,3	24,1	133
24	16,0	1,53	0,3	59	1,20	58,9	77,9	9,66	31	229
25	25,2	1,85	0,09	78	58,5	607	482	1517	64,3	3566
26	5,52	1,18	0,17	39	0,60	54,1	22,7	18,1	28,2	48,7
Media	11	2.1	0.45	49	3.0	60	69	73	34	347
Dev. std	7.2	2.4	0.36	40	4.7	49	99	96	19	880

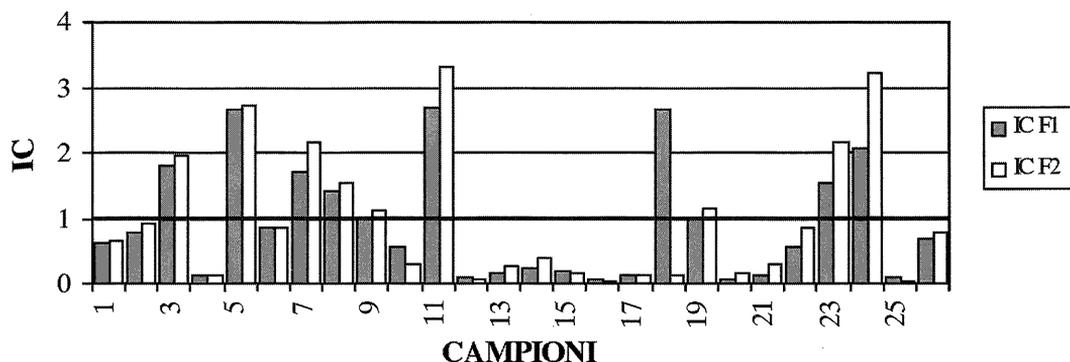


Fig. 1. Produzione di sostanza fresca nelle due prove di vegetazione (F1 ed F2): confronto degli indici di crescita (IC).

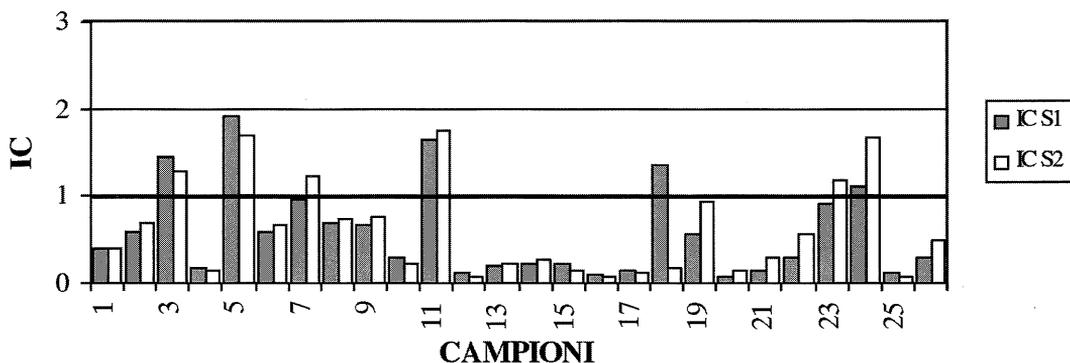


Fig. 2. Produzione di sostanza secca nelle due prove di vegetazione (S1 ed S2): confronto degli indici di crescita (IC).

sia come produzione di sostanza secca e fresca, sia come indice di crescita (ICS e ICF) ottenuto dal rapporto: produzione (secca o fresca) suolo campione/produzione (secca o fresca) substrato standard. Il test è stato effettuato in due periodi differenti (nella stagione primaverile e nella stagione estiva), utilizzando due varietà di lattuga, per verificare la variabilità nella risposta.

Come si osserva dai grafici in Figg. 1 e 2, il test si rivela molto sensibile alle diverse tipologie di suoli, e non sembra modificare la risposta replicando la prova. Le risposte ottenute sono infatti molto diversificate, con risultati nettamente inferiori a quello del suolo standard (indicato con una linea rossa nei grafici), e risultati superiori. Valutando le caratteristiche medie dei suoli che hanno riportato un indice di crescita maggiore di 1 (n.° 3, 5, 7, 11, 23, 24), si osservano valori di pH intorno al 7,

Tabella 3. *Suoli con IC > 1.*

	N	Minimo	Massimo	Media	Dev. Std
pH (H <sub>2</sub> O)	6	6.4	7.8	7.1	0.7
C org. (g kg <sup>-1</sup> )	6	15.9	35.0	22	7.3
N tot. (g kg <sup>-1</sup> )	6	1.9	2.9	2.3	0.43
Sabbia (%)	6	33.6	81.17	62	20
C.S.C. (cmol <sup>(+)</sup> kg <sup>-1</sup> )	6	9.1	18.8	14.6	3.9
P ass. (mg kg <sup>-1</sup> )	6	38	124	78	33
Cd tot. (mg kg <sup>-1</sup> )	6	0.96	17.0	3.7	5.9
Cr tot. (mg kg <sup>-1</sup> )	6	27.9	81.2	48.4	19.3
Cu tot. (mg kg <sup>-1</sup> )	6	16.8	285	76	94
Pb tot. (mg kg <sup>-1</sup> )	6	9.66	124	50	35
Ni tot. (mg kg <sup>-1</sup> )	6	14.5	48.19	30.3	10.8
Zn tot. (mg kg <sup>-1</sup> )	6	79	229	140	48

Tabella 4. *Suoli con IC < 0.5.*

	N	Minimo	Massimo	Media	Dev. Std
pH (H <sub>2</sub> O)	13	4.4	7.8	5.9	1.0
C org. (g kg <sup>-1</sup> )	13	0.3	40	12	11
N tot. (g kg <sup>-1</sup> )	13	0.6	3.7	1.3	0.6
Sabbia (%)	13	46	94	70	16
C.S.C. (cmol <sup>(+)</sup> kg <sup>-1</sup> )	13	3.3	20	11	4.9
P ass. (mg kg <sup>-1</sup> )	13	10	163	44	46
Cd tot. (mg kg <sup>-1</sup> )	13	0.5	59	6.6	16
Cr tot. (mg kg <sup>-1</sup> )	13	25	607	109	161
Cu tot. (mg kg <sup>-1</sup> )	13	13	482	114	162
Pb tot. (mg kg <sup>-1</sup> )	13	17	1517	190	413
Ni tot. (mg kg <sup>-1</sup> )	13	17	64	35	16
Zn tot. (mg kg <sup>-1</sup> )	13	44	4362	728	1455

ricchezza in sostanza organica, un buon complesso di scambio, maggiormente saturo in calcio (tabella 3). Si tratta di suoli con fertilità elevata, nei quali i fattori che possono influenzare la produttività denunciano valori ottimali. Per quanto riguarda i metalli pesanti, la media risulta inferiore alla media dell'intera popolazione ad eccezione del cadmio; infatti il suolo n.° 7, pur avendo una produttività elevata, presenta un alto tenore per questo metallo. Considerando i suoli con ICS < 0.5 (suoli n.° 1, 10, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 18, 20, 21, 25, 26), che hanno pertanto risposto in modo nettamente negativo al test, i parametri analitici più rilevanti come reazione, tenore in carbonio organico entità e composizione del complesso di scambio, presentano range di valori inferiori rispetto a quelli dell'intera popolazione (tabella 4).

Alla luce di questi risultati si può affermare che il test, così applicato, consente di discriminare bene i suoli con buona qualità intrinseca, mentre in caso di risultati negativi rispetto al suolo standard, non si riesce a distinguere uno stato di contaminazione (scarsa qualità dinamica) da una scarsa qualità originaria.

Nell'intento di chiarire l'influenza delle caratteristiche chimiche e fisiche dei suoli sulla risposta al biosaggio, si sono analizzate le relazioni tra i parametri analitici e i risultati del biosaggio, mediante un'analisi statistica condotta con SPSS/PC 7.0. L'analisi è stata effettuata escludendo i dati relativi al suolo contaminato (n. 25).

Preliminarmente, l'informazione analitica è stata ridotta mediante analisi fattoriale; sono stati estratti i primi 3 fattori in grado di spiegare l'80% circa della variabilità complessiva della popolazione (Tab. 5), che risultano avere i coefficienti di correlazione con le variabili originarie riportati in Tab. 6. I fattori sono stati ruotati ortogonalmente in quanto alcuni parametri analitici avevano un alto coefficiente di caricamento (loading) per più di una componente, e quindi le tre componenti non risultavano indipendenti tra loro.

Il fattore 1 presenta un autovalore molto alto e quindi descrive bene come tendono a variare congiuntamente le 13 variabili esaminate: è altamente correlato alla sabbia, alla C.S.C. e al calcio scambiabile, pertanto rappresenta le caratteristiche della matrice minerale del suolo, il calcio essendo il catione più abbondante sul complesso di scambio, risulta l'elemento più importante nel fattore 1. Il fattore 2 contiene le variabili legate alla reazione del suolo, sia nella sua natura attuale che potenziale, e l'influenza dei carbonati su di essa. Infatti il carbonio totale risulta altamente correlato, per la frazione inorganica, con i valori di pH. Il fattore 3 indica la sostanza organica del suolo, in quanto contiene le informazioni relative al carbonio organico, all'azoto totale e, anche se in misura minore, al fosforo assimilabile.

I fattori ottenuti sono stati utilizzati per studiare le relazioni esistenti tra le caratteristiche analitiche dei suoli e le risposte dei suoli al test di vegetazione con lattuga.

È stata effettuata l'analisi di regressione lineare tra la produzione di sostanza fresca e secca delle piante di lattuga, considerate come variabili dipendenti, e i fattori riassuntivi delle proprietà dei suoli, considerati come variabili indipendenti.

Sono stati elaborati i dati provenienti sia dalla prima prova di vegetazione, sia

Tabella 5. *Varianza totale spiegata.*

Fattori	Pesi dei fattori non ruotati			Pesi dei fattori ruotati		
	Autovalori iniziali	% di varianza	% cumulata	Autovalori iniziali	% di varianza	% cumulata
1	5.716	43.969	43.969	4.267	32.824	<b>32.824</b>
2	2.777	21.362	65.330	3.215	24.732	<b>57.555</b>
3	1.847	14.205	76.535	2.857	21.979	<b>79.535</b>
4	.994	7.646	87.181			
5	.606	4.658	91.839			
6	.334	2.566	94.405			

Tabella 6. *Matrice dei fattori ruotati (loading).*

	FATTORI		
	1	2	3
pH (H <sub>2</sub> O)	0.403	<b>0.870</b>	-0.107
pH (KCl)	0.212	<b>0.960</b>	5.392 E-02
C TOT.	-0.140	<b>0.867</b>	0.242
C ORG.	0.162	0.117	<b>0.914</b>
AZOTO TOT.	0.198	0.224	<b>0.907</b>
SABBIA	<b>-0.906</b>	-0.171	7.453 E-02
LIMO	0.688	0.257	0.311
CAP. IDR.	0.705	0.164	0.108
C.S.C.	<b>0.885</b>	-2.844 E-02	0.123
CALCIO	<b>0.790</b>	0.525	0.179
MAGNESIO	0.744	-1.473 E-02	-0.422
POTASSIO	0.452	0.567	0.439
FOSFORO	-0.142	-3.544 E-02	<b>0.771</b>

dalla seconda; con risultati molto simili. Pertanto si riportano unicamente le equazioni di regressione della prima prova che sono risultate, per l'accrescimento in sostanza fresca (Pf):

$$Pf = 3.73 \cdot 10^{-2} + 0.125 F1 + 0.420 F2 + 0.706 F3$$
$$(r^2 = 0.688 \quad F = 15.433 \quad \text{Sig.} = 0.000)$$

e per l'accrescimento in sostanza secca (Ps):

$$Ps = 3.49 \cdot 10^{-2} + 0.115 F1 + 0.373 F2 + 0.696 F3$$
$$(r^2 = 0.632 \quad F = 12.006 \quad \text{Sig.} = 0.000)$$

Le rette di regressione hanno una costante quasi prossima allo zero, per cui i tre fattori spiegano bene le variabili dipendenti. Il fattore 3 risulta avere il coefficiente più alto, sia rispetto all'accrescimento fresco che all'accrescimento secco, il fattore 2 ha valori intermedi e il fattore 1 ha valori molto ridotti. Si può affermare che la produzione delle piante di lattuga è dovuta principalmente al tenore in sostanza organica e in nutrienti dei suoli, seguito dalle caratteristiche legate alle reazioni, mentre i parametri legati alla tessitura e al complesso di scambio appaiono meno importanti.

Pertanto, nell'ipotesi di voler evidenziare uno stato di contaminazione di un suolo mediante il test su lattuga, sarà necessario disporre di informazioni circa la dotazione in sostanza organica e nutrienti del suolo stesso. Questo sia per una prima valutazione della risposta del test, sia per un eventuale inserimento di un suolo testimone avente simili caratteristiche. In questo senso si stanno orientando successivi studi, che mirano a identificare suoli standard idonei ad una valutazione più precisa della qualità dei suoli.

#### CONCLUSIONI

I test biologici possono essere di grande ausilio per una valutazione preliminare dello stato di contaminazione di un suolo, nonché come strumento di monitoraggio dell'efficacia di interventi di ripristino della fertilità dei suoli compromessi e come strumento di controllo periodico della qualità di suoli bonificati. La loro semplicità di esecuzione, i costi ridotti e, soprattutto, il fatto che forniscono un'informazione sintetica sul potenziale disturbo agli organismi viventi, li rendono uno strumento di controllo ambientale indispensabile.

L'applicazione del test con lattuga ad un campione rappresentativo di suoli lombardi e limitrofi, supposti non contaminati, ha dimostrato come il biosaggio, per la prima volta impiegato sui suoli, risponda in modo estremamente sensibile

alle differenti condizioni fisico-chimiche dei suoli e quindi, opportunamente modificato, possa segnalare i fattori di disturbo eventualmente presenti. In particolare, la ricerca ha dimostrato chiaramente come la dotazione in sostanza organica, in azoto e fosforo assimilabile siano i principali responsabili di differenze di risposta al test, seguite dai fattori legati alla reazione. I requisiti del suolo di controllo, perfezionati in ricerche successive, sono stati in questo studio chiaramente delineati. La verifica del test con un suolo particolarmente contaminato in metalli pesanti ha dimostrato l'applicabilità del biosaggio, anche in assenza di un suolo di riferimento idoneo, in quanto l'elevata sensibilità del test consente comunque di evidenziare stati di compromissione.

(La ricerca è stata effettuata con il contributo dell'Associazione Cremona Ambiente).

#### BIBLIOGRAFIA

- Camusi A., Möller F., Ottaviano E., Sari Gorla M. (1986): *Metodi statistici per la sperimentazione biologica*. Zanichelli, Bologna.
- Doran J.W., Parking T.B. (1994): "Defining soil quality for a sustainability environment". In: Doran J.W., Coleman D.C., Bezdicek D.F., Steward B.A., *Defining Soil quality for a Sustainability Environment*. Soil Science Society of America, Madison, WI. SSSA Spec. Publ. 35.
- Doran J.W., Sarrantonio M., Liebig M.A. (1996): "Soil health and sustainability. Advances in Agronomy". *Academic Press, San Diego, CA.*, 56, 1-54.
- Ministero delle Politiche Agricole e Forestali, Osservatorio Nazionale Podologico e per la Qualità del suolo (2000): *Metodi di Analisi Chimica del Suolo*. Franco Angeli, Milano.
- Karlen D.L., Easch N.S., Unger P.W. (1992): "Soil and crop management effect on soil quality indicators". *Amer. J. Altern. Agric.*, 7, 48-55.
- Karlen D.L., Mausbach M.J., Doran J.W., Cline R.G., Harris R.F., Schuman G.E. (1997): "Soil quality: a concept, definition, and framework for evaluation". *Soil Science American Journal.*, 6, 4-10.
- Sequi P., Vianello G. (1998): *Sensibilità e vulnerabilità del suolo*. Franco Angeli, Milano.
- Seybold C.A., Herrick J.E., Brejda J.J. (1999): "Soil resilience: a fundamental component of soil quality". *Soil Science*. CRC Press, Boca Raton, Florida, USA., 164, (4), 224-234.



Rendiconti  
Accademia Nazionale delle Scienze detta dei XL  
*Memorie di Scienze Fisiche e Naturali*  
118° (2000), Vol. XXIV, pp. 331-340

ERMANN0 BUSONI \*

## **Indicatori della qualità del suolo o indicatori delle qualità del suolo: un'analisi nell'ottica della Landscape Ecology \*\***

### INTRODUZIONE

Non mi soffermo sulla parola "suolo", non perché sia del tutto inutile, considerate le più differenti accezioni in uso, ma perché penso che si possa concordare su una definizione quale: *'sistema aperto (pedosfera) le cui caratteristiche, proprietà e attributi derivano dall'alterazione del substrato pedogenetico (qualunque esso sia: roccia, altro suolo, stockpiles, ecc.), sottoposto ad input esterni di energia e materia, e che presenta funzioni di trasformazione, traslocazione e conservazione di massa (tra cui quella biologica) ed energia'*. Il sistema tende ad armonizzarsi con i sistemi al contorno su cui esercita funzioni di feedback.

La qualità del suolo (SQ) è un concetto di recente acquisizione. Se ne inizia a parlare nell'ultimo decennio e appare essere un portato della insostenibilità, su lunghi periodi, di programmi di conservazione e di recupero, basati su metodologie analitiche quali la land evaluation, soil conservation, soil rehabilitation ecc., condotti in tutto il mondo da organizzazioni internazionali e nazionali. Sino a questo momento (fine degli anni '80) concetti quali land qualities (LQs) e soil qualities (SQs) erano ampiamente utilizzati e molti sforzi erano stati condotti per passare da loro valutazioni qualitative, a semi- e, infine, fondamentalmente quantitative. Problemi quali le loro variabilità spazio-temporali furono affrontati in molti simposi e workshops, commissioni furono istituite (vedi pedometrics) e da queste apparve chiaro che era necessario disporre di soil data-base, georeferenziati, equipaggiati con diversi modelli interpretativi e propositivi di diversi scenari a venire. Si ricorda

\* CNR-IGES, Firenze.

\*\* Relazione presentata al Convegno su "Indicatori per la qualità del suolo: prospettive ed applicabilità", Roma, 29 marzo 2000.

solo il SOTER (World soil and terrain digital database) iniziato dalla ISSS nel 1986, finanziato dalla UNEP, che inglobò anche i dati della carta dei suoli del mondo a scala 1:5M della FAO/UNESCO. La generazione di soil data-base impose la soluzione, tra gli altri, di problemi inerenti la validità dei dati, del trasporto dell'informazione da essi contenuta, e la scelta di congrui modelli di applicazione per la soluzione di specifici problemi. Uno dei primi affrontati fu la degradazione del suolo, soprattutto a causa dell'erosione e dell'inquinamento.

La land evaluation comportò, tra l'altro, la messa a punto di metodologie di valutazione delle qualità del suolo (SQs), basandosi soprattutto su caratteristiche e proprietà che erano importanti quali fattori di stato ed al contorno. Furono create metodologie analitiche delle terre e della loro lettura, utilizzando classificazioni nested (in sistemi, unità e sites o facets) presentanti sempre maggiore intensità di informazione al crescere del dettaglio richiesto dal problema. In queste classificazioni il suolo era una delle varie componenti analizzate, e, come per tutte le altre, le sue caratteristiche qualitative e quantitative partecipavano alla valutazione. I processi (flussi, scambi, alterazioni, trasformazioni, ecc.) da queste sottesi entravano a far parte della valutazione ed erano modellizzati in vario modo. Fin da quello di Klingebiel e Montgomery (1961), i sistemi di classificazione della capacità di uso e di suitability delle terre hanno sempre considerato ed interpretato le caratteristiche dei suoli presenti, insieme ed a fianco di quelle delle terre. La FAO presentò nel 1976 la stesura finale del *Framework for land evaluation*; negli anni seguenti furono compiuti ulteriori passi con la valutazione delle terre senza irrigazione (rainfed), con irrigazione (irrigated), e la costruzione delle zonazioni agro-ecologiche (AEZ). Negli Stati Uniti, il Soil Conservation Service dell'USDA aveva editato il National Soil Handbook che nella parte riguardante l'applicazione dell'informazione del suolo (application of soil information) si basava sull'interpretazione quale predizione del comportamento del suolo per uno specificato uso delle terre, sottoposte a specificate pratiche di gestione.

Fino a questo punto lo scopo principale è sempre stato interpretare le terre ed i suoli in termini specificatamente produttivi, anche se l'uso della "land" prefigura un approccio in qualche modo "olistico", inglobando, tra gli altri, anche riferimenti socio-economici legati alla tipo di utilizzazione delle terre e del suolo (land and soil utilisation types).

Con la Conferenza di Rio il mondo si è reso conto che il problema della produttività si scontrava con quello della "sostenibilità" da parte dell'ambiente degli input energetici imposti dall'uomo nei processi di sfruttamento delle risorse naturali e di produzione. Contemporaneamente la sensazione di non poter proseguire sullo stesso trend era rafforzata dai primi incontrovertibili dati su un processo di dimensione planetaria chiamato "Cambiamento globale", soprattutto legato a variazioni climatiche. Comincia a crescere la coscienza della necessità di un approccio olistico ai problemi inerenti lo studio, l'analisi ed il controllo di processi globali a differenti scale. Ci si rende conto che molti processi che portano al degrado

ambientale devono essere conosciuti più a fondo e di per sé, in modo da poterne prevedere gli sviluppi e gestire scenari di recupero e prevenzione. Nel frattempo si comincia a pensare che per prendere decisioni occorre basarci su qualcosa che in qualche modo indichi come il processo si sviluppa e le sue variazioni. Si mutuano gli “indicatori” dalla socio-economia politica la cui partecipazione all’interno di un approccio olistico al cambiamento globale è oramai considerata da tutti, sia quale una delle cause, che come strumento di analisi e soluzione di problematiche di gestione. Concetti di qualità dell’aria, dell’acqua, di biodiversità, di resilienza ambientale, di impronta ecologica, si affiancano a quello di qualità ambientale e di qualità del suolo. Concetti succedanei, quale quello di salute del suolo (soil health) vengono presentati e poi definitivamente inglobati in quello di qualità.

#### LA QUALITÀ DEL SUOLO

Il Comitato *ad hoc* sulla Qualità del suolo della SSSA (S-581) (Karlen D.L. *et al.*, 1997) sottolinea, ed in questo mi appare riduttivo, che l’interpretazione del rilevamento pedologico (soil survey) e le sue linee guida non sono la stessa cosa che una valutazione della Qualità del Suolo (SQ), fondamentalmente perché la prima non fa riferimento alla maggior parte delle componenti biologiche del suolo. In secondo luogo suggerisce di far riferimento in questa valutazione alla “intrinseca qualità del suolo” (recuperando un aspetto naturalistico, rifacendosi a quella dello “intrinseco valore del suolo” che si basa principalmente sull’analisi delle uniche ed insostituibili caratteristiche delle *risorse del suolo* [Warkentin, 1995]) che sostengono gli ecosistemi naturali, con riguardo alle caratteristiche che soddisfano le richieste degli utilizzatori per la gestione degli ecosistemi agricoli ed urbani.

Il Comitato presenta la definizione di SQ: “La capacità del suolo di funzionare entro i limiti di ecosistemi naturali e gestiti, per sostenere la produttività delle piante ed animale, mantenere o migliorare la qualità dell’acqua e dell’aria, e sostenere la salute e la dimora umana”.

Il comitato si pone la domanda a quale scala e come può essere valutata la SQ: risponde dicendo che la valutazione può essere fatta a diverse scale (presenta uno schema) con l’uso di indicatori, assumendo implicitamente che i processi degli ecosistemi devono essere ben conosciuti.

Sorgono due domande: (1) come funziona il suolo; (2) quali indicatori usare nella valutazione.

La risposta alla prima domanda sta nella conoscenza della pedogenesi di un suolo, del suo inserimento in un paesaggio (di cui si conoscano le caratteristiche) e dei processi e dinamiche che avvengono in esso.

Alla seconda domanda risponde usando dei valori di parametri che indicano che un suolo funziona al pieno delle proprie potenzialità in quel dato paesaggio. I parametri divengono quindi “parametri di qualità del suolo” e possono essere fisici, chimici e biologici, e le caratteristiche che essi esprimono intervengono nei processi

di funzionamento del suolo. In vista della funzione del suolo in analisi si deve fare una scelta di quali parametri usare tra i molti che caratterizzano il suolo.

La scelta della funzione (del suolo) deve rispondere al problema e la scelta dei parametri alla scala cui il problema è posto.

Per il comitato rimangono aperte necessità di ricerca di lungo ed ampio termine temporale su: (a) sviluppo di un "approccio sistemico" per integrare le conoscenze di base della scienza del suolo nella soluzione di problematiche inerenti le risorse naturali, e nella valutazione della SQ per rispondere a differenti richieste sociali; (b) innovativi approcci basati sull'analisi del paesaggio e dei sistemi gestiti (agrosistemi, ecc.) per una ricerca di base che produca un'informazione su baselines quantitative, sia in termini di progetti di ricerca, che di dimostrazione, usando tutte le attualmente disponibili metodologie e strumenti (concettuali, modellistica, data-mining, ecc.).

— *Qualità del suolo (SQ)*: la capacità di un suolo a funzionare entro i confini di un ecosistema per sostenere la produttività biologica, mantenere la qualità ambientale e promuovere la salute vegetale ed animale (SSSA Glossario), oppure: La capacità del suolo di funzionare entro i limiti di ecosistemi naturali e gestiti, per sostenere la produttività delle piante ed animale, mantenere o migliorare la qualità dell'acqua e dell'aria, e sostenere la salute e la dimora umana. (Comitato *ad hoc* sulla Qualità del suolo della SSSA [S-581] [Karlen D.L. *et al.*, 1997]).

— *Le qualità del suolo (SQs)*: attributi inerenti del suolo che vengono dedotti dalle caratteristiche del suolo o da osservazioni indirette (ad es. compattezza, erodibilità, fertilità (fisica, chimica, ecc.)). (SSSA Glossario). Si considerano come qualità le funzionalità più o meno complesse che esprimono come e quanto le caratteristiche del suolo, singolarmente o sinergicamente, reagiscono ad input esterni, in un dominio spazio-temporale definito da condizioni al contorno proprie, gestionali e/o ambientali.

#### LE QUALITÀ DEL SUOLO (SQs)

Si considerano come qualità le funzionalità più o meno complesse che esprimono come e quanto le caratteristiche del suolo, singolarmente o sinergicamente, reagiscono ad input esterni, in un dominio spazio-temporale definito da condizioni al contorno proprie, gestionali e/o ambientali. Ad esempio, la lavorabilità e la percorribilità del suolo sono qualità che vengono espresse tenendo conto sia di caratteristiche ambientali e gestionali, esterne al suolo (clima, pendenza, presenza di rocce superficiali, copertura, tipo di macchina od attrezzo, velocità delle lavorazioni, ecc.), che perfettamente intrinseche al suolo (profondità, presenza di scheletro - quantità, distribuzione dimensionale, tipo litologico, stato di alterazione -, massa volumica apparente, stabilità strutturale, limite e/o indice plastico, presenza di orizzonti limitanti i flussi idrici preferenziali, presenza di falde temporanee sospese, ecc.). Nella valutazione delle qualità non viene fatto riferimento alla possibile ridu-

zione di produttività, od altra funzione del suolo, ma bensì alla sua resilienza, ovvero alla capacità del suolo di controbilanciare, trasformando o/ assorbendo, le forze derivate dagli input esterni in modo da mantenere inalterate le proprie funzionalità e quindi le caratteristiche. Nel caso dell'esempio un suolo presenterà una buona lavorabilità se, oltre a presentare delle favorevoli caratteristiche ambientali e di gestione, avrà anche una buona capacità di infiltrazione che permetterà l'espressione in tempi brevi delle proprie caratteristiche fisico-dinamiche al miglior livello, in modo da non subire sia la compattazione che lo sbriciolamento, in ogni caso mantenere la propria struttura, sia in termini di stabilità che di geometria.

Con la detta definizione, si pone la questione di cosa possa essere considerato un indicatore delle qualità del suolo, ovvero di ciascuna qualità. Ma quante e quali sono le qualità del suolo, ed in cosa differiscono dalle caratteristiche? Bisogna ricordare che nel suolo avvengono molti e svariati processi, fisici, chimici, biologici, ognuno riconoscibile ma non distinguibile in termini di condizioni al contorno e fattori limitanti dai processi concorrenti alla espressione della qualità in analisi.

#### INDICATORI

Per il monitoraggio e la gestione di qualcosa di così complesso come la qualità, bisogna trovare indicatori che rispecchino le funzionalità e di queste siano pronti, efficaci, scientificamente basati, strumenti di controllo. Nasce così la corsa a definire indicatori fisici, chimici, biologici, semplici e complessi, delle differenti funzionalità del suolo e quindi della sua qualità. Ad oggi siamo arrivati a questo punto.

Da sempre sono state analizzate le qualità del suolo (al plurale: soil qualities; ad es. percorribilità, lavorabilità, tendenza formare croste, erodibilità, ecc.) e le valutazioni di capacità d'uso, di limitazione all'uso, ecc. si sono basate ampiamente su di queste, in genere espressioni spaziali e/o tempo-spaziali di caratteristiche del suolo (capacità di ritenuta idrica, permeabilità idrica, ecc.) e su di come esse rispondevano ad input esterni, antropici compresi. Ne sono sorte classificazioni diverse (impossibile ricordarle tutte in questa sede), utilizzate per valutazioni ed analisi di ambienti, sovente per scopi agro-forestali, ma non solo (ingegneristici, ad es. tra cui, in Italia, mi piace ricordare ESPLAN, di Magaldi e Ricciardulli, 1995).

Sugli indicatori della SQ e della LQ (Land Quality) esiste un'ampia letteratura, impossibile da citare in modo esaustivo in questa sede. Una buona lettura è rappresentata da "Soil Quality" di Singer e Ewing (2000).

Sombroek (1997) presenta una serie di concetti, definizioni e principi inerenti le Terre (Lands) intese come nel *Framework for Land Evaluation* (FAO, 1976), le loro funzioni, attributi, caratteristiche proprietà qualità. Le qualità sono considerate un attributo complesso di una Terra (Land) che agisce in modo distinto da quanto fanno altre qualità, nella sua influenza sulla suitability di quella Terra, per uno specifico uso.

In FAO (1995), Sombroek presenta le LQs come correlate ad una serie di qualità ambientali (atmosferiche, copertura vegetale, di superficie, del suolo, del sub-

strato, ecc.). Si nota che tra queste appaiono anche le qualità del suolo (SQs), e tra queste la fertilità e la tossicità fisica, biologica e chimica.

Gli indicatori sono di per sé finalizzati ad un definito scopo. Può succedere che lo stesso indicatore possa essere usato in termini suggestivi del tutto opposti se cambia il problema di riferimento (ad es. la presenza di lombrichi nel suolo, la denitrificazione, la composizione dell'atmosfera del suolo, la stabilità strutturale, la massa volumica apparente, il contenuto di sostanza organica, ecc.).

#### PEDOPAESAGGIO, QUALITÀ DEL SUOLO, INDICATORI

Occorre fare un passo indietro. Per chiarirci le idee bisogna pensare a cosa si intende per suolo e cosa per suoli (al plurale!). Se di "suolo" diamo la definizione precedente, bisogna tenere presente che in natura ci troviamo di fronte a suoli (al plurale!), ciascuno caratterizzato da proprie e distinte espressioni funzionali. La biodiversità non si esprime solo nei molteplici aspetti legati a flora e fauna, ma anche a quelli sottesi dalla pedo-diversità. Questa implica che ogni suolo in un dato pedopaesaggio possa esprimere le proprie funzionalità in stretta interconnessione con l'ambiente che lo racchiude, e che in un certo senso gli è genitore, ma anche con i suoli circostanti. Ne segue che tipi di suolo tassonomicamente affini possono esprimere funzionalità in modo relativamente differente. Questo concetto diviene maggiormente comprensibile se si inquadra nell'ecologia del paesaggio. Come in un ambiente non esiste un solo paesaggio, ma bensì differenti paesaggi riconoscibili in termini di funzionalità, prospettiva, scala, ecc., ognuno caratterizzato gerarchicamente da altrettanti livelli, fino all'ecotopo; così nello stesso ambiente è possibile individuare differenti pedopaesaggi, funzionalmente e gerarchicamente definiti, che presentano differenti qualità del suolo (SQ). Riprendiamo la definizione di SQ: è la capacità di funzionare per (i) sostenere la produttività delle piante ed animale; (ii) mantenere o migliorare la qualità dell'aria e dell'acqua; (iii) supportare la salute e la dimora umana. Se si considerano singolarmente le tre dette funzionalità appaiono facilmente comprensibili ed altrettanto facilmente è possibile creare strategie di monitoraggio e controllo per mezzo di indicatori, criteri e soglie.

— *Indicatori*: sono strumenti analitici che misurano o riflettono lo stato e/o le variazioni delle condizioni funzionali di un sistema. Nel suolo possono controllare caratteristiche e/o processi che vi avvengono;

— *Criteri*: sono regole, protocolli, modelli che permettono la gestione degli indicatori;

— *Soglie*: sono livelli, espressi dagli indicatori, che, quando raggiunti o superati, rivelano che la funzionalità del sistema (suolo) subisce variazioni significative.

Facciamo degli esempi: se si vuole fondare un edificio è bene considerare quelle caratteristiche che in qualche modo possono portare alla riduzione della sua stabilità attraverso la riduzione delle capacità statiche delle fondamenta; ad es. tessi-

tura, mineralogia delle argille, pH, conducibilità elettrica, ritenuta idrica conducibilità idraulica, ecc. In un territorio il pedopaesaggio dovrà essere analizzato e l'espressione della funzionalità "supporto della dimora umana" indicherà la qualità dei diversi suoli. Nel caso del miglioramento della qualità dell'acqua è bene considerare quelle caratteristiche che esprimono la capacità di filtro: ad es. contenuto in S.O. (da cui risalire ai coeff. di ripartizione), la capacità di scambio, la geometria porale in tutte le sue espressioni (dimensionali, continuità, ecc.), le caratteristiche idrauliche, presenza di orizzonti meno permeabili, profondità locale della falda sottosuperficiale, attività microbiologica, ecc. Anche in questo caso il pedopaesaggio fornirà l'espressione della funzionalità ed indicherà la qualità del suolo. Tutto sembra perfetto e percorribile: indicatori semplici e/o complessi ci permettono per mezzo di modelli di controllare e prevedere il rischio che siano raggiunte e superate soglie predefinite. Ma la realtà è molto più complicata. Gli esempi ci dicono che la qualità è relativa ad un problema da risolvere e che quindi esistono tante singole qualità quanti sono i problemi e le differenti combinazioni delle funzionalità che concorrono alla soluzione. Il tutto si complica se consideriamo che il sistema suolo, in quanto aperto, tende ad aumentare la propria entropia. Gli input energetici e massici si inseriscono nel sistema, influenzandolo in base allo stato in cui questo si trova al momento. Ovvero, il destino degli input dipende dallo stato dei processi a loro sensibili. Tutto ciò prosegue fin tanto che il sistema esprime una capacità di resilienza. Le funzionalità del suolo si esprimono tutte insieme nel tempo (sono sincrone) e nello stesso spazio (topologicamente definibili) attraverso processi complessi, discorrenti e concorrenti, con differenti velocità, producendo feedback, positivi e negativi, i cui fattori di stato e condizioni al contorno sovente non sono stabili.

#### QUALITÀ E RESILIENZA DEL SUOLO

Blum e Aguilar Santelises (1994) giustamente affermano che per la comprensione delle funzionalità del suolo bisogna recuperare una prospettiva "paesaggistica". Per questo non possono fare a meno di recuperare il sottosuolo (sedimento e roccia porosa) e l'acqua da esso contenuta. Si prefigura un sistema che non può essere considerato perfettamente suolo, ma che può essere analizzato più completamente nella sua funzionalità, in pratica si spostano le condizioni al contorno del sistema là dove minore può essere la varianza funzionale. Il concetto appare affascinante come approccio, anche se per certi aspetti, soprattutto quelli idrologici (qualità dell'acqua) sembra presupporre un sink che faccia da volano a quanto succede al di sopra. Sulla base di questo concetto vengono riconosciute sei funzioni di cui tre principalmente ecologiche ed altre tre legate all'attività antropica non agricola. Quelle ecologiche sono: produzione di biomassa, azione di filtraggio, tamponamento e trasformazione, e habitat biologico e riserva genica. Queste funzioni sono collegate anche alla produzione agricola. Le tre funzioni legate all'attività antropica non agricola sono: mezzo fisico, fonte di materiale, eredità culturale. Appare chiaro che le sei funzioni presentano una intensa competizione tra i due

gruppi e tra ognuna di esse e le altre cinque. Si può far riferimento qui a quanto precedentemente detto su processi concorrenti e discorrenti. Si riconosce che l'armonizzazione spaziale e temporale tra uso del suolo e delle terre e loro funzionalità è un problema che può essere affrontato solo in termini olistici. Si evidenzia che aspetti quali la resilienza del suolo e la sostenibilità dell'uso possono essere affrontati solo in detta ottica.

— *Resilienza*: abilità di un sistema a tornare al proprio equilibrio dinamico dopo essere stato disturbato, terminato il disturbo. Se si considerano i due tipi di energia operanti nel sistema suolo, *endogena* (quella ereditata dal parent material che soggiace a crescente entropia con la formazione di minerali secondari per alterazione e trasformazione dei minerali primari) ed *esogena* (quella che proviene da fuori il sistema, ad es. dal sole e processi biologici derivati), si può affermare che solo la seconda può agire attivamente in termini di resilienza. Su questa base la resilienza può essere definita come "capacità di un sistema disturbato a ritornare dopo un nuovo disturbo ad un nuovo equilibrio dinamico".

Se nel concetto di SQ si inserisce quello di resilienza, le funzionalità acquisiscono una connotazione ecologica gestita dal paesaggio. Questo diviene riferimento topo-ecologico per la definizione degli input del sistema suolo. A questo punto non si può più parlare di suolo in generale, ma di quel pattern distributivo di suoli all'interno del paesaggio in analisi con tutte le interrelazioni delle capacità funzionali espresse da ciascun tipo di suolo. Ne consegue che la SQ deve essere intesa come le "qualità" (SQs), espressioni delle funzionalità di ciascuno dei diversi suoli e delle loro interrelazioni (catene, topo- cronosequenze, ecc.). Se quanto sopra è accettato, allora l'unità funzionale di pedopaesaggio (SFU, Busoni, 1995, 1997) si presenta come strumento operativo di indagine. L'uso di questa impone l'analisi dei processi sottesi da caratteristiche, fisiche, chimiche, biologiche, dei suoli che la compongono per riconoscerne la risposta unitaria funzionale ad un dato problema. Quest'ultimo aspetto impone la scelta delle caratteristiche dei suoli, e loro modelli (processuali concorrenti e spazio-temporalmente distributivi), da usare tra le tante espresse dalla SFU.

#### CONCLUSIONI

Possono le caratteristiche scelte essere considerate degli indicatori? Indicatori della SQ? Mi pare evidente che, in un'ottica olistica basata sull'ecologia del paesaggio, sull'analisi della resilienza, di uso della SFU, la risposta sia positiva. Nulla cambia rispetto a quanto si è fatto per la land e soil evaluation; si tratta di rivedere in questa ottica le qualità delle terre (LQs) e del suolo (SQs), cosa già del resto iniziata e foriera di buoni risultati. Per la SQ nascono dubbi, non perché le caratteristiche scelte non possono essere considerate degli indicatori, ma proprio in quanto la definizione di SQ tende ad essere onnicomprensiva e non pare essere supportata

da un vero e proprio scopo. Infatti, se la si valuta, si fa della “land e soil evaluation”; se si finalizza ad un problema, si fa un’analisi di capacità e/o di resilienza dei suoli in un dato ambiente (paesaggio); se si finalizza ad una funzionalità, si analizza una delle tante qualità del suolo (SQs) già citate. In tutti i casi si ripercorrono strade già conosciute. Occorrono altri indicatori? Non è facile dire. Credo che sia estremamente difficile definire la Qualità del suolo in termini di espressione di un sistema aperto. Il significato appare più legato ad una possibile valutazione economica che ecologica (produzione contro comprensione dei vari aspetti di un sistema). Capisco che un concetto unificante sia affascinante e che trovare indicatori dei vari aspetti di quel concetto possa essere, e lo è, stimolante. Ma temo che lo sforzo si dimostri fuorviante, per le implicazioni sociali che può sottendere (legislative, economiche, ecc.) e che quindi possono divenire delle “pressioni” (se si fa riferimento al modello PSRI – pressioni-stato-risposta-impatto – della OECD, 1993, 1998), se non del tutto inane.

Allo stato delle cose penso sia meglio impegnarsi su una strada che comporti il collegamento tra le varie funzionalità ambientali e del suolo ad aspetti socio-economico-gestionali. Nuovi modelli sono stati presentati da varie organizzazioni internazionali (PSR della FAO-World Bank, 1997; PSRI della OECD, 1998; DPSIR – Driving forces-Pressures-Soil State and functions-Impacts-Responses – e Multi-Function/Multi-impact-approach EEA-ETC/S, 1999) che partendo dalle funzionalità del suolo e dell’ambiente vanno diritti al monitoraggio di qualità ambientali (ecologia del paesaggio) in modo da proteggere, preservare, recuperare senza riduzione di funzionalità. Questi modelli sono olistici, multiscala e orientati al problema da risolvere. Le caratteristiche ambientali, pedologiche incluse, e quelle socio-economiche-gestionali entrano ai vari livelli di applicazione. Il monitoraggio avviene sulla base di indicatori, anch’essi opportunamente scelti e connotanti, integrandoli, gli aspetti predetti. Gli indicatori possono presentarsi come semplici e complessi, puri e spuri, modelli, regole, statistiche, ecc. a seconda del livello di scala e del problema. In ogni caso, nella loro costruzione si adoperano sempre le caratteristiche, parametrizzabili, che fanno da base logica e fisica alle qualità ambientali (LQs) e del suolo (SQs). Ciò appare logica conseguenza delle storie e delle acquisizioni delle due discipline. È innovativo il superamento di neo-paradigmi quali la “qualità del suolo” che sembra essere più un concetto di moda che un vero strumento operativo, seppur siano stati fatti molti tentativi per una quantizzazione per mezzo di SQI (soil quality index), e l’integrazione nel monitoraggio dei due tipi di indicatori.

### *Riconoscimenti*

Il presente lavoro è stato condotto con i finanziamenti e nell’ambito del GNDICI – CNR.

Un particolare riconoscimento è dovuto al Prof. U. Wolf per la fattiva discussione sui contenuti del lavoro.

BIBLIOGRAFIA

- Blum W.E.H., Aguilar Santelises A. (1994): "A concept of sustainability and resilience based on soil functions: the role of ISSS in promoting sustainable land use". In Greenland D.J., Szabolcs I. (eds.), *Soil resilience and sustainable land use*. CAB International, Wallingford, UK. pp. 535-542.
- Busoni E. (1995): "Brevi appunti per una discussione sull'applicazione della serie nel rilevamento e nella cartografia del suolo". *Atti del Seminario di lavoro "Esperienze sull'uso di serie nei progetti di rilevamento e cartografia dei suoli"*. Reg. Emilia-Romagna - AIP, Bologna, 3 maggio 1995.
- Busoni E. (1997): "Holistic approach to hierarchical modelling in soil landscape analysis". *Bollettino SISS*, XLVII (3), 347-366.
- EEA-ETC/S (1999): *Proposal for a European Soil Monitoring and Assessment Framework*. Final Version, 4.10.1999 (rapporto ad uso interno).
- FAO (1976): *A Framework for Land Evaluation*. Soil Bulletin 32, Roma, p. 72.
- FAO (1995): "Sombroek W.G., Sims D. (eds.), *Planning for sustainable use of land resources: towards a new approach*. Land and Water Bulletin 2, Roma.
- FAO (1997): *Land quality indicators and their use in sustainable agriculture and rural development*. Land and Water Bulletin 5, Roma, p. 212.
- Karlen D.L., Mausbach M.J., Doran J.W., Cline R.G., Harris R.F., Schuman G.E. (1997): "Soil Quality: a concept, definition, and framework for evaluation". *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 61, 4-10.
- Klingebiel A.A., Montgomery P.H. (1961): "Land capability classification". *Agric. Handbook*, 210.
- Magaldi D., Ricciardulli G.L. (1995): *Valutazione delle attitudini delle unità pedologiche a differenti usi ingegneristici del territorio*. Dip.to di Ingegneria delle strutture, delle acque e del terreno; Univ. dell'Aquila.
- OECD. (1993): *Core set of indicators for environmental performance reviews*. A synthesis report by the Group on the State of the Environment. OECD, Paris, p. 35.
- OECD. (1998): *Joint Working Party of the Committee for Agriculture and the Environment Policy Committee*. Report on the OECD workshop on agri-environmental indicators. York, Sept. 1998, Paris, p. 64.
- Richter J. (1987): *The soil as a reactor*. Catena Verlag, Cremling, Germany, p. 192.
- Singer M.J., Ewing S. (2000): "Soil Quality". In: Sumner M.E. (ed.), *Handbook of Soil Science*. Section G, Chapter 11. CRC Press, Boca Raton, London.
- Sombroek W.G. (1997): "Land resources evaluation and the role of land-related indicators". In: FAO, *Land quality indicators and their use in sustainable agriculture and rural development*. Land and Water Bulletin 5, Roma, p. 212.
- Warkentin B.P. (1995): "The changing concept of soil quality". *J. Soil Water Conserv.*, 50, 226-228.



Rendiconti

Accademia Nazionale delle Scienze detta dei XL

*Memorie di Scienze Fisiche e Naturali*

118° (2000), Vol. XXIV, pp. 341-349

CIRO GARDI\* - VITTORIO PARISI\*\*

## **Confronto tra bioindicatori e parametri chimico-fisici nella valutazione della qualità di suoli soggetti a diverse forme d'uso\*\*\***

### INTRODUZIONE

Il mantenimento di un livello elevato di qualità ambientale nell'ambito degli agroecosistemi implica l'adozione di modelli di agricoltura sostenibile tesi a preservare le risorse non rinnovabili utilizzate nel processo. In quest'ottica la filosofia della conservazione del suolo deve contemplare non solo un mantenimento fisico del substrato delle produzioni agrarie, ma anche il perseguimento di un livello elevato di "qualità" del suolo.

La qualità del suolo può essere definita come la funzionalità di un suolo nell'ambito del proprio ambiente, come la capacità di sostenere la produttività vegetale e animale, di mantenere o migliorare la qualità dell'acqua e dell'aria, di garantire la salute umana. È importante quindi che il concetto di "qualità del suolo" sia contestualizzato nell'ambito di condizioni ambientali ben definite; ad esempio nell'ambito di un ecosistema naturale il significato di qualità del suolo deve essere indicativo delle caratteristiche specifiche di tale ecosistema (condizioni pedoclimatiche), senza fare riferimento ad un concetto universale di "integrità del suolo" (Pinzari *et al.*, 1998).

La qualità del suolo può essere valutata utilizzando numerosi "indicatori"; il tipo di indicatori da adottare andranno scelti sulla base delle funzioni indagate e della scala d'indagine. Esistono tuttavia indicatori della qualità del suolo la cui importanza è pressoché universalmente accettata.

\* Dipartimento di Scienza Ambientali, Università di Parma.

\*\* Museo di Storia Naturale, Università di Parma.

\*\*\* Relazione presentata al Convegno su "Indicatori per la qualità del suolo: prospettive ed applicabilità", Roma, 29 marzo 2000.

Il contenuto in carbonio organico del suolo, a motivo della sua influenza su un numero elevato di caratteristiche fisiche, chimiche e biologiche del suolo, rappresenta uno dei più importanti indicatori della qualità del suolo (Carter *et al.*, 1998; Unger, 1997; Lal *et al.*, 1997; Reves, 1997). La stabilità degli aggregati, anch'essa influenzata dal contenuto in carbonio organico, è considerata tra i più importanti indicatori fisici della qualità del suolo (Anderson *et al.*, 1997; Campbell *et al.*, 1998; Unger, 1997; Maddonni *et al.*, 1999); un elevato indice di stabilità degli aggregati conferisce al suolo una minore erodibilità e più in generale una più elevata resistenza ad azioni di disturbo meccanico.

A tali indicatori chimico-fisici e a quelli microbiologici si vanno aggiungendo metodi basati sulla valutazione della microfauna e mesofauna edafica. Alcuni di questi bioindicatori sono basati sulla valutazione complessiva dei microartropodi (Parisi, in stampa), mentre altri prevedono la valutazione dei singoli taxa (Parisi, in stampa; Paoletti e Hassal, 1999; Paoletti, 1999). Il limite all'uso di tali indici deriva dalla difficoltà di classificazione di tali organismi che, spesso, richiedono il lavoro di specialisti. L'introduzione di indici ecomorfologici semplificati, che non richiedono la classificazione degli organismi a livello di specie, consente una più ampia utilizzazione di tali metodologie.

Nell'ambito del presente lavoro vengono confrontati due indici chimico-fisici (C organico, stabilità degli aggregati) a due bioindicatori sintetici (QBS-ar, QBS-c; Parisi, in stampa) basati rispettivamente sulla valutazione complessiva dei microartropodi e su quella dei collemboli.

## MATERIALI E METODI

### *Area di studio*

L'area di studio si estende per circa 170 ettari ed è situata a Nord-Est di Modena, in corrispondenza dei toponimi Tagliati, Torrazzi e Balugola. L'ambiente è costituito in gran parte da terreni agricoli, situati ad una altitudine media di 28 m s.l.m.

I suoli dell'area si sono sviluppati su depositi alluvionali recenti, riferibili ad un periodo deposizionale compreso tra il medioevo e l'età moderna. La cartografia geomorfologica allegata alla carta dei suoli della pianura modenese classifica tali depositi nell'ambito delle alluvioni del reticolo idrografico minore.

Le principali forme di utilizzazione del suolo all'interno dell'area di studio sono legate all'attività agricola e zootecnica (in particolare zootecnia bovina da latte). I prati, permanenti o avvicendati (medicai), costituiscono una cospicua porzione del territorio; sono presenti inoltre colture di mais e colture annuali (cereali e sarchiate).

I dati climatici (stazione di Modena dell'Osservatorio Geofisico dell'Università), indicano una temperatura media del periodo 1860-1997 pari a 13,3 °C ed una temperatura media del trentennio 1967-1997 pari a 13,7 °C; le precipitazioni medie nel periodo 1830-1997 sono state pari a 660 mm/anno e quelle medie trentennali (1967-1997) pari a 594 mm/anno.

### *Storia agronomica di alcune aree oggetto dei rilievi*

I rilievi sono stati effettuati nell'ambito di cinque unità colturali differenziate per tipologia di uso del suolo, coltura e storia agronomica, denominate:

- Botti, prato stabile irriguo.
- Galli, prato stabile non più irrigato da una decina di anni.
- Balugola, prato stabile attualmente non irrigato.
- Troni, seminativo avvicendato con coltura di barbabietola durante il 1999.
- Medica, medicaio.

Quattro di queste unità ricadono all'interno dell'area di studio, mentre una (Balugola) si trova ad una distanza di un paio di chilometri dalla stessa, in direzione Nord-Ovest (S. Clemente).

Allo scopo di poter meglio interpretare i risultati delle analisi e poter evidenziare dei processi collegati alle diverse dinamiche dell'uso del suolo, è stato necessario ricostruire la storia agronomica delle unità colturali oggetto di studio. Tale ricostruzione è avvenuta mediante colloqui con i proprietari di tali fondi, che in molti sono in possesso della medesima famiglia da numerose generazioni; naturalmente le ricostruzioni storiche non hanno la pretesa di evidenziare variazioni nell'uso del suolo con la precisione dell'anno.

*Balugola*: questo prato stabile è stato inserito nella sperimentazione a motivo della sua antica origine, che secondo fonti documentarie in possesso del proprietario (Magnoni) risalirebbe al 1736. Tale prato è stato gestito secondo il metodo tradizionale, con irrigazioni per scorrimento, fino ad alcuni anni or sono, mentre attualmente è in coltura asciutta.

*Botti*: si tratta di un prato stabile la cui origine sarebbe da far risalire a circa 200 anni or sono, con la peculiarità di essere tuttora gestito secondo il sistema tradizionale che prevede 3 interventi irrigui per scorrimento durante la stagione estiva. Da alcuni anni le acque utilizzate per l'irrigazione provengono da un canale nel quale defluiscono le acque del depuratore di Modena.

*Galli*: le caratteristiche sono identiche all'unità colturale "Botti", tranne che per l'irrigazione, che in tale prato è sospesa da una ventina di anni.

*Troni*: si tratta di un ex prato stabile, della stessa origine del "Botti" e "Prato asciutto", convertito in seminativo avvicendato 20 anni or sono.

*Medica*: è un seminativo in avvicendamento, investito a medica da 2 anni. In precedenza (trenta anni or sono) tale unità colturale era investita a vite.

### *Campionamento dei suoli*

Il prelievo dei campioni destinati alle analisi chimico-fisiche è avvenuto utilizzando una trivella a mano, mentre per la raccolta della mesofauna sono stati rac-

colti campioni superficiali indisturbati di suolo (0-10 cm), per un peso complessivo di 2 kg circa.

Lo schema di raccolta dei campioni destinati alle analisi chimico-fisiche prevedeva la raccolta di tre campioni compositi (3 sub-campioni) per ogni sito considerato e per ogni profondità; le profondità adottate sono state le seguenti: 0-10 cm, 10-20 cm, 20-30 cm, 30-40 cm, 40-50 cm, 50-60 cm, 60-80 cm.

### *Analisi*

I campioni di suolo destinati alle analisi chimico-fisiche sono stati preparati ed analizzati secondo i metodi ufficiali di analisi (G.U. n. 204/97, G.U. n. 248/99). La determinazione della stabilità degli aggregati è avvenuta utilizzando il "metodo a determinazione unica con depurazione dalla sabbia ed oscillazione verticale" (Cavazza, 1981).

L'estrazione di campioni di mesofauna è avvenuta mediante selettore di Berlese, secondo una procedura standard; gli animali sono stati classificati al binoculare e, per quanto concerne i Collemboli, si è proceduto al rilevamento dei caratteri per determinare l'EMI (indice ecomorfologico). I valori di EMI relativi sia ai Microartropodi, sia ai Collemboli sono stati utilizzati per il calcolo del QBS (qualità biologica del suolo), secondo il metodo messo a punto presso il Museo di Storia Naturale dell'Università di Parma (Parisi, in stampa).

### *Risultati e discussione*

La classificazione dei suoli ricadenti nell'area di studio è avvenuta sulla base dello studio a scala 1:50.000 realizzato dalla regione Emilia-Romagna (R.E.R., 1993) e perfezionata sulla base dei rilievi eseguiti. I suoli dell'area, secondo la Soil Taxonomy, sono classificabili come Fluventic Ustochrepts fine, mixed, mesic.

I risultati delle analisi chimico-fisiche volti alla caratterizzazione dei campioni sono riportati in tab. 1. L'analisi granulometrica ha evidenziato una certa omogeneità tra i suoli considerati, che sono risultati appartenere alle classi tessiturali argillosa e argillosa-limosa. La variabilità del contenuto in  $\text{CaCO}_3$ , tra i suoli delle diverse unità è piuttosto limitata, con l'eccezione dell'unità "Galli" che presenta contenuti in calcare notevolmente inferiori; questo dato potrebbe essere giustificato da una diversa storia agronomica di tale appezzamento. I profili del calcare presentano un andamento crescente con la profondità, in modo abbastanza regolare, nell'ambito dei prati stabili; tale andamento, particolarmente evidente nell'unità Balugola, è determinato dalla progressione dei processi di lisciviazione, non alterata dall'esecuzione delle lavorazioni del terreno. I valori di pH evidenziano, nel caso dei prati stabili, l'assenza dell'azione di omogeneizzazione dell'orizzonte colturale operata dalle lavorazioni del terreno; i profili di pH di tali suoli infatti presentano valori progressivamente crescenti con la profondità. La reazione dei suoli dei prati

Tab. 1. *Parametri chimico-fisici dei suoli analizzati* (il dato indicato rappresenta la media di tre valori).

<i>Parametro</i>	<i>Profondità (cm)</i>	<i>Balugola</i>	<i>Botti</i>	<i>Galli</i>	<i>Troni</i>	<i>Medica</i>
Famiglia tessiturale	0-10	A	A	A	AL	AL
Sabbia	0-10	3.70	4.90	3.50	4.8	2.2
Limo	0-10	39.40	37.70	34.40	41.5	42.2
Argilla	0-10	56.90	57.40	62.10	53.7	55.6
Carbonio organico (g g <sup>-3</sup> )	0-10	62.59	74.09	69.64	23.87	19.04
	10-20	43.73	48.94	46.54	24.49	18.89
	20-30	35.19	30.30	41.88	25.88	20.21
	30-40	26.92	17.08	32.11	26.84	19.86
	40-50	18.26	12.54	16.75	21.91	19.06
	50-60	13.77	10.64	13.02	21.68	15.06
	60-80	9.19	8.77	16.45	16.50	10.08
pH	0-10	7.32	7.13	7.22	7.83	7.73
	10-20	7.38	7.26	7.46	7.79	7.77
	20-30	7.42	7.48	7.57	7.78	7.87
	30-40	7.62	4.64	7.68	7.78	7.83
	40-50	7.84	7.73	7.78	7.77	7.93
	50-60	7.95	7.80	7.58	7.75	7.94
	60-80	8.15	7.90	7.58	7.85	8.01
Calcare totale (%)	0-10	9.97	12.46	5.48	16.95	9.97
	10-20	11.96	14.96	7.98	12.96	9.97
	20-30	13.96	15.45	7.48	11.96	10.97
	30-40	13.46	14.96	8.97	10.47	10.47
	40-50	14.96	13.96	7.98	18.94	9.97
	50-60	16.45	14.26	8.97	13.46	9.97
	60-80	16.95	14.46	8.97	13.46	17.95

stabili, nel caso si consideri il valore medio dell'intero orizzonte lavorato, risulta inferiore di 0,5 punti rispetto a quella dei seminativi e in generale a quella dei suoli della zona. Queste variazioni sono determinate da differenze nel bilancio idrico dei suoli e da una maggiore attività biologica; la pratica irrigua, esercitata in passato in tutti i prati stabili considerati in questa indagine, ha incrementato i processi di percolazione e conseguentemente la lisciviazione ad essa associata.

L'obiettivo principale della presente ricerca è stato la valutazione della qualità del suolo in funzione delle diverse forme di utilizzazione, confrontando i risultati forniti dall'uso di parametri chimico-fisici indicativi della qualità del suolo, con quelli forniti da due indici biologici.

L'analisi della numerosità dei campioni di mesofauna edafica (fig. 1) ha eviden-

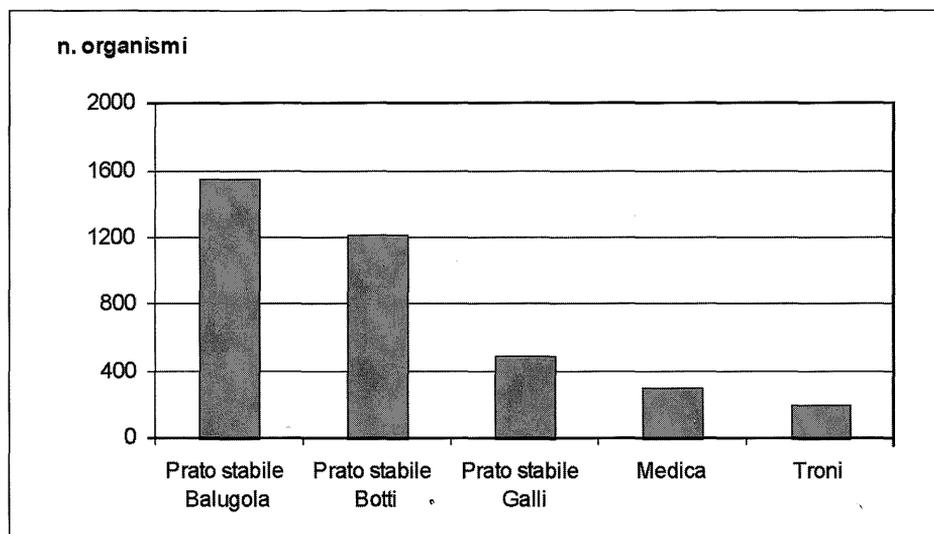


Fig. 1. Numero di microartropodi campionati all'interno delle diverse unità.

ziato una marcata differenziazione dei suoli dei prati stabili rispetto ai suoli in avvicendamento. I dati della tabella 2, relativa a QBS-ar mostrano come i suoli che presentano il maggior numero di forme adattate alla vita endogea sono i due prati stabili asciutti e l'erba medica. Valori più bassi hanno invece il prato irriguo "Botti" e l'unità "Troni" (seminativo a barbabietola). Questi dati sono confermati da quelli relativi a QBS-c; in questo caso tuttavia il valore più elevato si osserva per l'unità "Botti" (la ricchezza d'acqua favorisce i collemboli) e valore bassissimo per la bietola. Si osserva infine come l'indice QBS-c permetta di differenziare "Balugola" più ricco di forme adattate al suolo nei confronti della medica. I valori di QBS-ar e QBS-c dell'unità "Balugola", più bassi rispetto a quelli degli altri prati stabili, sono da ascrivere alla presenza di formicidi in tale campione di suolo e all'azione di predazione di questi

Tab. 2. Bioindicatori basati sui valori di QBS-ar e QBS-c.

Unità	QBS-ar	QBS-c
Balugola	97	96
Botti	62	144
Galli	116	130
Medica	97	13
Troni	70	71

insetti nei confronti di altri organismi. Complessivamente i valori trovati si situano bene nell'ambito dei valori noti per le coltivazioni e per i pascoli.

Il contenuto in carbonio organico e la stabilità degli aggregati del suolo sono stati utilizzati come indicatori della qualità chimico-fisica del suolo. I dati relativi al carbonio organico, seppure prevedibili entro certi limiti, evidenziano il decremento di sostanza organica a seguito dell'inserimento dei prati stabili in avvicendamento; la possibilità di disporre di prati stabili di diverse età e di seminativi derivati dalla messa a coltura di prati stabili in tempi recenti, ha consentito di abbozzare una dinamica del C organico nel suolo in funzione della storia agronomica dello stesso (fig. 2); l'andamento riportato in tale grafico è assimilabile con quanto riportato in letteratura nel caso di messa a coltura di suoli vergini (Brady e Weil, 1986).

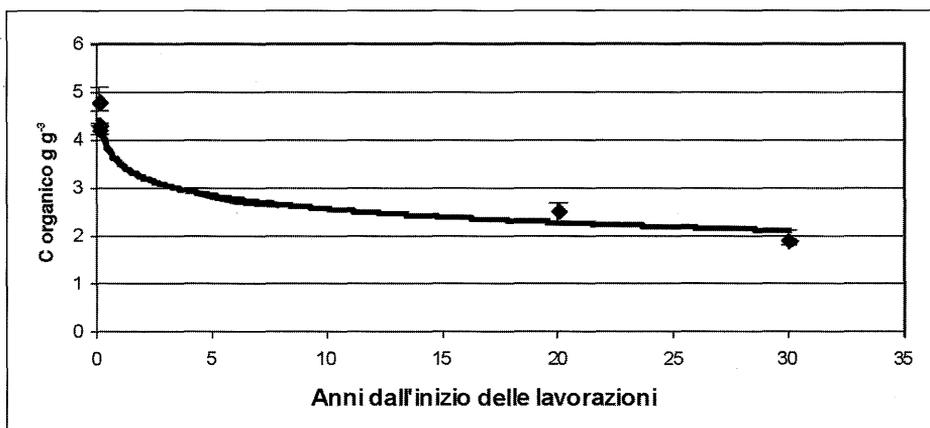


Fig. 2. Variazioni nel contenuto di carbonio organico in funzione del numero di anni trascorsi dall'inizio delle lavorazioni del terreno.

I prati stabili (260 anni Balugola, oltre 100 anni Botti e Galli) presentano, almeno nella parte superiore del profilo, i valori più elevati di C organico, seguiti dal seminativo a bietola (Troni - ex prato stabile messo a coltura 20 anni fa), e quindi dal medicaio, che da oltre 30 anni è in avvicendamento culturale. Nell'ambito dei seminativi l'unità "Troni" risulta avere un contenuto superiore rispetto all'unità "Medica"; questa differenza è determinata dalla frazione di carbonio organico stabile, accumulato durante la gestione prativa dell'unità "Troni", la cui mineralizzazione richiede tempi lunghi. A profondità superiori ai 40-50 cm si osserva un'inversione di tendenza nel contenuto di carbonio organico e cioè i seminativi presentano a tali profondità contenuti in C organico superiori rispetto ai prati; questo aspetto, imputabile probabilmente al diverso grado di compattamento degli orizzonti profondi ed allo spessore esplorato dalle radici nelle due tipologie d'uso (prati stabili e seminativi) necessita di essere approfondito ulteriormente.

La stabilità degli aggregati ha evidenziato l'esistenza di differenze altamente significative ( $P < 0.01$ ) tra i suoli dei prati permanenti ed i suoli dei seminativi; i dati ottenuti, analizzati con il test di Duncan per l'ordinamento delle medie, hanno fornito i risultati riportati in tabella 3. Risulta evidente l'azione svolta dalla sostanza organica nel determinare valori elevati di stabilità degli aggregati, come confermato da altre ricerche (Unger, 1997).

Tab. 3. *Indici di stabilità degli aggregati.*

<i>Stabilità degli aggregati</i>		
Unità	Media *	Dev. St.
Balugola	69.68 aA	1.35
Botti	68.47 bA	1.47
Galli	73.74 bA	1.75
Medica	13.84 cB	2.24
Troni	22.73 dC	2.13

\* Le medie seguite dalla stessa lettera non sono significativamente diverse allo 0.05 e 0.01 (minuscola e maiuscola) di probabilità sulla base del test di Duncan.

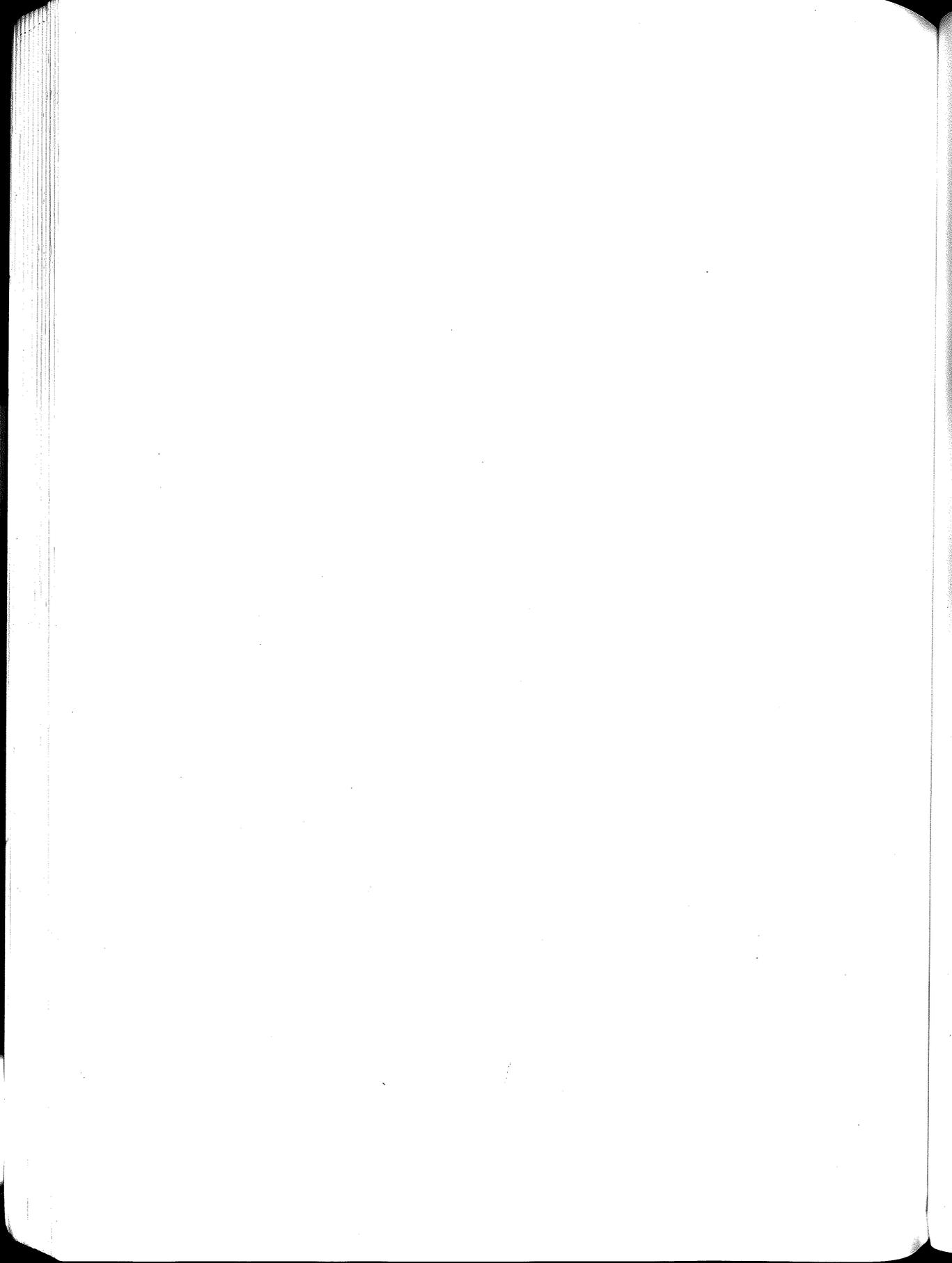
#### CONCLUSIONI

L'utilizzazione comparata dei metodi chimico-fisici e dei bioindicatori sembra concordare nell'attribuire un elevato indice di qualità del suolo ai terreni investiti a prato stabile. L'indice QBS tuttavia risulta essere sensibile a variazioni di breve periodo (tipo di coltura attuata nell'ambito dei seminativi) e meno sensibile verso importanti variazioni di parametri di notevole importanza per la qualità del suolo, quale il contenuto di carbonio organico.

Il QBS-c ha fornito valori maggiormente correlati alle indicazioni fornite da C organico e stabilità degli aggregati rispetto ai valori di QBS-ar. I valori di QBS-ar e QBS-c dell'unità "Balugola" sottolineano l'importanza del piano di campionamento.

BIBLIOGRAFIA

- Anderson I.C., Buxton D.R., Karlen D.L., Cambardella C. (1997): "Cropping system effects on nitrogen removal, soil nitrogen, aggregate stability, and subsequent corn grain yield". *Agronomy Journal*, 89, 881-886.
- Brady, Weil (1996): *The nature and Properties of soils*. Prentice Hall.
- Campbell C.A., Thomas A.G., Biederbeck V.O., McConkey B.G., Selles F., Spurr D., Zentner R.P. (1998): "Converting from no tillage to pre-seeding tillage: influence on weeds, spring wheat grain yields and N, and soil quality". *Soil and Tillage Research*, 46, 175-185.
- Carter M.R., Gregorich E.G., Angers D.A., Donald R.G., Bolinder M.A. (1998): "Organic C and N storage and organic C fractions in adjacent cultivated and forested soils of eastern Canada". *Soil and Tillage Res.*, 47, 253-261.
- Cavazza L. (1981): *Fisica del terreno*. UTET.
- Lal R., Kimble J.M. (1997): "Conservation tillage for carbon sequestration". *Nutrient cycling in agroecosystems*, 49, 243-253.
- Maddonni G.A., Urricariet S., Ghersa C.M., Lavado R.S. (1999): "Assessing soil quality in the rolling Pampa using soil properties and maize characteristics". *Agronomy Journal*, 91, 280-287.
- Paoletti M.G. (1999): "The role of earthworms for assessment of sustainability and as bioindicators". *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 74, 137-155.
- Paoletti M.G., Hassal M. (1999): "Woodlice (*Isopoda: Oniscidea*): their potential for assessing sustainability and use as bioindicators". *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 74, 157-165.
- Parisi V. (2000): "La qualità biologica del suolo. Un metodo basato sui microartropodi" (in stampa).
- Pinzari F., Trinchera A., Benedetti A., Sequi P. (1998): "Defining soil quality in Mediterranean forest systems: microbial biomass activity". *Fresenius Env. Bull.*, 7, 447-457.
- R.E.R. (1993): *I suoli della pianura Modenese*.
- Reeves D.W. (1997): "The role of soil organic matter in mantaining soil quality in continuous cropping systems". *Soil and Tillage Research*, 43, 131-167.
- Unger P.W. (1997): "Aggregate and organic carbon concentration interrelationships of a Torreritic Paleustoll". *Soil and Tillage Res.*, 42, 95-113.
- USDA (1992): *Keys to Soil Taxonomy*. V ed. SMSS Technical Monograph n. 19.





Rendiconti

Accademia Nazionale delle Scienze detta dei XL

*Memorie di Scienze Fisiche e Naturali*

118° (2000), Vol. XXIV, pp. 351-361

J.P. MITCHELL<sup>1</sup> - R. MANCINELLI<sup>2,5</sup> - T.K. HARTZ<sup>1</sup>

G.S. PETTYGROVE<sup>3</sup> - W.R. HORWATH<sup>3</sup> - K.M. SCOW<sup>3</sup> - D.S. MUNK<sup>4</sup>

**Evaluations of impacts of different management systems on soil quality in California's Central Valley (preliminary results)\***

INTRODUCTION

Many agricultural production systems that have been developed during the last half of the 20<sup>th</sup> century in California's Central Valley are highly specialized and relatively intensive in terms of variety of inputs. In recent years, producers and researchers have been investigating a variety of management alternatives that sustain productivity while at the same time conserve or improve the soil and water resource bases throughout the region.

In 1995 the West Side On-Farm Demonstration Project was started by farmers, University of California researchers, private consultants and Natural Resource Conservation Service conservationists to evaluate impacts of routine organic amendment inputs including compost, manure and cover crops, on soil chemical, physical and biological properties. The project consisted of 12 side-by-side, on-farm comparisons of alternative (organic amendment applications) and conventional (unamended) production systems in the West Side Region between Huron and Mendota. This paper presents soil property data summaries for five participating farms at which relatively consistent use of amendments was made in the alternative system during the course of the project.

<sup>1</sup> Dept. of Vegetable Crops and Weed Science, University of California, Davis, CA 95616.

<sup>2</sup> Dept. of Crop Production, University of Tuscia, 01100 Viterbo, IT.

<sup>3</sup> Dept. of Soils and Biogeochemistry, University of California, Davis, CA 95616.

<sup>4</sup> University of California Cooperative Extension, 1720 S. Maple Avenue, Fresno, CA 93702.

<sup>5</sup> Corresponding author Roberto Mancinelli: E-mail: [mancinel@unitus.it](mailto:mancinel@unitus.it)

\* Lecture held during the Meeting "Soil quality indicators: prospective and use", Rome, 29 march 2000.

MATERIALS AND METHODS

On-farm soil sampling was conducted in Western Fresno County from fall 1995 through fall 1998. Samples were collected each spring and fall during the project. Twelve farms, collectively representing about 36,000 ha, participated to the project with over 650 ha allocated to the project (fig. 1). At the start of the project, adjacent, homogeneous fields were randomly designated alternative and conventional at each site. Cover crops, compost or manure were used as amendments in the alternative management system (tab. 1). Compost or manure applications ranged from 5.6 to 9 t ha<sup>-1</sup> at each alternative field. In 1997, adjacent long-term organic, conventional and a conventional fields that was being transitioned in organic production, were added to the main comparison of compost and manure at fields.

The sampling scheme was fixed at the beginning of the project. Six soil samples, each of eight to twelve sub samples, were taken from the surface 15 cm of soil in alternative and conventional fields at each farm in spring and fall of each year. Each composite sample was collected from an area of about 706 m<sup>2</sup>. After collection, the soil samples were refrigerated, passed through 1.27x1.27 cm, homogenized and taken to University of California's Division of Agriculture and Natural Resource Analytical Laboratory for the following chemical analyses using standard protocols: pH, electrical conductivity (EC), cation exchange capacity (CEC), SAR, Na, soil organic matter (SOM), total Kjeldahl nitrogen (TKN), exchangeable K (X-K), Zn, Mn, P-Olsen, and Ca. Soil aggregate stability was measured using a modification of the water stable aggregate method of Kemper and Rosenau (1986). Microbial biomass carbon and nitrogen were determined using the protocol of Horwath and Paul (1994).

Table 1. *Treatment and crop from the year 1996 through 1998 in 5 farms.*

Year 0 BIFS Project		Crop	Year 1 <sup>st</sup> BIFS Project Treatment	Crop	Year 2 <sup>nd</sup> BIFS Project Treatment	Crop
Farm	Treatment					
1	Compost/Chicken manure	Tomato	Cover crop/Sudan grass	Cotton	Compost	Cotton
2	Compost/Cow manure	Tomato	Compost/Cow manure	Garlic	Compost man/Man	Cotton
3	Compost/Gin trash	Tomato	Sudan grass/Gin trash	Onions	Gin trash/Dairy manure	Cotton
4	Compost	Tomato	Sudan grass/Cow man-yard waste	Tomato	Sudan grass	Cotton
5	Compost	Tomato	Poultry Manure/Compost	Melons	Manure/Compost	Tomato

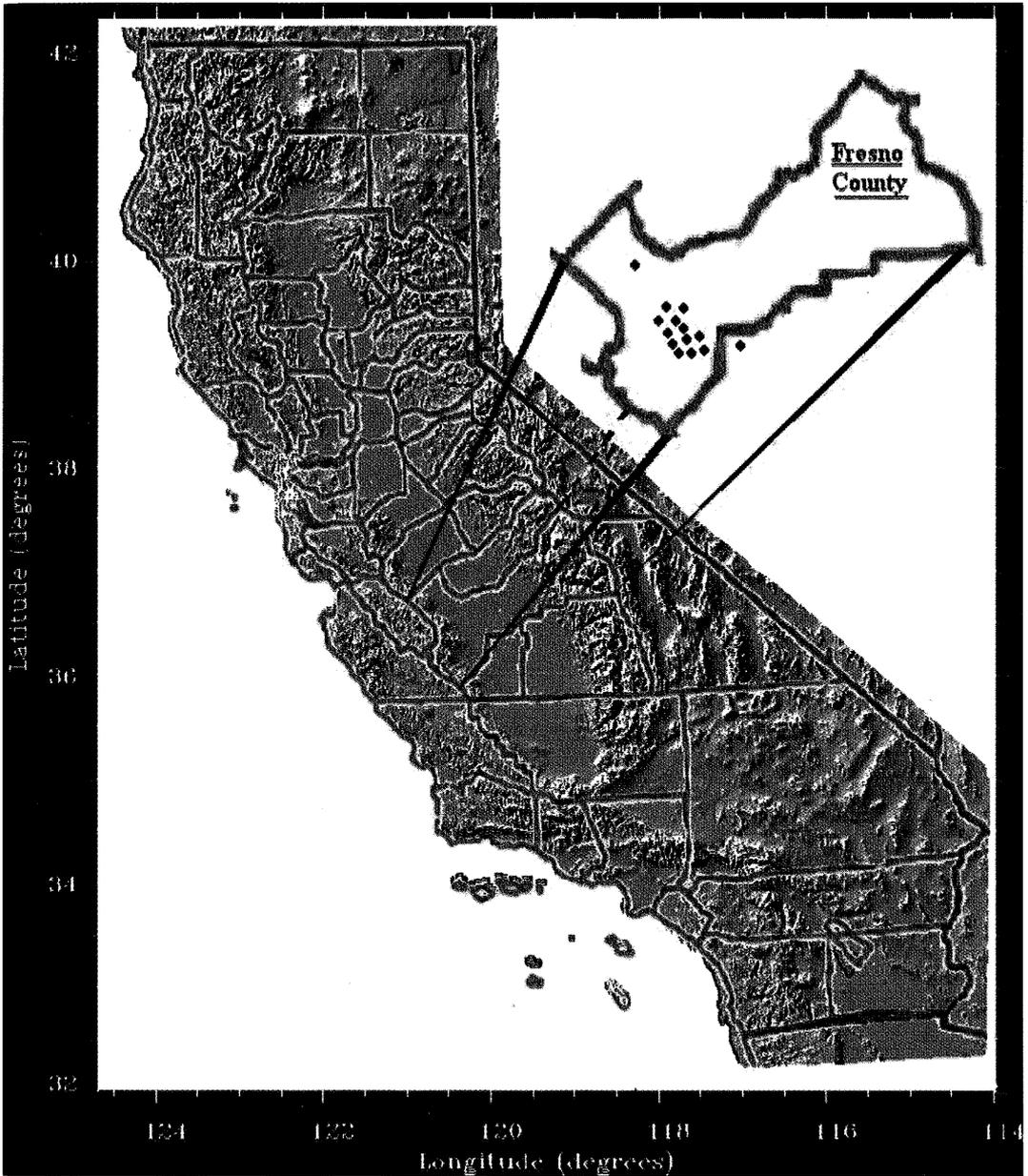


Fig. 1. BIFS Project Area and farm localization.

Crop  
Cotton  
Cotton  
Cotton  
Cotton  
Tomato

Data collected at all farms were analyzed for each management system using a t-test procedure (SAS Institute, 1993). In 1998, the expanded data set collected from farm 5 that included five management systems (organic, compost, manure, transitional and conventional) was compared by one-way analysis of variance (ANOVA) using SAS (SAS Institute, 1993) followed by LSD test where  $P \leq 0.05$ .

## RESULTS AND DISCUSSION

Figure 2 shows data for pH measured at four sites during the project's period. In general, the alternative management system did not influence soil pH. The use of manure or cover crops in the alternative cultural system also did not change soil salinity (EC) in any consistent way. In fact, electrical conductivity was significantly modified during the project period in farm 3 only (fig. 3).

The alternative cultural system did, however, impact total Kjeldahl nitrate, organic matter and exchangeable K in the soil. During the study period, N, SOM and K were generally higher in the alternative system beginning in the second year of the study. (Fig. 4, 5, 6). The highest difference in TKN, between the alternative and conventional systems was seen at farm 4 (0.069% and 0.038% respectively in alternative and conventional) in the last year of the project. The largest difference in exchangeable K was seen in farm 2 during fall 1997 with a difference of 218.30 g K kg<sup>-1</sup>. Similar observations have been reported in low-input and organic farming system treatments by Clark *et al.* (1998) in research conducted in California's Sacramento Valley.

Higher soil organic matter content was measured in the alternative system in all farms (Fig. 6). The biggest difference in soil organic matter is seen in farm 3 with value of 1.06 in the alternative system and 0.70 in the conventional. Generally, soil organic matter was increased in the alternative system with respect to the conventional through the project. In farms 1, 2, and 3 soil organic matter content seemed to increase more than at farm 4. This finding may depend on the type of organic input used (cover crops at farm 4 versus compost at the other farms).

Data for other soil properties that were determined are presented in a paper by Andrews *et al.*, (submitted).

Data measured at farm 5 in the last year of the project for five different cultural systems (organic, alternative (compost and manure), transitional and conventional) are presented in figure 7. Soil pH was the only property that didn't change between cultural systems. Other soil properties analyzed (EC, CEC, SOM, WSA, MBC, MBN, TKN, X-K, Zn, Mn, Fe, P-Olsen, and PMN) revealed significant differences between the systems. The organic system showed significantly higher values and the conventional and transitional resulted in the lowest values.

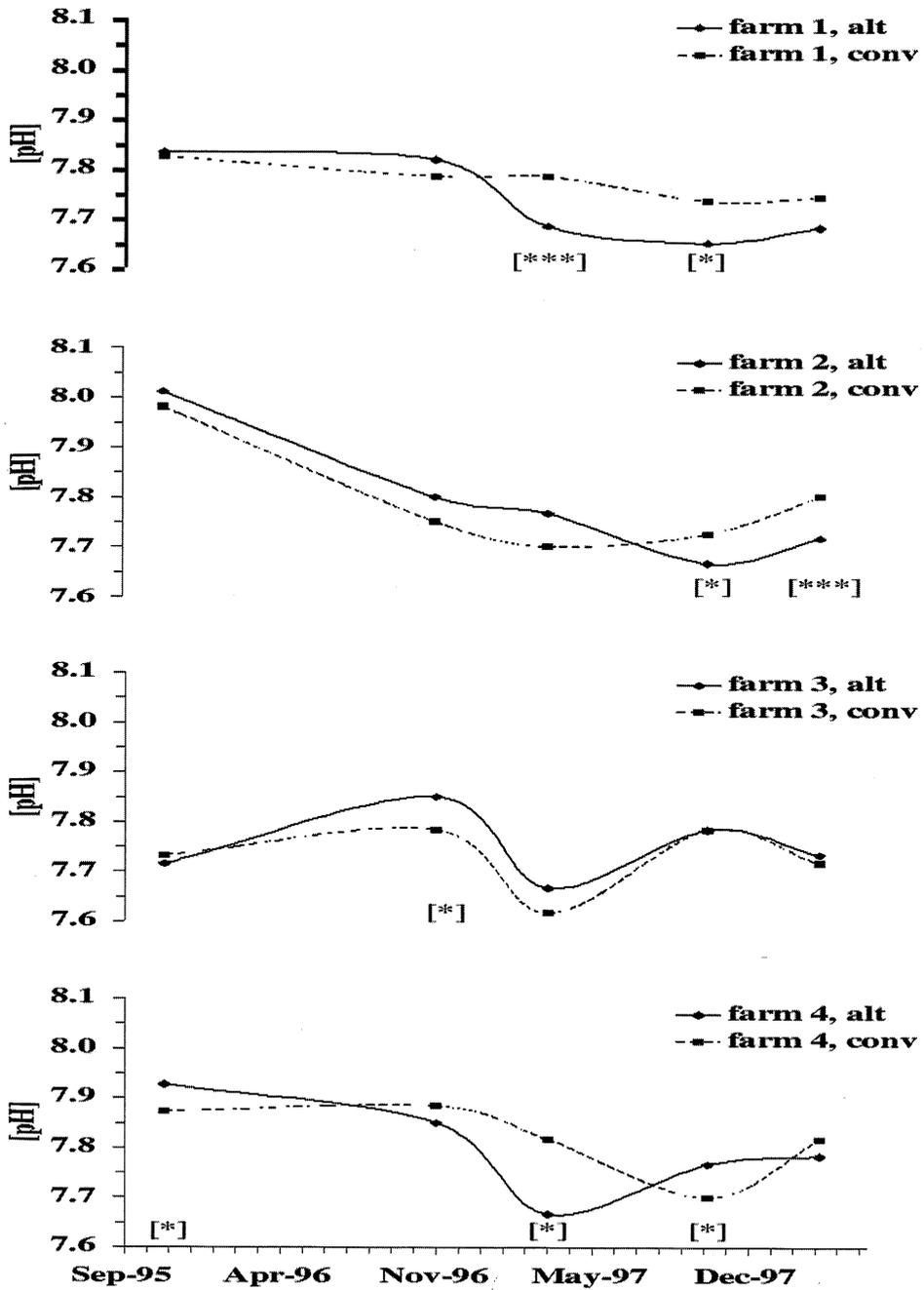


Fig. 2. Soil pH in alternative and conventional cultural systems from fall 1995 to spring 1998 at four farms in California's San Joaquin Valley.

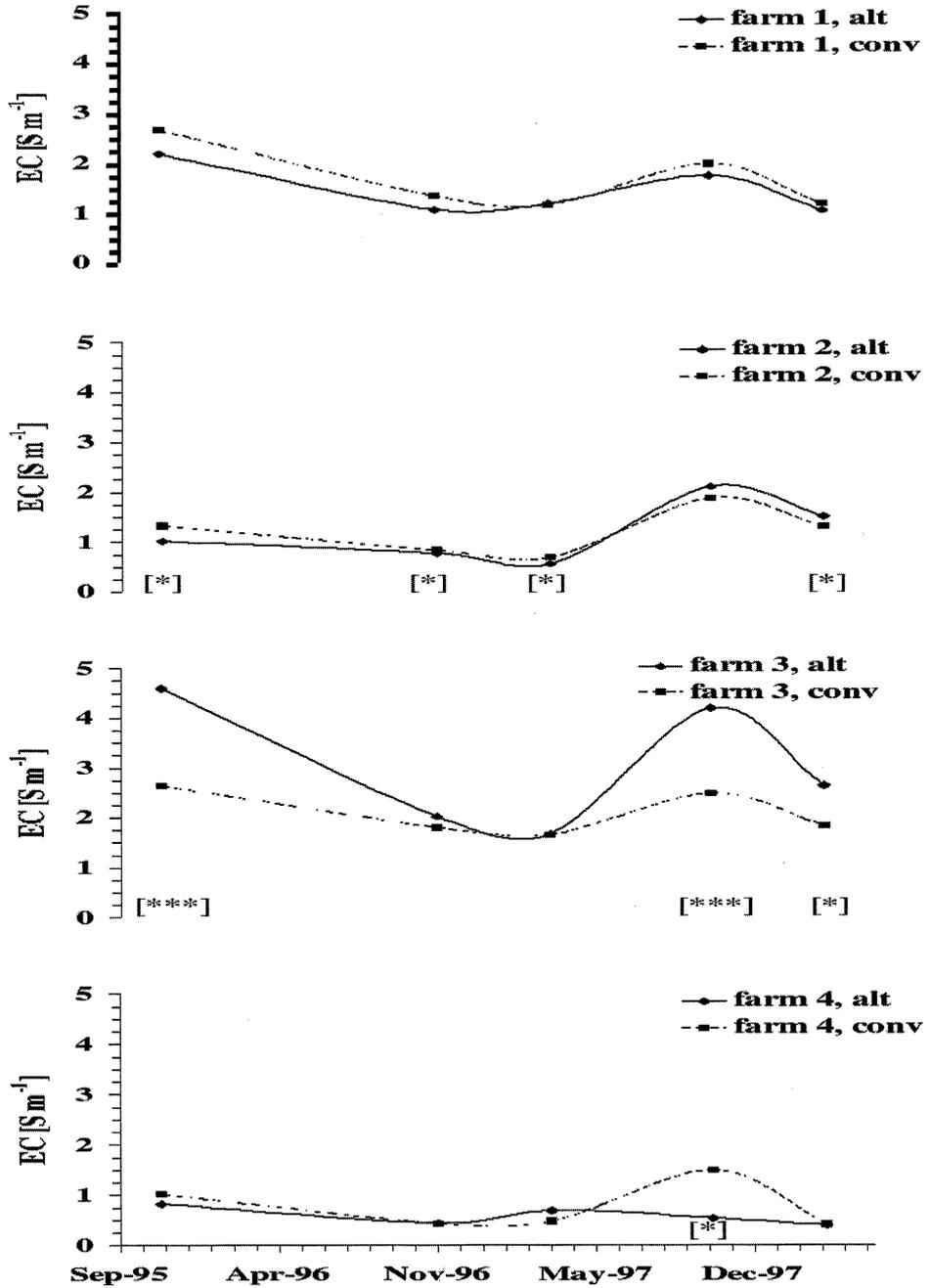


Fig. 3. Soil electrical conductivity (EC) in alternative and conventional cultural systems from fall 1995 to spring 1998 at four farms in California's San Joaquin Valley.

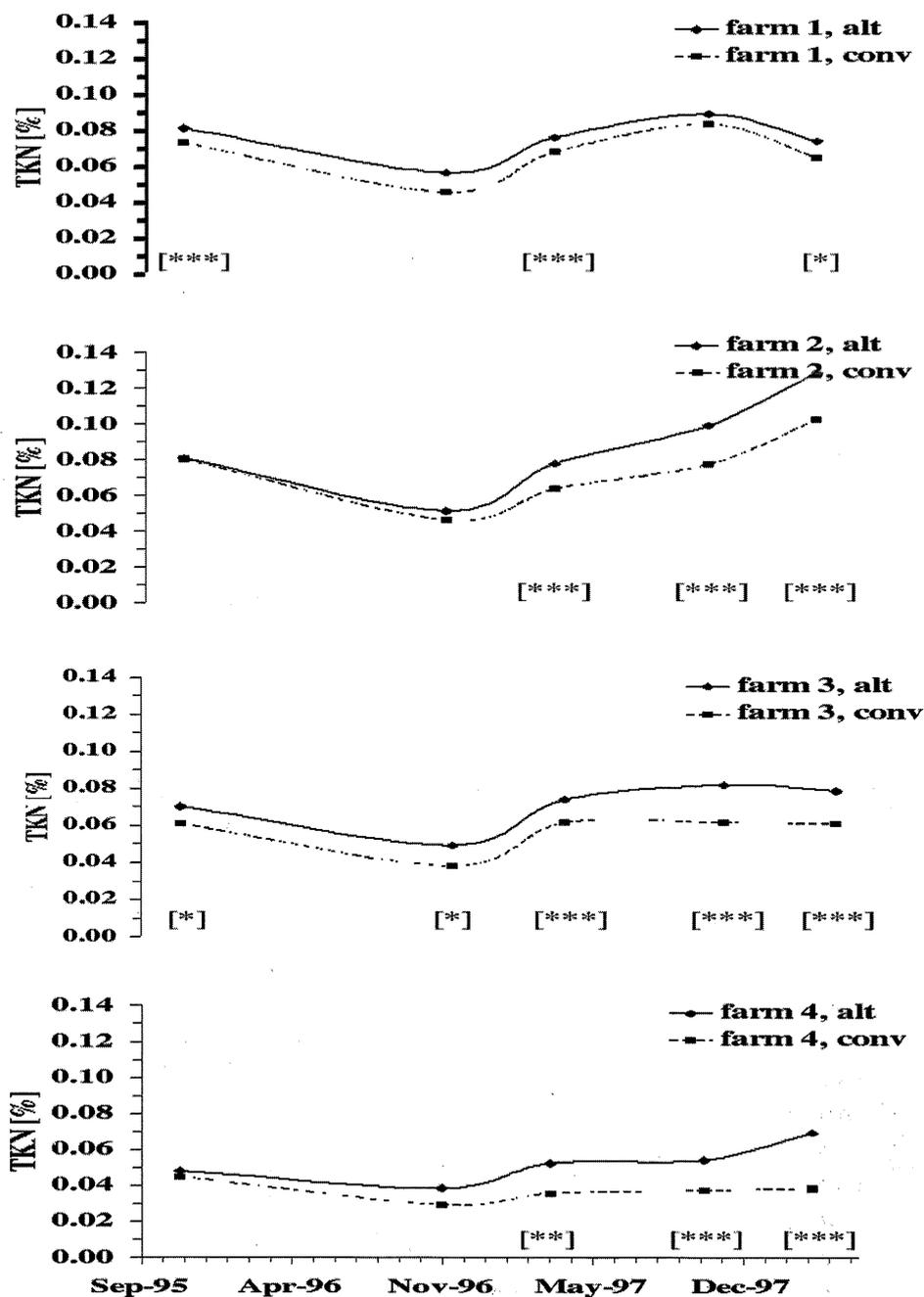


Fig. 4. Soil Total Kjeldahl nitrogen (TKN) in alternative and conventional cultural systems from all 1995 to spring 1998 at four farms in California's San Joaquin Valley.

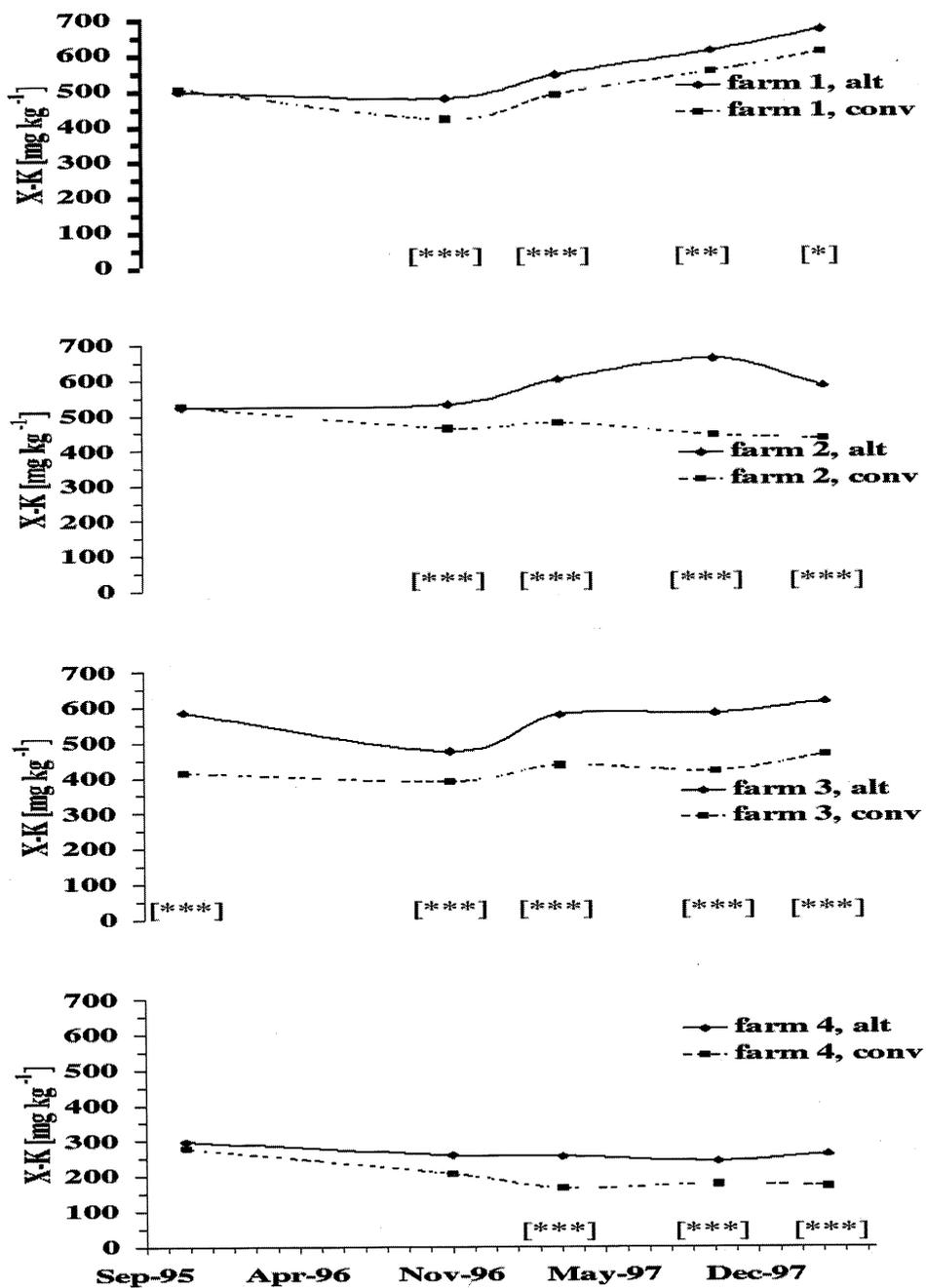


Fig. 5. Soil exchangeable K (X-K) in alternative and conventional cultural systems from fall 1995 to spring 1998 at four farms in California's San Joaquin Valley.

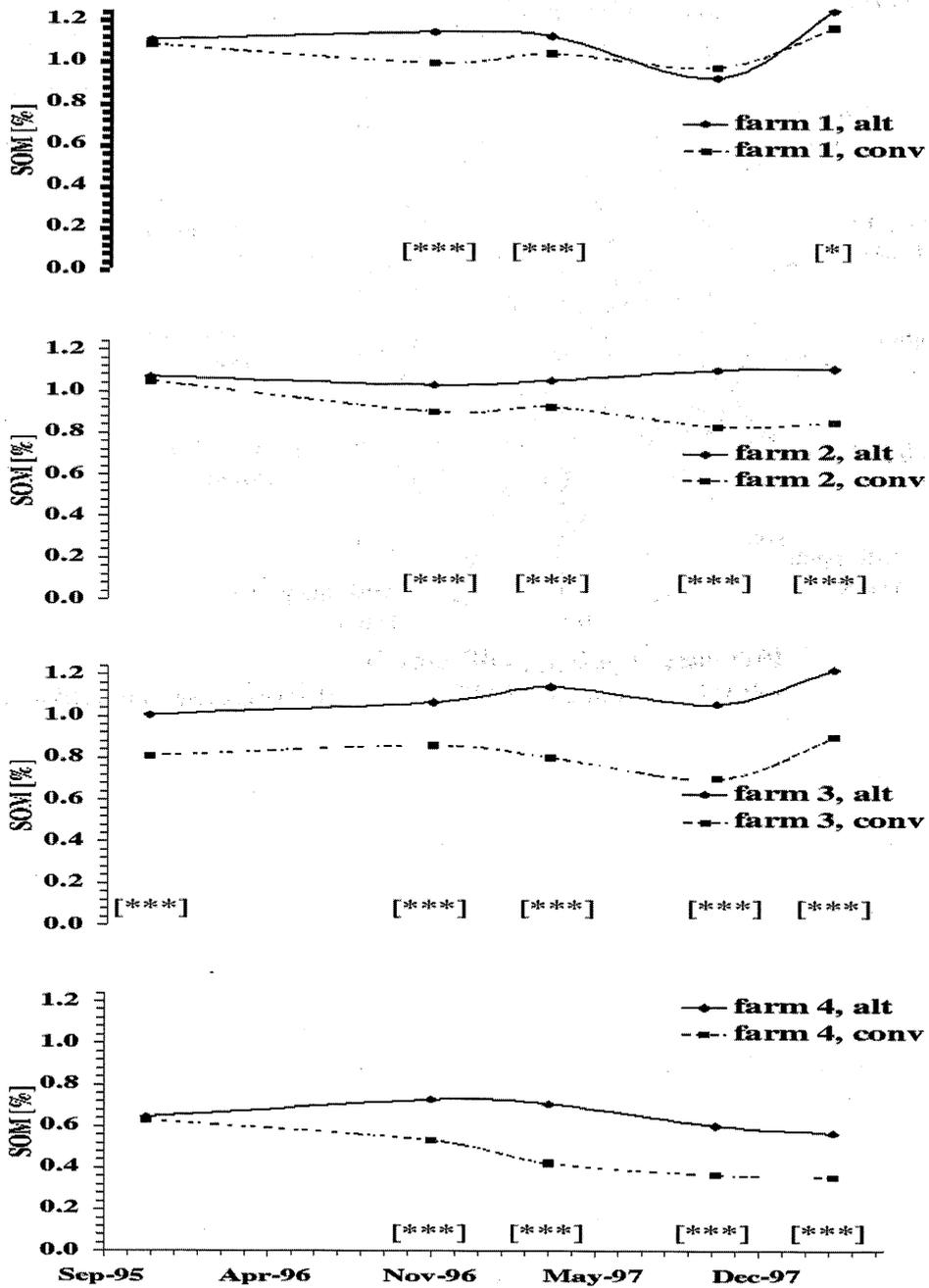


Fig. 6. Soil organic matter (SOM) in alternative and conventional cultural systems from fall 1995 to spring 1998 at four farms in California's San Joaquin Valley.

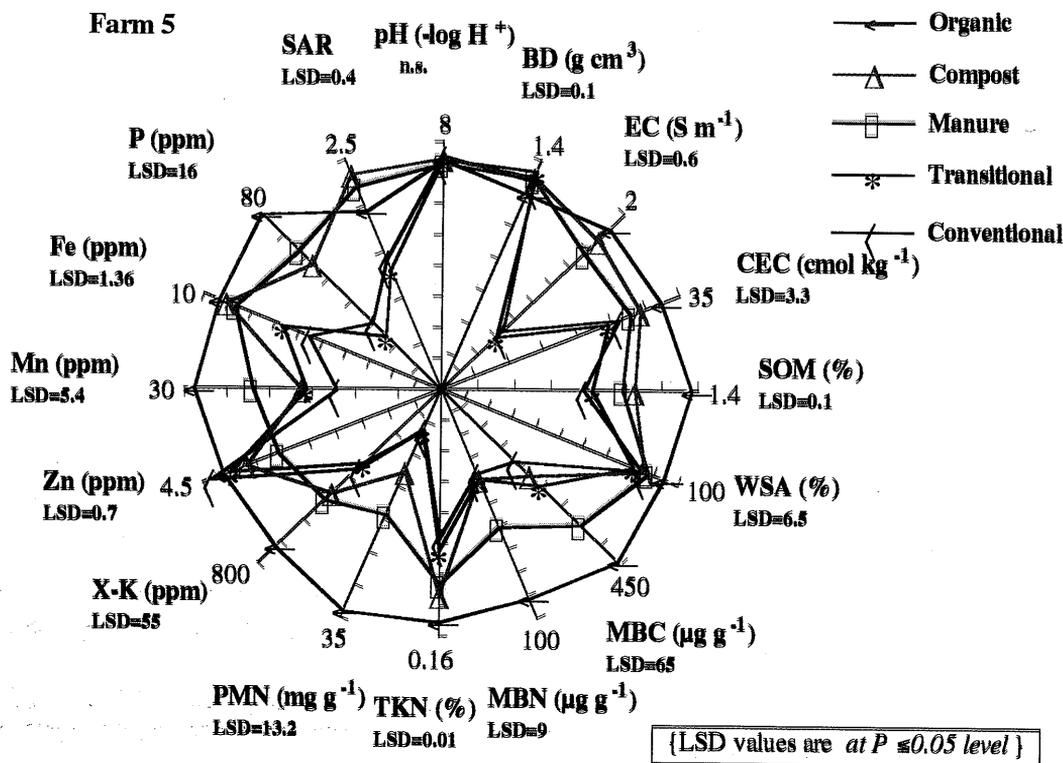


Fig. 7. Cultural system effect in 1998 Spring on pH, Bulk Density (BD), electrical conductivity (EC), cation exchange capacity (CEC), soil organic matter (SOM), water stable aggregates (WSA), microbial biomass C (MBC), microbial biomass N (MBN), total Kjeldahl nitrogen (TKN), potentially mineralizable nitrogen (PMN), exchangeable K (X-K), Zn, Mn, Fe, P-Olsen (P), SAR in the farm 5.

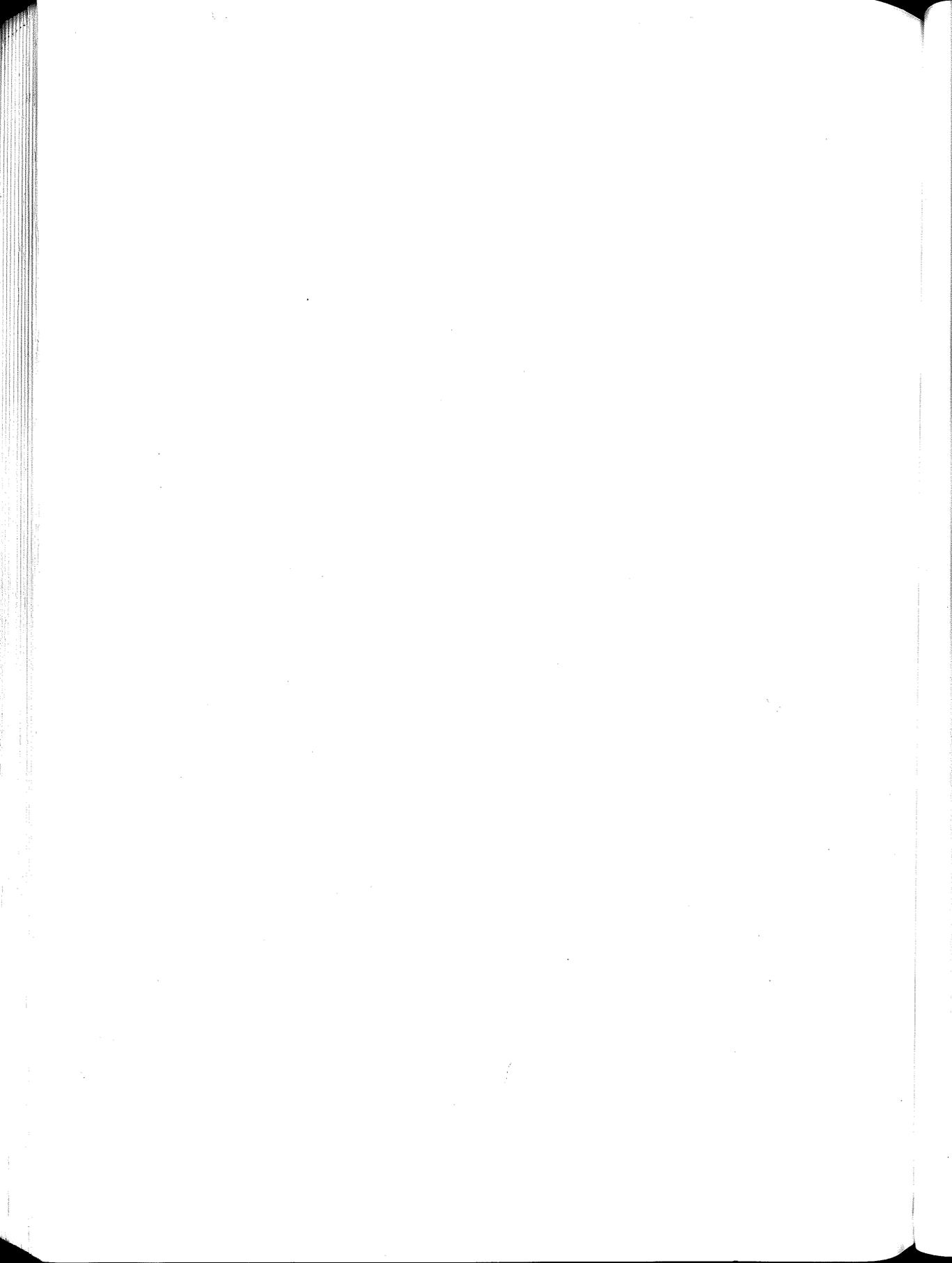
PRELIMINARY FINDING SUMMARIZED

Results obtained from on-farm soil property monitoring within the West Side On-Farm Demonstration Project have given very interesting preliminary information about prospects for improving soil quality and therefore environmental quality.

These preliminary results indicate that changes in several soil properties result from organic amendment applications in this region. The functional importance and economic implications of these preliminary finding require further study.

REFERENCES

- Clark M.S., Horwath W.R., Shennan C., Scow K.M. (1998): "Changes in Soil Chemical Properties Resulting from Organic and Low-Input Farming Practices". *Agronomy J.*, 90, 662-671.
- Horwath W.R., Paul. E.A. (1994): "Microbial biomass". In: *Methods of Soil analysis*, Part 2. Microbiological and Biochemical Properties - SSSA Book Series, No. 5.
- Kemper W.D., Rosenau R.L. (1986): "Aggregate stability and size distribution". In: C.A. Black (Ed.), *Methods of soil analysis*, Part 1, *Physical and mineralogical methods*. Amer. Soc. Agron. Monograph No. 9. (2<sup>nd</sup> Ed.) Madison, WI. pp. 425-442.
- Andrews S.S., Mitchell J.P., Mancinelli R., Karlen D.L., Hartz T.K., Pettygrove G.S., Horwath W.R., Scow K.M., Daniel Munk S., *Soil Quality Assessment and Improvement in California's Central Valley*. (submitted A.J.).
- Rasmussen P.E., Parton W.J. (1994): "Long-term effects of residue management in wheat-fallow: I. Inputs, yield, and soil organic matter". *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 58, 523-530.
- SAS Institute (1993): SAS/STAT user's guide. Release 6.08 ed. SAS Inst., Cary, NC.





Rendiconti  
Accademia Nazionale delle Scienze detta dei XL  
*Memorie di Scienze Fisiche e Naturali*  
118° (2000), Vol. XXIV, pp. 363-369

C. MONDINI\*, \*\* - R. TASSOTTI\* - L. LEITA\*

## **Influenza dello Zn nell'utilizzo di stereoisomeri dell'acido glutammico da parte della biomassa microbica del suolo\*\*\***

### INTRODUZIONE

Lo Zinco è un microelemento essenziale dei cicli metabolici, che se però presente nel terreno in quantità elevate può diventare tossico per i microrganismi e per gli organismi superiori. L'apporto al suolo di ammendanti ricchi di Zn e la relativa disponibilità di questo elemento pongono la necessità di individuare validi criteri per identificare livelli di concentrazione dell'elemento che non alterino la funzionalità del sistema suolo. Esiste generale consenso sul fatto che i microrganismi del suolo possano essere utilizzati come sensibili e tempestivi indicatori di cambiamenti nell'equilibrio dell'ambiente (Brookes, 1995). Gli studi degli effetti dei metalli pesanti sui microrganismi sono generalmente basati su determinazioni della quantità, attività e composizione della biomassa microbica. Recentemente è stato proposto di utilizzare a questo scopo il diverso comportamento fornito dai microrganismi in presenza di stereoisomeri degli aminoacidi. (Hopkins *et al.*, 1997). Gli aminoacidi maggiormente presenti nelle molecole biologiche sono nella forma L. La presenza della forma D si registra per lo più nelle pareti cellulari dei batteri (Hopkins *et al.*, 1997; Landi *et al.*, 1999) e i D aminoacidi più frequenti sono l'alana e l'ac. glutammico. Hopkins *et al.* (1997) hanno dimostrato che il rapporto della respirazione tra le forme L e D dell'acido glutammico decresce con l'aumento del quoziente metabolico. Il quoziente metabolico, che rappresenta la quantità di

\* Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante, sezione di Gorizia, Via Trieste 23, 34170 Gorizia. Tel. 0481 522041; Fax 0481 520208

\*\* Autore per la corrispondenza: E-mail: claudio.mondini@isnp.it

\*\*\* Relazione presentata al Convegno su "Indicatori per la qualità del suolo: prospettive ed applicabilità", Roma, 29 marzo 2000.

CO<sub>2</sub> respirata per unità di biomassa microbica, è stato utilizzato per valutare lo stato fisiologico delle comunità microbiche del suolo: elevati valori del quoziente indicherebbero condizioni di disturbo o di stress per i microrganismi che devono spendere una maggiore quantità di energia per far fronte alle avverse condizioni ambientali (Nannipieri *et al.*, 1990). Il rapporto L/D dell'acido glutammico potrebbe essere pertanto utilizzato come un indicatore di uno stress fisiologico a livello delle comunità microbiche. È possibile che gli organismi nelle comunità più stressate siano meno discriminanti nei riguardi degli enantiomeri degli aminoacidi come risposta alla più grande domanda di substrati per la respirazione.

Scopo del presente lavoro era pertanto la verifica degli effetti di un metallo pesante sull'utilizzazione di stereoisomeri dell'ac. glutammico, anche in relazione ai cambiamenti registrati dalla biomassa microbica e dal quoziente metabolico.

#### MATERIALI E METODI

Un prato stabile (TOC 27.7 mg g<sup>-1</sup>, pH 7.3) è stato campionato alla profondità di 5-20 cm, setacciato a 2 mm, portato al 40% della WHC e preincubato per 5 giorni a 25°C. I campioni condizionati sono stati quindi trattati con una soluzione di ZnSO<sub>4</sub> per dare 600 µg Zn g<sup>-1</sup> suolo secco e 50% della WHC ed incubati a 25°C in contenitori ermetici contenenti 50 ml di NaOH 0.5M. Il controllo è stato addizionato della stessa quantità di acqua distillata.

Dopo 12 giorni dall'aggiunta del metallo aliquote del controllo e del campione contaminato corrispondenti a 40 gr di suolo secco sono state addizionate di ac. glutammico pari a 600 µg C g<sup>-1</sup> di suolo secco nelle forme D, L e miscela D/L (1:1 p:p). L'ac. glutammico è stato disperso in forma solida con l'aggiunta di talco in rapporto 1:3. Il terreno è stato poi posto in contenitori di vetro (1 L) a chiusura ermetica contenenti 50 ml di NaOH 0.5M ed incubato a 25°C per 5 giorni. Sono state altresì incubate aliquote del controllo e del campione contenente Zn non addizionate con ac. glutammico. La CO<sub>2</sub> svolta è stata determinata dopo 0, 6, 24, 48 e 72 ore dal trattamento con l'ac. glutammico, mediante titolazione della NaOH con HCl 0.2 N (Jenkinson e Powlson, 1976).

Il contenuto di C della biomassa microbica del suolo è stata determinata prima dell'aggiunta dello Zn e nelle tesi addizionate o meno con l'isomero L dopo 0, 24 e 72 ore dal trattamento. La misura è stata effettuata mediante il metodo della fumigazione-estrazione (Vance *et al.*, 1987; Wu *et al.*, 1990). Il calcolo del quoziente metabolico (qCO<sub>2</sub>) è stato effettuato in accordo con Anderson e Domsh (1978).

#### RISULTATI E DISCUSSIONE

L'aggiunta di Zn alla dose di 600 µg g<sup>-1</sup> ha prodotto dopo 12 giorni di incubazione una leggera, anche se significativa, diminuzione della biomassa microbica

(6%) (Tab. 1). L'aggiunta di ac. glutammico nella forma L ha provocato un incremento nella quantità di biomassa che è risultata sempre significativamente maggiore nei terreni non trattati con Zn. Ad es. dopo 24 ore dalla somministrazione dell'aminoacido l'incremento di biomassa è stato del 8% nel terreno trattato con Zn e del 21% nel controllo non trattato. Probabilmente nel terreno contaminato la biomassa consuma parte dell'energia fornita dall'addizione del substrato facilmente degradabile per far fronte alla tossicità del metallo (Leita *et al.*, 1995, 1999), diminuendo così la efficienza di conversione dell'aminoacido in nuova biomassa. Questa ipotesi sembra trovare conferma nei risultati relativi alla respirazione. Infatti la quantità di CO<sub>2</sub>-C svolta dopo 12 giorni dall'aggiunta del metallo è risultata del 29% superiore rispetto al controllo, indicando la maggiore spesa energetica necessaria ai microrganismi (Tab. 2). Il quoziente metabolico è risultato sempre maggiore in assenza di ac. glutammico nel terreno trattato con Zn (Tab. 3). L'aggiunta dell'ac. glutammico nella forma L, facilmente degradabile dalla biomassa microbica, ha reso più evidenti le differenze riscontrate tra terreno inquinato e controllo. Il terreno trattato con Zn dopo 24 ore ha svolto una quantità di CO<sub>2</sub>-C superiore del 20% rispetto al controllo. Similmente è stato registrato un incremento del qCO<sub>2</sub> che è risultato significativamente maggiore nel terreno inquinato.

I dati relativi alla respirazione del suolo addizionato con ac. glutammico hanno messo in evidenza un comportamento analogo tra la forma L ed il racemo L/D. Probabilmente la concentrazione utilizzata dello stereoisomero L nella miscela è troppo elevata rispetto alla velocità di utilizzo di questo substrato da parte della biomassa. La dinamica di utilizzo delle forme L e D (Fig. 1) ha evidenziato che i differenti stereoisomeri degli aminoacidi aggiunti al suolo provocano una risposta differente in termini qualitativi e quantitativi. La forma L è maggiormente utilizzata fino a 24 ore dall'aggiunta dopodiché l'utilizzo dei due stereoisomeri tende ad

Tab. 1. Carbonio della biomassa microbica ( $B_c$ ) nel controllo e nel suolo contenente Zn addizionati meno con acido L-glutammico.

Trattamento		Tempo dopo l'aggiunta dell'ac. glutammico (h)		
		0	24	72
		$B_c$ ( $\mu\text{g g}^{-1}$ )		
Ctrl	—	761b	654b	793b
Ctrl	ac. L-glutammico		830d	898c
Zn	—	716a	656a	744a
Zn	ac. L-glutammico		713c	782c

I valori di una colonna che sono seguiti dalla stessa lettera non sono significativamente differenti al test di Duncan ( $P < 0,05$ ).

Tab. 2. *Respirazione (CO<sub>2</sub>-C) della biomassa microbica nel controllo e nel suolo contenente Zn addizionati o meno con stereoisomeri dell'acido glutammico.*

Trattamento		Tempo trascorso dopo l'aggiunta dell'ac glutammico (h)				
		0	6	24	48	72
		CO <sub>2</sub> -C (µg g <sup>-1</sup> )				
Ctrl	—	98b	5a	19a	31a	41a
	ac. L-glutammico		48c	294d	345b	372b
	ac. D-glutammico		10a	237c	370d	402d
	raceno		47c	309d	347b	390cd
Zn	—	126a	14a	21a	35a	49a
	ac. L-glutammico		29b	356e	365cd	372b
	ac. D-glutammico		6a	213b	372d	392cd
	raceno		14a	346e	353bc	386c

I valori di una colonna che sono seguiti dalla stessa lettera non sono significativamente differenti al test di Duncan (P<0,05).

uniformarsi. Questo andamento viene riflesso nel rapporto L/D che decresce regolarmente fino a raggiungere valori prossimi all'unità (Tab. 4).

Il comportamento osservato conferma i risultati di precedenti studi che hanno evidenziato come la SIR (respirazione indotta da substrato) dei D-aminoacidi sia risultata significativamente inferiore a quella dei corrispondenti L-aminoacidi (Hopkins e O'Dowd, 1997). Questo fatto è stato spiegato come un utilizzo della

Tab. 3. *Quoziente metabolico (qCO<sub>2</sub>) nel controllo e nel suolo contenente Zn addizionati o meno con acido L-glutammico.*

Trattamento		Tempo dopo l'aggiunta dell'ac. glutammico (h)		
		0	24	72
		qCO <sub>2</sub> (µg C-CO <sub>2</sub> µg B <sub>c</sub> <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup> x 10 <sup>4</sup> )		
Ctrl	—	4,5 (0,1)	11,9 (0,2)	7,2 (0,1)
Ctrl	ac. L-glutammico		148 (2)	58 (1)
Zn	—	6,1 (0,1)	13,4 (0,4)	9,1 (0,3)
Zn	ac. L-glutammico		208 (3)	66 (2)

I valori tra parentesi rappresentano la deviazione standard.

Tab. 4. Rapporto della respirazione acido L-glutammico/acido D-glutammico nel controllo e nel suolo contenente Zn.

Trattamento	Tempo dopo l'aggiunta dell'ac glutammico (h)			
	6	24	48	72
	<i>Respirazione L/D</i>			
Controllo	5,30b	1,20a	0,93a	0,93a
Zn	4,70a	1,70b	0,98b	0,95a

I valori di una colonna che sono seguiti dalla stessa lettera non sono significativamente differenti al test *t* ( $P < 0.1$ ).

forma D da parte di una frazione della biomassa microbica oppure da un utilizzo da parte dell'intera biomassa microbica, ma ad un minore tasso rispetto alla forma L (Hopkins e Ferguson, 1994). Il ritardo della respirazione indotta dalla forma D può essere spiegata sulla base del metabolismo di utilizzazione dei D aminoacidi. Il primo passaggio nella utilizzazione degli stereoisomeri D da parte dei microrganismi è stato ipotizzato essere la loro racemizzazione ad opera di uno specifico enzima inducibile. Questa via metabolica non è stata ancora dimostrata, ma a sostegno di questa tesi vi è il fatto che la preincubazione del suolo con la forma D dell'aminoacido ha portato ad un significativo incremento della SIR di questo aminoa-

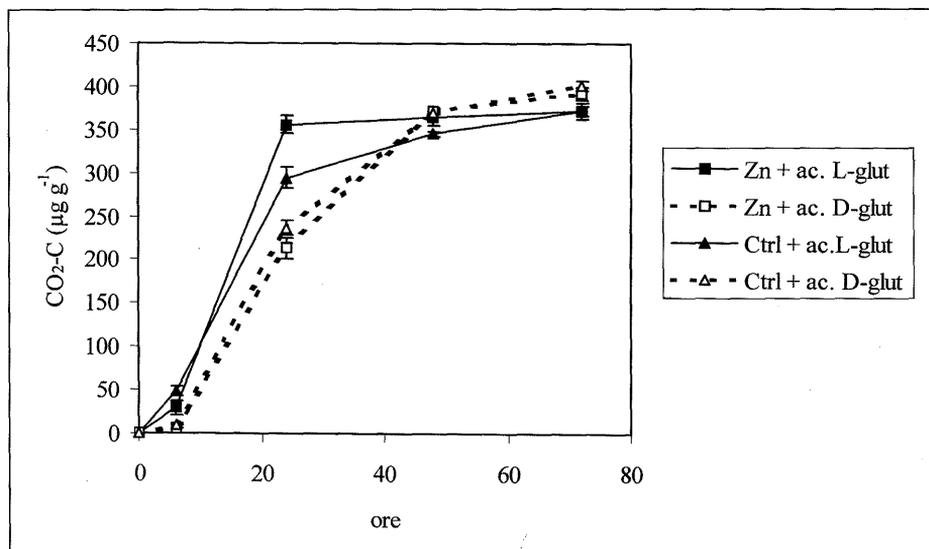


Fig. 1. Dinamica della respirazione ( $CO_2-C$ ) del controllo e del suolo contenente lo Zn addizionati con acido L-glutammico e D-glutammico.

cido (Hopkins e O'Dowd, 1997). Il tempo necessario per l'induzione della racemasi potrebbe spiegare il ritardo con cui si manifesta la crescita indotta dalla forma D (Hopkins e Ferguson, 1994).

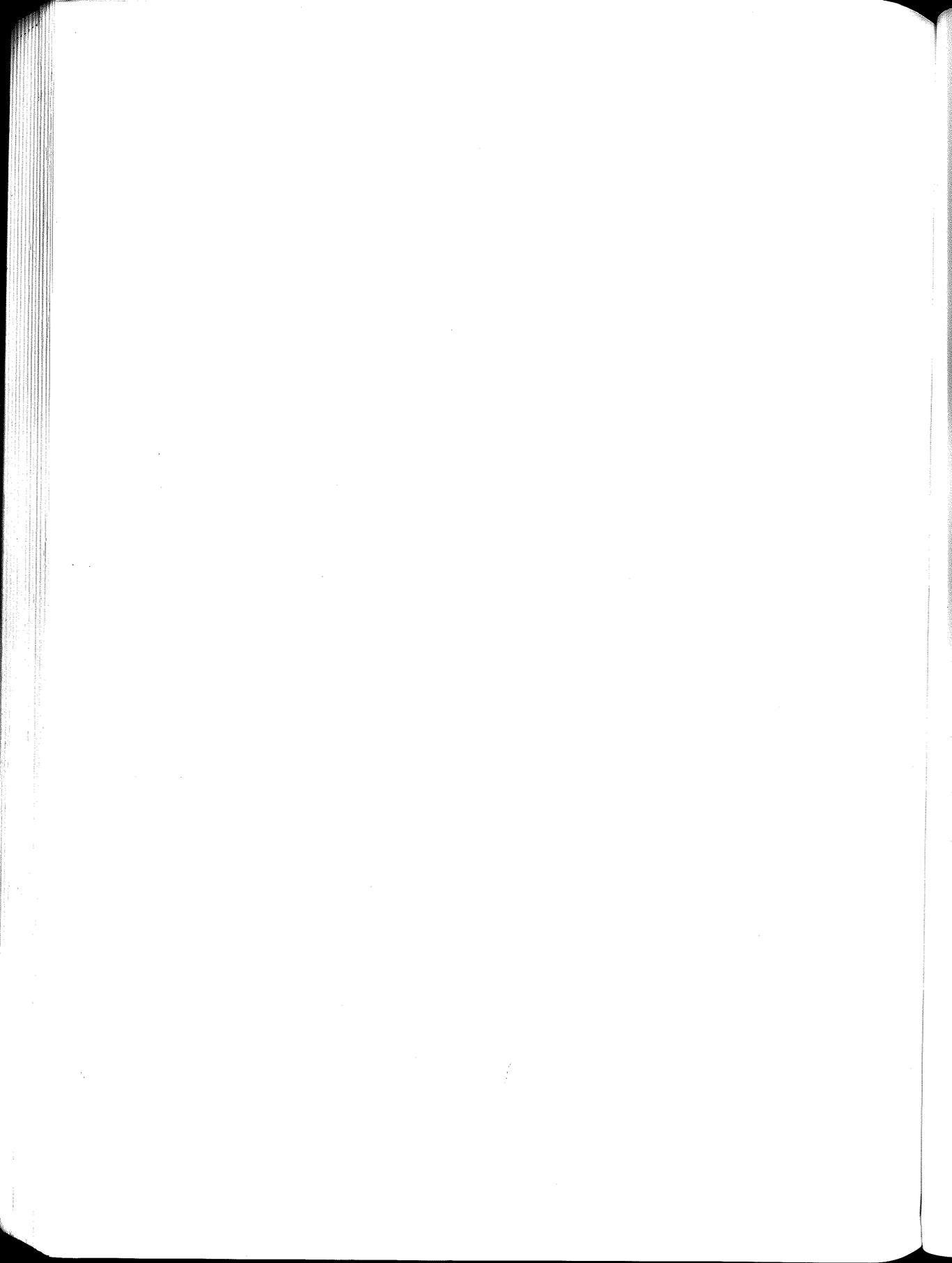
Per quanto riguarda gli effetti della presenza del metallo pesante sul rapporto L/D è stato visto che dopo 6 ore dal trattamento il rapporto è più basso nel terreno in presenza di Zn rispetto al controllo (Tab. 4). Questi risultati sono in accordo con l'ipotesi, formulata da Hopkins *et al.* (1997), di una minore selettività dei microrganismi del suolo riguardo alle forme stereoisomere in condizioni di stress. Dopo 24 ore si ha il massimo della respirazione in seguito all'aggiunta del substrato, in particolare nel trattamento con la forma L. Il rapporto L/D risulta in questo caso maggiore nei terreni trattati con Zn. L'andamento contraddittorio del rapporto potrebbe trovare una spiegazione nelle diverse frazioni della biomassa coinvolte. Secondo Sparling (1995) l'iniziale risposta respiratoria (entro 6 ore) è dovuta alla biomassa nativa, mentre quella misurata dopo 24 ore può indicare la partenza della fase di crescita microbica. L'andamento registrato potrebbe indicare un cambiamento di funzionalità tra biomassa nativa e biomassa di nuova sintesi. Inoltre Hattori (1985) ha dimostrato che la prima mineralizzazione dei substrati aggiunti al suolo è più sensibile alla presenza dei metalli rispetto alle mineralizzazioni successive. Dopo 48 il rapporto L/D è ancora superiore nel terreno contenente Zn, mentre dopo 72 ore non si sono registrate differenze significative.

I risultati del presente lavoro sembrano confermare la validità di utilizzo delle differenze nel metabolismo dei D- e L- aminoacidi per ottenere utili informazioni sullo stato fisiologico generale della biomassa microbica.

#### BIBLIOGRAFIA

- Anderson J.P.E., Domsch K.H. (1978): "A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soil". *Soil Biol. Biochem.*, 10, 215-221.
- Brookes P.C. (1995): "The use of microbial parameters in monitoring soil pollution by heavy metals". *Biol. Fert. Soils*, 19, 269-279.
- Hattori H. (1992): "Influence of heavy metals on soil microbial activities". *Soil Sci. Plant. Nutr.*, 38, 93-100.
- Hopkins D.W., Ferguson K. (1994): "Substrate-induced respiration in soil amended with D- and L- isomers of aminoacids". *Applied Soil Ecology*, 1, 75-81.
- Hopkins D.W., O'Dowd R.W. (1997): "Chirality is a factor in substrate utilization assays". In: H. Insam, A. Rangger Eds., *Microbial communities: functional versus structural approaches*. Springer-Verlag, Berlin, pp. 215-228.
- Hopkins D.W., O'Dowd R.W., Shiel R.S. (1997): "Comparison of D- and L-amino acid metabolism in soils with differing microbial biomass and activity". *Soil Biol. Biochem.*, 29, 23-29.
- Jenkinson D.S., Powlson D.S. (1976): "The effect of biocidal treatments on metabolism in soil. V. A method for measuring soil biomass". *Soil Biol. Biochem.*, 8, 209-213.

- Landi L., Renella G., Moreno J.L., Falchini L., Nannipieri P. (1999): "Metabolic quotient, enzyme activities, L/D amino acid respiration ratio as affected by cadmium in a forest soil". Proc. 5<sup>th</sup> Intern. Conf. On The Biogeochem. Of Trace Elements. Vienna, pp. 758-759.
- Leita L., De Nobili M., Muhlbachova G., Mondini C., Marchiol L., Zerbi G. (1995): "Bioavailability and effects of heavy metals on soil microbial biomass survival during laboratory incubation". *Biol. Fertil. Soils*, 19, 103-108.
- Leita L., De Nobili M., Mondini C., Muhlbachova G., Marchiol L., Bragato G., Contin M. (1999): "Influence of inorganic and organic fertilization on soil microbial biomass, metabolic quotient and heavy metal bioavailability". *Biol. Fertil. Soils*, 28, 371-376.
- Nannipieri P., Grego S., Ceccanti B. (1990): "Ecological significance of the biological activity in soil". In: J.-M. Bollag, G. Stotzky (eds.), *Soil Biochemistry*, vol. 6, Marcel Dekker, New York, pp. 293-355.
- Vance E.D., Brookes P.C., Jenkinson D.S. (1987): "An extraction method for measuring microbial biomass C.". *Soil Boil. Biochem.*, 19, 703-707.
- Wu J., Joergensen R.G., Pommering B., Chaussod R., Brookes P.C. (1990): "Measurement of soil microbial biomass C - an automated procedure". *Soil Boil. Biochem.*, 22, 1167-1169.





Rendiconti

Accademia Nazionale delle Scienze detta dei XL

*Memorie di Scienze Fisiche e Naturali*

118° (2000), Vol. XXIV, pp. 371-380

S. RAIMONDI\* - M. DI LEO\*

## **Il regime di temperatura del suolo come qualità ambientale: esempio di applicazione ai territori di Gela e Floresta (Sicilia)\*\***

### INTRODUZIONE

Il processo di valutazione di un territorio si basa essenzialmente sul rilevamento dei caratteri e delle qualità dello stesso in funzione delle utilizzazioni che si vogliono effettuare. Questi caratteri dipendono dal suolo e dal clima e sono raccolti durante i rilevamenti e gli studi di base (FAO, 1976; Favi e Costantini, 1991).

Le qualità del territorio sono misurate o stimate tramite questi caratteri. Così ad esempio, quando si misura la temperatura dell'aria in una stazione, nel corso di un anno o di più anni, non si fa altro che rilevare un carattere. Dall'elaborazione di questo dato, secondo metodologie scientifiche, si ottengono valori che mettono in evidenza l'andamento annuale, stagionale e l'ampiezza delle oscillazioni rappresentativi in quell'ambiente (regime di temperatura). Confrontando i dati rilevati in due o più stazioni, tale qualità permette di zonizzare gli ambienti e trarre delle deduzioni pratiche per una migliore gestione del territorio (Costantini *et al.*, 1998).

Lo scopo di questo lavoro è quello di mettere in evidenza l'influenza del regime di temperatura del suolo nell'utilizzazione agricola di due zone della Sicilia.

### LA QUALITÀ AMBIENTALE: REGIME DI TEMPERATURA DEL SUOLO

La temperatura del suolo ha un'influenza primaria sui processi biologici, chimici e fisici che in esso avvengono. Da essa dipendono per molti versi le possibilità

\* Dip. di Agronomia, Coltivazioni erbacee e Pedologia, Università di Palermo.

\*\* Relazione presentata al Convegno su "Indicatori per la qualità del suolo: prospettive ed applicabilità", Roma, 29 marzo 2000. Il primo Autore ha ideato il lavoro, il secondo ha curato la raccolta e l'elaborazione dei dati. La stesura del testo è da attribuire in parti uguali.

di formazione del suolo, di sviluppo della vegetazione e della sopravvivenza della fauna terricola. La temperatura all'interno del suolo varia da orizzonte a orizzonte e nel tempo. Essa in prossimità della superficie varia in base alle ore del giorno e delle stagioni. Le oscillazioni possono essere molto piccole o molto grandi in relazione alle condizioni ambientali. Questo andamento ha portato molti pedologi ad affermare che la temperatura non è una proprietà del suolo asserendo comunque che ciascun pedon ha un suo caratteristico regime di temperatura che può essere misurato e descritto. Riguardo a tale affermazione, la Soil Taxonomy (Soil Survey Staff, 1999) riporta: "per la maggior parte degli scopi pratici, il regime di temperatura può essere rappresentato dalla temperatura media annua del suolo, dalle normali oscillazioni stagionali rispetto alla media e dal gradiente medio stagionale caldo o freddo della temperatura del suolo all'interno del volume della massa terrosa esplorato dall'apparato radicale, che va da una profondità di 5 cm a 100 cm".

Ciascun pedon ha una temperatura media annua, che è essenzialmente la stessa in tutti gli orizzonti a tutte le profondità del suolo. La temperatura media annua del suolo è in relazione con la temperatura media annua dell'aria, ma questa relazione è influenzata a sua volta dalla quantità e dalla distribuzione della pioggia e della neve, dalla protezione degli orizzonti superficiali da parte delle foreste e dalla loro ombra, dall'esposizione, dal gradiente della pendenza e dall'irrigazione (Soil Survey Staff, 1999).

Questa temperatura è il risultato della media di una serie di letture. Le oscillazioni si rinvergono sia nei cicli giornalieri che in quelli annuali e stagionali. Queste oscillazioni diminuiscono con l'aumentare della profondità e si annullano nei substrati dove la temperatura è costante.

Le variazioni giornaliere della temperatura dell'aria hanno un effetto significativo sulla temperatura degli orizzonti del suolo fino ad una profondità di circa 50 cm (Soil Survey Staff, 1999). Esse sono influenzate dalla presenza delle nubi, dalla lunghezza del giorno, dalla vegetazione, dalla pendenza, dall'umidità del suolo, dalla circolazione dell'aria in prossimità del terreno e dalla temperatura delle piogge. L'umidità può essere importante per ridurre le oscillazioni della temperatura del suolo.

L'estensione delle oscillazioni stagionali e dei periodi di tempo in cui la temperatura del suolo è calda o fredda sono funzione della latitudine e del clima. Alle medie latitudini l'angolo dell'irradiazione solare è il fattore più importante; tuttavia l'estensione delle oscillazioni può essere influenzata dalle nuvole, dalla pioggia, dall'acqua di irrigazione, dalla copertura nevosa, dalla direzione e dall'angolo di inclinazione dei pendii, dalla presenza o assenza di una falda freatica poco profonda e dagli spessi orizzonti organici. Le oscillazioni stagionali alle medie latitudini sono di solito più di 5°C, cioè la temperatura media estiva del suolo supera la temperatura media invernale del suolo di più di 5°C nel primo metro di suolo.

Per un certo suolo, più vicina è la superficie e più grande sarà l'ampiezza delle oscillazioni. Le variazioni stagionali della temperatura del suolo sono maggiori in

superficie e diminuiscono con la profondità, fino a scomparire in prossimità dei 9 m o più.

Escludendo i pochi centimetri in superficie, le variazioni in profondità della temperatura media stagionale del suolo si possono considerare quasi lineari. Si può affermare che la temperatura media stagionale del suolo, nel tratto di profondità che comprende la zona principale dell'apparato radicale, equivale alla temperatura media del punto situato a media profondità. Il gradiente di temperatura è positivo in inverno e negativo in estate. Esso è circa  $0.5^{\circ}\text{C}$  per 10 cm. Per la maggior parte dei suoli delle medie latitudini, i gradienti sono pressoché identici (Soil Survey Staff, 1999).

Anche la vegetazione, nelle regioni umide, può avere una notevole influenza sulle oscillazioni stagionali della temperatura del suolo. Le differenze tra i vari tipi di copertura (arborea ed erbacea) nell'ombreggiamento o nell'isolamento termico del suolo sono minori quando gli orizzonti organici sono transitori o assenti. L'irrigazione dei suoli asciutti può avere un notevole effetto in estate sulla temperatura del suolo. Sia l'evaporazione che l'ombra hanno alcuni effetti, ma l'evaporazione è il fenomeno più importante. La riduzione può superare anche gli  $8^{\circ}\text{C}$  in alcune zone.

Infine l'esposizione e la ripidezza del pendio possono influenzare la deviazione della temperatura media mensile del suolo dalla temperatura media annuale. L'effetto è più marcato in inverno rispetto all'estate. I versanti rivolti a sud hanno fluttuazioni stagionali minori dalla media annuale rispetto a quelli esposti a nord.

#### LA VALUTAZIONE DELLA TEMPERATURA DEL SUOLO ATTRAVERSO I DATI DELLA TEMPERATURA DELL'ARIA

La temperatura del suolo alle medie latitudini può essere determinata in base ai dati climatologici con una precisione adeguata alle attuali necessità del servizio di rilevamento del suolo (Soil Survey Staff, 1999). Per gran parte dei suoli delle medie latitudini si può determinare la temperatura media annua del suolo (tma) aggiungendo  $1^{\circ}\text{C}$  alla temperatura media annua dell'aria. La temperatura media estiva dei primi cento centimetri di numerosi suoli pianeggianti, ben drenati, coltivati o ricoperti da piante erbacee, può essere determinata sottraendo  $0.6^{\circ}\text{C}$  alla temperatura media estiva dell'aria. Si può determinare anche la temperatura media estiva del suolo ad una profondità specifica. Per far ciò si possono considerare le temperature medie estive (tme) dei primi 100 cm e correggere il gradiente di temperatura-profondità aggiungendo o sottraendo  $0.6^{\circ}\text{C}$  per ogni 10 cm al di sopra o al di sotto di una profondità di 50 cm. La temperatura media invernale (tmi) di molti suoli delle medie latitudini può essere determinata dalla differenza tra le temperature medie annuali ed estive poiché le differenze sono della stessa grandezza, ma hanno segni opposti (Soil Survey Staff, 1999).

Noti questi dati, è possibile ricavare il regime di temperatura del suolo che prevede sei tipi così definiti (Soil Survey Staff, 1999):

- *Pergelico*: suoli con temperatura media annua inferiore a 0°C.
- *Cryico*: suoli con temperatura media annua superiore a 0°C e inferiore a 8°C.
- *Frigido*: suoli con temperatura media annua inferiore a 8°C ma durante i mesi estivi hanno una temperatura superiore rispetto ai suoli con un regime cryico.
- *Mesico*: suoli con temperatura media annua uguale o maggiore di 8°C e inferiore a 15°C e con una differenza tra la temperatura media estiva ed invernale maggiore di 5°C ad una profondità di 50 cm.
- *Termico*: suoli con temperatura media annua uguale o maggiore a 15°C e inferiore a 22°C e con una differenza tra la temperatura media estiva ed invernale maggiore di 5°C ad una profondità di 50 cm.
- *Ipertermico*: suoli con temperatura media annua uguale o maggiore a 22°C e con una differenza tra la temperatura media estiva ed invernale maggiore di 5°C ad una profondità di 50 cm.

Se la differenza fra la temperatura media estiva ed invernale risulta inferiore a 5°C, le ultime quattro classi assumono la seguente dizione: *Isofrigido*; *Isomesico*; *Isotermico*; *Isoipertermico*.

Per quanto riguarda il regime di temperatura Termico, Raimondi *et al.*, (in corso di stampa) hanno proposto di suddividere tale regime in due sottoclassi, il Termico marittimo ed il Termico continentale, in virtù del fatto che questa classe è molto ampia e include ambienti diversi. Il valore della temperatura media annua che separa le due sottoclassi è di 19°C.

Un altro parametro molto significativo nel campo agronomico, che è possibile elaborare a partire dalla temperatura dell'aria, è il valore della temperatura media invernale del suolo a 15 cm di profondità.

Tabella 1. *Classi di temperatura media invernale del suolo a 15 cm di profondità e sensibilità delle colture erbacee annuali.*

<i>Temperatura media invernale a 15 cm di profondità (°C)</i>	<i>Sensibilità delle colture cerealicole autunno-primaverile e della cotica erbosa dei pascoli</i>
≥ 11	Assente o quasi
11-8	Leggera
8-5	Media
5-2	Forte
< 2	Fortissima

Tramite questo parametro è possibile stimare la sensibilità delle colture autunno primaverile (cereali, foraggere) e della cotica erbosa dei pascoli in un determinato ambiente. Raimondi *et al.* (1997), hanno stilato una classazione di sensibilità, in funzione di questo valore della temperatura. Le classi previste sono riportate nella tabella 1.

#### LE AREE DI STUDIO ED IL CLIMA

Le zone prese in considerazione per questa ricerca sono l'agro di Gela (CL), rappresentativa della fascia costiera meridionale della Sicilia, e Floresta (ME), sita sulla catena montuosa Nebrodi o Caronie. Le altimetrie prevalenti sono 50 m s.l.m. nella piana di Gela e 1100 m s.l.m. sui Nebrodi.

Per la caratterizzazione climatica dei due ambienti è stato fatto riferimento ai dati termopluviometrici registrati presso le stazioni di Gela (45 m s.l.m.), e Floresta (1250 m s.l.m.). I dati sono stati raccolti e tabellati dal Servizio Idrografico del Genio Civile. Il periodo di osservazione considerato è compreso fra il 1967 ed il 1994 per la stazione di Gela ed il 1951-94 per la stazione di Floresta.

Dai dati medi del periodo riportati nella tabella 2 si evince che presso la stazione di Gela la temperatura media annua risulta essere di 19.5°C. Questa stazione si inserisce nell'insieme areale più caldo della Sicilia e dell'Italia. Il valore medio massimo stagionale si verifica in estate con 25.6°C. La temperatura massima mensile si registra nel mese di agosto con 27.0°C. Il valore minimo stagionale è presente nel periodo invernale con 13.7°C; mentre il valore mensile più basso si verifica a gennaio con 13.3°C.

Per quanto riguarda la stazione di Floresta, la temperatura media annua è di 10.9°C. Il valore medio massimo stagionale si verifica in estate con 19.2°C. La temperatura massima mensile si registra nel mese di agosto con 20.2°C. Il valore minimo stagionale è presente in inverno con 3.3°C; mentre il valore mensile più basso si verifica a gennaio con 2.6°C.

Per quanto riguarda la piovosità, la media annuale per la stazione di Gela è di 351 mm. Le piogge sono distribuite in massima parte nel periodo autunno-vernino con 270 mm di pioggia, pari al 76.9% del totale annuo. Il valore massimo mensile si registra a dicembre con 56 mm, mentre il minimo stagionale si rileva nel periodo estivo con 11 mm di pioggia. Il mese più asciutto è luglio con appena 2 mm di pioggia, pari all'1.1%.

Per la stazione di Floresta, la media annuale è di 1167 mm. Le piogge sono distribuite in massima parte nel periodo autunno-vernino con 784 mm di pioggia, pari al 67.2% del totale annuo. Il valore massimo mensile si registra nel mese di gennaio con 175 mm, mentre il minimo stagionale si rileva nel periodo estivo con 92 mm di pioggia. Il mese più asciutto è luglio con 26 mm di pioggia, pari al 2.2%.

Tabella 2. *Temperature e Piovosità delle stazioni considerate.*

STAZIONE	GELA (45 m s.l.m.)		FLORESTA (1250 m s.l.m.)	
	Temperatura °C	Piovosità mm	Temperatura °C	Piovosità mm
<i>Inverno</i>				
Dicembre	14.2	56	4.3	161
Gennaio	13.3	46	2.6	175
Febbraio	13.6	39	3.1	139
<i>Media</i>	13.7	141	3.3	475
<i>Primavera</i>				
Marzo	14.8	33	5.2	125
Aprile	16.8	25	7.9	111
Maggio	20.0	12	12.9	55
<i>Media</i>	17.2	70	8.7	291
<i>Estate</i>				
Giugno	23.7	3	17.3	30
Luglio	26.0	2	20.1	26
Agosto	27.0	6	20.2	36
<i>Media</i>	25.6	11	19.2	92
<i>Autunno</i>				
Settembre	25.0	29	16.8	63
Ottobre	21.9	52	12	112
Novembre	17.7	48	7.7	134
<i>Media</i>	21.5	129	12.2	309
<i>Media anno</i>	19.5	351	10.9	1167

## MATERIALI E METODI

La metodologia adottata per la valutazione dell'attitudine alle produzioni agricole erbacee delle due aree è la seguente:

- raccolta dei dati termometrici mensili di un lungo periodo (1967-94 per la stazione di Gela e 1951-1994 per la stazione di Floresta);
- elaborazione dei bilanci idrici annuali secondo l'annata agraria (settembre-agosto) e secondo Thornthwaite (Thornthwaite e Mather, 1957);

- determinazione dei giorni asciutti annui della sezione di controllo dell'umidità mediante la rappresentazione grafica di Billaux (Billaux, 1978);
- capacità di ritenzione idrica del suolo (A.W.C.) considerata nei bilanci: 25, 50, 100, 200, 300 mm;
- elaborazione delle variabili annuali del clima e del pedoclima secondo i principi del calcolo probabilistico (Raimondi *et al.*, 1997), per ottenere un dato che si deve ripetere per almeno 6 anni su 10 (cioè con una probabilità del 60%).  
La valutazione probabilistica di tutti i parametri è stimata mediante la formula di Hazen (Giardini, 1992):

$$Fa = 100 (2n-1)/2N$$

dove:  $Fa$  = probabilità in % di superare un determinato valore,

$n$  = numero d'ordine per valori decrescenti,

$N$  = numero di anni presi in considerazione.

- valutazione di regimi di temperatura e umidità secondo le indicazioni della Soil Taxonomy.

## RISULTATI

Dall'elaborazione probabilistica dei dati si evincono i seguenti risultati:

### *Stazione di Gela*

- la temperatura media annua dell'aria è di 18.4°C;
- la piovosità media annua è di 294 mm;
- la temperatura media annua del suolo è di 19,4 (20.5°C dalla temperatura media annua del periodo Tab. 2);
- il regime di temperatura del suolo riscontrato è il Termico marittimo;
- dal valore dell'indice di umidità globale pari a - 68.2 si evince che la stazione è caratterizzata dal tipo climatico Arido ( $E = -100/-66.6$ );
- il valore dell'efficienza termica con una evapotraspirazione potenziale di 995 mm rientra nella B3', mettendo in risalto l'appartenenza alla Varietà Climatica del Terzo mesotermico;
- la classe di Concentrazione Estiva dell'Efficienza Termica è la a' (< 48.0%) con 45%;
- l'ampiezza del periodo asciutto della sezione di controllo dell'umidità dei suoli, in funzione dell'AWC, è la seguente:  
AWC 25 mm 303 giorni asciutti  
AWC 50 mm 250 giorni asciutti  
AWC 100 mm 235 giorni asciutti  
AWC 200 mm 229 giorni asciutti  
AWC 300 mm 226 giorni asciutti

- il regime idrico riscontrato per tutte le classi di AWC è l'Aridico (numero di giorni asciutti >180);
- la temperatura media invernale del suolo a 15 cm di profondità è di 13.7°C.

#### *Stazione di Floresta*

- la temperatura media annua dell'aria è di 10.1°C;
- la piovosità media annua è di 1104 mm;
- la temperatura media annua del suolo è di 11.1°C (considerando i valori medi annuali dell'aria è di 11,1);
- il regime di temperatura del suolo riscontrato è il Mesico;
- dal valore dell'indice di umidità globale pari a 65.41 si evince che la stazione è caratterizzata dal tipo climatico Umido (B3 = 60/80);
- il valore dell'efficienza termica con una evapotraspirazione potenziale 627 mm [B1' (PE = 712-570 mm)], mette in risalto l'appartenenza alla Varietà Climatica del Primo mesotermico;
- la classe di Concentrazione Estiva dell'Efficienza Termica è la b4' (48.0 – 51.9 %) con 50.35%;
- l'ampiezza del periodo asciutto della sezione di controllo dell'umidità dei suoli, in funzione dell'AWC, è la seguente:
  - AWC 25 mm 138 giorni asciutti
  - AWC 50 mm 96 giorni asciutti
  - AWC 100 mm 91 giorni asciutti
  - AWC 200 mm 63 giorni asciutti
  - AWC 300 mm 23 giorni asciutti
- il regime idrico riscontrato è lo Xerico per le classi di 25, 50, 100 e 200 mm di AWC, mentre è l'Udico per la classe di 300 mm di AWC;
- la temperatura media invernale a 15 cm di profondità è di 2,5°C.

#### CONCLUSIONI

Il presente studio costituisce un ulteriore contributo allo studio del clima e del pedoclima dei suoli della Sicilia.

L'elaborazione basata sull'annata agraria (settembre-agosto), ha il vantaggio di definire i parametri del clima in una forma utilizzabile anche per fini agronomici e di evidenziare la variabilità nel tempo degli elementi climatici.

I tipi climatici presenti nelle due aree, vanno dall'arido (E) che interessa i suoli siti a quote più basse, all'umido (B3) presente sui rilievi. Una notevole variabilità si riscontra anche nei regimi termometrici e idrici dei suoli di queste due zone. Nella stazione di Gela è stato riscontrato il regime Termico marittimo, mentre nella stazione di Floresta il regime Mesico. I regimi idrici sono l'Aridico a Gela, mentre a Floresta è presente lo Xerico e l'Udico. In funzione di questa diversità climatica, nei due ambienti si verificano processi e fasi vegetative differenti.

Durante il periodo in cui la sezione di controllo dell'umidità del suolo è asciutta, i processi pedogenetici risultano bloccati per la mancanza di acqua, eccezion fatta per il rimescolamento e la salinizzazione (se c'è una falda). Questo periodo risulta piuttosto lungo nell'area di Gela, mentre nelle zone di montagna, come a Floresta, i processi pedogenetici risultano attivi per un periodo più lungo e il suolo durante il periodo piovoso è interessato da un flusso idrico discendente più veloce.

Nelle zone di montagna, a partire dai 700-1000 m in su (Raimondi, 1990), in relazione all'esposizione, alla morfologia del versante, all'ampiezza del complesso montuoso e alla vegetazione, la temperatura del suolo durante l'inverno scende avvicinandosi allo zero. Nell'area di Floresta si hanno 2.5°C a 15 cm di profondità durante tale periodo. I processi pedogenetici, in questi momenti, sono notevolmente rallentati; la sostanza organica tende ad accumularsi in superficie e i processi di trasformazione della lettiera risultano molto lenti.

Nella fascia costiera di Gela, la sezione di controllo dell'umidità permane umida e con flusso idrico discendente per un periodo breve nel corso dell'anno e tale movimento non accade tutti gli anni (Raimondi, 1995; Raimondi, 1998). In questi ambienti, i processi pedogenetici sopraccennati risultano notevolmente attenuati ed il fronte di inumidimento si ferma all'interno del profilo. In alcuni anni il suolo rimane asciutto al di sotto dei 50-60 cm di profondità.

In conseguenza di ciò nelle zone di Gela le specie erbacee sono costrette a chiudere anticipatamente il loro ciclo vegetativo, in primavera; mentre nelle zone di montagna, come a Floresta tale fase è posticipata. L'utilizzazione dei pascoli costieri non ha limitazione durante l'anno, essendo la temperatura invernale a 15 cm di profondità uguale a 13.7°C, mentre sulle catene montuose le basse temperature invernali, essendo di 2.5°C, blocca l'attività vegetativa e per periodi più o meno lunghi è presente anche una copertura nevosa. Il periodo di pascolamento è di solito il seguente: primavera-estate-autunno, nelle zone di montagna aventi regime di temperatura Mesico ed idrico Udico (Raimondi e Dolce, 1996) così come si verifica a Floresta; autunno inverno-primavera in pianura con regime di temperatura e di umidità rispettivamente Termico e Aridico o Xerico, condizioni che si verificano nella zona di Gela. I suoli di Gela consentono quindi un'agricoltura più intensiva, rispetto a quelli di Floresta, e spesso due o tre colture ortive nel corso dell'anno purché si superi la sensibilità ambientale legata alla carenza idrica, spesso esasperata dalle spirate dei venti caldi sciroccali. In regime asciutto bisogna puntare sulle colture arido-resistenti o a ciclo breve per sfuggire all'aridità primaverile estiva. Attualmente nelle zone più aride, per incrementare la riserva idrica del suolo e quindi assicurare il normale completamento del ciclo colturale del frumento, viene realizzato il maggese nudo e alle volte è richiesta anche, in virtù della carenza idrica nella fase di levata del frumento duro, una irrigazione di soccorso. Nelle zone di montagna, sui suoli a regime idrico Xerico e Udico, così come a Floresta l'irrigazione non è richiesta. Oltre ai pascoli si riscontrano il castagno, il nocciolo e il faggio.

La conoscenza del comportamento dell'attività vegetativa, nel corso dell'anno è necessaria per fornire utili indicazioni dal punto di vista pratico e gestionale.

Mentre nella zona di alta montagna, gli allevatori per poter superare il periodo invernale in cui si verifica una stasi vegetativa e quindi un calo della disponibilità di foraggio, devono aumentare gli stoccaggi di fieno, paglia e mangimi per alimentare il loro bestiame e devono progettare delle strutture idonee come stalle, fienili, ecc.

Nell'area di Gela il regime di temperatura del suolo ed il relativo valore a 15 cm di profondità durante il periodo invernale costituiscono una qualità del suolo e per utilizzare al meglio questo (agricoltura intensiva) è necessario, invece un approvvigionamento idrico garantito. Sulla base delle conoscenze attuali costituiscono indicatori di questa qualità del suolo la temperatura media annua e la temperatura media invernale a 15 cm di profondità.

#### BIBLIOGRAFIA

- Billaux P. (1978): "Estimation du 'regime hydrique' des sols au moyen des données climatiques. La méthode graphique: son utilisation dans le cadre de la Taxonomie Americaine des solos". *ORSTOM, ser. Pedol.*, Vol. XVI, n. 3, France, pp. 317-338.
- Costantini E.A.C., Castrignanò A., Lorenzoni P., Cali A., Raimondi S., Castellini F. (1998): "Il pedoclima e il suo ruolo di indicatore di sensibilità ambientale". In: *Sensibilità e vulnerabilità del suolo*, a cura di Sequi P. e Vianello G., Franco Angeli. Milano, pp. 29-44.
- Favi E., Costantini E.A.C., (1991): "Pedologia applicata alla valutazione del territorio". In *Il Suolo*, a cura di Cremaschi M. e Rodolfi G., La Nuova Italia Scientifica, pp. 319-365.
- FAO (1976): *A framework for land evaluation*. FAO Soil Bulletin, n. 32, Roma, pp. 72.
- Giardini L. (1992): *Agronomia Generale*. Patron, Bologna, pp. 54-56.
- Raimondi S. (1990): "Il regime di temperatura dei suoli in Sicilia". *Quaderni di Agronomia*, 13. Istituto di Agronomia generale e Coltivazioni erbacee di Palermo, Italia, pp. 79-89.
- Raimondi S. (1995): "La distribuzione di alcuni indici climatici in Sicilia". *Atti del 16° Congresso Nazionale del S.I.T.E.* (Società Italiana di Ecologia). Venezia 26-29 Settembre 1994. Edizione Zara, pp. 513-534.
- Raimondi S., Dolce F. (1996): "Un pedotipo da conservare nel territorio del Comune di Montemaggiore Belsito (Pa), (Typic Palendolfo)". In: *Il pedoclima e applicazioni tassonomiche*. Palermo, pp. 55-58.
- Raimondi S., Poma I., Frenda A.S. (1997): "Il pedoclima come fattore di sensibilità ambientale: esempio di metodologia applicata all'agro di Sparacia-Cammarata (AG)". *Rivista di Agronomia*, XXXI, n. 3, pp. 726-733.
- Raimondi S. (1998): "Gli Aridisuoli siciliani: caratteristiche morfologiche e distribuzione geografica". *Atti del XVI convegno SICA*. SBR edizioni, Bologna, pp. 131-138.
- Raimondi S., Lupo M., Tusa D. (in corso di stampa), "Il clima ed il pedoclima dei suoli vulcanici dell'Etna". Lavoro presentato al convegno annuale della S.I.S.S. 1998 a Napoli.
- Soil Survey Staff (1999): *Soil Taxonomy. A basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys*. Second Edition. United States Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service. Agriculture Handbook N. 436, pp. 869.
- Thornthwaite C.W., Mather J.R. (1957): "Instructions and tables for computing potential evapotranspiration and the water balance". *Climatology*, X, 3. Centerton N.Y. USA, pp. 85.



Rendiconti  
Accademia Nazionale delle Scienze detta dei XL  
*Memorie di Scienze Fisiche e Naturali*  
118° (2000), Vol. XXIV, pp. 381-388

S. RAIMONDI\*

## **La valutazione del surplus come qualità dei suoli negli ambienti aridi e semiaridi: esempio nell'agro di Gela (CL)\*\***

### INTRODUZIONE

Negli ambienti a clima arido e semiarido (Thorntwaite e Mather, 1957; Pinna, 1977), durante il corso dell'anno, prevale il movimento ascendente dell'acqua nel suolo. Questa condizione indirizza il processo pedogenetico ed i sali più solubili si accumulano nel suolo od, in alcuni casi in maniera prevalente, negli orizzonti superficiali di esso. Questi suoli sono caratterizzati da una conducibilità elettrica dell'estratto a saturazione (EC<sub>e</sub>) superiore a 4 dS/m (Sequi, 1989). Secondo la Soil Taxonomy (Soil Survey Staff, 1999) questi suoli rientrano, per la maggior parte, nell'ordine degli Aridisuoli o in un sottordine Torrico o Xerico di altri ordini, in relazione al peso che tale processo ha sulle caratteristiche dei suoli e sull'uso. Una corretta gestione del territorio (agricola, forestale, urbanistica ed ecologica) presuppone la conoscenza del territorio al fine di conservare la risorsa suolo e nello stesso tempo ottenere la più alta redditività economica dall'attività agricola. Negli ambienti aridi, semiaridi e limitatamente anche in quelli umidi, in cui c'è un periodo stagionale secco, il risultato produttivo delle coltivazioni in regime asciutto dipende dalla distribuzione delle piogge durante la fase vegetativa e riproduttiva delle colture e dalla capacità del suolo a trattenere acqua durante il periodo piovoso. In queste aree, l'andamento climatico diventa ancor più influente sul risultato produttivo in presenza di suoli con una certa carica salina, in quanto può determinare l'incremento della concentrazione della soluzione circolante, e una minore disponibilità di acqua e di elementi nutritivi per le piante. In regime irriguo invece,

\* Dip. di Agronomia, Coltivazioni erbacee e Pedologia, Università di Palermo.

\*\* Relazione presentata al Convegno su "Indicatori per la qualità del suolo: prospettive ed applicabilità", Roma, 29 marzo 2000.

oltre che dal clima, il risultato produttivo è vincolato dalla qualità delle acque disponibili e dalle conoscenze tecniche dell'imprenditore agricolo. Negli ambienti aridi e semiaridi spesso anche la qualità delle acque non è ottimale per la presenza di contenuti eccessivi di sali solubili (cloruri, bicarbonati e solfati). Il clima costituisce sempre uno dei maggiori fattori della produzione agricola, non è modificabile se non per piccole superfici (serre) e generalmente una stessa combinazione dei fattori produttivi modificabili, sotto diversi climi dà origine a risposte produttive diverse. Al fine di ottimizzare l'agricoltura di un ambiente, rendendola sostenibile per le popolazioni che vi insistono e compatibile per le risorse naturali (suolo ed acqua) è necessario la messa a punto di un tipo di gestione in cui si analizza e si determina correttamente l'azione del clima. In questi ambienti la stima del quantitativo di acqua che esce dal suolo (Surplus o eccedenza idrica; Thornthwaite e Mather, 1957), che determinare l'allontanamento dei sali solubili dalla rizosfera, può dare un notevole contributo sia nella fase di definizione della tecnica colturale da applicare, che nel prevedere l'influenza sulle caratteristiche del suolo di un sistema di gestione in atto. Il surplus del suolo costituisce negli ambienti aridi e semiaridi una qualità del suolo in quanto dipende sia dalle caratteristiche edafiche (spessore, granulometria, mineralogia delle argille, struttura, sostanza organica, capacità di scambio cationico, percentuale di sodio di scambio, salinità) che dalle condizioni climatiche (piovosità e distribuzione delle piogge, temperatura, ventosità). Nel campo della Land Evaluation (FAO, 1976), sono qualità del territorio per un uso specifico quelle caratteristiche complesse che valorizzano il territorio per lo scopo previsto. Generalmente, l'adattabilità di un territorio per un uso specifico può essere valutata sulla base di poche qualità e caratteristiche. Il surplus può essere determinato sperimentalmente, attraverso l'uso di apparecchiature sofisticate e costose o può essere stimato utilizzando i concetti impliciti nel bilancio idrico del suolo, secondo la proposta di Thornthwaite e Mather.

Obiettivo del presente lavoro è quello di valutare l'influenza del surplus sull'attività agricola, in un ambiente caldo arido siciliano.

## MATERIALI E METODI

### *Descrizione dell'area*

L'area considerata è quella dell'agro di Gela in provincia di Caltanissetta. La morfologia è pianeggiante (piana di Gela), di origine alluvionale (Di Grande e Muzzicato, 1986) e degrada verso sud fino al mar Mediterraneo. Nella fascia interna, l'area è delimitata da una serie di rilievi poco elevati (< 400 m s.l.m.) in cui sono molto diffusi gli affioramenti della serie gessoso solfifera. Nell'ambito di quest'ultima si riscontrano diverse litologie e precisamente: Tripoli (diatomiti più o meno ricchi in carbonati); Calcare di base (carbonato di calcio e di magnesio), talvolta solfifero; Gesso laminare (balatino, si rompe a balate), massivo (alabastri-

no), selenitico (spicchiolino) e detritico; Halite o salgemma (NaCl) e Kainite (KCl·MgSO<sub>4</sub>·3H<sub>2</sub>O); Argille variamente intercalate ai precedenti (Catalano, 1986).

L'uso del suolo prevalente è il seminativo irriguo in cui dominano il carciofeto, le colture protette e, dove le condizioni edafiche migliorano, l'agrumeto.

Per la caratterizzazione climatica dell'area in esame si considerano i dati termopluviometrici del Servizio Idrografico del Genio Civile registrati presso la stazione di rilevamento di Gela (45 m s.l.m.). Il periodo considerato è il 1967-'94. Nella Tab. 1 si riportano i valori medi della piovosità, del numero di giorni piovosi e della temperatura.

Per mettere in evidenza l'influenza del clima sulla pedogenesi e sulle colture si elaborano alcuni indici climatici e si classifica il clima. Si calcola il surplus mese per mese, secondo i concetti del bilancio idrico del suolo di Thornthwaite e Mather, considerando i valori di A.W.C. (Available Water Capacity) del suolo di 25, 50, 100,

Tab. 1. Piovosità e giorni piovosi della stazione di Gela.

Stagione	Piovosità	gg piovosi	Temperatura
	mm	n.	°C
<i>Inverno</i>			
Dicembre	56	8	14,2
Gennaio	46	7	13,3
Febbraio	39	6	13,6
<i>Media</i>	141	21	13,7
<i>Primavera</i>			
Marzo	33	6	14,8
Aprile	25	4	16,8
Maggio	12	3	20,0
<i>Media</i>	70	13	17,2
<i>Estate</i>			
Giugno	3	1	23,7
Luglio	2	0	26,0
Agosto	6	1	27,0
<i>Media</i>	11	2	25,6
<i>Autunno</i>			
Settembre	29	2	25,0
Ottobre	52	5	21,9
Novembre	48	6	17,7
<i>Media</i>	129	13	21,5
<i>Media anno</i>	351	49	19,5

200 e 300 mm. Il surplus si ha durante i mesi in cui le precipitazioni sono maggiori rispetto all'evapotraspirazione potenziale. La formula adottata è la seguente:

$$\text{Surplus} = P - (\text{PE} + \text{I.A.W.C.})$$

Ove: Surplus = Acqua che esce dal suolo (chiamata anche eccedenza idrica),  
in mm;

P = Precipitazione media mensile, in mm;

PE = Evapotraspirazione potenziale, in mm;

I.A.W.C. = Incremento dell'acqua utile nel suolo durante il mese, in mm.

I valori mensili del surplus sono stati determinati sia utilizzando i dati termopluviometrici medi del periodo di osservazione considerato e sia attraverso i dati dell'annata agraria (Raimondi *et al.*, 1997). Questi ultimi sono stati elaborati secondo il calcolo probabilistico per valutare l'entità del surplus dei 6 anni su 10, così come indicato dalla Soil Taxonomy. Il calcolo probabilistico è stato esteso ai 3 anni su dieci e ad 1 anno su dieci per avere il quadro completo della variabilità temporale (Tab. 2).

Tab. 2. Valore del surplus, in mm, in relazione al valore di probabilità.

A.W.C. (mm)	Valore probabilistico al		
	60%	30%	10%
25	>46	>86	>200
50	>15	>64	>200
100	0	>11	>150

## RISULTATI

Dalla tabella 1 si evince che la media annuale delle precipitazioni a Gela è di 351 mm. Le piogge si verificano per il 76,9% nel periodo autunno-vernino (270 mm), per il 19,9% in primavera e per il 3,13% in estate. Il valore massimo mensile di pioggia si registra in dicembre con 56 mm. Il minimo stagionale si riscontra nel periodo estivo con un valore di 11 mm di pioggia. Il mese più asciutto è luglio con 2 mm.

I giorni piovosi sono in media 49; dei quali, 34 giorni si registrano nel periodo autunno-vernino (69,4% sul totale annuo) e solo 2 nel periodo estivo.

Dai dati tabellati della temperatura si evince che presso la stazione di Gela la temperatura media annua risulta essere di 19,5°C. La zona si inserisce nell'areale più caldo della Sicilia e dell'Italia. Il valore medio massimo stagionale si verifica in estate con 25,6°C, in entrambe le stazioni. La temperatura massima mensile si registra ad agosto con 27,0°C. Il valore minimo stagionale è presente nel periodo invernale con 13,7°C. Il valore mensile più basso si verifica a gennaio con 13,3 °C.

I valori di temperatura complessivamente molto alti, rispetto alla restante parte del territorio isolano, sono la conseguenza dell'esposizione dell'area all'influenza del mare e dei venti caldi dominanti nella zona. L'azione è più evidente durante la stagione invernale ove si registrano valori più alti di 1,6 °C rispetto alla fascia collinare (diga Comunelli).

Interpretando i dati termopluviometrici secondo i sistemi più comuni di classificazione del clima sono stati ricavati i seguenti risultati:

1) *Indice termopluviometrico o pluviofattore di Lang*

È espresso dalla formula  $f = P/T$ , in cui P e T rappresentano rispettivamente la piovosità media annua espressa in mm e la temperatura media annua espressa in °C. Nella stazione di Gela l'indice assume il valore 18. Secondo questo indice l'area rientra nelle regioni aride ( $f \leq 40$ ) ed i suoli tendono ad evolversi verso i suoli salsi.

2) *Indice di aridità o di De Martonne*

È espresso dalla relazione  $P/(T + 10)$  ove P e T assumono lo stesso significato dell'indice di Lang. Nella stazione di Gela l'indice assume il valore di 12. Secondo questo indice il tipo climatico è arido delle steppe circumdesertiche ( $10 < \text{indice di aridità} < 15$ ).

3) *Indice di lisciviazione o di E.M. Crowther*

È definito dalla relazione  $H-3,3T$ , in cui H è la piovosità media annua in cm e T la temperatura media annua in °C.

Questo indice fornisce risposte in campo pedologico per la valutazione del processo della lisciviazione. I valori di Gela esprimono un indice paria a -29,3. Il dato indica una zona semiarida in cui l'irrigazione è indispensabile (indice di Crowther  $-15 \div -30$ ).

4) *Indice Xerotermico o di Bagnouls e Gaussen*

È l'indice che forse si presta meglio a caratterizzare l'ambiente mediterraneo anche per i riflessi applicativi che riveste in campo agronomico. Si definisce "mese secco" quello il cui totale medio mensile delle precipitazioni (P) espresso in mm è uguale o inferiore al doppio della temperatura media mensile (T) espressa in °C ( $P \leq 2T$ ). Il numero di mesi secchi a Gela è di 6. Il periodo secco è compreso fra la fine di marzo e la fine di settembre. Il clima è termomediterraneo e l'irrigazione è necessaria per stabilizzare le produzioni.

5) *Sistema climatico di W. Koppen*

Secondo il sistema climatico del Koppen l'area ha il clima del tipo Csa. La C indica la classe climatica che è del tipo mesotermico umido, con una stagione arida estiva (s) e la temperatura del mese più caldo  $> 22$  °C (a).

6) *Sistema climatico di C.W. Thornthwaite*

Secondo il sistema climatico di C.W. Thornthwaite l'area si inserisce nel clima semiarido (D) terzo mesotermico ( $B_3'$ ). Nell'ambito dell'area i suoli sottili, con una A.W.C. (Available Water Capacity) di circa 25 mm, manifestano una condizione di forte aridità al limite con il tipo climatico aridico (Indice di umidità globale = -62,10). La concentrazione estiva dell'efficienza termica è  $< 48\%$  ( $a'$ ).

Il surplus o eccedenza idrica è pari a 58 mm se si ipotizza una ricarica completa della capacità in acqua utile del suolo durante il primo mese di (P-PE) positivo dopo il lungo periodo asciutto estivo (è il caso in cui si verificano intensi acquazzoni estivo-autunnali); mentre è assente considerando la ricarica in funzione dei valori di (P-PE). Il periodo dell'anno in cui si verifica tale processo è l'inverno (dicembre, gennaio e febbraio). Dall'elaborazione probabilistica (Tab. 2) si evince che al 60% i suoli sottili (25 mm di A.W.C.) manifestano un surplus di 46 mm, che scende a 15 mm per i suoli superficiali con 50 mm di A.W.C., mentre è assente per i suoli profondi ( $\geq 100$  mm di A.W.C.). Considerando una probabilità del 30% i valori passano rispettivamente a 86 mm, 64 mm e 11 mm. Tali valori diventano più alti con una probabilità del 10% e cioè  $> 200$  mm per i primi e  $> 150$  mm per i suoli profondi. Considerando l'elevata solubilità dei cloruri, in presenza di valori elevati di surplus essi tendono ad uscire completamente dal sistema suolo.

CONCLUSIONI

Il clima semiarido, presente in tutta la fascia costiera meridionale della Sicilia (Raimondi, 1991; Raimondi, 1993), nell'area di Gela è a contatto con quello arido, perché risente sia dell'azione mitigatrice delle acque del mare (nel mese di dicembre le acque del mar Mediterraneo raggiungono i  $14,7$  °C), sia delle correnti atmosferiche del deserto africano (scirocco) che spirano talvolta con notevole intensità.

Il clima della piana di Gela rimane caratterizzato da una stagione calda e asciutta che si prolunga dal mese di marzo-aprile al mese di settembre-ottobre e da una breve stagione piovosa invernale. Gli indici elaborati mettono in risalto che mediamente le piogge non riescono ad allontanare del tutto dal suolo i sali solubili e sottolineano la necessità, nel campo agricolo, della pratica irrigua.

Per l'origine del materiale terroso che costituisce i depositi alluvionali, per la morfologia pianeggiante (in cui talora il drenaggio è imperfetto) e per il clima, i suoli presentano una certa salinità solfatica e clorurata (Averna e Picciurro, 1962; Raimondi, 1998).

I suoli dell'area (probabilità di 6 anni su 10) hanno una temperatura media annua di  $19,4$  °C; si trovano sotto l'influenza di una piovosità di 294 mm e di un clima con un'umidità globale di -68,2; i giorni asciutti annui della sezione di controllo dell'umidità (Billaux, 1978) sono sempre superiori a 200 (Raimondi, 1998).

Secondo la Soil Taxonomy si inseriscono nell'ordine degli Aridisuoli e dei Torrerts (Raimondi, 1998; Raimondi, 1995). Il World Reference Base for Soil Survey inserisce i suoli salini nel gruppo di riferimento Solonchaks (IUSS-ISRIC, 1998).

Una certa variabilità pedologica presente nell'area è anche voluta dall'uomo con apporti di materiale terroso da altri siti, generalmente a granulometria grossolana, per migliorare il suolo gestito in irriguo. Considerata la qualità dell'acqua irrigua (serbatoio Cimia: EC 2-4 dS/m; adjRNa 6-10; Lombardo, 1999) è giustificato pensare a un certo accumulo di sali solubili nel suolo accompagnato ad un peggioramento della loro qualità. Infatti, costituisce qualità dei suoli destinati all'attività agricola una bassa salinità, ma non troppo bassa. Una conducibilità elettrica, dell'estratto acqua terreno di 1:2, quando oscilla fra 0,2 e 0,8 mS/cm non deprime la fertilità. La presenza di sali nella massa terrosa determina:

- a) fenomeni di tossicità sulle piante;
- b) diminuzione della permeabilità della massa terrosa;
- c) diminuzione della disponibilità dell'acqua presente nella massa terrosa per le piante.

Il surplus del suolo controlla egregiamente il livello salino di questo. Infatti nei suoli in cui c'è acqua che esce da esso, o verso gli strati profondi o lateralmente andando a raccogliersi nei canali, essa determina l'allontanamento dei sali solubili (lisciviazione).

I suoli delle serre, che ricevono acqua soltanto dalla pratica irrigua, tendono ad accumulare sali solubili e gli agricoltori lamentano cali produttivi, in alcuni casi molto consistenti. Una pratica comune è quella di lasciare il suolo scoperto per 1 anno per sfruttare il potere liscivante del clima. Un aspetto da non sottovalutare è quello di garantire il drenaggio del suolo, mediante l'apertura di fossi. Dai valori probabilistici del surplus scaturisce che c'è un'elevata variabilità nel corso degli anni ed i suoli non coperti da materiale plastico (serre) sono quelli che hanno minore probabilità di incrementare la salinità. Nel tenere sotto controllo la salinità, un'azione notevole è esplicita dal surplus di un 30% di anni e soprattutto da quello di un 10% di anni in cui si ha una forte lisciviazione (Surplus oscillante da 200 a 150 mm).

Considerando, la notevole solubilità dei cloruri ed i valori del surplus nel loro complesso sono proprio questi anni con i valori più elevati che perpetuano la fertilità di questi suoli nel tempo.

Per la conservazione della risorsa suolo alle generazioni future è fondamentale il controllo della qualità, monitorata attraverso l'indicatore conducibilità di estratti acquosi per i terreni gestiti sotto tunnel o serra, e attraverso la conducibilità di estratti o la valutazione del surplus per i terreni gestiti in asciutto.

BIBLIOGRAFIA

- Averna V., Picciurro G. (1962): "Le terre salse siciliane: nota 1<sup>a</sup>". *Tecnica Agricola*, n. 1, anno XIV, Catania, pp. 1-14.
- Billaux P. (1978): "Estimation du 'regime hydrique' des sols au moyen des données climatiques. La méthode graphique: son utilisation dans le cadre de la Taxonomie Americaine des sols". *Cahier ORSTOM, ser. Pedol.*, Vol. XVI, n. 3, France, pp. 317-338.
- Catalano R. (1986): "Le evaporiti messiniane. Loro ruolo nell'evoluzione geologica della Sicilia". *Atti Simposio Internazionale sul carsimo nelle Evaporiti. Il carsismo nelle evaporiti in Sicilia. Le Grotte d'Italia*, 4, Bologna, pp. 109-122.
- Di Grande A., Muzzicato C. (1986): "Il Neogene 'alloctono' (falda di Gela) ed il Pleistocene dei dintorni di monte della Guardia (Gela)". *Accademia Gioenia*, Catania, pp. 131-152.
- FAO (1976): "A framework for land evaluation". *FAO Soil Bulletin*, n. 32, Roma, pp. 72.
- IUSS-ISRIC (1998): *World Reference Base for Soil Survey*. Food and Agriculture, Organization of the United Nations. Roma, pp. 91.
- Lombardo V. (1999): *Acque saline e problematiche di utilizzazione*. Dipartimento ACEP, Palermo, pp. 19.
- Pinna M. (1977): *Climatologia*. UTET, Torino, pp. 442.
- Raimondi M. (1991): "L'impiego dei dati termopluviometrici in pedologia: il pedoclima dei suoli siciliani durante il trentennio 1921-1950". In: *Atti Convegno "Agrometeorologia e Telerilevamento"*. Agronica, Palermo, Italia, pp. 76-92.
- Raimondi S. (1993): "Il clima ed il pedoclima dei suoli siciliani durante il trentaduenno 1951-1982". *Quaderni di Agronomia* 13. Istituto di Agronomia Generale e Coltivazioni Erbacee di Palermo, Italia, pp. 24-51.
- Raimondi S. (1995): "I Torrerts siciliani: caratteristiche morfologiche e distribuzione geografica". *Atti del XII convegno SICA*. Patron editore, Bologna, pp. 127-136.
- Raimondi S., Poma I., Frenda A.S. (1997): "Il pedoclima come fattore di sensibilità ambientale: esempio di metodologia applicata all'agro di Sparacia-Cammarata (AG)". *Rivista di Agronomia*, XXXI, n. 3, pp. 726-733.
- Raimondi S. (1998): "Gli Aridisuoli siciliani: caratteristiche morfologiche e distribuzione geografica". *Atti del XVI convegno SICA*. SBR edizioni, Bologna, pp. 131-138.
- Sequi P. (1989): *Chimica del suolo*. Patron Editore. Bologna, pp. 608.
- Soil Survey Staff (1999): *Soil Taxonomy*. A basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys. Second Edition. United States Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service. Agriculture Handbook N. 436, pp. 869.
- Thornthwaite C.W., Mather J.R. (1957): "Instructions and tables for computing potential evapotranspiration and the water balance". *Climatology*, X, 3. Centerton N.Y. USA, pp. 85.



Rendiconti

Accademia Nazionale delle Scienze detta dei XL

*Memorie di Scienze Fisiche e Naturali*

118° (2000), Vol. XXIV, pp. 389-400

S. RAIMONDI\* - L. GAZZARA\* - M. LABRUZZO\*

## **La risposta produttiva dell'*Eucalyptus camaldulensis* in funzione della disponibilità idrica annuale in due ambienti dell'entroterra siciliano\*\***

### PREMESSA

Per effettuare una corretta gestione del territorio è fondamentale la conoscenza dello stesso. Diventa indispensabile pertanto lo studio approfondito e la sua valutazione attraverso uno dei sistemi di valutazione del territorio.

L'applicazione di questi sistemi porta in primo luogo alla zonizzazione del territorio in aree omogenee in ognuna delle quali realizzare un sistema colturale specifico, mirato alla conservazione del suolo e alla salvaguardia dell'ambiente; in secondo luogo ad una considerevole riduzione dei costi di gestione e ad una ottimizzazione dei fattori o della potenzialità produttiva.

La valutazione del territorio viene effettuata attraverso indagini ambientali che permettono di classificare le differenti unità di paesaggio attraverso metodologie semplici ed obbiettive, tali da consentire ai differenti utilizzatori di individuare immediatamente e riconoscere con speditezza le limitazioni o le potenziali possibilità di sviluppo del territorio e conseguentemente indirizzarli verso la scelta di quegli interventi che più si confanno alle sue caratteristiche.

Le tecniche che consentono di determinare l'uso più adatto di un tratto di territorio, determinato in un momento storico, vengono definite come tecniche o sistemi di Land Evaluation. Questi ultimi possono prendere in considerazione aspetti qualitativi o quantitativi (FAO, 1976; Fierotti *et al.*, 1989).

\* Dip. di Agronomia, Coltivazioni Erbacee e Pedologia, Università di Palermo.

\*\* Relazione presentata al Convegno su "Indicatori per la qualità del suolo: prospettive ed applicabilità", Roma, 29 marzo 2000. Il primo Autore ha coordinato il lavoro ed ha curato l'aspetto pedologico, il secondo ed il terzo hanno elaborato i dati di accrescimento ed hanno interpretato i risultati. La stesura del testo è da attribuire in parti uguali agli autori.

Quando la valutazione viene realizzata considerando la quantità di prodotto, obiettivo della coltivazione, il sistema di valutazione assume un'importanza notevole. Il parametro produzione infatti, sintetizza bene l'influenza di tutte le caratteristiche ambientali sull'uso previsto. Inoltre esso esprime anche il modo con cui è stato gestito il suolo. Nei casi di gestione ottimale i risultati produttivi saranno esaltati al massimo, mentre nei casi contrari il risultato sarà più basso. A tal fine, per valutare correttamente il risultato bisogna far riferimento ad un concetto che nel campo estimativo va sotto il nome di principio dell'ordinarietà. Esso afferma che sia in senso pratico che teorico, devono essere considerati ordinari le circostanze, i fatti, le cose, le condizioni, le persone e le ipotesi implicate nella stima. Ogni elemento, quindi, deve essere visto, concepito e valutato in funzione normale e continuativa (Michieli I., 1993). Bisogna considerare il territorio, oggetto della valutazione, gestito secondo le conoscenze tecniche di un imprenditore ordinario, cioè di medie capacità tecniche, finanziarie ed organizzative, ed alla fine della valutazione eseguire eventuali aggiunte e detrazioni in funzione della realtà locale.

Lo scopo di questo lavoro è quello di valutare la risposta produttiva dell'*Eucalyptus camaldulensis*, attraverso l'applicazione di un sistema di Land Evaluation semi-quantitativo (Land Suitability Classification) utilizzando dati sperimentali ottenuti sia attraverso il taglio diretto di piante, sia attraverso stime di produttività indirette di alcune aree di saggio. L'aggettivo semi-quantitativo sta ad indicare che il parametro considerato per la valutazione è soltanto la produttività. Non vengono indicati costi e ricavi derivanti dall'utilizzazione, perché porterebbero ad una valutazione quantitativa.

Negli ambienti a clima semiarido e da subumido a subarido dove le precipitazioni estive sono scarse o assenti, la risposta produttiva dipende dalla capacità che ha il suolo di immagazzinare acqua utile per le piante (Storage indicato con ST). Grandissima importanza rivestono per la stima la capacità di campo, il punto di appassimento, lo scheletro, lo spessore del suolo e lo stato strutturale della massa terrosa. Questa è l'acqua che il terreno è in grado di tenere e mettere a disposizione delle radici delle piante, e cioè l'acqua utilizzabile. Il parametro produttività, pertanto, è funzione non soltanto delle caratteristiche intrinseche della specie, ma anche della tessitura del suolo, della struttura, della pendenza, dell'esposizione, della distribuzione delle precipitazioni e della disponibilità idrica del suolo stesso.

#### LE AREE DI STUDIO

Gli ambienti presi in considerazione sono: il complesso boscato "Mustigarufi" (CL) e le aree "Bellia e Portella Farina" del complesso boscato "Piazza Armerina" (EN).

Il bosco di Mustigarufi, di proprietà dell'Azienda Foreste Demaniali della Regione Sicilia, ricade nel bacino del fiume Salito, all'interno di un triangolo ideale

ai cui vertici vi sono i centri abitati di S. Cataldo, Serradifalco e Marianopoli, tutti in provincia di Caltanissetta.

Esso risulta esteso 3.252 ettari e presenta confini molto irregolari che seguono in parte i limiti comunali di Mussomeli e di Caltanissetta (confine ovest e nord) e in parte limiti morfologici dati da rottura di pendio o da anse del fiume Salito (confine est e sud). La gran parte del territorio ricade nelle tavolette I.G.M. F° 267 I SE "M. Mimiani" e F° 268 IV SO "Xirbi" e piccoli lembi nelle tavolette F° 268 III NO "Caltanissetta" e F° 267 II NE "Serradifalco".

Le aree Bellia e Portella Farina del bosco di Piazza Armerina, anch'esse di proprietà dell'Azienda Foreste Demaniali della Regione Sicilia, si trovano nel cuore dei Monti Erei meridionali, a nord di Piazza Armerina, e occupano una superficie complessiva di 5832 ettari. L'area di Bellia presenta pendenze che vanno da 2-6% al 35-50%. La quota massima è di 904 m s.l.m., mentre la minima è di 580 m s.l.m.

Nell'area di Portella Farina le pendenze oscillano tra il 15-25% ed il 35-50%. La quota massima è di 816 m s.l.m. e quella minima è di 681 m s.l.m. La maggior parte del territorio ricade al di sopra di 750 m s.l.m.

Queste aree rimangono confinate fra i comuni di Valguarnera Caropepe a nord, Aidone ad est, Piazza Armerina a sud e di Monte Polino ad ovest e ricadono nelle tavolette IGM: F° 268 II NO "Friddani"; F° 269 III NO "Raddusa".

Entrambe le aree sono state interessate da un progetto forestale industriale avviato dalla Regione Siciliana nel 1950. Lo scopo di tale progetto era quello di impiegare specie a rapido accrescimento, capaci di produrre massa legnosa da destinare ad una costruenda cartiera; infatti si pensava, da un lato di forestare ampie superfici e dall'altro di dare il via a nuove attività industriali, oltre alla conservazione del suolo.

## I SUOLI

### *I suoli di Mustigarufi*

Lo studio pedologico (Fierotti *et al.*, 1995) ha consentito di individuare i seguenti tre Ordini di suoli (Soil Survey Staff, 1999):

*Entisuoli.* Gli Entisuoli presenti in questo complesso boscato afferiscono ai Sottordini Fluvents ed Orthents. Tali suoli si inseriscono nei tre Grandi Gruppi: Xerofluvent, Xerorthents e Torriorthents. I primi due mostrano un regime di umidità xerico, il terzo presenta un regime di umidità xerico al limite con l'aridico. A livello di sottogruppo nell'ambito degli Xerofluvent e degli Xerorthents è stato riconosciuto il Sottogruppo Typic; per i Torriorthents il Sottogruppo Xeric. Uno dei profili più rappresentativi degli Entisuoli di quest'area è il n° 75. Esso è localizzato in contrada "Case Mustigarufi" alla quota di 440 m s.l.m. su morfologia collinare. L'esposizione è a sud, la pendenza oscilla tra 80 e 100%, la rocciosità è

abbondante (30%), la pietrosità è elevata (20% circa). L'erosione è diffusa da moderata a debole. Substrato: gessi e gessareniti. Sono dei suoli ad orizzonte A-C poco profondi. La ST stimata è di 52,38 mm. Classificato secondo la Soil Taxonomy come *Typic Xerorthents*.

*Vertisuoli*. Nell'ambiente di Mustigarufi, caratterizzato da un clima riconducibile al tipo mediterraneo (regime idrico dei suoli xerico), a livello di Grande Gruppo sono stati distinti i Pelloxererts ed i Cromoxererts. A livello di Sottogruppo nell'ambito dei Pelloxererts sono stati individuati i Cromic Pelloxererts, mentre, fra i Cromoxererts sono stati distinti i Typic Chromoxererts. Il profilo più rappresentativo è il n° 3. Località: Case Mustigarufi. Quota 475 m s.l.m. Morfologia: collinare. Esposizione a sud. Pendenza 3% circa. Rocciosità: assente. Substrato: depositi colluviali. Sono dei suoli molto profondi a tessitura argillosa con profilo di tipo O-A-C con orizzonte O accennato. La ST stimata è di 228,06 mm. Classificato secondo la Soil Taxonomy come *Crhomic Pelloxerert*.

*Inceptisuoli*. Gli Inceptisuoli presenti nell'area di studio, afferiscono al grande gruppo degli Xerocepts. A livello di sottogruppo, in dipendenza dalle differenti caratteristiche che i suoli presentano, sono stati distinti i Typic Xerocepts, i Calciloxerollic Xerochrepts, gli Orthentic Xerochrepts (un intergrade) e i Vertic Xerochrepts. Il profilo più rappresentativo è il n° 22. Località: contrada Fico d'India. Quota: 390 m s.l.m.. Morfologia: collinare. Esposizione: a sud. Pendenza: 15% circa. Rocciosità: assente. Pietrosità: assente. Erosione: leggera. Substrato: argille e argille marnose. Uso del suolo: bosco di eucalipto con sottobosco rado costituito in prevalenza da graminacee. Il profilo è di tipo O-A-Bw-C l'orizzonte B è molto sviluppato. La ST stimata è di 161,53 mm. Classificato secondo la Soil Taxonomy come *Vertic Xerochrept*.

*I suoli nelle aree "Bellia" e "Portella Farina" del complesso boscato "Piazza Armerina"*

Lo studio pedologico dell'area considerata, ha consentito di individuare quattro Ordini di suoli:

*Entisuoli*. Gli Entisuoli presenti nelle aree investigate afferiscono ai Sottordini degli Orthents e degli Psamments. Per essi il Grande Gruppo è Xerico mentre, a livello di Sottogruppo è stato riconosciuto il Typic per il Grande Gruppo Xerorthents, e i Sottogruppi Typic e Lithic per il Grande Gruppo Xeropsamments. La ST stimata è di 52 mm.

*Inceptisuoli*. Gli Inceptisuoli presenti nell'area di studio afferiscono al Sottordine Ochrept, Grande Gruppo degli Xerochrept. A livello di Sottogruppo, in dipendenza delle differenti caratteristiche che i suoli presentano, sono stati distinti i Vertic Xerochrepts, i Calcixerollic Xerochrepts, i Fluvent Xerochrepts e i Typic

Xerochrepts. Il profilo più rappresentativo è il n° 21. Località: contrada Balatidduzza. Quota: 720 m s.l.m. Morfologia: collinare-montana. Esposizione: nord-ovest. Pendenza: 30% di tipo semplice. Substrato: sabbie. Sono suoli profondi con profilo A-Bw-C. La ST stimata è di 235,95 mm. Classificato seconda la Soil Taxonomy come *Typic Calcixerept*.

*Alfisuoli*. Nei pianalti di Bellia, caratterizzati da un clima umido si riscontrano gli Alfisuoli che afferiscono al Sottordine Udalfs. Il Grande Gruppo è quello degli Hapludalf mentre a livello di Sottogruppo si distinguono: Typic, Psmmentic, Arenic e Mollic. Il profilo più rappresentativo è il n° 35. Località: contrada Sambuco (Piana). Quota: 820 m s.l.m. Morfologia: montana. Esposizione: nord. Pendenza: 15% circa. Substrato: sabbie. Sono suoli profondi con profilo A-E-B-C. La ST stimata è di 223,99 mm. Classificato seconda la Soil Taxonomy come *Typic Hapludalf*.

#### MATERIALI E METODI

La metodologia adottata per la valutazione semi-quantitativa dell'*Eucalyptus camaldulensis* si è sviluppata attraverso diverse fasi:

##### 1) Fase di campagna:

- rilevamento di aree di saggio. La loro superficie è di 400 mq (20x20). Sono state ubicate in punti rappresentativi di un contesto più ampio per densità e per attività vegetativa;
- cavallettamento. Il cavallettamento è stato effettuato su tutte le piante ricadenti all'interno delle aree di saggio, a 1,30 m;
- determinazione dell'altezza delle piante. L'altezza è stata determinata sia direttamente, con misure delle piante abbattute, sia indirettamente con l'ipsometro di Blume Leiss nelle aree di saggio in cui non è stato effettuato il taglio;
- abbattimento, sramatura e depezzamento. Dalle piante abbattute sono stati ottenuti tronchetti da un metro, fino ad un diametro minimo di 8 cm. I prodotti ottenuti sono stati distinti in: tronchetti, cimali e ramaglia;
- pesatura del materiale fresco. Ogni assortimento legnoso è stato pesato sul posto;
- determinazione del volume degli assortimenti. Per elaborare il peso specifico è stato determinato, su alcune piante, il volume misurando l'acqua spostata in un cilindro metallico pieno.

Per ogni area di saggio è stata compilata una scheda in cui venivano indicate il numero di piante, il diametro a m 1.30, l'altezza delle piante, gli assortimenti legnosi ed il volume.

2) *Fase di laboratorio:*

È stato calcolato l'incremento medio annuo (rapporto tra volume maturato ad una determinata età e il tempo impiegato a maturarlo). Esso costituisce un primo elemento di valutazione della produttività di una specie in un determinato ambiente, ovvero può indicare se la specie esplica o meno le sue capacità produttive nell'ambiente in cui si trova, e ciò non necessariamente in relazione alla sola funzione produttiva del popolamento, ma anche e soprattutto come primo, sommario indice di funzionalità biologica del soprassuolo.

Raimondi e Messineo (1991), hanno proposto per il bosco di Mustigarufi delle classi di produttività. Tali classi sono state individuate secondo la valutazione di Ciancio *et al.* (1981). Secondo questi autori i popolamenti con incremento medio per ettaro e per anno inferiore a 3,5 mc sono da includere nella classe di "produttività insufficiente"; quelli con incrementi compresi fra mc 3,5 e 5,0 nella classe di "produttività scarsa"; quelli con incrementi superiori a 5,0 mc, nella classe di "produttività buona".

Le classi individuate da Raimondi e Messineo (Raimondi e Messineo, 1991a, 1991b) sono state costruite con intervalli tali da mettere in evidenza la variabilità produttiva delle due specie considerate nell'ambito del complesso boscato in accordo con quanto è riportato nel 4° punto dei principi della Land Suitability: la valutazione è fatta in termini idonei alle condizioni locali o nazionali (FAO, 1976).

Le caratteristiche delle piante prese in considerazione per l'elaborazione sono: l'altezza delle piante diametriche più grosse, per determinare il "site index" (indice di feracità, dato dall'altezza in metri di una data specie ad una data età su un dato suolo). Tale indice, utilizzando le tavole, è stato correlato alla quantità di legname prodotto e quindi, conoscendo l'età delle piante, è stato determinato l'incremento medio per ettaro e per anno del volume cormometrico.

Per indagare sul primo carattere, in ogni area di saggio sono state scelte le cinque piante più grosse ed è stata calcolata la loro media aritmetica.

La loro età d'impianto oscilla fra il 1959 ed il 1962 per il bosco di Mustigarufi. Nelle aree Bellia e Portella Farina del bosco di Piazza Armerina l'età d'impianto risale al 1955. Ipotizzando un ritmo di accrescimento costante, l'altezza totale delle piante è stata riferita ad un'età di 21 anni per il bosco di Mustigarufi; a 26 e 14 anni per il bosco di Piazza Armerina (rispettivamente età delle fustaie e dei cedui).

Successivamente è stata creata una correlazione fra le classi di Land Suitability e le classi di produttività (Tab. 1).

Tab. 1. *Sistema di classificazione secondo la Land Suitability.*

<i>Classe di L. Suitability</i>	<i>Produttività (mc/ha/anno)</i>
S 1 Molto adatta	≥5
S 2 Moderatamente adatta	4-5
S 3 Marginalmente adatta	3-4
N 1 Momentaneamente non adatta	3-1
N 2 Permanentemente non adatta	<1

La metodologia adottata per la caratterizzazione degli elementi climatici è la seguente:

- raccolta dei dati termopluviometrici mensili di un lungo periodo;
- elaborazione dei bilanci idrici annuali secondo l'annata agraria (settembre-agosto);
- determinazione dei giorni asciutti della sezione di controllo dell'umidità mediante la rappresentazione grafica di Billaux (Billaux, 1978);
- capacità di ritenzione idrica del suolo, A.W.C., considerata nei bilanci: 25, 50, 100, 200, 300 mm;
- determinazione dei valori delle precipitazioni e delle temperature medie mensili, stagionali ed annue;
- valutazione dei regimi di temperatura ed umidità secondo le indicazioni della Soil Taxonomy;
- elaborazione delle variabili annuali del clima e del pedoclima secondo i principi del calcolo probabilistico (Raimondi et al., 1997), per ottenere un dato che si deve ripetere per almeno 6 anni su 10 (cioè con una probabilità del 60%). La valutazione probabilistica è stimata mediante la formula di Hazen (Giardini, 1992):

$$Fa = 100 (2n-1)/2N$$

dove:  $Fa$  = Probabilità in % di superare un determinato valore,  
 $n$  = numero d'ordine per valori decrescenti,  
 $N$  = numero di anni presi in considerazione.

## RISULTATI

I risultati derivano dal confronto fra le produttività dell'*Eucalyptus camaldulensis* nelle diverse aree e le classi di Land Suitability costruite.

Per quanto riguarda il bosco di Mustigarufi, la classe S1 (molto adatta) è la meno rappresentata; essa ha un'estensione di soli 3 ha. I suoli appartenenti a questa

classe, sono Vertisuoli a tessitura argillosa, con scheletro assente, subalcalini, percalcarei, non salini, a drenaggio da normale a lento. Essi si evolvono su depositi colluviali e presentano una falda sottosuperficiale che garantisce all'*Eucalyptus camaldulensis* ritmi di accrescimento più elevati nell'area considerata.

La classe che presenta un'estensione maggiore (1.164 ha) è la S3 (marginalmente adatta). Ad essa appartengono Inceptisuoli, Vertisuoli, che evolvono su argille ed argille marnose, con pendii da lievi a moderati, ma che presentano molto spesso una certa salinità. La disponibilità di acqua per le piante è molto più bassa rispetto a quella calcolata.

Alla classe N2 (permanentemente non adatta) appartengono: Roccia affiorante e Entisuoli che evolvono su gessi e gessareniti, con pendii quasi sempre ripidi e con forte salinità; Inceptisuoli a tessitura argillosa, spesso salini e con forti pendenze; Entisuoli che evolvono su argille marnose e/o sabbiose, con pendii ripidi, a tessitura argillosa, con scheletro da frequente ad abbondante, neutri o subalcalini, calcarei, salini, con drenaggio da normale a lento. La disponibilità di acqua per le piante è bassissima.

Nelle aree Bellia e Portella Farina, la classe S1 (molto adatta) è la più estesa con una superficie di 2.712 ha. A questa classe appartengono: Alfisuoli su morfologia montana, da pianeggiante a subpianeggiante, da profondi a molto profondi, con tessitura franca o franco-sabbiosa, da subacidi a neutri e con drenaggio da normale a rapido; Inceptisuoli ed Entisuoli su morfologie collinari e montane con pendii da lievi a forti, da profondi a molto profondi con tessitura franca e franco sabbiosa, con scheletro assente, calcarei, a drenaggio da normale a rapido. Alla classe N2 (permanentemente non adatta) appartengono: Inceptisuoli su morfologia collinare, con pendii da forti a ripidi, molto profondi a tessitura argillosa con piccole fasce di scivolamento lungo il profilo, con scheletro assente, subalcalini, percalcarei, con drenaggio da normale in superficie a molto lento in profondità.

La diversa risposta produttiva è da correlare alle differenti condizioni pedoclimatiche.

I dati termopluviometrici relativi al bosco di Mustigarufi, derivano dalla stazione di Mustigarufi (486 m s.l.m. con 10 anni di osservazione) e dalla stazione di Caltanissetta (570 m s.l.m. con 39 anni di osservazione). I dati relativi al bosco di Piazza Armerina derivano dalla stazione medesima (721 m s.l.m.) e considerano un periodo di 39 anni di osservazione.

Dall'elaborazione di questi dati si evincono i seguenti risultati:

*Stazione di Mustigarufi e di Caltanissetta*

- la temperatura media annua dell'aria è di 18,5 °C a Mustigarufi e 15,3 °C a Caltanissetta;
- la piovosità media annua è di 368 mm a Mustigarufi e 423 a Caltanissetta;
- la temperatura media annua del suolo è di 19,5 °C a Mustigarufi e di 16,3 a Caltanissetta;

- il regime di temperatura del suolo riscontrato è il Termico in entrambe le stazioni;
- dal valore dell'indice di umidità globale pari a -61 per la stazione di Mustigarufi e pari a -51,55 per la stazione di Caltanissetta, si evince che entrambe sono caratterizzate dal tipo climatico Semiarido ( $D = -66,0/-33,3$ );
- il valore dell'efficienza termica,  $PE = 956$  mm per la stazione di Mustigarufi e  $PE = 816$  per la stazione di Caltanissetta, [B3' ( $PE = 997-855$  mm)], mette in risalto l'appartenenza alla Varietà Climatica del Terzo mesotermico;
- l'ampiezza del periodo asciutto della sezione di controllo dell'umidità dei suoli di Mustigarufi, in funzione dell'AWC, è la seguente:
  - AWC 25 mm 262 giorni asciutti
  - AWC 50 mm 217 giorni asciutti
  - AWC 100 mm 190 giorni asciutti
  - AWC 200 mm 183 giorni asciutti
  - AWC 300 mm 183 giorni asciutti
- l'ampiezza del periodo asciutto della sezione di controllo dell'umidità dei suoli di Caltanissetta, in funzione dell'AWC, è la seguente:
  - AWC 25 mm 231 giorni asciutti
  - AWC 50 mm 170 giorni asciutti
  - AWC 100 mm 153 giorni asciutti
  - AWC 200 mm 129 giorni asciutti
  - AWC 300 mm 122 giorni asciutti
- il regime idrico individuato per tutte le classi di AWC è l'Aridico a Mustigarufi. Questo risultato è conseguente del periodo breve e siccitoso considerato. I dati di Caltanissetta mostrano un periodo asciutto molto lungo della sezione di controllo dell'umidità e nella realtà tale periodo è sicuramente più lungo per la presenza della salinità.

In questo ambiente i suoli rimangono asciutti per un lungo periodo durante l'anno e quindi si ha il blocco dell'attività vegetativa per carenza idrica.

#### *Stazione di Piazza Armerina*

- la temperatura media annua dell'aria è di 14,8 °C;
- la piovosità media annua è di 653 mm;
- la temperatura media annua del suolo è di 15,8 °C;
- il regime di temperatura del suolo riscontrato è il Termico;
- la stazione è caratterizzata dal tipo climatico da Subumido a Subarido ( $C1 = -33,3/0$ );
- il valore dell'efficienza termica, [B2' ( $PE = 855-712$  mm)], mette in risalto l'appartenenza alla Varietà Climatica del Secondo mesotermico;
- per i suoli aventi 25 mm di AWC con 189 giorni asciutti, il regime idrico riscontrato è l'intermedio Xerico-Torrico, mentre per tutti gli altri valori di AWC il regime idrico è lo Xerico.

Considerando la morfologia (pianalti con vallecicole) e l'altimetria > 750 m s.l.m. ci troviamo in un ambiente con regime idrico umido. In quest'area i suoli rimangono asciutti per un periodo < 45 giorni e quindi si ha attività fotosintetica per quasi tutto l'anno. Si può pertanto dedurre che l'ambiente è nettamente più umido rispetto a quello scaturito dall'indagine climatica effettuata. Infatti al di sopra dei 750-800 m, in funzione dei versanti, i suoli profondi (> 90 cm di profondità) hanno regime idrico Udico. Tale regime è in armonia con i processi pedogenetici che si osservano nella zona.

#### CONCLUSIONI

La coltivazione dell'eucalipto in Italia occupa circa 50.000 ha. Tale attività si è sviluppata nell'Italia meridionale e insulare soprattutto nell'arco di un ventennio (1950-1970) sotto la spinta di una politica forestale tendente ad attenuare gravi problemi sociali e, soprattutto, a limitare i disastrosi effetti di ricorrenti catastrofi naturali (Ciancio e Gemignani, 1979; Andreucetti, 1964; Bassi, 1956).

Le caratteristiche selvicolturali dell'*Eucalyptus camaldulensis* (elevata capacità di attecchimento, rapidità di accrescimento, l'assenza quasi assoluta di avversità biotiche) hanno dato molte speranze di buone produzioni legnose.

Purtroppo l'utilizzo di terreni con forti limitazioni all'uso agricolo e forestale e le tecniche di gestione del bosco applicate, hanno diminuito la loro risposta produttiva e quindi hanno deluso le aspettative.

I due terzi degli attuali eucalipteti forniscono mediamente produzioni comprese tra 3 e 5 mc/ha/anno e un terzo 6-7 mc/ha/anno (Ciancio *et al.*, 1981-1982).

Gli studi effettuati nelle due stazioni forniscono informazioni totalmente differenti per l'*Eucalyptus camaldulensis*. La produttività nei due ambienti risulta fortemente condizionata dalle qualità stazionali.

A Mustigarufi i suoli sono quasi sempre argillosi, in pendenza, subalcalini, calcarei e presentano una notevole salinità. Le precipitazioni sono scarse e le temperature elevate ed i suoli non vengono lisciviati. L'acqua di pioggia che arriva nel periodo invernale non riesce in alcuni casi a penetrare nel suolo. Infatti le pendenze elevate e la porosità molto bassa dell'orizzonte superficiale, dovuta anche al compattamento del suolo da parte degli animali al pascolo, provocano uno scorrimento superficiale delle acque che non vanno ad alimentare le falde ma vengono raccolte da rigagnoli e piccoli torrenti e convogliati nei fiumi. In questo modo, si hanno gravi stress idrici alle piante che non riescono a produrre grandi quantità di legname, tranne che per aree molto limitate, nelle zone pianeggianti e con presenza di falda idrica, dove la risposta produttiva è migliore con valori di accrescimento che superano i 5 mc/ha/anno. La temperatura invernale non scende al di sotto degli 8 °C circa, rappresenta una caratteristica positiva e la stasi vegetativa dell'*Eucalyptus camaldulensis* risulta ridotta.

Nelle aree Bellia e Portella Farina, i suoli sono molto profondi e pianeggianti, le precipitazioni sono abbondanti e le temperature miti. La copertura boscata attualmente esistente è molto fitta e ben sviluppata, la morfologia è pianeggiante nel settore sommitale ed è incisa da piccoli corsi d'acqua in cui si creano microclimi più umidi con minori oscillazioni termiche e con valori di temperatura primaverili-estivi più bassi rispetto a Mustigarufi. Le acque di precipitazioni si infiltrano totalmente in maniera rapida ed efficiente andando ad arricchire le falde sottosuperficiali e determinano lisciviazione dei carbonati che anche se notevolmente presenti nel substrato, sono assenti nella maggior parte dei suoli, migliorando le condizioni di abitabilità dell'*Eucalyptus camaldulensis*. I fenomeni di stress idrico sono limitati a poche zone con pendenze elevate, presenza di calcare attivo ed altimetricamente più basse (< 750 m s.l.m.).

L'acqua disponibile per le piante, presente in quasi tutto il periodo dell'anno, esalta le caratteristiche dell'*Eucalyptus camaldulensis* facendo registrare degli ottimi accrescimenti. La temperatura d'inverno, più bassa rispetto a Mustigarufi, può essere una limitazione perché può provocare danni da gelo o un allungamento del periodo di stasi vegetativa.

Tutti questi fattori giustificano la diversa produttività dei due ambienti.

Gli eucalipti pertanto, possono essere proficuamente diffusi come altre specie nelle aree ottimali per condizioni ecologiche, dove, se opportunamente coltivati, riescono a dare ottimi risultati.

#### BIBLIOGRAFIA

- Andreuccetti E. (1964): "Prime utilizzazioni di eucalitteti in Sicilia. Consistenza e produttività degli impianti". *Monti e Boschi*, n° 5, pp. 27-40.
- Bassi V. (1956): "Osservazioni e considerazioni sulla coltura dell'eucalitto in alcune zone dell'Italia Meridionale". *Monti e Boschi*, n° 10, pp. 445-457.
- Billaux P. (1978): "Estimation du 'regime hidrique' des sols au moyen des données climatiques. La méthode graphique: son utilisation dans le cadre de la Taxonomie Americaine des solos". *ORSTOM, ser. Pedol.*, Vol. XVI, n. 3, France, pp. 317-338.
- Ciancio O., Gemignani G., (1979): "Gli eucalitti in Italia". *Agricoltura e Ricerca*, vol. n° II (3), pp. 38-45.
- Ciancio O., Iovino F., Maetcke F., Menguzzato G. (1981): "Gli eucalitti in Sicilia: problemi tecnici ed economici". *Quaderni forestali*, n° 3, 157 p.
- Ciancio O., Mercurio R., Nocentini S., (1981-1982): "Le specie forestali esotiche nella selvicoltura italiana". *Ann. Ist. Sper. Selv.*, vol. n° 12-13, pp. 512-567.
- Giardini L. (1992): *Agronomia Generale*. Patron, Bologna, pp. 54-56.
- FAO (1976): *A framework for land evaluation*. FAO Soil Bulletin, n. 32, Roma, pp. 72.
- Fierotti G., Dazzi C., Raimondi S. (1989): "La valutazione delle terre ai fini agricoli: principi, metodi ed applicazioni". *Quaderni di agronomia*, n°12, pp. 7-13, 46-58.

- Fierotti G., Dazzi C., Raimondi S., Bellanca A., Monteleone S., Neri R., Pipitone G. (1995): *I suoli del complesso boscato "Mustigarufi" (Caltanissetta) e la loro adattabilità all'Eucalyptus camaldulensis*. Azienda Foreste Demaniali della Regione Siciliana, Palermo, pp. 142.
- Michieli I. (1993): *Trattato di Estimo*. Sesta edizione. Edagricole, Bologna, pp. 297-302.
- Raimondi S., Messineo E. (1991a): *Adattabilità dell'Eucalyptus camaldulensis a tre tipi pedologici nell'ambiente caldo-arido siciliano*, pp. 15.
- Raimondi S., Messineo E. (1991b): *Adattabilità dell'Eucalyptus occidentalis a diversi tipi pedologici nell'ambiente caldo-arido siciliano*, pp. 15.
- Raimondi S., Poma I., Frenda A.S. (1997): "Il pedoclima come fattore di sensibilità ambientale: esempio di metodologia applicata all'agro di Sparacia-Cammarata (AG)". *Rivista di Agronomia*, XXXI, n. 3, pp. 726-733.
- Soil Survey Staff (1999): *Soil Taxonomy. A basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys*. Second Edition. United States Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service. Agriculture Handbook N. 436, pp. 869.
- Thornthwaite C.W., Mather J.R. (1957): "Instructions and tables for computing potential evapotranspiration and the water balance". *Climatology*, X, 3. Centerton N.Y. USA, pp. 85.



Rendiconti

Accademia Nazionale delle Scienze detta dei XL

*Memorie di Scienze Fisiche e Naturali*

118° (2000), Vol. XXIV, pp. 401-407

F. FORNASIER<sup>1,3</sup> - P. MARTINIELLO<sup>2</sup> - C. MONDINI<sup>1</sup> - L. LEITA<sup>1</sup>

## **Studio sui rapporti tra attività enzimatica, carbonio organico e biomassa microbica come strumento per la comprensione della qualità del suolo \***

### INTRODUZIONE

Il suolo è un sistema fragile, seppur in minor misura di comparti ambientali quali aria ed acqua, per i quali, considerata la minore complessità strutturale, è possibile valutare più agevolmente lo status qualitativo in base all'adozione di standard di qualità ben definiti (Bandick e Dick, 1999).

Il suolo è una matrice complessa, per la cui caratterizzazione è necessario adottare invece una serie di parametri fisici, chimici e biologici.

La biomassa microbica, che rappresenta una frazione molto limitata (1-3%) della sostanza organica, presiede al riciclo dei nutrienti ed è un valido marker dello status biologico del suolo (Brookes, 1995). I parametri più comunemente usati a tale scopo risultano essere: la misura quantitativa della biomassa microbica ( $C_{mic}$ ), il rapporto  $C_{mic}/C_{org}$  organico del suolo ( $C_{mic}/C_{org}$ ) (Anderson e Domsch, 1989; Carter, 1991; Powlson *et al.*, 1987), la respirazione specifica o quoziente metabolico ( $qCO_2$ ) (Anderson e Domsch, 1990), l'attività enzimatica del suolo (Dick e Tabatabai, 1992). I primi due parametri sono sensibili indicatori del trend (aumento o calo) della sostanza organica del suolo mentre il terzo ( $qCO_2$ ) stima l'efficienza metabolica dei microrganismi. La quantificazione dell'attività enzimatica del suolo

<sup>1</sup> Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante, S.O.P. di Gorizia. Via Trieste 23, 34170 Gorizia. tel. 0481-522041. fax 0481-520208.

<sup>2</sup> Istituto Sperimentale per le Colture Foraggere, S.O.P. di Foggia, Via Napoli 52, 71100 Foggia. tel. e fax 0881-741632.

<sup>3</sup> Autore per la corrispondenza. e-mail: f.fornasier@isnp.it.

\* Relazione presentata al Convegno su "Indicatori per la qualità del suolo: prospettive ed applicabilità", Roma, 29 marzo 2000.

costituisce invece una stima dell'intensità dei processi che avvengono nel suolo (Dick, 1992, 1997). È improbabile che esista una semplice relazione tra un singolo parametro microbiologico e lo status biologico del suolo, a causa delle molte reazioni metaboliche mediate dai microrganismi e delle interazioni fra questi ultimi (Nannipieri *et al.*, 1997). Pertanto l'uso simultaneo di più parametri permetterebbe di non limitarsi solamente ad un elenco di caratteristiche, seppur importanti, ma di approfondire la comprensione delle dinamiche dei cambiamenti in atto nel suolo.

Anche se la determinazione di singole attività enzimatiche nel terreno può fornire elementi validi di valutazione, potrebbe essere tuttavia interessante potersi avvalere di indici che comprendano sia le misure microbiologiche (quantità e qualità del pool microbico) che biochimiche (attività enzimatiche).

L'obiettivo del presente lavoro è quello di valutare se, ed in che misura, la proposizione di alcuni indici basati sul rapporto tra attività enzimatica carbonio organico del suolo e carbonio della biomassa microbica possa rappresentare uno strumento valido per la comprensione delle modificazioni che avvengono nel suolo a livello biologico e biochimico, quando soggetto a differente gestione irrigua e colturale.

## MATERIALI E METODI

### *Suolo e trattamenti agronomici*

Presso l'azienda sperimentale "A. Menichella" dell'Istituto Sperimentale per le Colture Foraggere di Foggia è iniziata nel 1986 una prova di rotazione agronomica avente lo scopo di valutare la produttività e l'evoluzione della fertilità del suolo in tre diverse rotazioni colturali in condizioni sia irrigue che non irrigue.

Il clima è tipicamente mediterraneo, con temperature medie massime in agosto di 24,5°C e medie minime di 3,1°C in gennaio; l'evapotraspirazione potenziale media annua (evaporimetro classe A) è pari a 1790 mm e la piovosità media annua è di 515 mm, con massimi in dicembre e in giugno. Il terreno della prova è un Chromoxerert (Soil Survey Staff, 1975), le cui principali caratteristiche fisiche e chimiche sono riportate in tabella 1.

La prova agronomica prevedeva tre rotazioni: monosuccessione di frumento duro (*Triticum durum* Desf.) e due successioni sessennali che prevedevano tre anni di frumento duro seguito da tre anni di coltura prativa: in una di queste è previsto l'impiego di medica (*Medicago sativa* L.), nell'altra l'erbaio di orzo (*Hordeum vulgare* L.) consociato con trifoglio alessandrino (*Trifolium alexandrinum* L.). Lo schema sperimentale era a parcella suddivisa, con il fattore irrigazione in parcella principale e i trattamenti nelle parcelle secondarie. Ogni trattamento era replicato tre volte. Nella parte irrigua della prova l'acqua veniva somministrata al raggiungimento di 50 mm di deficit idrico, previa correzione per le piogge utili. La prova prevede inoltre la rimozione della paglia prodotta dal frumento, per cui gli apporti di materiale organico, in tutte le rotazioni, erano costituiti dalle sole radici e dalle stoppie, la cui altezza si riduce a pochissimi centimetri.

Tabella 1. *Principali caratteristiche chimiche e fisiche del terreno all'inizio della sperimentazione agronomica.*

SCHELETRO	ASSENTE
Sabbia (2-0.02 mm)	21%
Limo (0.02-0.002 mm)	43%
Argilla (<0.002 mm)	36%
pH (acqua)	8.2
Capacità scambio cationico	45.6 cmol kg <sup>-1</sup>
Carbonato totale (CaCO <sub>3</sub> )	8.9%
Sostanza organica	2.3%
Azoto totale	1.3‰
Fosforo assimilabile (Olsen)	17 mg kg <sup>-1</sup>
Potassio scambiabile	920 mg kg <sup>-1</sup>

#### *Campionamento e analisi effettuate*

I campioni di suolo per le analisi sono stati prelevati nel Febbraio 1997 a 10 anni dall'inizio della prova (5 subcampioni di suolo per ogni parcella, alla profondità di 0-25 cm) sia nella sezione in irriguo che in quella non irrigata. Nelle due rotazioni sessennali, il campionamento è stato effettuato nelle parcelle di frumento del primo anno e sulla coltura prativa del primo anno di entrambe al fine di valutare anche eventuali effetti della fase della rotazione. In totale sono state quindi campionate 30 parcelle. Il terreno è stato conservato a 4°C sino all'analisi, completata in 40 giorni dal prelievo.

Il carbonio organico (C<sub>org</sub>) è stato quantificato mediante combustione con analizzatore elementare Carlo Erba NA 1500, previa eliminazione dei carbonati mediante trattamento del terreno con HCl in capsula d'argento.

Le analisi biologiche hanno riguardato la quantificazione della biomassa microbica, della sua respirazione e di quattro attività enzimatiche. Per la loro determinazione, il terreno, conservato in frigorifero, è stato setacciato e portato ad un contenuto di acqua pari al 50% della capacità di campo, preincubato a 21°C per un totale di 12 giorni in contenitore chiuso assieme ad un bicchiere di acqua ed uno di NaOH. Dopo i primi 5 giorni, necessari per la stabilizzazione dell'attività respiratoria conseguente alla manipolazione del terreno, la soda è stata sostituita e il contenitore lasciato per i successivi 7 giorni nelle stesse condizioni; la respira-

zione è stata determinata mediante titolazione potenziometrica della  $\text{CO}_2$  catturata dalla soda. Il carbonio contenuto nella biomassa microbica ( $C_{\text{mic}}$ ) è stata determinato con il metodo della fumigazione-estrazione (Vance *et al.*, 1987) e successiva misura dell'azoto reattivo alla ninidrina (Joergensen e Brookes, 1990).

Le attività enzimatiche sono state determinate seguendo metodologie standardizzate. L'idrolisi del diacetato di fluoescina a fluoescina è stata determinata in tampone fosfato secondo il metodo di Schnürer e Rosswall (1982). Tale attività (esterasica) viene considerata essere un indice di "attività" globale della biomassa microbica del suolo, in quanto sono diversi gli enzimi che vi concorrono (Nannipieri *et al.*, 1997). L'attività fosfomonoesterasica neutra (pH 6.5) e alcalina (pH 11) sono state determinate in "tampone universale modificato" misurando l'idrolisi del paranitrofenilfosfato a paranitrofenolo secondo la metodologia riportata da Alef *et al.* (1995). L'attività arilsulfatasica è stata determinata misurando la formazione di paranitrofenolo dal paranitrofenilfosfato in tampone acetato 0.5M a pH 5.8, secondo la metodologia riportata da Alef e Nannipieri (1995).

#### *Analisi statistica*

Con i dati ottenuti dalle analisi sopra riportate si sono calcolati i seguenti rapporti: 1) rapporto tra  $C_{\text{mic}}$  e carbonio organico totale ( $C_{\text{mic}}/C_{\text{org}}$ ); 2) quoziente metabolico ( $q\text{CO}_2$ ), ovvero il rapporto tra la quantità di carbonio respirato dalla biomassa microbica nell'unità di tempo (1 ora) e la quantità di carbonio organico contenuto nella biomassa microbica; 3) rapporto tra attività enzimatica e il carbonio organico totale del suolo; 4) rapporto tra attività enzimatica e  $C_{\text{mic}}$ .

I dati, separati a seconda del regime irriguo, sono stati sottoposti ad analisi statistica mediante il test Student-Newman-Keuls (SNK) al fine di evidenziare differenze significative tra le varie rotazioni.

#### RISULTATI E DISCUSSIONE

I risultati ottenuti hanno mostrato, in prima istanza, una differente risposta dei parametri biologici nei due regimi idrici (tabella 2). L'elaborazione statistica dei dati ha posto infatti in evidenza come i parametri legati alla quantificazione ed alla attività respiratoria della biomassa microbica rappresentino un approccio valutativo interessante per la caratterizzazione del suolo in esame in condizioni non irrigue. Infatti l'efficienza metabolica, espressa come  $q\text{CO}_2$ , ha messo in rilievo, significative differenze nello status biologico del suolo in rapporto alla differente gestione colturale. I valori di  $q\text{CO}_2$  ottenuti sono paragonabili come valori assoluti a quelli più alti ottenuti da Anderson e Domsch (1990) e tendenzialmente inferiori nella media a quelli ottenuti da Giardini *et al.* (1999) in una prova di rotazione in Italia indicando che, nella sperimentazione condotta, la monosuccessione di frumento ha

Tabella 2. Quoziente metabolico, rapporto  $C_{mic}/C_{org}$  e rapporti tra attività enzimatica,  $C_{org}$  e  $C_{mic}$  nei diversi trattamenti.

TRATTAMENTI	$q_{CO_2} \times 10^4$ ugC-CO <sub>2</sub> ug <sup>-1</sup> C <sub>mic</sub> h <sup>-1</sup>	C <sub>mic</sub> /C <sub>org</sub>	attività enzimatica/C <sub>org</sub>				attività enzimatica/C <sub>mic</sub>			
			FDAH	neF μM g <sup>-1</sup> C <sub>org</sub>	alF	ariS	FDAH	neF pM μg <sup>-1</sup> B <sub>c</sub> h <sup>-1</sup>	alF	ariS
<b>NON IRRIGUO</b>										
Monosuccessione di frumento	12,03a	2.47ab	20.1a	124a	548a	126a	82a	503a	2228a	515a
Rotazione A										
<i>frumento (dopo medica)</i>	10,2bc	2.61a	21.8a	120a	562a	127a	84a	460a	2156a	487a
<i>medica (dopo frumento)</i>	9,6c	2.47ab	20.1a	109a	551a	119a	82a	444a	2236a	484a
Rotazione B										
<i>frumento (dopo trif.-orzo)</i>	11,3ab	2.21b	20.7a	101a	496b	105a	93a	457a	2254a	478a
<i>trifoglio-orzo (dopo frum.)</i>	11,3ab	2.43ab	24.4a	124a	557a	126a	100a	507a	2236a	525a
<b>IRRIGUO</b>										
Monosuccessione di frumento	11,4a	2.43a	20.5b	137b	510b	104c	84bc	573b	2112a	434b
Rotazione A										
<i>frumento (dopo medica)</i>	11,3a	2.47a	17.3b	180a	590a	130a	70c	729a	2375a	526a
<i>medica (dopo frumento)</i>	10,0a	2.61a	20.1b	172a	560ab	126a	77bc	657ab	2120a	483ab
Rotazione B										
<i>frumento (dopo trif.-orzo)</i>	11,2a	2.47a	23.2ab	164a	523b	116b	94b	664ab	2125a	471ab
<i>trifoglio-orzo (dopo frum.)</i>	11,4a	2.47a	28.1a	172a	553ab	116b	115a	704ab	2271a	474ab

Rotazione A: frumento-medica; Rotazione B: frumento-erbaio di orzo e trifoglio alessandrino.

FDAH: idrolisi del diacetato di fluorescina; neF: attività fosfomonoesterasica a pH 6.5; alF: attività fosfomonoesterasica a pH 11; ariS: attività arilsulfatasica.

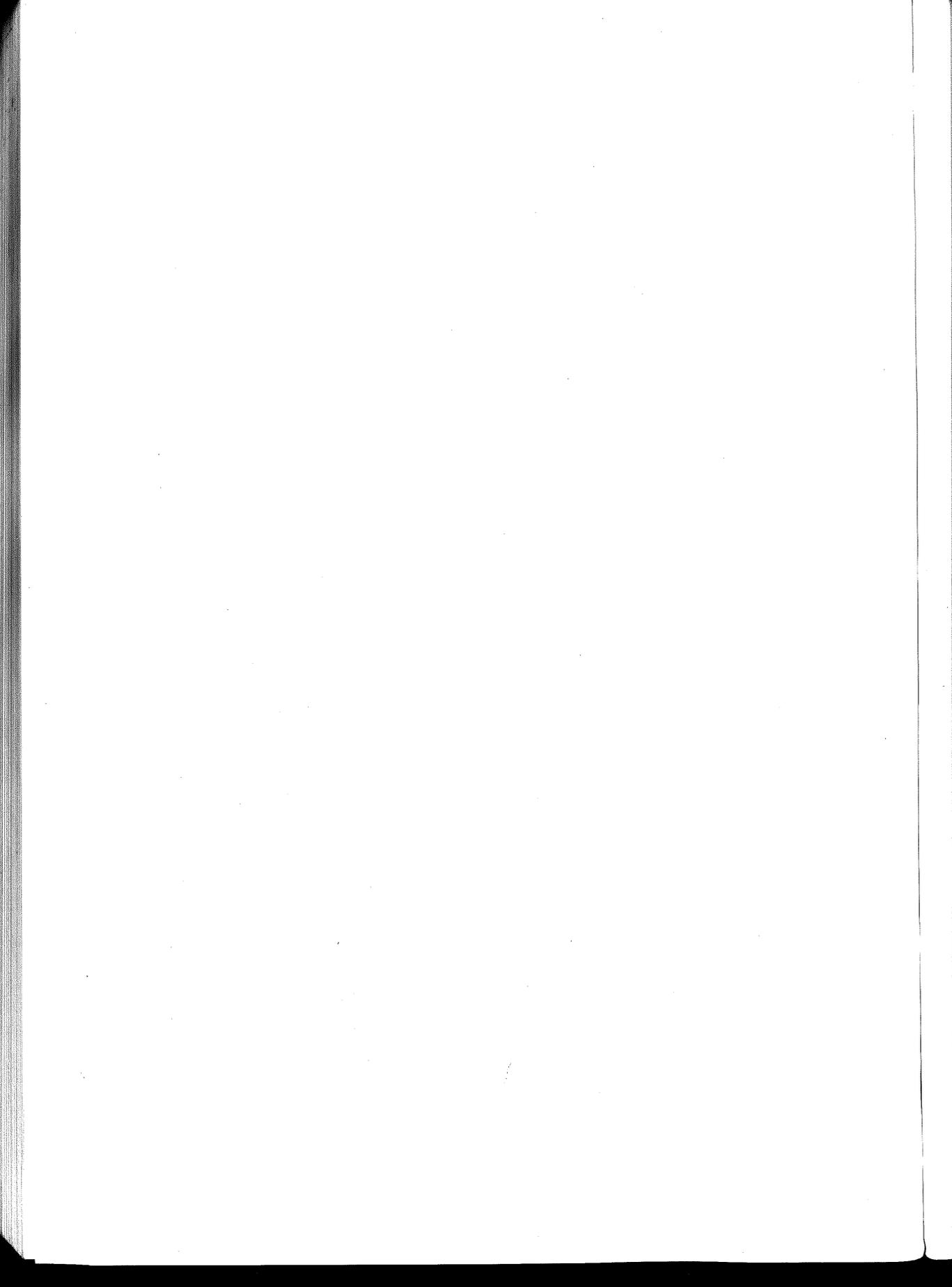
portato ad una minore efficienza metabolica rispetto alle rotazioni che includono una fase a coltura prativa. Sono state riscontrate minori, seppur significative variazioni del rapporto  $C_{mic}/C_{org}$ , mentre i valori dei rapporti tra attività enzimatiche  $C_{org}-C_{mic}$  risultavano praticamente costanti tra i diversi trattamenti.

Al contrario, in condizioni irrigue le differenze sono risultate statisticamente significative nella valutazione di rapporti che comprendono le attività enzimatiche. Il sistema irriguo non ha permesso infatti di evidenziare differenze per quanto riguarda la quantità e l'attività respiratoria del pool microbico del suolo soggetto a differente gestione culturale, mentre ha consentito di rilevare una maggior implicazione delle attività enzimatiche nella caratterizzazione delle diverse gestioni culturali.

#### BIBLIOGRAFIA

- Alef K., Nannipieri P. (1995): "Arylsulphatase activity". In: *Methods in applied soil microbiology and biochemistry*. K. Alef, P. Nannipieri Eds. Academic press, London, UK.
- Alef K., Nannipieri P., Trasar-Cepeda C. (1995): "Phosphatase activity". In: *Methods in applied soil microbiology and biochemistry*. K. Alef, P. Nannipieri Eds. Academic press, London, UK.
- Anderson T.H., Domsch K.H. (1989): "Ratios of microbial biomass carbon to total organic carbon in arable soils". *Soil Biol. Biochem.*, 21, 471-479.
- Anderson T.H., Domsch K.H. (1990): "Application of ecophysiological quotients (qCO<sub>2</sub> e qD) on microbial biomass from soils of different cropping histories". *Soil Biol. Biochem.*, 22, 251-255.
- Bandick A.K., Dick R.P. (1999): "Field management effects on soil enzyme activities". *Soil Biol. Biochem.*, 31, 1471-1479.
- Brookes P.C. (1995): "The use of microbial parameters in monitoring soil pollution by heavy metals". *Biol. Fertil. Soils*, 19, 269-279.
- Carter M.R. (1991): "The influence of tillage on the proportion of organic carbon and nitrogen in the microbial biomass of medium-textured soils in a humid climate". *Biol. Fertil. Soils*, 11, 135-139.
- Dick R.P. (1992): "A review: long-term effects of agricultural systems on soil biochemical and microbial parameters". *Agric. Ecosys. Environ.*, 40, 25-36.
- Dick R.P. (1997): "Soil enzyme activities as integrative indicators of soil health". In: Pankhurst C.E., Doube B.M., Gupta V.V.S.R. (coordinatori), *Biological Indicators of Soil Health*. CAB International, Wallingford, Regno Unito.
- Dick W.A., Tabatabai M.A. (1992): "Potential use of soil enzymes". In: Metting F.B. Jr. (coordinatore), *Soil Microbial Ecology: Applications in agricultural and environmental management*. pp. 95-127. Marcel Dekker, New York.
- Giardini L., Borin M., De Nobili M., Fornasier F. (1999): "Effetti della fertilizzazione organica e dell'avvicendamento delle colture sul contenuto di carbonio organico e sull'attività microbica del terreno". *Rivista di Agronomia*, 33, 141-146.
- Joergensen R.G., Brookes P.C. (1990): "Ninhydrin reactive nitrogen measurements of microbial biomass in 0.5M K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> extracts". *Soil Biol. Biochem.*, 22, 1023-1027.
- Nannipieri P., Badalucco L., Landi L., Pietramellara G. (1997): "Measurement in assessing the risk of chemicals to the soil ecosystem". In: J.T. Zelikoff (coordinatore), *Ecotoxicology: responses, biomarkers and risk assessment*, workshop della OECD. SOS Publications, Fair Haven, NJ, Stati Uniti d'America.

- Powlson D., Brookes P.C., Christensen B.T. (1987): "Measurement of soil microbial biomass provides an early indication of changes in total soil organic matter due to straw incorporation". *Soil Biol. Biochem.*, 19, 154-164.
- Schnürer J., Rosswall T. (1982): "Fluorescein diacetate hydrolysis as a measure of total microbial activity in soil and litter". *Appl. Environ. Microbiol.*, 43, 1256-1261.
- Soil Survey Staff (1975): *Soil taxonomy: a basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys*. USDA Handbook No. 436. US Government Printing Office, Washington, DC.
- Vance, Brookes P.C., Jenkinson D.S. (1987): "An extraction method for measuring microbial biomass C". *Soil Biol. Biochem.*, 19, 703-707.



## INDICE

SCARASCIA MUGNOZZA G.T. – Introduzione al Convegno . . . . .	Pag.	187
BENEDETTI A. e DE BERTOLDI S. – Qualità del suolo: criteri di definizione »		189
BROOKES P.C. – Changes in soil microbial properties as indicators of adverse effects of heavy metals . . . . .	»	205
PAGLIAI M. e VIGNOZZI N. – Il sistema dei pori quale indicatore delle qualità strutturali dei suoli . . . . .	»	229
LANDI L., RANELLA G. e NANNIPIERI P. – Indicatori chimici della qua- lità del suolo: il ruolo della sostanza organica . . . . .	»	239
NAPPI P. – Rappresentare la qualità del suolo mediante indicatori e indici: l'esperienza del Centro Tematico Nazionale, suolo e siti contaminati . . . . .	»	249
VIGNOZZI N. – Indicatori atti a quantificare alcuni dei principali aspetti di degradazione del suolo . . . . .	»	275
DELL'ABATE M.T. – La sostanza organica del suolo quale indicatore di qualità . . . . .	»	285
PINZARI F., TRINCHERA A. e BENEDETTI A. – Indicatori di qualità del suolo in ecosistemi mediterranei . . . . .	»	299
VIANELLO G. – Il condizionamento della qualità del suolo per fattori ambientali ed antropici . . . . .	»	309
ZACCHEO P., ASTORI C., ORFEO D., CRIPPA L. e GENEVINI P. – Verifica della qualità del suolo attraverso la risposta produttiva di bioin- dicatori vegetali . . . . .	»	321

BUSONI E. – Indicatori della qualità del suolo o indicatori delle qualità del suolo: un'analisi nell'ottica della Landscape Ecology . . . . .	Pag. 331
GARDI C. e PARISI V. – Confronto tra bioindicatori e parametri chimico-fisici nella valutazione della qualità di suoli soggetti a diverse forme d'uso . . . . .	» 341
MITCHELL J.P., MANCINELLI R., HARTZ T.K., PETTYGROVE G.S., HORWATH W.R., SCOW K.M. and MUNK D.S. – Evaluations of impacts of different management systems on soil quality in California's Central Valley (preliminary results) . . . . .	» 351
MONDINI C., TASSOTTI R. e LEITA L. – Influenza dello Zn nell'utilizzo di stereoisomeri dell'acido glutammico da parte della biomassa microbica del suolo . . . . .	» 363
RAIMONDI S. e DI LEO M. – Il regime di temperatura del suolo come qualità ambientale: esempio di applicazione ai territori di Gela e Floresta (Sicilia) . . . . .	» 371
RAIMONDI S. – La valutazione del surplus come qualità dei suoli negli ambienti aridi e semiaridi: esempio nell'agro di Gela (CL) . . . . .	» 381
RAIMONDI S., GAZZARA L. e LABRUZZO M. – La risposta produttiva dell' <i>Eucalyptus camaldulensis</i> in funzione della disponibilità idrica annuale in due ambienti dell'entroterra siciliano . . . . .	» 389
FORNASIER F., MARTINIELLO P., MONDINI C. e LEITA L. – Studio sui rapporti tra attività enzimatica, carbonio organico e biomassa microbica come strumento per la comprensione della qualità del suolo . . . . .	» 401

