



Bollettino

della Società Italiana della Scienza del Suolo

Volume 50, 2001

Lit. 40.000 / € 20,66

Atti del Convegno Nazionale

La scienza del suolo per l'ambiente

Ca' Dolfini/Auditorium S. Margherita - Venezia, 12-16 giugno 2000

a cura di Claudio Bini

Presentazione - <i>F. Mancini</i>	9
An overview of the phytoremediation techniques: towards feasibility - <i>Keller, C.</i>	11
Il laboratorio didattico sulla scienza del suolo: Risultati del primo quadriennio (1996-2000) di esperienze nella scuola elementare e media - <i>Calandra R., Ciappelloni R.</i>	13
Lo studio della porosità del suolo tramite l'analisi d'immagine: dalle indagini 2d alle prospettive 3d - <i>Mele G., Basile A., Terribile F.</i>	23
Effetti della somministrazione di biomasse di recupero sui caratteri fisico-strutturali e sul quoziente metabolico in un suolo coltivato a tessitura franco sabbiosa - <i>Pellegrini S., Vignozzi N., Pagliai M., Bragato G., Leita L.</i>	33
L'impedenza del suolo: un utile indicatore della qualità del suolo - <i>Castrignanò A., Maiorana M., Fornaro F.</i>	41
Applicazione della riflettanza bi-direzionale allo studio degli ossidi di ferro nelle Terre Rosse - <i>Colombo C., Leonè A.P., Terribile F.</i>	55
Uso di indici geochimici e mineralogici nello studio della pedogenesi in ambiente semi-arido - <i>Bonifacio E., Biasiol B., Santoni S., Zanini E.</i>	65
Effetti delle condizioni red-ox sulla sostanza organica del suolo, valutati mediante parametri di umificazione e focalizzazione isoelettrica - <i>Alianiello F., Baroccio F.</i>	73
Metalli pesanti nel suolo della pianura friulana - <i>Bruggianesi L., Barbieri S., Deluisa A., Zanolla S.</i>	81
Interazione di acidi umici con ossidi di ferro: Effetto sul rilascio di ferro - <i>Celi L., Piccaluga M., Ajmone Marsan F., Barberis E.</i>	87
Indagine sul contenuto di metalli pesanti in diversi suoli agrari nel Mezzogiorno d'Italia - <i>Lacertosa G., Montemurro F., De Mastro G., Montemurro N.</i>	93
Contenuto e distribuzione di metalli pesanti nei suoli agrari nell'area industriale di Melfi - <i>Montemurro N., Palma A., Pipino V., Tramutoli M., Lacertosa G.</i>	101
Il rame nel vigneto: accumulo nel suolo, nel vegetale e nel prodotto finale - <i>Rossi G., Felici B., Socciairelli S., Egger E., D'Arcangelo M.E.M., Figliolia A.</i>	107
Risposte biochimiche e molecolari della comunità microbica del suolo al trattamento di solarizzazione - <i>Gelsomino A., Badalucco L., Condello M., Cacco G.</i>	115
Analisi delle comunità microbiche in campioni di compost: effetto della diluizione degli estratti e della modalità di conservazione - <i>Mondini C., Leita L., Insam H.</i>	123
Effetto della fertilizzazione azotata sulla dinamica dei nitrati in un suolo franco coltivato a tabacco di tipo flue-cured - <i>Marchetti R., Castelli F., Gamba C., Spallacci P., Contillo R.</i>	131

continua in II di copertina

segue da I di copertina

Effetti sulle qualità funzionali del suolo in seguito all'adozione di tecniche biologiche o convenzionali per la conduzione del vigneto - Beni C., Di Dio C., Figliolia A., Servadio P., Marsili A., Egger E., D'arcangelo M.E.M.	141
Induzione di attività antimutagena in piantine di vicia faba cresciute su suoli trattati con fanghi di depurazione di acque civili e con compost da RSU. Nota prima - De Simone C., Figliolia A., D'Ambrosio C., Owczarek M., De Marco A., Ferrazza P., Beni C., Soldati P., Zoccano V.	149
Applicazione del sistema Arcview-Cropsyst nella valutazione della percolazione di acqua e della lisciviazione di nitrati - Francaviglia R., Donatelli M., Stöckle C., Marchetti A.	157
Influenza del manto nevoso sulla dinamica dell'azoto in suoli alpini: simulazioni in laboratorio - Freppaz M., Edwards A.C., Williams B.L., Scalenghe R., Zanini E.	165
Influenza del tipo di lavorazione sulla dinamica stagionale e sulla lisciviazione invernale dei nitrati in vari ordinamenti colturali - Papini R., Panichi A., Piovanelli C., Brandi G., Montagna G.	173
Modificazioni indotte da diverse lavorazioni su alcune attività biochimiche del suolo e sull'indice penetrometrico in parcelle coltivate a mais continuo - Gamba C., Pellegrini S., Piovanelli C., Vignozzi N.	185
Modificazioni indotte da diversi tipi di lavorazione su alcune caratteristiche chimiche di un suolo Typic xerofluvents - Mazzoncini M., Bonari E., Risaliti R., Piccotino D., Pezzarossa B.	193
Sistemi colturali compatibili con le esigenze di tutela dell'ambiente in aree protette - Silvestri N., Coli A., Risaliti R., Giranni M., Pampana S.	203
Effetto della somministrazione di reflui zootecnici sul livello di fosforo assimilabile del suolo e sulla perdita potenziale di P nel runoff - Indiatì R., Figliolia A., Ceteroni L.	215
Analisi delle potenzialità di innesco di matrici agroindustriali nella produzione di compost di qualità - Pinzari F., Tittarelli F., Benedetti A., Insam H.	221
Influenza di differenti gestioni del suolo sulla perdita di nutrienti e sulla produzione di un uliveto in ambiente collinare dell'Italia meridionale - Raglione M., Toscano P., Lorenzoni P., Angelini R., Briccoli-Bati C., Spadoni M., De Simone C.	229
Metodologia di rilievo di un indicatore di stato di <i>tillage erosion</i> basata sull'aero-fotogrammetria di precisione - Bazzoffi P.	239
Le lineeazioni nell'analisi integrata del paesaggio: loro relazioni con forme di degradazione del suolo - Busoni E., Colica A.	251
La banca dati delle regioni pedologiche italiane - G. Righini, Costantini E.A.C., Sulli L.	261
La carta dei suoli del bacino scolante in laguna di Venezia - P. Giandon, Ragazzi F., Vinci I., Fantinato L., Garlato A., Mozzi P., Bozzo G.P.	273
La valutazione semi-quantitativa dell'attitudine dei suoli per <i>L'eucalyptus camaldulensis</i> e dell' <i>e. Globulus</i> nelle aree Bellia e Portella Farina del complesso boscato "Piazza Armerina" (EN) - Raimondi S., Gazzara L., Labruzzo M.	281
Prime osservazioni su una toposequenza in ambiente granitico della Sardegna settentrionale e rapporti con la vegetazione - Spano M., Mulè P., Madrau S., Baldaccini P.	289
Il suolo nello studio ambientale del passato: un caso sull'altopiano della Sila (Calabria) - Dimase A.C., Bonazzi A., Iovino F.	301
Metal contamination of soils and vegetation by mining activities in South America - Bech J., Poschenrieder Ch., Barceló J., Tonon L., Gonzalez I., Fenés E.	313
Test di eluizione applicati ad un suolo trattato con compost di qualità e da RSU - Beccaloni E., Borrello P., Stacul E., Musmecci L.	321
Monitoraggio ambientale attraverso l'analisi dell'inquinamento del suolo in aree circostanti inceneritori di R.S.U. e R.O.T. - Bernasconi M.G., Calandra R., Ciaravolo P., Leccese A., Tortoreto G.	329
Distribuzione di metalli pesanti e radionuclidi in suoli e muschi di un'area di discarica dell'Appennino Reggiano - Cenci R.M., D'Alessandro M., Leva F., Dapiaggi M., Bergonzoni M., Meglioli E., Geronimi A., D'Alberti F., P. Barbero, Cazzaniga R.	333
Valutazione dell'impatto del traffico aereo su suoli agrari e colture nelle adiacenze aeroportuali: indagine su carota - Di Dio C., Felici B., Aromolo R., Beni C., Figliolia A.	341
Impatto ambientale in alcune aree minerarie a solfuri dismesse della Toscana - Mascaro I., Benvenuti M., Bini C., Corsini F., Costagliola P., Lattanzi P., Tanelli G., Vaselli O.	349
La strategia dei carichi critici nello studio della vulnerabilità del territorio - Morselli L., Brusori B., Cecchini M., Olivieri P., Francaviglia R., Aromolo R., Gataleta L.	359

Delia Tusa

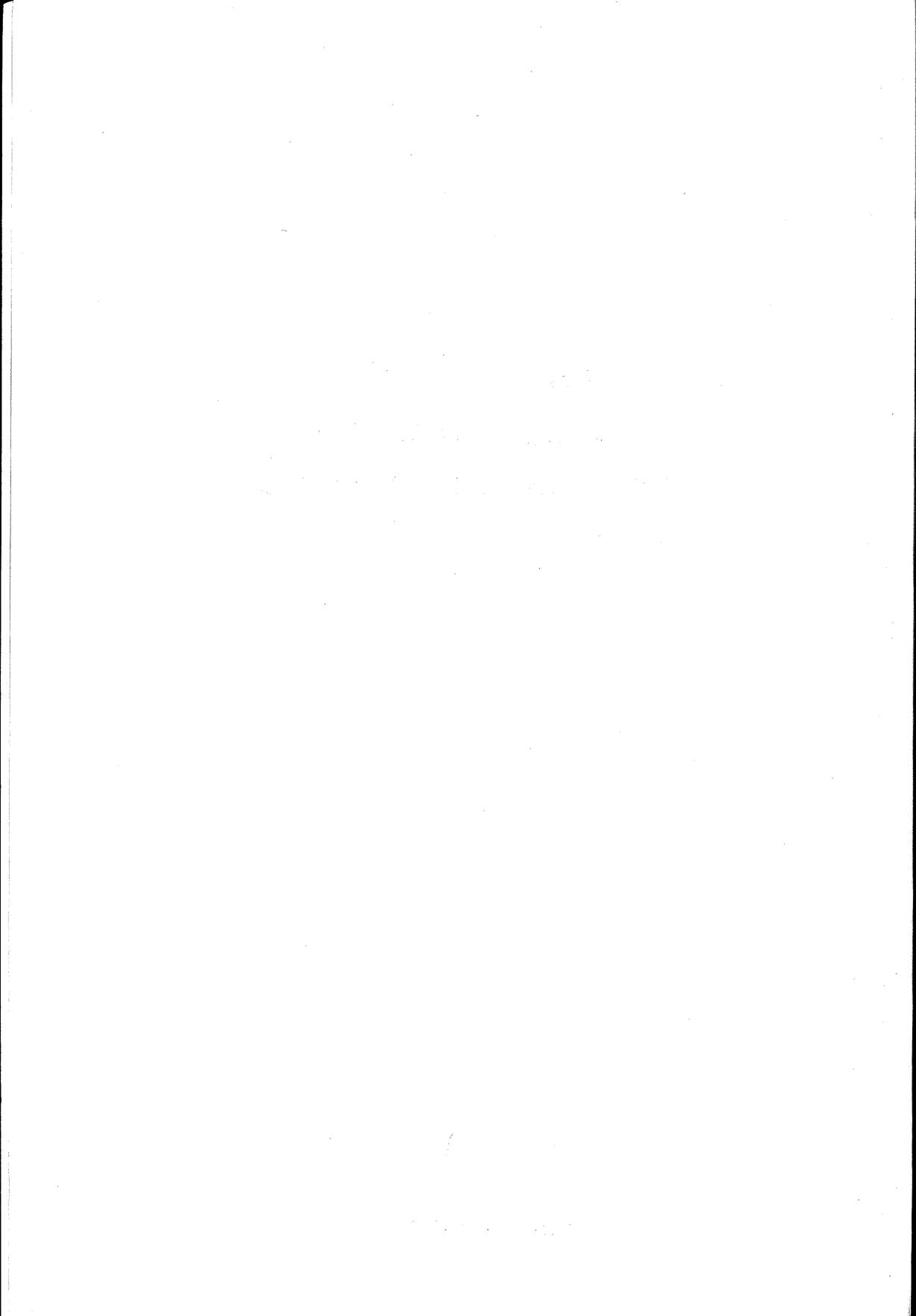


Bollettino

della Società Italiana della Scienza del Suolo

Supplemento al volume 50

Numero speciale 2001





UNIVERSITÀ CA' FOSCARI VENEZIA
Dipartimento di Scienze Ambientali

ATTI DEL CONVEGNO NAZIONALE

La scienza del suolo per l'ambiente

Ca' Dolfin/Auditorium S. Margherita
Venezia, 12-16 Giugno 2000

A cura di Claudio Bini

Comitato Editoriale

Franco Baldi, *Venezia*
Ermanno Busoni, *Firenze*
Edoardo Costantini, *Firenze*
Liviana Leita, *Gorizia*
Laura Menegazzo, *Venezia*
Paolo Nannipieri, *Firenze*
Marcello Pagliai, *Firenze*
Bruno Pavoni, *Venezia*
Franco Previtali, *Milano*
Fiorenzo Ugolini, *Firenze*
Camillo Zanchi, *Firenze*
Ermanno Zanini, *Torino*
Gianmaria Zuppi, *Venezia*

INDICE

Presentazione <i>Fiorenzo Mancini</i>	9
An overview of the phytoremediation techniques: towards feasibility <i>Keller, C.</i>	11
Il laboratorio didattico sulla scienza del suolo: Risultati del primo quadriennio (1996-2000) di esperienze nella scuola elementare e media <i>Calandra R., Ciappelloni R.</i>	13
I SESSIONE: ASPETTI FISICI E CHIMICI DEI SUOLI	
Lo studio della porosità del suolo tramite l'analisi d'immagine: dalle indagini 2d alle prospettive 3d <i>Mele G., Basile A., Terribile F.</i>	23
Effetti della somministrazione di biomasse di recupero sui caratteri fisico-strutturali e sul quoziente metabolico in un suolo coltivato a tessitura franco sabbiosa <i>Pellegrini S., Vignozzi N., Pagliai M., Bragato G., Leita L.</i>	33
L'impedenza del suolo: un utile indicatore della qualità del suolo <i>Castrignanò A., Maiorana M., Fornaro F.</i>	41
Applicazione della riflettanza bi-direzionale allo studio degli ossidi di ferro nelle Terre Rosse <i>Colombo C., Leone A.P., Terribile F.</i>	55
Uso di indici geochimici e mineralogici nello studio della pedogenesi in ambiente semi-arido <i>Bonifacio E., Biasiol B., Santoni S., Zanini E.</i>	65
Effetti delle condizioni red-ox sulla sostanza organica del suolo, valutati mediante parametri di umificazione e focalizzazione isoelettrica <i>Alianiello F., Baroccio F.</i>	73
Metalli pesanti nel suolo della pianura friulana <i>Bruggianesi L., Barbieri S., Deluisa A., Zanolla S.</i>	81

Interazione di acidi umici con ossidi di ferro: Effetto sul rilascio di ferro
Celi L., Piccaluga M., Ajmone Marsan F., Barberis E. 87

Indagine sul contenuto di metalli pesanti in diversi suoli agrari nel Mezzogiorno d'Italia
Lacertosa G., Montemurro F., De Mastro G., Montemurro N. 93

Contenuto e distribuzione di metalli pesanti nei suoli agrari nell'area industriale di Melfi
Montemurro N., Palma A., Pipino V., Tramutoli M., Lacertosa G. 101

Il rame nel vigneto: accumulo nel suolo, nel vegetale e nel prodotto finale
Rossi G., Felici B., Socciarelli S., Egger E., D'Arcangelo M.E.M., Figliolia A. 107

II SESSIONE: COMPORTAMENTO DEL SUOLO E PRATICHE AGRONOMICHE

Risposte biochimiche e molecolari della comunità microbica del suolo al trattamento di solarizzazione
Gelsomino A., Badalucco L., Condello M., Cacco G. 115

Analisi delle comunità microbiche in campioni di compost: effetto della diluizione degli estratti e della modalità di conservazione
Mondini C., Leita L., Insam H. 123

Effetto della fertilizzazione azotata sulla dinamica dei nitrati in un suolo franco coltivato a tabacco di tipo *flue-cured*
Marchetti R., Castelli F., Gamba C., Spallacci P., Contillo R. 131

Effetti sulle qualità funzionali del suolo in seguito all'adozione di tecniche biologiche o convenzionali per la conduzione del vigneto
Beni C., Di Dio C., Figliolia A., Servadio P., Marsili A., Egger E., D'Arcangelo M.E.M. 141

Induzione di attività antimutagena in piantine di *Vicia faba* cresciute su suoli trattati con fanghi di depurazione di acque civili e con compost da RSU. Nota prima
De Simone C., Figliolia A., D'Ambrosio C., Owczarek M., De Marco A., Ferrazza P., Beni C., Soldati P., Zoccano V. 149

Applicazione del sistema Arcview-Cropsyst nella valutazione della percolazione di acqua e della lisciviazione di nitrati
Francaviglia R., Donatelli M., Stöckle C., Marchetti A. 157

Influenza del manto nevoso sulla dinamica dell'azoto in suoli alpini: simulazioni in laboratorio
Freppez M., Edwards A.C., Williams B.L., Scalenghe R., Zanini E. 165

Influenza del tipo di lavorazione sulla dinamica stagionale e sulla lisciviazione invernale dei nitrati in vari ordinamenti colturali <i>Papini R., Panichi A., Piovanelli C., Brandi G., Montagna G.</i>	173
Modificazioni indotte da diverse lavorazioni su alcune attività biochimiche del suolo e sull'indice penetrometrico in parcelle coltivate a mais continuo <i>Gamba C., Pellegrini S., Piovanelli C., Vignozzi N.</i>	185
Modificazioni indotte da diversi tipi di lavorazione su alcune caratteristiche chimiche di un suolo Typic xerofluvents <i>Mazzoncini M., Bonari E., Risaliti R., Piccotino D., Pezzarossa B.</i>	193
Sistemi colturali compatibili con le esigenze di tutela dell'ambiente in aree protette <i>Silvestri N., Coli A., Risaliti R., Ginanni M., Pampana S.</i>	203
Effetto della somministrazione di reflui zootecnici sul livello di fosforo assimilabile del suolo e sulla perdita potenziale di P nel runoff <i>Indiati R., Figliolia A., Ceteroni L.</i>	215
Analisi delle potenzialità di innesco di matrici agroindustriali nella produzione di compost di qualità <i>Pinzari F., Tittarelli F., Benedetti A., Insam H.</i>	221
Influenza di differenti gestioni del suolo sulla perdita di nutrienti e sulla produzione di un uliveto in ambiente collinare dell'Italia meridionale <i>Raglione M., Toscano P., Lorenzoni P., Angelini R., Briccoli-Bati C., Spadoni M., De Simone C.</i>	229
III SESSIONE: SISTEMI GEOMORFOLOGICI E S.I.T.	
Metodologia di rilievo di un indicatore di stato di tillage erosion basata sull'aero-fotogrammetria di precisione <i>Bazzoffi P.</i>	239
Le lineeazioni nell'analisi integrata del paesaggio: loro relazioni con forme di degradazione del suolo <i>Busoni E., Colica A.</i>	251
La banca dati delle regioni pedologiche italiane <i>G. Righini, Costantini E.A.C., Sulli L.</i>	261
La carta dei suoli del bacino scolante in laguna di Venezia <i>P. Giandon, Ragazzi F., Vinci I., Fantinato L., Garlato A., Mozzi P., Bozzo G.P.</i>	273

La valutazione semi-quantitativa dell'attitudine dei suoli per l'*Eucalyptus camaldulensis* e dell'*E. globulus* nelle aree Bellia e Portella Farina del complesso boscato "Piazza Armerina" (EN)
Raimondi S., Gazzara L., Labruzzo M. 281

Prime osservazioni su una toposequenza in ambiente granitico della Sardegna settentrionale e rapporti con la vegetazione
Spano M., Mulè P., Madrau S., Baldaccini P. 289

Il suolo nello studio ambientale del passato: un caso sull'altopiano della Sila (Calabria)
Dimase A.C., Bonazzi A., Iovino F. 301

IV SESSIONE: SUOLO E AMBIENTE

Metal contamination of soils and vegetation by mining activities in South America
Bech J., Poschenrieder Ch., Barceló J., Tonon L., Gonzalez I., Fenés E. 313

Test di eluizione applicati ad un suolo trattato con compost di qualità e da RSU
Beccaloni E., Borrello P., Stacul E., Musmeci L. 321

Monitoraggio ambientale attraverso l'analisi dell'inquinamento del suolo in aree circostanti inceneritori di R.S.U. e R.O.T.
Bernasconi M.G., Calandra R., Ciaravolo P., Leccese A., Tortoreto G. 329

Distribuzione di metalli pesanti e radionuclidi in suoli e muschi di un'area di discarica dell'Appennino Reggiano
Cenci R.M., D'Alessandro M., Leva F., Dapiaggi M., Bergonzoni M., Meglioli E., Geronimi A., D'Alberti F., Barbero P., Cazzaniga R. 333

Valutazione dell'impatto del traffico aereo su suoli agrari e colture nelle adiacenze aeroportuali: indagine su carota
Di Dio C., Felici B., Aromolo R., Beni C., Figliolia A. 341

Impatto ambientale in alcune aree minerarie a solfuri dismesse della Toscana
Mascaro I., Benvenuti M., Bini C., Corsini F., Costagliola P., Lattanzi P., Tanelli G., Vaselli O. 349

La strategia dei carichi critici nello studio della vulnerabilità del territorio
Morselli L., Brusori B., Cecchini M., Olivieri P., Francaviglia R., Aromolo R., Gataleta L. 359

PRESENTAZIONE

Gli studiosi italiani di scienza del suolo si sono riuniti quest'anno a Venezia, per la prima volta nella storia ormai cinquantennale della Società Italiana della Scienza del Suolo, per portare ulteriori contributi di conoscenze a uno dei fondamentali componenti del complesso sistema "ambiente", nella sede accademica che ha visto aprirsi oltre dieci anni fa, primo in Italia, il nuovo corso di laurea in Scienze Ambientali.

Questo volume, che comprende ben quaranta contributi scientifici distribuiti fra le varie sessioni in cui si è articolato il convegno *La Scienza del Suolo per l'Ambiente*, dimostra che un altro passo in avanti è stato fatto, ed è un passo gagliardo, per la diffusione della cultura del suolo nel nostro Paese. Prova ne sia che, tra i patrocinatori e finanziatori - oggi si dice *sponsor* - del convegno di Venezia troviamo, oltre alle Istituzioni accademiche e scientifiche direttamente o indirettamente coinvolte (Università, SISS, Osservatorio Pedologico, ISNP), anche Enti Pubblici particolarmente sensibili alle problematiche pedoambientali (ARPAV, Provincia di Venezia, Ente di Sviluppo Agricolo, Consorzio Vini DOC Colli Euganei), ma anche Enti apparentemente lontani dalle nostre problematiche, eppure attratti dal tema accattivante del convegno: Consorzio Venezia Nuova, Fondazione CARIVE, Fondazione Mattei. Tutti o quasi sono oramai convinti che il suolo è una delicata risorsa che si deve guardare con molta attenzione e gestire con somma cura. Non è facile tuttavia trovare i mezzi per studiarlo bene, spazi per i giovani, continuità di interesse da parte di chi ci governa.

Certo i nostri risultati non fanno colpo alla televisione, non costituiscono notizie scoppietanti che suscitano scalpore, vivaci discussioni, forti contrasti, come i mutamenti climatici, la "mucca pazza" o gli OGM. Eppure è col seguire degli anni che si constatano i grandi cambiamenti. L'erosione procede vivace o rallenta quasi cessando, la fertilità diminuisce per fenomeno naturale o per inquinamento, o a cura dell'uomo cresce, e così via.

E' l'osservazione continua, il controllo attento che ci consentono di capire tanti fenomeni. Questo si era già compreso dall'antichità. Pensate quanta saggezza c'è nell'antico detto *Gutta cavat lapidem non vi sed saepe cadendo*. Si era appieno afferrato che persino la pietra con l'andar del tempo poteva essere scavata: figuriamoci il suolo, sottile lembo della superficie, quanto può modificarsi per l'incuria, o per l'opera dell'uomo.

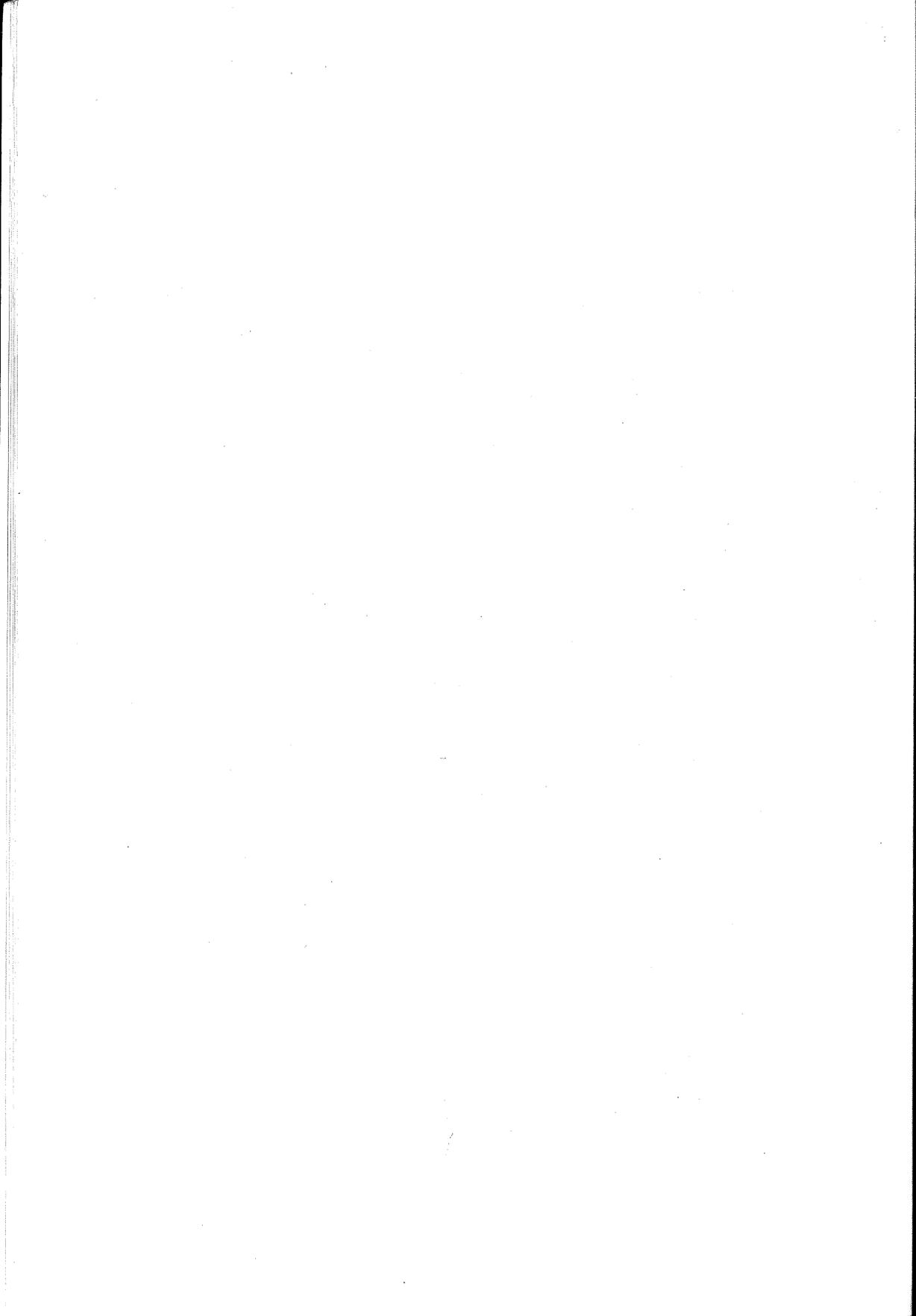
Dobbiamo tutti essere molto riconoscenti a Claudio Bini per aver pensato e realizzato queste giornate interessanti ed intense. Non è certo facile mettere insieme un intreccio complesso di sedute, esposizioni di poster, escursioni con mezzi certo non molto grandi. La pubblicazione di questo volume è una ulteriore dimostrazione dell'impegno di Bini e dei suoi bravi collaboratori.

La nostra gratitudine va anche all'Università di Venezia nonché alla facoltà di Scienze Ambientali il cui Preside Ghetti merita un vivo speciale ringraziamento.

Sono state giornate piacevoli, serene, ricche d'insegnamenti.

La nostra riconoscenza è viva, affettuosa, unita alla certezza che Venezia nei prossimi anni sarà sempre più un sicuro punto di riferimento per la scienza del suolo italiana sia per la sua attività scientifica che per l'intenso impegno didattico.


Prof. Fiorenzo Mancini
Firenze, dicembre 2000



AN OVERVIEW OF THE PHYTOREMEDIATION TECHNIQUES: TOWARDS FEASIBILITY

Catherine Keller

Swiss Federal Institute of Technology, Ecotechnique and Sanitary Engineering, Ecublens, 1015 Lausanne, Switzerland

Plants can be used as a low cost-low impact alternative to decontaminate or render innocuous organic or inorganic contaminants from water or soils. It includes a variety of pollutants ranging from metals to organic agents. Phytoremediation includes two main approaches which are: phytodecontamination and phytostabilisation (Cunningham *et al.*, 1996). The processes involved in these approaches allow distinction between:

- Phytoextraction (including rhizofiltration) = extraction of contaminants from the soil or water and their accumulation in plant tissues
- Phytotransformation = the degradation of soil and water contaminants through plant metabolism
- Phytostimulation = stimulation of microbial and fungal degradation in the root zone, a technique also referred to as plant-assisted bioremediation
- Phytovolatilisation = extraction of contaminant from the soil and conversion and release of the volatile forms (possible only for organics or inorganics like As, Se and Hg) by the plant shoots. It involves probably also rhizospheric micro-organisms
- Use of constructed wetlands for waste water treatment
- Phytostabilisation = a) the restriction of mobility of contaminants through adsorption and precipitation in the rhizosphere, b) the reduction of erosion of contaminants by wind or water, and of their entry into the food chain through soil covering (vegetative caps) and increase of evaporation. Hydraulic barriers are a specific case of stabilisation that implies the use of plants with high evapo-transpiration rates in order to create an hydraulic discontinuity.

Although occurring naturally, these processes can be enhanced with additives such as: a) fertilisers which optimise the plant growth conditions (*all techniques*); b) heavy metal mobilisers: such as chelating agents (EDTA, NTA, citric acid) or soil acidifiers (elemental sulphur, acids) which increase heavy metal mobility in soil and thus their plant bioavailability (Blaylock *et al.*, 1997). Herbicides are sometimes added to decrease plant "defense" against heavy metals (*assisted phytoextraction*); c) heavy metal immobilisers such as organic matter, alumino-silicates, calcium carbonate etc... which bind heavy metals or increase pH and thus render them insoluble (*phytostabilisation*) (Vangronsveld *et al.* 1995, 1996); d) micro-organisms to stimulate the indigenous populations (*phytostimulation, phytovolatilisation?*).

Different plants can be used. These plants have always to be tolerant to the contaminant and adapted to the local conditions. However, depending on the technique to be used, and the type and amount of contaminant, the plant characteristics important for phytoremediation are the biomass, contaminant concentrations in tissues, the growth rate and the agronomic characteristics.

For example in the case of phytoextraction of heavy metals two types of plants can be used:

- so called hyperaccumulator plants with exceptional metal-accumulating capacity

but usually low biomass. They are wild plants with unknown growth requirements. The term "hyperaccumulator" is used for plants with, for example, more than 1% Zn, Ni or 0.1% Cd in dry matter.

- high biomass crops (Indian mustard, maize, tobacco, willows, sunflower ...) with optimised cultivation practices but low metal concentrations. In this case, additives are very often used.

The technology of phytoremediation has a number of advantages such as being:

- a passive in situ method utilising solar radiation as source of energy
- applicable to a large surface
- interesting for surfaces with shallow and reduced contamination
- compatible to the natural environmental conditions
- in line with the idea of preserving and restauring the natural soil conditions
- faster than natural attenuation
- demanding a relatively low budget
- acceptable to the public.

However, the production of secondary waste, i.e. the biomass harvested, even if comparatively reduced in comparison to other techniques, may be considered as a disadvantage: although the biomass produced can be utilised as energy source in a waste incineration plant, or as composting material, the contaminants accumulated in the plant such as heavy metals limit their utilisation. Technically however, it is also possible to recycle the metals that would bring additional value to the final waste.

Disadvantages are:

- the long treatment time required (more than one planting period and up to many years)
- the depth limitation (about one meter, although deep-rooted trees such as poplars may reach greater depth)
- the fact that the contaminants accumulated in the plant may enter the food chain via animals (especially insects) that feed on them
- climatic conditions that influence the growth rate of the plant
- the possible requirement of soil amendments or additives to facilitate plant uptake or degradation.

Some aspects of phytoremediation, like constructed wastelands, have been known for many years already, however other techniques, like phytoextraction or phytovolatilisation, are still at an early stage of development. For the later, even if some commercial applications have already been claimed, optimisation requires to work on many aspects related to the plant-soil-water system to be decontaminated, because the processes involved are complex and most of them are still not known. In this presentation, the different aspects of phytoremediation techniques will be presented including the latest developments and the applicability of these techniques will be discussed.

Literature

- Blaylock M.J., Salt D.E., Dushenkov S., Zakharova O., Gussman C., Kapulnik Y., Ensley B.D., Raskin I. (1997). *Enhanced accumulation of Pb in indian mustard by soil-applied chelating agents*.
- Cunningham, S.D. Anderson, T.A., Schwab, A.P., Hsu F.C. (1996). *Phytoremediation of soils contaminated with organic pollutants*. *Advances in Agronomy*, 56:55-95.
- Vangronsveld J., Van Assche F., Clijsters H. (1995). *Reclamation of a bare industrial area contaminated by non-ferrous metals: in situ metal immobilization and revegetation*. *Environ. Pollut.* 87:51-59.
- Vangronsveld J., Colpaert J., Van Tichelen K. (1996). *Reclamation of a bare industrial area contaminated by non-ferrous metals: physico-chemical and biological evaluation of the durability of soil treatment and revegetation*. *Environ. Pollut.* 94:131-140.

IL LABORATORIO DIDATTICO SULLA SCIENZA DEL SUOLO: RISULTATI DEL PRIMO QUADRIENNIO (1996-2000) DI ESPERIENZE NELLA SCUOLA ELEMENTARE E MEDIA

R. Calandra¹, R. Ciappelloni

¹Dip. Scienze Agroambientali e della Produzione Vegetale - Sez. Geopedologia, Università di Perugia - Italia
Borgo XX Giugno, 74 - 06121 Perugia, geoped_unipg@libero.it

Abstract

We present a report on the didactic activity carried out by Institute of Pedology - University of Perugia - from 1996 to today in primary and secondary school in Perugia. The program for the immediate future is discussed also.
Keywords: Didactic, Soil Science, Hypertext, World Wide Web.

Riassunto

Si riferisce su una serie di esperimenti didattici inerenti la Scienza del Suolo, condotti nel periodo settembre 1996-maggio 2000, coinvolgendo da un lato docenti dell'Istituto di Pedologia dell'Università di Perugia e dall'altro discenti e docenti di varie scuole del capoluogo umbro. Le esperienze hanno interessato direttamente, con attività seminariali ed esercitative studenti delle scuole elementari, della scuola media, di Istituti Tecnici e di Licei Scientifici.

Introduzione

Lo scopo delle nostre attività, è stato da un lato quello di rendere coscienti i ragazzi dell'importanza del suolo e della sua conservazione, dall'altro quello di far sperimentare ad essi le possibilità di descrivere la realtà tramite i simbolismi e le regole della rappresentazione cartografica, nonché di creare ipertesti interattivi.

Il lavoro svolto voleva evidenziare, da un lato il livello di consapevolezza dell'importanza e del ruolo del suolo nell'ecosistema naturale ed antropizzato, oltre che dell'ignoranza dei processi alla base della sua genesi e trasformazione (soprattutto in relazione ai problemi legati al suo degrado accelerato) (AA.VV. 1994.; Calandra R. Ciappelloni R., 1993; Ciappelloni R., Poletti A., 1994; Millford M. H., Dettling J. M., 1994). Si è voluto anche valutare l'interesse ed il grado di partecipazione dei giovani studenti alle esperienze proposte.

Materiali e metodi

Nell'ambito del lavoro svolto presso le scuole elementari, le attività del Laboratorio sono state precedute dal coinvolgimento delle famiglie tramite la distribuzione di un questionario con lo scopo di verificare le conoscenze di base di biologia ed ecologia del suolo a cui il bambino è esposto nell'ambito familiare.

Successivamente, gli allievi delle scuole elementari di Montegrillo e di S. Marco (PG), sono stati impegnati (Montessori M., 1992) in attività semplificate di laboratorio (valutazio-

ne del colore, della presenza di carbonati, della tessitura con sistemi empirici), rilievi in campo (descrizione della "stazione" ed esame del profilo), elaborazione di documenti cartografici (carta dell'erosione potenziale e della capacità d'uso), nella redazione di posters sulle esperienze effettuate, realizzazione di semplici pagine Web ed in una "drammatizzazione", consistente nella elaborazione ed esecuzione di un breve spettacolo, che ha fornito elementi per trasformare in esperienza corporea gli eventi fondamentali del ciclo pedogenetico, dalla orizonazione alla degradazione per erosione accelerata.

Per ciò che riguarda le scuole Medie (Scuola Media S. Paolo) e soprattutto le Superiori (Istituto Tecnico per Geometri "Arnolfo di Cambio" e Liceo Scientifico "Galileo Galilei"), l'attività è stata in effetti più contenuta sia come tempi destinati ad essa, sia come carattere innovativo. Si è trattato, infatti, di una forma tradizionale di didattica frontale incentrata su una trattazione prettamente teorica, di livello più avanzato e con uso di una terminologia tecnico-scientifica appropriata, supportata da attività di laboratorio e da escursioni in campo.

Il caso di studio

Per quanto appena detto, il caso di studio scelto riguarda il programma svolto nell'anno scolastico 1996/97 presso la scuola elementare del rione "Montegrillo" di Perugia con la collaborazione delle Insegnanti Antonietta Aucone, M. Rosaria Berardi, Francesca Bruschi, Doriana Chiocchia, Mariangela Ferrenti, Laura Germani, Anna Clara Italiani e Giacinta Monaci.

A) Attività preparatoria

L'allestimento del progetto è stato preceduto dalla distribuzione di questionari ai genitori di tutti gli alunni (da compilare in forma assolutamente anonima) al fine di valutare il livello di consapevolezza di questo argomento nel nucleo familiare.

B) Attività teoriche

1. composizione del suolo: minerali, sostanza organica, acqua e aria;
2. da dove viene il suolo (concetto di "roccia madre");
3. il meccanismo della creazione del profilo: composti che si trasformano e che migrano;
4. a cosa serve il suolo: suo ruolo nell'economia e nell'ecosistema.

C) Attività pratiche (Tutte le classi)

1. stima tattile della quantità di argilla e di sabbia (Foto n. 1 e 2);
2. consistenza del suolo a vari livelli di umidità;
3. valutazione dei colori con le Tavole Munsell;
4. escavazione di un profilo (Foto n. 3) ed individuazione delle variazioni (di colore, tessitura, struttura o consistenza, oppure relative agli aspetti biologici, al contenuto in carbonati, concrezioni, ecc.) utili al riconoscimento degli orizzonti (Foto nn. 4 e 5).

D) Attività cartografiche (Secondo ciclo)

1) Nozioni di base:

Concetto di rappresentazione in scala; Come orientare una carta (ortofotocarta 1:10.000 e Tavole I.G.M.I. 1:25.000) e significato dei principali simboli;

Concetto di quota, esposizione e pendenza; Riconoscimento sulla cartografia di un luogo;
Le carte a curve di livello.

2) Elaborazioni:

Scelta delle classi di pendenza in funzione degli usi programmati;
Realizzazione della scaletta clivometrica (regolo) e modalità d'uso;
Delimitazione delle aree appartenenti alle varie classi di pendenza;
Realizzazione della carta delle esposizioni e delle fasce altimetriche;
Realizzazione di cartografie dell'attitudine ad usi specifici.

E) Drammatizzazione (Tutte le classi): "Nascita e morte di un suolo in 9 movimenti"

1. la roccia emerge dal mare;
2. inizia la disgregazione, gli agenti atmosferici (acque piovane, vento, ghiaccio, alternanza di caldo e freddo) fessurano la superficie della roccia;
3. insediamento della vegetazione: licheni, funghi, muschi, piante erbacee pioniere, piante arboree (la disgregazione continua a causa dell'azione meccanica delle radici, solubilizzazione da parte della soluzione circolante ecc.);
4. la sostanza organica si accumula, ed inizia così la formazione dell'orizzonte A (A/R - ENTISUOLO);
5. l'orizzonte A cresce di spessore e contemporaneamente inizia a formarsi un orizzonte B di alterazione a spese del substrato. (A/Bw/C - INCEPTISUOLO) (Foto n. 6);
6. l'azione delle acque e della forza di gravità creano un orizzonte E di eluviazione e contemporaneo formarsi di un orizzonte B di illuviazione delle argille e della sostanza organica (A/E/Bt/C - ALFISUOLO);
7. arriva l'agricoltore e rimescola con l'aratura i primi 30-40 cm di suolo così formato: creazione dell'orizzonte Ap (Ap/Bt/C);
8. l'erosione comincia ad asportare materiale, si perde l'orizzonte A e parte del B. Il suolo regredisce ad entisuolo (A/C - ENTISUOLO);
9. il verificarsi di piogge particolarmente intense denuda il substrato, l'agricoltura abbandona l'area ed il processo di pedogenesi incomincia da capo con l'insediamento della vegetazione pioniera.

F) Redazione degli elaborati finali e diffusione delle esperienze tramite World Wide Web

Al termine del seminario, i posters e gli elaborati cartografici eseguiti dagli alunni sono stati esposti in una mostra, mentre i risultati della ricerca didattica ed i testi sono stati oggetto di una tavola rotonda; i contributi dei docenti e dei ricercatori sono stati condensati e pubblicati in forma ipertestuale tramite il programma Autore Storyspace 1.1, particolarmente adatto alla creazione di ipertesti interattivi, e reso disponibile sul WWW, in una pagina dedicata alla didattica della scienza del suolo (Calandra R., Ciappelloni R., Vannini W., 1997; Jonson P., 1996; Milano G., 1996).

Relazione Didattica

Gioverà rileggere alcuni brani della Relazione Didattica redatta dalle Insegnanti della Scuola Elementare del rione Montegrillo:

Quando tra le varie offerte culturali proposte alla scuola abbiamo individuato quella rela-

tiva al "suolo", ci siamo subito interessate: tema non del tutto nuovo, ma ancora inesplorato e per molti sconosciuto già il termine "suolo" invece di "terra" faceva prevedere un nuovo modo di affrontare il problema.

Come primo momento del lavoro programmato si è distribuito un questionario per coinvolgere le famiglie degli alunni in questa ricerca, per far discutere su questo argomento e far sì che i bambini cominciassero ad interessarsi.

Le risposte del questionario hanno confermato le nostre ipotesi iniziali di una diffusa non consapevolezza in merito all'argomento.

Si è passati poi a chiedere ai bambini, cosa veniva loro in mente pensando al "suolo".

Per la maggioranza il suolo era una cosa uniforme (stesso colore), imm modificabile (sempre la stessa), insignificante e addirittura senza vita, mentre altri hanno osservato che in esso sono presenti piccoli animali

Da questa prima rilevazione si può notare la scarsa attenzione prestata all'argomento e, comunque, la notevole mancanza di chiarezza.

Era quindi necessario, vista la diversità, e a volte la contraddittorietà delle definizioni, cominciare a prendere in esame concretamente il "suolo".

Abbiamo fatto osservare, manipolare, annusare quattro tipi di suolo differenti tra loro per colore e consistenza; si è aggiunta poi dell'acqua, per meglio evidenziare non solo il colore, ma anche la consistenza più granulare, più compatta o più "appiccicosa" (a seconda della presenza di sabbia o di argilla).

Dall'osservazione-manipolazione si è passati alla classificazione in base al colore e si sono prese come riferimento tabelle specifiche.

Versando poi sui campioni acido cloridrico, si è rilevata la presenza o meno di calcare.

Tutto ciò è servito a modificare le convinzioni pregresse rilevate nelle prime risposte: il suolo era infatti definito come qualcosa di uniforme e sempre uguale; finalmente tutti avevano capito che esistevano tanti tipi di suolo.

A molti sono tornati alla memoria immagini di suolo più scuro, più rossiccio o più grigio; queste differenze erano state notate anche in precedenza, ma i bambini non si erano soffermati con attenzione su questi particolari.

Questa esperienza di laboratorio ha portato ad un primo livello di consapevolezza ed è servita anche a vincere una certa ripugnanza al contatto con un materiale considerato da sempre come "sporco" o da evitare.

Si è potuto notare, dalle impressioni dei bambini registrate all'inizio e nel corso dell'esperienza di laboratorio, che man mano che si andava avanti nell'osservazione e nella manipolazione aumentavano interesse e sensazioni di piacere.

Da questo primo approccio molto legato all'aspetto sensoriale e immediato del suolo si è passati ad una analisi più approfondita, si è cercato di rispondere alle domande: cosa è il suolo, come è fatto, come si forma?

È stato perciò necessario fare sopralluoghi su due colli con suoli diversi per evoluzione e, osservando piccole escavazioni, sono stati mostrati i diversi "orizzonti" e sono stati ricostruiti i "profili".

Qui i bambini hanno incontrato qualche difficoltà perché i termini tecnici di cui dovevano appropriarsi erano parole che nel linguaggio comune richiamano concetti diversi.

Alla fine della esperienza sono stati in grado di capire cosa è un profilo e a scuola, hanno ricostruito i profili dei suoli osservati.

Durante l'escavazione del terreno hanno potuto notare alcuni esseri viventi (ragni, lombrichi, piccole lumache ...) e radici.

Questo aspetto ha catturato l'interesse di tutti. I bambini del primo ciclo hanno così realizzato poster sulla microfauna del suolo e quelli della classe V ne hanno poi utilizzati alcuni elementi per costruire un racconto fantastico. In questo modo si è dato spazio all'imma-

ginario, oltre che alla razionalità, e il lavoro è risultato multidisciplinare.

Dall'osservazione ed analisi dei profili è maturata la domanda "perché sono diversi?", "perché in alcuni mancano certi orizzonti?".

A questo punto è stata necessaria la spiegazione di esperti e, trattandosi dell'evoluzione del suolo, l'approccio è stato sostanzialmente di tipo teorico.

Ciò ha costituito una certa difficoltà nella comprensione e nell'apprendimento perché non si poteva far vedere in tempo reale la metamorfosi del suolo.

Abbiamo cercato di superare le difficoltà ricostruendo la nascita e l'evoluzione del suolo attraverso una drammatizzazione che, elaborata alla fine dell'esperienza, è servita più che da verifica di quanto appreso, da momento di chiarificazione e rinforzo delle conoscenze.

I bambini, rappresentando elementi atmosferici, biologici, umani e parti stesse del suolo, hanno vissuto su di sé e visto materializzarsi, attraverso gli altri, i concetti e le idee acquisite, le informazioni ricevute.

La drammatizzazione ha contribuito anche a sensibilizzare ulteriormente i genitori-spettatori. In questo modo all'ascoltare e vedere, si è aggiunto il fare, fase tra le più significative dell'apprendimento in questo momento dell'età evolutiva, come sostengono pedagogisti e psicologi da Piaget in poi.

La rappresentazione dell'evoluzione del suolo è servita a correggere l'idea errata di quanti consideravano il suolo come qualcosa di sempre uguale, imm modificabile, inerte, e a introdurre il concetto che il suolo è vivo, cioè è un complesso dinamico. Inoltre anche questa volta (come molto spesso capita quando si studiano fenomeni naturali) si è focalizzata l'attenzione sulla relazione tra vari fattori: si è evidenziata, ad esempio, la relazione degli elementi atmosferici e biologici con l'evoluzione del suolo.

Durante i sopralluoghi sui colli si è rilevato come la pendenza giochi un ruolo fondamentale nella storia di un suolo.

Da qui si è passati alla lettura di carte del territorio in cui, operando sulle curve di livello, si sono individuate zone con diverse quote, pendenze ed esposizioni.

È stata introdotta una carta che segnalava con colori di riferimento, le variazioni dei tre parametri del rilievo.

Per fare questo è stato distribuito il lavoro ai bambini, divisi per gruppi: ad ogni gruppo è stata data la consegna di produrre una parte di quella che doveva essere la carta del territorio con le caratteristiche rilevate.

Alla fine, come in un puzzle, si è ricostruita la carta intera.

Usufruendo di informazioni di tipo agronomico, si è giunti all'elaborato finale: una versione semplificata di una carta della capacità di uso del territorio.

I bambini hanno partecipato attivamente e con piacere a tutto il percorso.

Tra l'altro attività che permettono il contatto con la natura, l'osservazione di un ambiente diverso e interessante, la formulazione di domande, la possibilità di esprimersi anche con mezzi non verbali, favoriscono la partecipazione anche di quei bambini che, di solito, non si trovano a proprio agio nelle comuni attività scolastiche.

L'argomento trattato ha permesso di studiare alcuni aspetti scientifici, di osservare, ricercare e capire senza l'ausilio di mezzi costosi e di materiali difficili da reperire.

Risultati e conclusioni

Il lavoro svolto con studenti appartenenti a diverse classi di età ha costituito un significativo banco di prova per i docenti coinvolti nell'esperienza, sia sul piano metodologico-didattico che su quello meramente culturale ed organizzativo. Al termine di quattro anni di esperienze, i lavori effettuati consentono di affermare che:

1) nonostante l'oggettiva difficoltà e complessità della materia proposta (Scienza del

Suolo, Pedologia, Topografia, Informatica), i discenti hanno in tutti i casi mostrato di riuscire a gestire concetti propri delle Scienze applicate in modo autonomo ed originale. Soprattutto nella fase di elaborazione dei dati raccolti in campo, i ragazzi, anche appartenenti alle ultime classi della Scuola Elementare, hanno mostrato di avere raggiunto una sufficiente autonomia e comprensione dei fenomeni geochimici che modificano l'assetto del suolo, la complessità degli orizzonti e di comprendere le problematiche sottese alla loro conservazione;

2) sul piano operativo gli interventi per la diffusione delle nozioni inerenti le Scienze Naturali in generale e la Scienza del Suolo e l'Informatica in particolare si scontrano con una evidente scarsità di strutture specificamente dedicate alle abilità manuali (laboratori, aree attrezzate all'aperto, aule didattiche), ciò induce ad ipotizzare una forma di collaborazione fra Istituti scolastici ed Enti preposti alla ricerca (Università, Consiglio Nazionale della Ricerca) per sopperire a queste carenze strutturali e porre i giovani in un contesto ricco di stimoli e strutturato che consente un rapporto diretto con ricercatori e docenti impegnati ad alto livello in settori specifici delle scienze e della tecnologia;

3) la realizzazione di un efficace piano didattico sulla Scienza del Suolo, e sulle Scienze Naturali in genere, non può prescindere dalla creazione di un rapporto diretto con i genitori degli alunni che rappresentano l'ambiente culturale in cui il ragazzo vive e sviluppa aspettative ed esigenze culturali che si traducono poi in particolari iter scolastici che ne condizionano il futuro professionale. Dalla esperienza svolta, tranne in alcuni casi sporadici, i genitori sono stati coinvolti (questionari, presentazioni) creando le condizioni per una migliore diffusione degli insegnamenti impartiti nel corso delle attività seminariali e di campo;



Foto n. 1. Stima tattile della tessitura



Foto n. 2. Stima della consistenza a vari gradi di umidità



Foto n. 3. Osservazione diretta del suolo con gli allievi del Primo Ciclo (località Montegrillo)



Foto n. 4. Escavazione e studio di un profilo



Foto n. 5. Escavazione di un profilo e riconoscimento degli orizzonti con gli allievi del Secondo Ciclo (località M. Malbe)

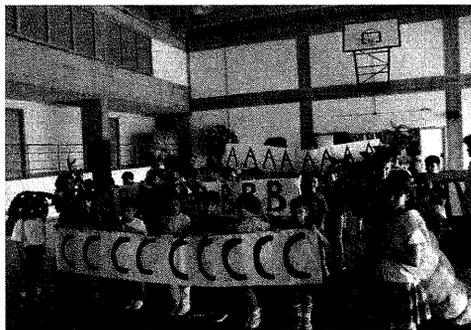


Foto n. 6. Drammatizzazione – 5° movimento: Inceptisuolo

4) infine si è constatata l'opportunità di trasformare in esperienza gestuale le cognizioni acquisite nel corso delle lezioni teoriche e delle esercitazioni in campo per avviare, nel ragazzo, una ulteriore elaborazione della materia presentata anche sul piano corporeo-gestuale, normalmente ignorato, ma pure ricco di risvolti interessanti per l'assimilazione dell'esperienza.

In concreto questo lavoro ha posto in evidenza l'importanza di rivalutare e potenziare fortemente la cultura Tecnico-Scientifica nella scuola italiana, rimuovendo i pregiudizi che la relegano in secondo piano rispetto a quella umanistica. Ciò è quanto mai necessario soprattutto per l'evidente ritardo del sistema produttivo nazionale nei confronti di altri Paesi della UE che invece hanno saputo gestire la diffusione della tecnologia a tutti i livelli produttivi con positive ricadute sul piano dell'occupazione e dell'economia.

Programmi per l'anno scolastico 2000/2001

Per quanto concerne i programmi per l'immediato futuro, oltre a proseguire in attività divulgative a vario livello nelle scuole del capoluogo umbro, stiamo collaborando alla realizzazione di un "Parco Scientifico Didattico" in Comune di Corciano (PG). Si tratta di una iniziativa che vede coinvolti in primo luogo l'Amministrazione Comunale, il Circolo Didattico di Corciano e la Comunità Montana "Monti del Trasimeno", nonché numerosi Enti Pubblici ed Associazioni i cui interessi gravitano su di un'area boscata limitrofa a quella urbana ma ricca di aspetti particolarmente interessanti dal punto di vista naturalistico (botanico, faunistico, geomorfologico, paleontologico, pedologico, ecc.).

Tale struttura dovrebbe ospitare le prime scolaresche per brevi soggiorni e visite guidate già nella primavera del 2001. Contemporaneamente, oltre alle aule ed alle collezioni didattiche, verrebbero realizzati piccoli laboratori ed una opportuna sentieristica; dal 2002 potrebbe configurarsi un "Centro didattico per l'educazione ambientale" fruibile anche da insegnanti (nell'ambito di corsi di aggiornamento), che potrebbero così disporre di una preparazione specifica. A riguardo è in progetto l'inserimento di un modulo pedologico nella disciplina "Geografia del paesaggio e dell'ambiente" del Corso di Laurea in "Scienze della Formazione Primaria".

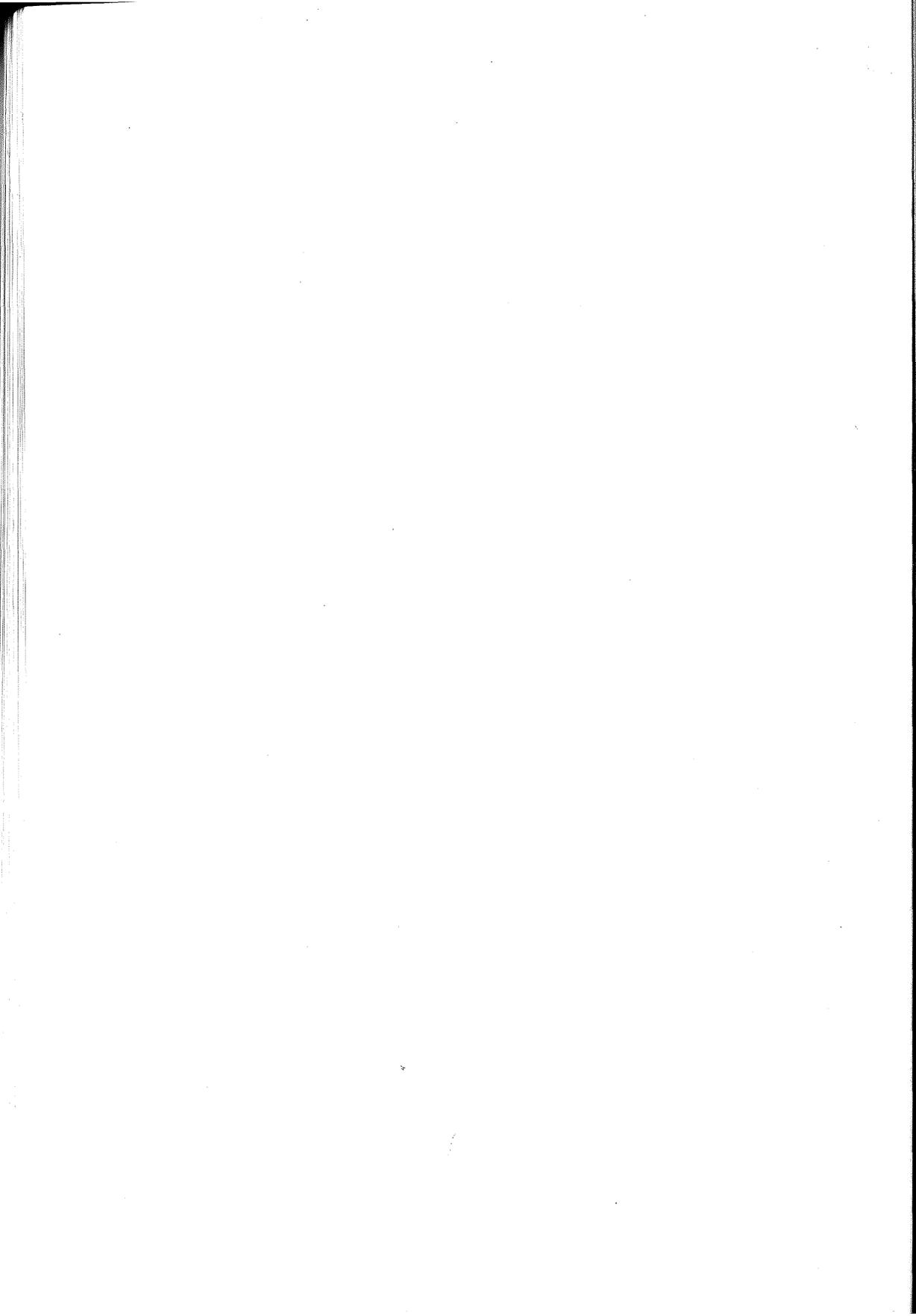
Ringraziamenti

Gli autori desiderano ringraziare la Facoltà di Agraria ed il Provveditorato agli Studi di Perugia per aver patrocinato l'iniziativa, nonché per la fattiva collaborazione fornita nello svolgimento delle attività descritte. Un ringraziamento particolare va infine ai nostri più diretti Collaboratori: Angelo Leccese, Ida Maria Pinnola e Andrea Speziali.

Bibliografia

- AA.VV. (1994). *Atti del Convegno "Per una cultura del suolo in Italia"*. Bollettino S.I.S.S. 4.
- Calandra R., Ciappelloni R. (1993). *Sostenibilità dell'agroecosistema in relazione alla dinamica dei versanti nell'Appennino Umbro-marchigiano*. Annali della Facoltà di Agraria dell'Università di Perugia XLV.
- Calandra R., Ciappelloni R., Vannini W. (1997). *Il World Wide Web per la diffusione delle informazioni sull'ecosistema tartufigeno*. Annali della Facoltà di Agraria dell'Università di Perugia XLIX.
- Ciappelloni R., Poletti A. (1994). *Ricerca Ambientale e sviluppo sostenibile delle risorse locali*. Ambiente Risorse Salute. 31.
- Jonson P. (1996). *Facciamo un libro*.
- Millford M.H., Dettling J.M. (1994). *Crucial knowledge about soils, what children are taught and future needs*. 15th World Congress of Soil Science 9.
- Milano G. (1996). *Quando i computer andranno a scuola*. Inter.net 16.
- Montessori M. (1992). *L'autoeducazione nelle scuole elementari*.

I SESSIONE
ASPETTI FISICI E CHIMICI DEI SUOLI



LO STUDIO DELLA POROSITÀ DEL SUOLO TRAMITE L'ANALISI D'IMMAGINE: DALLE INDAGINI 2D ALLE PROSPETTIVE 3D *

Mele G.¹, Basile A.¹, Terribile F.²

¹ Istituto per lo Studio dei Problemi Agronomici dell'Irrigazione nel Mezzogiorno, Consiglio Nazionale delle Ricerche, Ercolano, Napoli, basile@stat0.ispaim.na.cnr.it

² Dipartimento di Scienze Chimico-Agrarie, Università di Napoli Federico II, Napoli

Abstract

Advances in soil porosity studies produced with image analysis techniques are reviewed in this paper. The most representative studies produced during the last thirty years are considered according to the following topics: sampling criteria, caution on the use of image analysis techniques, soil porosity description, relationships between porosity and hydraulic properties, software developments and 3D analysis of the pore network. Critical examination on the main results clearly show the relevance of image analysis for the whole soil science. Recent techniques such as X-ray tomography, NMR imaging and mechanical serial sectioning methods are giving major contributions for a better understanding of the 3D porosity; these approaches seem to be the most promising if a better understanding of the 3D nature of the soils has to be achieved.

Riassunto

Si fornisce una recensione sugli studi di caratterizzazione della porosità del suolo mediante l'analisi d'immagine. I lavori più rappresentativi degli ultimi trent'anni vengono raggruppati secondo le seguenti tematiche: criteri di campionamento, precauzioni nell'utilizzo dei sistemi di analisi d'immagine, descrizione della porosità del suolo, relazione fra porosità e proprietà idrologiche, sviluppo dei software ed analisi tridimensionale dei pori. La revisione critica dei principali risultati evidenzia la grande importanza dell'analisi d'immagine per tutta la scienza del suolo. Le recenti tecniche di tomografia ai raggi X, NMR imaging e sezionamento meccanico sequenziale stanno contribuendo moltissimo allo studio 3D della porosità e sembrano le più promettenti laddove si debba conseguire una migliore comprensione della natura tridimensionale dei suoli.

Introduzione

Gli studiosi del suolo per molto tempo hanno fatto uso dell'analisi delle immagini di tipo manuale per quantificare la porosità del suolo. Inizialmente gli studi di quantificazione erano laboriosi, molto spesso basati sul conteggio di punti (Chayes, 1949) e sull'analisi di fotografie (Beckmann, 1962; Geyger, 1962; Jongerius, 1963). Nei primi anni '70 furono messi a punto sistemi integrati microscopio-analizzatore d'immagine, come il Quantimet B ed il Quantimet 720 (Fisher, 1971), che consentivano la quantificazione dei vuoti nel suolo; partendo da questi risultati, sono stati fatti notevoli passi avanti nello studio della porosità tramite le tecniche di analisi d'immagine. Questo lavoro mira a recensire i grandi progressi avvenuti in questo campo con un'attenzione particolare ai rilevanti sviluppi 3D di questi ultimi anni.

I risultati considerati più rappresentativi ottenuti nell'arco degli ultimi trenta anni sono stati raggruppati in alcune grandi tematiche: il campionamento, le precauzioni nell'utilizzo

* Il Dr. Mele ha curato le parti inerenti l'analisi 3D, le proprietà idrologiche e lo sviluppo dei software; il Prof. Terribile ha curato le parti inerenti la "micromorfologia classica" e, con il Dr. Basile, ha supervisionato il lavoro.

dei sistemi di analisi d'immagine, la descrizione della porosità del suolo, la relazione fra porosità e proprietà idrologiche, lo sviluppo dei software e l'analisi tridimensionale dei pori.

Le principali applicazioni dell'analisi d'immagine

Le prime applicazioni

Lavori pionieristici furono eseguiti da Jongerius *et al.* (1972) e Murphy *et al.* (1977a) usando il Quantimet B ed il Quantimet 720. Essi riuscirono a differenziare solidi e pori con una semplice tecnica di "soglia" usando un pigmento fluorescente o un comune colorante organico. Furono in grado, poi, di determinare la distribuzione della larghezza dei pori in base al rapporto "area totale/proiezione totale" (Jongerius *et al.*, 1972) o usando misure geometriche più elaborate come il diametro di Feret, il perimetro, l'orientamento e l'irregolarità (Murphy *et al.*, 1977a).

Tale ricerca sulla geometria dei pori è andata poi migliorando con sistemi di analisi d'immagine innovativi che comprendevano l'analisi di parametri morfologici aggiuntivi quali centri d'area, momenti d'area del secondo ordine e circolarità (ad es. Synoptics, SEMPER 6 plus).

Il campionamento

La strategia di campionamento del suolo costituisce un aspetto cruciale di ogni ricerca condotta in laboratorio. Nonostante il suo ruolo cruciale, pochi sono i lavori prodotti sull'affidabilità statistica del campionamento.

Si deve a Marle (1963) l'introduzione del concetto di volume (area) elementare rappresentativo di un mezzo poroso (REV/REA) e cioè il volume (area) minimo affinché la (micro)variabilità della proprietà allo studio sia inglobata nel campione.

Murphy e Banfield (1978) hanno affrontato il problema dell'eterogeneità del campione in un suolo a tessitura fine combinando l'analisi d'immagine con l'analisi della varianza per studiare la variabilità di pori osservati in più sezioni sottili preparate da uno stesso orizzonte pedologico. Ne dedussero l'importanza di analizzare sezioni sottili di grandi dimensioni (mammoth sample).

Milford *et al.* (1967) e Murphy e Banfield (1978) hanno dimostrato che è necessario campionare un numero di sezioni sottili sufficientemente grande (maggiore di 6) per un'affidabile analisi quantitativa delle caratteristiche micromorfologiche.

Successivamente, per l'individuazione del REV (REA), si è andata consolidando la tendenza a verificare l'esistenza di criteri di convergenza dei valori assunti dalle proprietà in esame del mezzo poroso all'aumentare dei volumi (aree) considerati. A tale scopo è comune l'uso della funzione di covarianza, la cui procedura di calcolo relativa ad un'immagine binaria è stata descritta da Coster e Chermant (1989).

Per quanto attiene le tecniche di campionamento del suolo Moran *et al.* (1989) e McBratney e Moran (1990) hanno sviluppato un metodo rapido e molto utile, per studiare la struttura dei macropori in ambito agronomico impregnando il suolo direttamente in campo con resina epossidica opaca. Una modifica di questo metodo (McBratney *et al.*, 1992) ha utilizzato pigmenti di colore diverso, per applicazioni di campo e di laboratorio, consentendo la stima di un gran numero di parametri per discriminare lo spazio totale dei pori da quello connesso alla superficie. In alcuni casi anche l'uso del gesso (dental grade) si è rivelato utile per identificare i macropori connessi con la superficie (FitzPatrick *et al.* 1985).

Le precauzioni nell'utilizzo dei sistemi di analisi d'immagine

Cole (1971) ha fornito un'ottima rassegna, ancor oggi valida, sui problemi di errori stru-

mentali quali la risoluzione, errori d'impostazione della soglia, errori di alone, di ombreggiatura, rumore, distorsione geometrica ed errori logici.

Tappan *et al.* (1987) hanno identificato e discusso nove sorgenti di errore: riflessione, pixels di contorno, qualità dell'ottica, surriscaldamento della camera, autoconsumo dei circuiti di misura, configurazione della maglia di pixels, variazioni con la posizione sullo schermo, range della scala dei grigi e misura dell'oggetto in rapporto al range della scala dei grigi.

Bresson e Guilloré (1994) hanno enfatizzato l'importanza di alcuni accorgimenti pratici come l'uso di ambienti bui, filtri per le luci, guadagno del segnale con amplificatori, controllo degli scarti di posizionamento ed illuminazione appropriata per migliorare la fase cruciale dell'acquisizione dell'immagine.

Terribile e FitzPatrick (1995) hanno dimostrato l'estrema utilità di due tecniche di analisi d'immagine come la sottrazione dello sfondo e procedure di media su acquisizioni ripetute per il miglioramento della qualità delle immagini da analizzare.

Thompson *et al.* (1992), considerando lo sviluppo di sistemi di analisi d'immagine a basso costo, hanno sottolineato la necessità della (i) determinazione del numero appropriato di campioni ed immagini da analizzare, (ii) scelta di immagini rappresentative della caratteristica studiata alla scala di interesse, (iii) standardizzazione degli indici di forma e (iv) correlazione dei dati generati con l'analisi d'immagine al comportamento del suolo.

Descrizione della porosità del suolo

Ricerche di carattere generale

La descrizione della porosità del suolo con l'ausilio dell'analisi d'immagine si è rivelata, negli anni, un'ottima metodologia come riportato da Moran (1994) in una rassegna delle misure morfologiche ottenibili dall'analisi d'immagine. Essa supera alcune delle maggiori limitazioni delle altre metodiche quali, ad esempio, i metodi ad intrusione di mercurio che non sono in grado di descrivere la forma e l'organizzazione dei pori e sono molto influenzati da strozzature presenti nella rete dei pori. Confronti con l'analisi d'immagine sono stati eseguiti da Fiés e Bruand (1990), D'Acqui *et al.* (1994) e Bruand *et al.* (1996).

La descrizione morfologica delle fessurazioni è molto importante in diversi suoli poiché la distribuzione di tali fessure influenza in maniera prevalente il trasporto preferenziale dell'acqua e dei soluti ed altre caratteristiche fisiche del suolo. A tale riguardo Hallaire (1994) ha proposto una procedura di analisi d'immagine per descrivere l'orientamento delle microfessure in suoli argillosi sottoposti a processo di essiccamento. L'interazione spaziale tra le fessurazioni e le gallerie dei lombrichi è stata discussa in un suolo sabbioso-limoso da Chadoeuf *et al.* (1994), i quali hanno trovato che il numero di gallerie era più elevato in prossimità delle fratture.

Lavorando ad una scala di maggiore dettaglio, Tovey *et al.* (1994) hanno trovato un metodo che consente lo studio dei pori presenti tra particelle di dimensioni argillose usando metodi di filtraggio del tipo Wiener.

Bartoli *et al.* (1991) e Oleschko (1996), con riferimento ad alcune applicazioni pratiche (Gomendy *et al.* 1996), hanno dimostrato l'utilità dell'utilizzo della geometria frattale per descrivere l'organizzazione dei pori nel suolo.

Ricerche sulla gestione agronomica

Uno dei primi tentativi nell'applicazione dell'analisi d'immagine alla gestione dei suoli agrari è stato effettuato da Murphy *et al.* (1977b) con uno studio riguardante le variazioni di porosità tra un suolo idromorfo ed un suolo compattato artificialmente. La differenziazione

tra suoli con aggregati e suoli privi di aggregati è stata studiata da Bullock e Murphy (1980). I cambiamenti della struttura del suolo in seguito a selezionate pratiche di coltivazione sono stati oggetto di diversi studi di Pagliai *et al.* (1984), Grevers e de Jong (1990, 1992) e Mermut *et al.* (1992). Kooistra *et al.* (1985) hanno utilizzato dei pigmenti ed alcune indagini fisiche per caratterizzare diverse suole d'aratura e per studiare le variazioni di tipologia dei pori risultanti da differenti pratiche di gestione agricola all'interno della stessa unità di suolo. Curmi *et al.* (1994), Darmody e Norton (1994) hanno analizzato la degradazione della struttura in un Oxisuolo sottoposto a coltivazione intensiva ed a prato. Numerosi sono stati i contributi sulla degradazione della struttura e la formazione di croste superficiali, fra cui quelli di D'Acqui *et al.* (1994), Carnicelli *et al.* (1994), Vignozzi *et al.* (1997) e Pagliai *et al.* (1998).

Relazione fra porosità e proprietà idrologiche

La stima della connettività della rete dei pori nel suolo è molto importante nella scienza del suolo; poiché l'idrologia del suolo classica, lavorando alla scala Darciana, non è sempre in grado di investigare adeguatamente la complessa conformazione geometrica della rete di pori, molti sforzi sono stati indirizzati al confronto e l'integrazione delle metodologie idrologiche classiche con l'analisi d'immagine.

Bouma *et al.* (1977) hanno fornito un metodo che utilizza l'adsorbimento del blu di metilene sulle superficie dei pori connessi durante un processo di moto in condizioni di saturazione. La descrizione matematica dei pori impegnati nel trasporto del tracciante è stato affrontato utilizzando le tecniche descritte da Ismail (1975). Bouma *et al.* (1979) hanno esteso questa metodologia stimando la conducibilità idraulica in condizioni di saturazione, mediante una combinazione di sezioni sottili verticali ed orizzontali sequenziali, dopo colorazione con pigmento. Bullock e Thomasson (1979) hanno confrontato la macroporosità derivata dall'analisi d'immagine con quella dedotta da misure di ritenzione idrica.

Walker e Trudgill (1983) hanno confrontato la geometria 2D dei pori del suolo stimata usando il Quantimet con curve di fuoriuscita di traccianti usando il metodo di Smettem e Trudgill (1983). Nortcliff *et al.* (1994) hanno correlato i macropori del suolo e le curve di fuoriuscita di soluti non reattivi con l'obiettivo di classificare i suoli in funzione delle proprietà di trasporto dei soluti. Hallaire e Curmi (1994), studiando la morfologia dei pori in relazione al moto dell'acqua, trovarono che l'entità dei flussi è determinata principalmente dalla forma e non dalla dimensione dei macropori.

La distribuzione e le caratteristiche del flusso nei pori prodotti da fauna terricola è stato esaminato da Ehlers (1975) usando il blu ultramarino, da Bouma *et al.* (1982) usando il blu di metilene e da Douglas (1986) usando il rhodamine B.

Per la stima della conducibilità idraulica è stata anche applicata la tomografia computerizzata ai raggi X usando opportuni traccianti in campioni di suolo (Crestana *et al.*, 1985).

Di sicuro interesse appare anche la Risonanza Magnetica Nucleare (NMR imaging) quale metodo emergente per la caratterizzazione di laboratorio dei processi di flusso e trasporto nei mezzi porosi (Cislerova, 1999). Infatti, sebbene i suoli siano un mezzo al limite delle possibilità di applicazione dell'NMR imaging, a causa della presenza di sostanze paramagnetiche (Amin *et al.*, 1997a ed Hall *et al.*, 1997), il sistema può consentire una quantificazione, ad esempio, dei campi di velocità dell'acqua nei pori più grossi (Amin *et al.*, 1997b). Non vi sono, comunque, tecniche sperimentali standardizzate per riconoscere e valutare flussi preferenziali e risulta necessario un ulteriore sviluppo tecnologico in tale campo (Cislerova, 1999).

Infine, Vogel (1997) ha usato tecniche di ricostruzione 3D dei pori da alcune immagini 2D per calcolare la connettività 3D dei pori e Vogel e Roth (1998) hanno dedotto alcune proprietà idrauliche dalla struttura 3D dei pori di due orizzonti di un suolo limoso coltivato.

Lo sviluppo dei software

L'analisi d'immagine applicata alla porosità del suolo ha avuto una prima evoluzione con l'emergere di software dedicati specificamente a questo scopo. In quest'ambito Ringrose-Voase e Bullock (1984) e Ringrose-Voase (1987) hanno sviluppato un programma (ANOPOR) per il riconoscimento automatico di diverse tipologie di pori (canali, pori/cavità planari e impacchettati) utilizzando delle misure ottenute con il Quantimet 720. Queste informazioni, combinate con la morfologia di campo, hanno prodotto un modello qualitativo dello spazio dei pori a tre dimensioni. Essi hanno inoltre suggerito che, attraverso metodi matematici stereologici, i parametri tridimensionali che definiscono la struttura possono essere correlati a misure bidimensionali ottenibili da sezioni sottili.

Moran *et al.* (1990) hanno sviluppato il software "Solicon" con l'obiettivo di produrre un ambiente operativo flessibile e di basso costo "designed with soil applications in mind".

In verità tali software non hanno avuto un grande impiego anche per la diffusione di software a basso costo del tipo "general purpose digital image processing". In linea generale, ogni ricercatore ha utilizzato il software più facilmente disponibile e ciò ha prodotto due soluzioni: (i) il diffuso utilizzo dei software forniti direttamente dalle grandi case costruttrici di microscopi fotografici (ad es. Media Suit Pro, Twain Wizard della Olympus ed i numerosissimi pacchetti applicativi scientifici offerti dalla Leica) o (ii) l'utilizzo di "low level image processing software" (ad es. Semper, Synoptics) capaci di dare la necessaria libertà al ricercatore per la messa a punto di programmi personalizzati di analisi d'immagine.

Utilizzando un approccio diverso, Moreau (1997) ha sviluppato un software specialistico dedicato allo studio della porosità del suolo ove sono state inserite delle procedure di analisi della porosità, quali connettività e distribuzione dimensionale su base raster dei pori, non disponibili in prodotti commerciali.

Un'altra categoria di prodotti riguarda l'utilizzo di ambienti di sviluppo del tipo "low level general purpose image processing" quali Khoros ed IDL che si stanno molto diffondendo in ambito tecnico-scientifico per la realizzazione di applicazioni molto avanzate e Micromorph, un ambiente software specializzato per l'assemblaggio di algoritmi di morfologia matematica.

L'analisi tridimensionale dei pori

La necessità di un approccio tridimensionale allo studio della porosità è apparsa evidente a causa delle serie limitazioni dovute all'approccio 2D. Alcune ricerche (Walker e Trudgill, 1983) hanno mostrato le difficoltà nel descrivere alcune proprietà fisiche senza una specifica comprensione della distribuzione 3D di pori ed aggregati. Infatti, l'interpretazione dei risultati micromorfometrici relativi a sezioni bidimensionali è spesso distorta dall'anisotropia degli elementi strutturali. Ringrose-Voase e Nortcliff (1987) e Ringrose-Voase e Nys (1990) hanno utilizzato l'approccio stereologico per stimare parametri strutturali tipo quelli monodimensionali interdipendenti da usare come indici strutturali legati, attraverso relazioni stereologiche, a parametri 3D. Vogel *et al.* (1993) hanno utilizzato un approccio stereologico per la stima dell'orientamento 3D e della larghezza di canali e fratture partendo da alcune immagini 2D acquisite da blocchi levigati. Cousin *et al.* (1996) hanno fatto un'analisi tridimensionale stereologica di un suolo limoso-argilloso calcolando la distribuzione delle corde di pori e solidi.

Nonostante tutti questi tentativi e gli interessanti risultati ottenuti, i metodi stereologici richiedono ipotesi restrittive circa la forma dei pori (Vogel e Babel, 1994) e non sembrano fornire un unico corpo di leggi applicabili a tutti i suoli. Infatti, ogni suolo necessiterebbe di una specifica analisi della variabilità spaziale dei pori per mettere a punto delle leggi stereologiche valide al caso specifico.

Altri approcci si basano sull'acquisizione diretta di dati 3D; in tabella 1 sono riportate

alcune tipologie di apparecchiature con il tipo di energia impiegata e la loro capacità di fornire informazioni 3D. Nella realtà solo alcune di esse sono agevolmente utilizzabili e di facile accesso.

Tra questi, la tomografia computerizzata ai raggi X (TAC) è attualmente largamente usata quale strumento rapido e non distruttivo per l'analisi di caratteristiche dei suoli legate alla porosità (Anderson e Hopmans 1994). Lavori pionieristici furono svolti da Petrovic *et al.* (1982) che riuscirono a stimare i cambiamenti 3D della densità del suolo. Peyton *et al.* (1992) hanno utilizzato la TAC per quantificare il diametro dei macropori in campioni di suolo indisturbato.

Rasiah e Aylmore (1998) hanno, invece, usato la tomografia computerizzata a raggi g per caratterizzare i cambiamenti di porosità nel suolo misurando le densità di volume (a secco) prima e dopo l'inumidimento di un campione.

Una tecnica alternativa alle precedenti è la tomografia effettuata su sezioni sequenziali che consente la ricostruzione dell'organizzazione 3D dei pori a partire da immagini 2D di

Tabella 1. Metodi strumentali in grado di fornire immagini.

Metodi di analisi	Tipo di energia impiegata	Capacità di produrre dati 3D
Analizzatore di raggi X (EDS)	Raggi X	NO
Auger imaging	elettroni	NO
Macroscopia	IR, visibile, UV	NO
Microradiografia	Raggi X	NO
Microscopia a fluorescenza	visibile, UV	NO
Microscopia acustica	ultrasuoni	SI
Microscopia con focale	visibile, UV	SI
Microscopia elettronica a scansione (SEM)	elettroni	NO
Microscopia elettronica a trasmissione (TEM, HRTEM)	elettroni	NO
Microscopia IR	IR	NO
Microscopia ottica	visibile	NO
Microwave imaging	microonde	NO
NMR (magnetic resonance imaging)	Campo magn. e radiofrequenze	SI
PIXE	Raggi X	NO
Radiazione al sincrotrone (synchrotron radiation X-ray fluorescence)	Raggi X	NO
SPECT (single photon emission comp. tomogr.)	Traccianti radioattivi e Raggi g	SI
Spettrometria di massa di ioni secondari (SIMS)	Massa atomica	NO
Spettrometro a raggi X (WDS)	Raggi X	NO
Tomografia a raggi g	Raggi g	SI
Tomografia a raggi X	Raggi X	SI
Tomografia ad emissione di positroni (PET)	markers radioattivi e positroni	SI
Tomografia meccanica con sezioni sequenziali	Visibile, IR	SI

una serie di sezioni di blocchi di suolo precedentemente impregnati con resina. Yanuka *et al.* (1984) furono tra i primi a descrivere una procedura di tale tipo, fotografando e successivamente digitalizzando le immagini di alcune sezioni di suolo. Scott *et al.* (1988a,b) hanno studiato la densità e la connettività della rete dei pori usando fotografie di sezioni parallele ad intervalli di 50 m in un suolo fratturato. E' necessario considerare che tutti questi approcci sono basati sull'utilizzo di sole poche sezioni 2D; infatti molti problemi tecnici hanno impedito un uso più esteso e più soddisfacente di questa tecnica. A questo proposito, Mele *et al.* (1999) hanno sviluppato un sistema di sezionamento ed acquisizione semiautomatici che ha consentito di superare i principali problemi che hanno sinora limitato l'applicazione e la piena potenzialità di tale promettente analisi.

Conclusioni

La revisione critica di alcuni tra i principali risultati dell'analisi d'immagine applicata allo studio della porosità del suolo mostra chiaramente la rilevanza di questo approccio per tutta la scienza del suolo. In particolare, la tipologia di informazioni disponibili dall'analisi d'immagine ha aperto una nuova prospettiva sotto cui guardare la porosità del suolo; lo studio delle forme e delle connessioni dei pori hanno così costituito la base per un trentennio di ricerche.

Negli ultimi anni si assiste all'evoluzione dai metodi tradizionali di indagine al progressivo affermarsi delle tecniche di tomografia a raggi X, di NMR-imaging e di tomografia meccanica con sezioni sequenziali; tali tecniche stanno fornendo notevoli contributi allo studio della porosità 3D e, in futuro, promettono di contribuire ancora di più alla comprensione della reale natura tridimensionale dei suoli.

Bibliografia

- Amin M.H.G., Chorley R.J., Cislerová M., Vogel T. (1997a). *Study of infiltration into heterogeneous soil using magnetic resonance imaging*. Hydrol. Processes 11:471-783.
- Amin M.H.G., Gibbs S.J., Chorley R.J., Richards K.S., Carpeter T.A., Hall L.D. (1997b). *Study of flow and hydrodynamic dispersion in a porous medium using pulsed field gradient magnetic resonance*. Proc. R.Soc. Lond. A453:489-513.
- Anderson S.H., Hopmans J. (1994). *Tomography of soil-water-root processes*. SSSA special publication 36:148.
- Bartoli F., Philipp R., Doirisse R., Niquet S., Dubuit M. (1991). *Structure and self-similarity in silty and sandy soils: the fractal approach*. J. Soil Sci. 42:167-185.
- Beckmann W. (1962). *On the micromorphometric investigation of cavities and aggregates in soils*. Z. Pflanzenernähr. Dung Bodenkd 99:129-139.
- Bouma J., Dekker L.W., Haans J.C.F.M. (1979). *Drainability of some Dutch clay soils: a case study of soil survey interpretation*. Geoderma 22(3):193-203.
- Bouma J., Jongerius A., Boersma O., Jager A., Schoonderbeek D. (1977). *The function of different types of macropores during saturated flow through four swelling soil horizons*. Soil Sci. Soc. Am. J. 41:945-950.
- Bouma J., Belmans C.F.M., Dekker L.W. (1982). *Water infiltration and redistribution in a silt loam subsoil with vertical worm channels*. Soil Sc. Soc. of America Jour. 46:917-921.
- Bresson L.M., Guillore P. (1994). *On direct digital image acquisition from thin sections*. In: A.J. Ringrose-Voase; G.S. Humphreys (Editors), *Soil Micromorphology: Studies in Management and Genesis*. Proc. IX Int. Working Meeting on Soil Micromorphology, Townsville, Australia, July 1992. Devel. in Soil Sc. 22, Elsevier, Amsterdam: 515-520.
- Bruand A., Cousin I., Le Lay C. (1996). *Formation of relict macropores in a clay-loam soil by wheel compaction*. In *Soil Micromorphology: Studies on soil diversity, diagnostics, dynamics*. Proc. 10th International Working Meeting on Soil Micromorphology. Moscow, July 8-13:93.
- Bullock P., Murphy C.P. (1980). *Towards the quantification of soil structure*. J. of Microsc. 120:317-328.

- Bullock P., Thomasson A.J. (1979). *Rothamsted studies of soil structure II. Measurement and characterisation of macroporosity by image analysis and comparison with data from water retention measurements*. J. Soil Sci. 30:391-413.
- Carnicelli S., Ferrari G.A., Pagliai M. (1994). *Pore space degradation in Zimbabwean crusting soils*. In: A.J. Ringrose-Voase, G.S. Humphreys (Editors), *Soil Micromorphology: Studies in Management and Genesis*. Proc. IX Int. Working Meeting on Soil Micromorphology, Townsville, Australia, July 1992. Developments in Soil Science 22, Elsevier, Amsterdam:677-686.
- Chadoef J., Kretzschmar A., Goulard M., Smettem K.R.J. (1994). *Description of the spatial interaction between earthworm burrows and cracks at the soil surface*. In: A.J. Ringrose-Voase, G.S. Humphreys (Editors), *Soil Micromorphology: Studies in Management and Genesis*. Proc. IX Int. Work. Meet. on Soil Micromorphology, Townsville, Aus., July 1992. Dev. in Soil Sci. 22, Elsevier, A'dam:521-530.
- Chayes F. (1949). *A simple point counter for thin section analysis*. Am. Miner. 39:1-11.
- Cislerová M. (1999). *Characterization of pore geometry. Modelling of transport processes in soils*. Int. Workshop of EurAgEng's Field of interest on Soil and Water. Ed. by Feyen e Wiyo, Leuven:103-117.
- Cole M. (1971). *Instrument errors in quantitative image analysis*. Microscope 19:87-112.
- Coster M., Chermant J.L. (1989). *Précis d'analyse d'images*. Presses du CNRS.
- Cousin I., Bruand A., Levitz P. (1996). *2D and 3D study of the pore network in a loamy-clay soil*. In *Soil Micromorphology: Studies on soil diversity, diagnostics, dynamics*. Proc. 10th International Working Meeting on Soil Micromorphology. Moscow, July 8-13:162.
- Crestana S., Mascarenhas S., Pozzi-Mucelli R.S. (1985). *Static and dynamic three-dimensional studies of water in soil using computed tomography scanning*. Soil Sci. 140:326-332.
- Curmi P., Kertzman F.F., Queiroz Neto J.P. (1994). *Degradation of structure and hydraulic properties in an Oxisol under cultivation (Brazil)*. In: A.J. Ringrose-Voase; G.S. Humphreys (Editors), *Soil Micromorphology: Studies in Management and Genesis*. Proc. IX Int. Working Meeting on Soil Micromorphology, Townsville, Australia, July 1992. Developments in Soil Science 22, Elsevier, Amsterdam:569-579.
- D'Acqui L.P., Bruand A., Pagliai M. (1994). *Study of soil porosity with mercury porosimetry and image analysis on backscattered electron scanning images (BESI). Application to tilled "crusting soils" in Zimbabwe*. In: A.J. Ringrose-Voase; G.S. Humphreys (Editors), *Soil Micromorphology: Studies in Management and Genesis*. Proc. IX Int. Working Meeting on Soil Micromorphology, Townsville, Australia, July 1992. Developments in Soil Science 22, Elsevier, Amsterdam:581-589.
- Douglas J.T. (1986). *Macroporosity and permeability of some soil cores from England and France*. Geoderma 37:221-231.
- Darmody R.G., Norton L.D. (1994). *Structural degradation of a prairie soil from long-term management*. In: A.J. Ringrose-Voase; G.S. Humphreys (Editors), *Soil Micromorphology: Studies in Management and Genesis*. Proc. IX Int. Working Meeting on Soil Micromorphology, Townsville, Australia, July 1992. Developments in Soil Science 22, Elsevier, Amsterdam:641-649.
- Ehlers W. (1975). *Observations on earthworm channels and infiltration on tilled and untilled loess soil*. Soil Sci., 119:242-249.
- Fiés J.C., Bruand A. (1990). *Textural porosity analysis of a silty clay soil using pore volume balance estimation, mercury porosimetry and quantified backscattered electron image (BESI)*. Geoderma 47:209-219.
- Fisher C. (1971). *The new Quantimet 720*. The microscope 19,1:1-20.
- FitzPatrick E.A., Mackie L.A., Mullins C.E. (1985). *The use of plaster of Paris in the study of soil structure*. Soil Use and Management 1,2:70-72.
- Geyger E. (1962). *On the method of micromorphometric soil investigation*. Pflanz. Dung. Bod. 99:118-129.
- Gomendy V., Vivier H., Pechard-Presson B., Bartoli F., Niquet S., Leviandier T. (1996). *A combined image analysis approach: mathematical morphology, fractals and percolation theory. II. Applications: dynamics of silty topsoil structure (Brie, France) as a function of drying-wetting cycles*. In *Soil Micromorphology: Studies on soil diversity, diagnostics, dynamics*. Proc. 10th Int. Working Meeting on Soil Micromorphology. Moscow, July 8-13:169.
- Grevers M.C.J., de Jong E. (1990). *The characterization of soil macroporosity of a clay soil under ten grasses using image analysis*. Can. J. Soil Sci. 70:93-103.
- Grevers M.C.J., de Jong E. (1992). *Soil structure changes in subsoiled Solonchic and Chernozemic soils measured by image analysis*. Geoderma 53,3/4:289-308.
- Hall L.D., Amin M.H.G., Sanda M., Votrubova J., Dougherty E., Richards K.S., Chorley R.J., Cislerová M.

- (1997). *Detectable ranges of saturated soil water content by magnetic resonance imaging and MR properties of water in soils*. Geoderma 80:431-448.
- Hallaire V. (1994). *Description of microcrack orientation in a clayey soil using image analysis*. In: A.J. Ringrose-Voase; G.S. Humphreys (Editors), *Soil Micromorphology: Studies in Management and Genesis*. Proc. IX Int. Working Meeting on Soil Micromorphology, Townsville, Australia, July 1992. Developments in Soil Science 22, Elsevier, Amsterdam:549-557.
- Hallaire V., Curmi P. (1994). *Image analysis of pore space morphology in soil sections, in relation to water movement*. In: A.J. Ringrose-Voase; G.S. Humphreys (Editors), *Soil Micromorphology: Studies in Management and Genesis*. Proc. IX Int. Working Meeting on Soil Micromorphology, Townsville, Australia, July 1992. Developments in Soil Science 22, Elsevier, Amsterdam:559-567.
- Ismail S.N.A. (1975). *Micromorphometric soil porosity characteristics by means of electro-optical image analysis (Quantimet 720)*. Soil Survey Papers 9. Netherland Soil Survey Institute, Wageningen.
- Jongierius A., Schoonderbeek D., Jager A., Kowalinski T. (1972). *Electro-optical soil porosity investigation by means of Quantimet-B equipment*. Geoderma 7:177-198.
- Jongierius A. (1963). *Optic-volumetric measurements on some humus forms*. In J. Doeksen, J. van der Drift, *Soil Organisms; Proc. Colloquium Soil Fauna, Soil Microflora and their relationship*. North-Holland Publishing Co. Amsterdam:137-148.
- Kooistra M.J., Bouma J., Boersma O.H., Jager A. (1985). *Soil structure differences and associated physical properties of some loamy Typic Fluvaquents in the Netherlands*. Geoderma 36:215-228.
- Marle C. (1963). *Ecoulements monophasiques en milieux poreux*. Revisions IFP 22,10.
- McBratney A.B., Moran C.J. (1990). *A rapid method for analysis of soil macropore structure. II. Stereological model, statistical analysis and interpretation*. Soil Sci. Soc. Am. J. 54:509-515.
- McBratney A.B., Moran C.J., Stewart J.B., Cattle, S.R., Koppi A.J. (1992). *Modifications to a method of rapid assessment of soil macropore structure by image analysis*. Geoderma 53,3/4:255-274.
- McKeague J.A., Fox C.A. (1985). *Bridging the gap between soil macrostructure and microstructure*. In Fedoroff, Bresson, Courty. *Proc. Int. Working Meeting on Soil Micromorphology*. Paris.
- Mele M., Basile A., Leone A.P., Moreau E., Terribile F., Velde B. (1999). *The study of soil structure by coupling serial sections and 3D image analysis. Modelling of transport processes in soils*. Int. Workshop of EurAgEng's Field of inter. on Soil and Water. Ed. by Feyen Wiyo, Leuven:103-117.
- Mermut A.R., Grevers M.C.J., de Jong E. (1992). *Evaluation of pores under different management systems by image analysis of clay soils in Saskatchewan, Canada*. Geoderma 53,3/4:357-372.
- Milford C.J., Hole F.D., Torrie J.H. (1967). *Sampling for pedographic modal analysis of an argillic horizon*. Soil Sci. Soc. Am. J. 31:244-247.
- Moran C.J., McBratney A.B., Koppi, A.J. (1989). *A rapid method for analysis of soil macropore structure. I. Specimen preparation and digital binary image production*. Soil Science Society of American Journal 53:921-928.
- Moran C.J., McBratney A.B., Koppi A.J.-1990. *The Solicon imaging system: A description of the software*. CSIRO Division of Soil. IV. Series: Division of Soil divisional report n. 110.
- Moran C.J. (1994). *Image processing and soil micromorphology*. In: A.J. Ringrose-Voase; G.S. Humphreys (Editors), *Soil Micromorphology: Studies in Management and Genesis*. Proc. IX Int. Working Meeting on Soil Micromorphology, Townsville, Australia, July 1992. Developments in Soil Science 22, Elsevier, Amsterdam:459-482.
- Moreau E. (1997). *Etude de la morphologie et de la topologie 2D et 3D d'un sol argileux par analyse d'images*. Ph.D. Thesis. Université de Poitiers, France.
- Murphy C.P., Banfield C.F. (1978). *Pore space variability in a subsurface horizon of two soils*. J. Soil Sci. 29:156-166.
- Murphy C.P., Bullock P., Turner R.H. (1977a). *The measurements and characterisation of voids in soil thin sections by image analysis. Part 1. Principles and techniques*. J. of Soil Science 28:498-508.
- Murphy C.P., Bullock P., Biswell K.J. (1977b). *The measurements and characterisation of voids in soil thin sections by image analysis. Part 2. Applications*. Journal of Soil Science 28:509-518.
- Nortcliff S., Quisenberry V.L., Nelson P., Phillips R.E. (1994). *The analysis of soil macropores and the flow of solutes*. In: A.J. Ringrose-Voase; G.S. Humphreys (Editors), *Soil Micromorphology: Studies in Management and Genesis*. Proc. IX Int. Working Meeting on Soil Micromorphology, Townsville, Australia, July 1992. Dev. in Soil Science 22, Elsevier, Amsterdam:601-612.
- Oleschko K. (1996). *Micromorphology as the base for the soil fractal analysis*. In: *Soil Micromorphology: Studies on soil diversity, diagnostics, dynamics*. Proc. 10th Int. Working Meeting on Soil

- Micromorphology. Moscow, July 8-13:6.
- Pagliai M., La Marca G., Lucamente 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., Rousseva S., Vignozzi N., Piovanelli C., Pellegrini S., Miclaus N. (1998). *Tillage impact on Soil Quality. I. Soil porosity and related physical properties*. Italian J. of Agronomy 2,1:11-20.
- Petrovic A.M., Siebert J.E., Rieke P.E. (1982). *Soil bulk density analysis in three dimensions by computed tomographic scanning*. Soil Sci. Soc. Am. J. 46:445-450.
- Peyton R.L., Haefner B.A., Anderson S.H., Gantzer C.J. (1992). *Applying X-ray CT to measure macropore diameters in undisturbed soil cores*. Geoderma 53,3/4:329-340.
- Rasiah V., Aylmore L.A.G. (1998). *Characterizing the changes in soil porosity by computed tomography and fractal dimension*. Soil Science 163:203-211.
- 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 Sc. 35:673-684.
- Ringrose-Voase A.J. (1987). *A scheme for the quantitative description of soil macrostructure by image analysis*. Journal of Soil Science 38:343-356.
- Ringrose-Voase A.J., Nortcliff S. (1987). *The application of stereology to the estimation of soil structural properties: A preview*. In: *Soil Micromorphology*. Proceedings of the VIIth International Working Meeting on Soil Micromorphology, Paris, July 1985 (Eds: N. Fedoroff, L.M. Bresson, M.A. Courty), 81-88. Ass. Francaise pour l'Etude du sol. 4, rue Redon, 78370 Plaisir, France.
- Ringrose-Voase A.J., Nys C. (1990). *One dimensional image analysis of soil structure. II. Interpretation of parameters with respect to four forest soil profiles*. Journal of Soil Science 41:513-527.
- Scott G.J.T., Webster R., Nortcliff S. (1988a). *The topology of pore structure in cracking clay soil. I. The estimation of numerical density*. Journal of Soil Science 39:303-314.
- Scott G.J.T., Webster R., Nortcliff S. (1988b). *The topology of pore structure in cracking clay soil. II. Connectivity density and its estimation*. Journal of Soil Science 39:315-326.
- Smettem K., Trudgill S.T. (1983). *An evaluation of some fluorescent and non-fluorescent dyes in the identification of water transmission routes in soils*. Journal of Soil Science 34,4.
- Tappan J.H., Wright M.E., Sistler F.E. (1987). *Error sources in a digital image analysis system*. Computers and electronics in Agriculture 2:109-118.
- Terribile F., FitzPatrick E.A. (1995). *The application of some image-analysis techniques to recognition of soil micromorphological features*. European Jour. of Soil Science 46:29-45.
- Thompson M.L., Singh P., Corak S., Straszheim W.E. (1992). *Cautionary notes for the automated analysis of soil pore space images*. Geoderma 53:399-415.
- Tovey N.K., Smart P., Hounslow M.W. (1994). *Quantitative methods to determine microporosity in soils and sediments*. In: A.J. Ringrose-Voase; G.S. Humphreys (Editors), *Soil Micromorphology: Studies in Management and Genesis*. Proc. IX Int. Working Meeting on Soil Micromorphology, Townsville, Australia, July 1992. Dev. in Soil Science 22, Elsevier, Amsterdam:531-539.
- Vignozzi N., Pellegrini S., Pagliai M. (1997). *Impatto di diverse modalità di gestione del vigneto sulle qualità fisiche di due tipi di suolo*. Convegno annuale S.I.S.S., La qualità del suolo per un ambiente sostenibile, Atti. Roma.
- Vogel H.J., Weller U., Babel U. (1993). *Estimating orientation and width of channels and cracks at soil polished blocks. A stereological approach*. Geoderma 56:301-316.
- Vogel H.J., Babel U. (1994). *Experimental relationship between the morphological pore-size distribution and soil water-retention characteristic*. In: Ringrose-Voase A., Humphreys G. (eds). *Soil Micromorphology: Studies in Management and Genesis*. Elsevier, Amsterdam:591-600.
- Vogel H.J. (1997). *Morphological determination of pore connectivity as a function of pore size using serial sections*. European Journal of Soil Science 48:365-377.
- Vogel, H.J., Roth, K. (1998). *A new approach for determining effective soil hydraulic functions*. European Journal of Soil Science 49,547-556.
- Walker P.J.C., Trudgil S.T. (1983). *Quantimet image analysis of soil pore geometry: comparison with tracer breakthrough curves*. Earth Surface Processes and Landforms 8:465-472.
- Yanuka M., Dullien F.A.L., Elrick D.E. (1984). *Serial sectioning and digitization of porous media for two and three dimensional analysis and reconstruction*. J. Microscopy 135:159-168.

EFFETTI DELLA SOMMINISTRAZIONE DI BIOMASSE DI RECUPERO SUI CARATTERI FISICO-STRUTTURALI E SUL QUOZIENTE METABOLICO IN UN SUOLO COLTIVATO A TESSITURA FRANCO SABBIOSA

Pellegrini S.*, Vignozzi N.*, Pagliai M.*, Bragato G.** , Leita L.**

* Istituto Sperimentale per lo Studio e la Difesa del Suolo - Firenze

** Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante - Sezione Operativa Periferica di Gorizia

Abstract

The effect of different rates of urban refuse compost on soil physical properties with respect to manure was evaluated. Soil structure was quantified by image analysis of thin sections prepared on undisturbed soil samples. Also, values of qCO_2 to evaluate the possible toxic effects of treatment were reported.

The results showed that the lowest rate of compost, even if with less contribution of organic matter than manure, induced the same improving effects on soil structure. The three rates of compost did not show statistical differences in soil structure. There were no differences in increment of qCO_2 between compost and manure treatments. Therefore, not even the greatest rate of compost negatively affected soil microbial biomass activity.

Riassunto

Si è valutato l'effetto di diverse dosi di compost da rifiuti solidi urbani RSU sulle caratteristiche fisico-strutturali di un suolo (franco sabbioso-argilloso) rispetto alla letamazione. La struttura è stata quantificata attraverso l'analisi di immagine di sezioni sottili preparate da campioni indisturbati di suolo. Sono inoltre riportati i dati relativi al quoziente metabolico (qCO_2) della biomassa microbica, per la valutazione di possibili effetti tossici del trattamento.

I risultati mostrano che anche la dose più bassa del compost utilizzato, pur apportando quantità di sostanza organica inferiori rispetto alla letamazione, è in grado di indurre effetti analoghi nel migliorare la struttura del suolo. Le dosi più elevate di compost non provocano miglioramenti nella struttura statisticamente differenti da quelli indotti dalla dose più bassa. L'aumento del qCO_2 nelle tesi trattate con compost non risulta statisticamente diverso da quello misurato nella tesi trattata con letame. Non si riscontrano, quindi, neppure alle dosi più elevate di compost, fenomeni di disturbo sull'attività della biomassa microbica del suolo.

Introduzione

I moderni sistemi colturali hanno causato una progressiva diminuzione della dotazione naturale di sostanza organica dei suoli agrari che, con il tempo, ha indotto conseguenze negative sulla fertilità fisica, microbiologica e chimica del suolo. La necessità di reintegrare la dotazione di sostanza organica del terreno e la crescita esponenziale della quantità di rifiuti prodotti ha dato inizio a sperimentazioni volte a valutare la possibilità di riutilizzare in agricoltura le biomasse di rifiuto e di scarto, riducendo così il ricorso allo smaltimento in discarica o all'incenerimento, con evidenti vantaggi in termini economici e ambientali.

In questo contesto si inserisce l'utilizzazione in agricoltura del compost da RSU che, lungi dal proporsi come unico rimedio ai problemi di smaltimento dei rifiuti e di fertilizzazione dei suoli, può in ogni caso rappresentare un valido contributo, a patto che siano provati gli effetti sulle colture, sul suolo e sulle acque.

Numerosi studi sono stati svolti sugli effetti derivanti dall'utilizzo in agricoltura del compost da RSU le cui linee di ricerca sono riassumibili in tre punti:

a) studio dei metalli pesanti apportati, in riferimento alla loro mobilità nel terreno, al loro assorbimento da parte delle piante ed alla loro possibile tossicità;

b) studio della sostanza organica solubile in acqua, in riferimento alla sua mobilità nel terreno ed alla sua eventuale capacità di favorire la lisciviazione di metalli e fitofarmaci;

c) studio dell'azione fertilizzante del compost, sia in relazione all'apporto di elementi nutritivi, che alla quantità e qualità della sostanza organica apportata, verificabile attraverso la valutazione delle caratteristiche fisiche del terreno (Businelli, 1996).

Il presente lavoro si inserisce in una sperimentazione finalizzata alla determinazione di eventuali effetti tossici provocati, nel lungo periodo, dall'utilizzo di elevate dosi di compost da RSU e alla valutazione della loro azione fertilizzante. In particolare questa ricerca ha lo scopo di valutare, nell'ambiente pedoclimatico considerato, l'effetto di diverse dosi di compost sulle caratteristiche fisico-strutturali del suolo rispetto al letame, per il quale è noto il contributo al miglioramento delle proprietà fisiche del terreno e, quindi, alla riduzione dei fenomeni di degradazione.

Sono inoltre riportati i dati relativi al quoziente metabolico (qCO_2) ai fini di fornire informazioni che non esulino dallo scopo iniziale della ricerca, cioè la valutazione di possibili effetti tossici del trattamento.

Materiali e metodi

Il suolo dell'area sperimentale, situata in località Aiello del Friuli (Udine), è stato classificato come Calcaric Cambisol (FAO-ISSDS, 1999). Il suo orizzonte Ap era caratterizzato da una tessitura franco sabbioso-argillosa (sabbia 47%, limo 24%, argilla 29%) (USDA, 1975) e dalle seguenti caratteristiche chimiche: pH 7,8; CSC 10,3 cmol(+) kg^{-1} ; C organico (a inizio prova) 0,8%.

La sperimentazione, avviata nel 1983, è stata condotta con una prova parcellare a blocchi randomizzati (4 blocchi, 1 replica per blocco, parcelle di 30 m^2). In questo lavoro sono stati presi in considerazione i seguenti trattamenti: concimazione minerale NPK (200 $kg ha^{-1}$ di ammonio nitrato, 150 $kg ha^{-1}$ di superfosfato e 300 $kg ha^{-1}$ di solfato di potassio), letame, 40 $Mg ha^{-1}$ di sostanza secca (pari a 16,5 $Mg ha^{-1}$ di sostanza organica) e compost da RSU alle dosi di 55, 110 e 165 $Mg ha^{-1}$ di sostanza secca (rispettivamente 12,3 - 24,6 - 36,9 $Mg ha^{-1}$ di sostanza organica). Compost e letame sono stati applicati una volta all'anno in pre-aratura (marzo-aprile). Alcune caratteristiche delle biomasse utilizzate sono riportate nella Tabella 1.

Tabella 1. Alcune caratteristiche delle biomasse utilizzate, espresse come % sulla sostanza secca

	Letame	Compost da RSU
Umidità media (%)	82,1	29,9
Sostanza organica (%)	41,16	22,46
N totale (Kjeldahl) (%)	2,33	0,89
C/N	10,27	14,67
P (%)	0,43	0,27
K (%)	2,09	0,29

È stato confrontato l'effetto dei diversi trattamenti sulle caratteristiche fisico-strutturali e sul quoziente metabolico (qCO_2) della biomassa microbica.

La struttura è stata caratterizzata attraverso la quantificazione della porosità mediante

analisi di immagine su sezioni sottili preparate da campioni indisturbati prelevati nell'orizzonte Ap (0-30 cm). I campioni sono stati essiccati seguendo il metodo che prevede la sostituzione dell'acqua con acetone e impregnati sotto vuoto con una resina poliesteri; una volta induriti, da ogni campione è stata preparata una sezione sottile, verticalmente orientata, delle dimensioni di 6x7 cm e dello spessore di circa 30 mm (Murphy, 1986). Le sezioni sottili sono state esaminate mediante un analizzatore di immagine, usando il software Image-Pro Plus, prodotto dalla "Media Cybernetics" (Silver Spring - USA), per le misure di porosità. I pori sono stati caratterizzati secondo la loro forma (espressa dal seguente fattore di forma: $\text{perimetro}^2/4 \times \text{area}$), e divisi in tre gruppi morfologici: pori più o meno regolari (fattore di forma 1-2); pori irregolari (fattore di forma 2-5); pori allungati (fattore di forma >5). I pori di ciascun gruppo sono stati poi ulteriormente suddivisi in classi dimensionali secondo il loro diametro equivalente per i regolari e irregolari e secondo la loro larghezza per quelli allungati (Pagliai *et al.*, 1983, 1984). Le sezioni sono state inoltre esaminate al microscopio polarizzatore Zeiss R POL a 25 ingrandimenti per le osservazioni micromorfologiche.

Per la determinazione del quoziente metabolico ($q\text{CO}_2$) sono stati prelevati campioni disturbati di terreno nello strato 0-30 cm, i quali, conservati a +4 °C all'umidità di campo, sono stati setacciati a 5 mm; sono stati poi equilibrati al 60 % della capacità idrica massima e mantenuti ad una temperatura di 25 °C per 3 giorni. In seguito sono stati incubati per 7 giorni alla medesima temperatura in contenitori ermetici contenenti una riserva d'acqua per mantenere l'umidità e un becker con NaOH 1 N per catturare la CO_2 svolta. Al termine dell'incubazione è stato determinato il contenuto di C della biomassa microbica con il metodo della fumigazione-estrazione (Vance *et al.*, 1987), mentre la CO_2 svolta è stata misurata con titolazione acido-base. Alla fine è stato calcolato il quoziente metabolico ($q\text{CO}_2$) (Anderson e Domsch, 1990) quale indice della richiesta energetica dell'attività della biomassa microbica del suolo. I dati ottenuti sono stati sottoposti ad analisi statistica della varianza (ANOVA), la separazione delle medie è stata eseguita applicando il test di Duncan.

Risultati e discussione

I risultati hanno evidenziato un aumento della macroporosità del suolo (pori >50 mm) nelle tesi trattate con biomasse. I valori di porosità sono risultati sempre superiori nel suolo

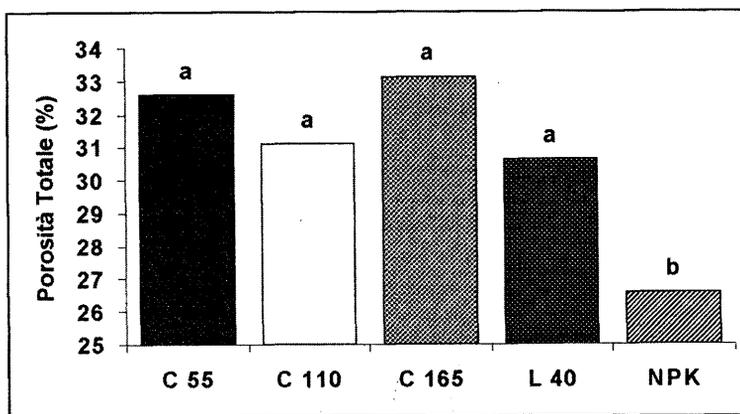


Fig. 1. Porosità del terreno espressa come percentuale di area occupata dai pori maggiori di 50 mm, nel terreno trattato con compost (C 55, 110, 165 Mg ha^{-1}), letame (L 40 Mg ha^{-1}) e concimazione minerale (NPK). Risultati con lettera diversa sono significativamente differenti ($P < 0.05$) secondo il test di Duncan.

trattato con compost, anche se non sono emerse differenze significative nei confronti delle parcelle sottoposte a letamazione.

Le crescenti dosi di compost non hanno provocato differenze significative sulla macroporosità del suolo oggetto di studio (Fig. 1). L'analisi della distribuzione dimensionale dei differenti tipi di pori mostra come l'incremento della porosità sia dovuto essenzialmente all'aumento dei pori allungati e continui (pori di trasmissione), in particolare, nelle tesi trattate con compost, di quelli appartenenti alla classe 100-200 mm (Fig. 2a, b). Questo risultato è interpretabile come un indice di miglioramento della qualità del suolo, poiché è stato ampiamente dimostrato, ad esempio, che la struttura del terreno e l'attività biologica dello

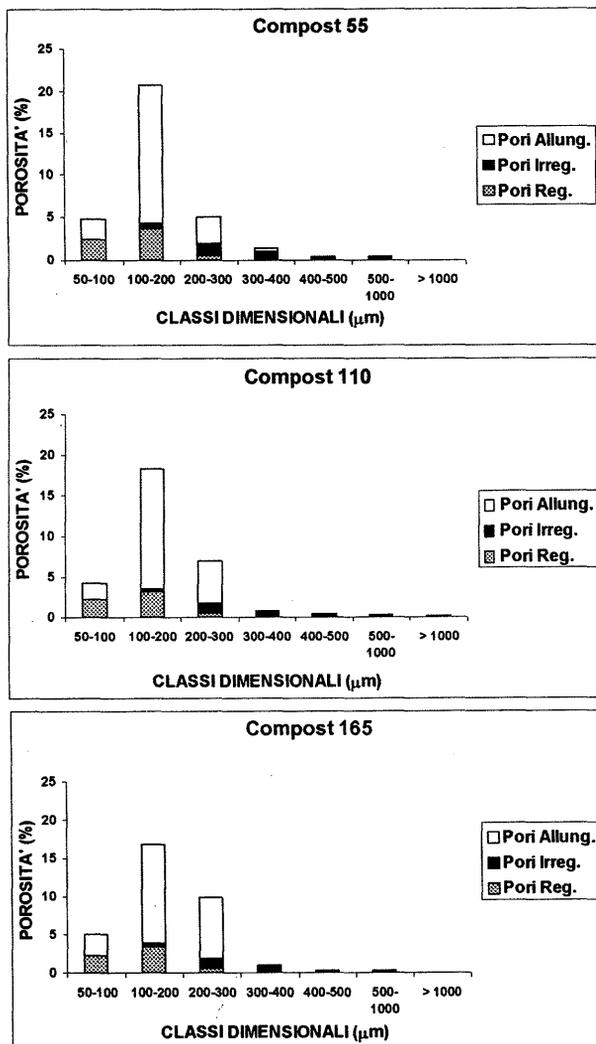


Fig. 2a. Distribuzione dimensionale dei pori maggiori di 50 mm, secondo il loro diametro equivalente per quelli regolari e irregolari e la loro larghezza per quelli allungati, nelle parcelle trattate con 55, 110, 165 Mg ha⁻¹ di compost da RSU

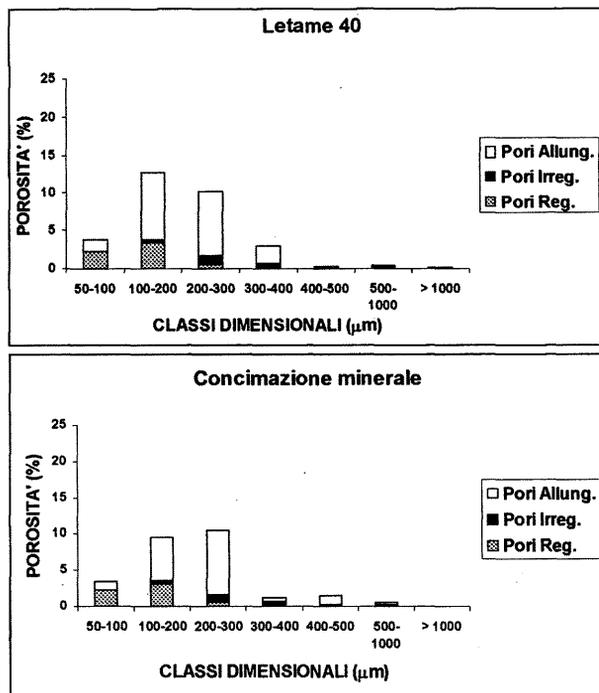


Fig. 2b. Distribuzione dimensionale dei pori maggiori di 50 mm, secondo il loro diametro equivalente per quelli regolari e irregolari e la loro larghezza per quelli allungati, nelle parcelle sottoposte a letamazione ed a concimazione minerale.

stesso sono influenzati positivamente dall'aumento di questo tipo di pori (Pagliai e De Nobili, 1993; Giusquiani *et al.*, 1995).

L'analisi micromorfologica delle sezioni sottili evidenzia ancora di più tali risultati. Il suolo preso in esame è classificato, secondo il metodo micromorfometrico (Pagliai, 1988),

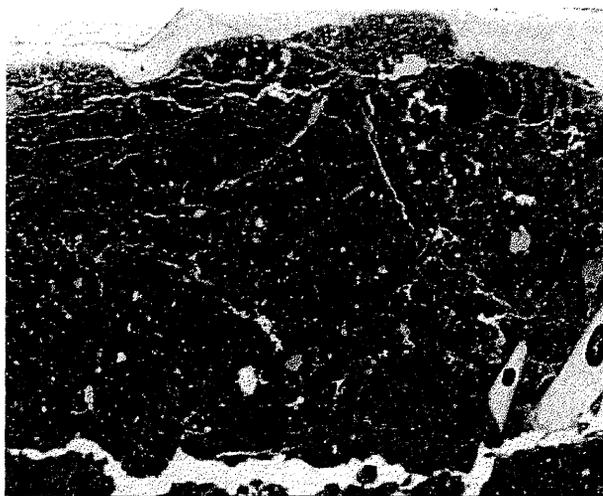


Fig. 3. Macrofotografia di sezione sottile verticalmente orientata relativa al suolo sottoposto a concimazione minerale

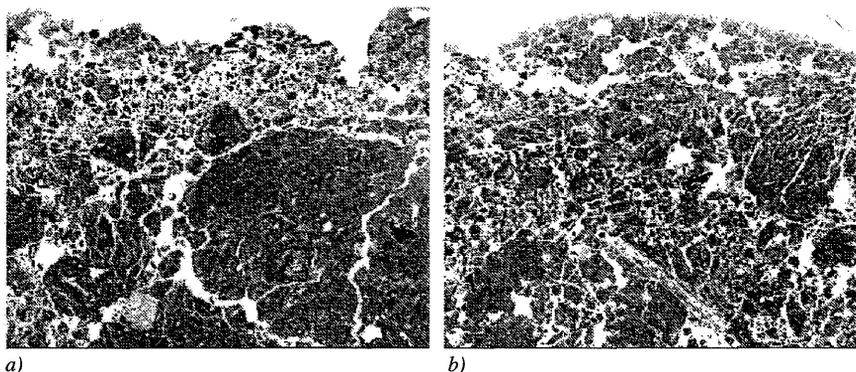


Fig. 4. Macrofotografie di sezioni sottili verticalmente orientate relative al suolo trattato con biomasse: a) letame, b) compost da RSU

come poroso (porosità totale 25–40 %), quindi con caratteristiche strutturali generalmente positive; tuttavia le sezioni sottili ottenute dai campioni prelevati nelle parcelle sottoposte a concimazione minerale (Fig. 3) presentano aggregati di dimensioni più grandi e con una porosità interna inferiore rispetto a quelle ottenute dai campioni trattati con biomasse (Fig. 4), soprattutto con compost (Fig. 4b). Il suolo a cui è stato aggiunto il compost, indipendentemente dalla dose somministrata, è caratterizzato, infatti, da aggregati piccoli e da una fitta rete di piccoli pori allungati continui.

Fattori che in qualche modo disturbano il pedoambiente riducono l'efficienza microbica e costringono i microrganismi del suolo a spendere maggiori energie per il proprio mantenimento, provocando un incremento del qCO_2 . Questo parametro si è dimostrato capace di evidenziare quale effetto possa avere l'applicazione di sostanze esogene sull'attività microbica del suolo (Anderson e Domsch, 1990; Nannipieri et al., 1997). Nel caso in esame, sia il letame sia il compost da RSU applicato in varie dosi provocano un significativo ed equivalente incremento del qCO_2 (Tabella 2).

Tabella 2. Quoziente metabolico* 10^{-4} , nelle tesi della prova. Risultati con lettera diversa sono significativamente differenti ($P < 0,01$) secondo il test di Duncan

	N	Media	Errore Standard
Concimazione NPK	4	1,10 b	0,10
Letame, 40 Mg ha ⁻¹	4	4,31 a	0,75
Compost, 55 Mg ha ⁻¹	4	4,85 a	0,51
Compost, 110 Mg ha ⁻¹	4	5,12 a	0,85
Compost, 165 Mg ha ⁻¹	4	4,79 a	0,44

*Il qCO_2 è espresso dal rapporto fra il C-CO₂ della respirazione e il C-microbico per 100 g di terreno per ora (mg C-CO₂ mg⁻¹ C biomassa microbica h⁻¹)

Il trattamento con compost non ha causato maggiore disturbo del letame sull'attività della biomassa microbica, mentre l'incremento del qCO_2 registrato rispetto alla concimazione minerale sembra essere legato ai più alti valori di porosità, e conseguentemente di aerazione, indotti dai trattamenti ammendanti della prova.

Conclusioni

L'apporto di sostanza organica generalmente migliora la fertilità fisica del suolo, per cui, considerata la natura del suolo oggetto di studio (Pagliai *et al.*, 1989), era abbastanza prevedibile che anche la somministrazione di compost da RSU influenzasse positivamente le caratteristiche fisico-strutturali del suolo rispetto a quello non ammendato; quello che risulta interessante è il confronto fra le diverse dosi del compost ed il letame.

In termini di quantità di sostanza organica apportata, è noto che la somministrazione di dosi di compost comparabili alle dosi di letame normalmente usate, provoca effetti positivi simili (Guidi *et al.*, 1989); nel presente lavoro anche la dose di compost più bassa, pur apportando quantità di sostanza organica inferiori rispetto alla letamazione, è in grado di indurre effetti analoghi nel migliorare la struttura del suolo. Tale miglioramento si manifesta con l'aumento dei pori di trasmissione, importanti per il mantenimento di buone condizioni strutturali.

Pur utilizzando dosi elevate di compost, i valori di quoziente metabolico (qCO_2), non diversi rispetto al letame, lasciano supporre che non ci siano effetti tossici a carico della biomassa microbica. Questi risultati confermano anche la stretta relazione funzionale fra proprietà fisiche, in particolare la porosità, e proprietà biologiche del suolo.

L'analisi finale dei risultati ci consente di affermare che, in questo particolare ambiente pedoclimatico, l'utilizzazione di biomasse di rifiuto in agricoltura sembra poter contribuire utilmente alla soluzione dei problemi legati allo smaltimento dei rifiuti urbani, a patto che non ci siano effetti negativi a carico di altre componenti ambientali.

Ringraziamenti

Gli Autori ringraziano il Sig. Andrea Rocchini per l'assistenza tecnica.

Bibliografia

- Anderson T.H., Domsch K.H. (1990). *Application of eco-physiological quotients (qCO_2 and qD) on microbial biomass from soils of different cropping histories*. Soil Biology & Biochemistry 22:251-255.
- Businelli M. (1996). *Sperimentazione di pieno campo con compost da RSU*. GESENU Quaderni 1.
- FAO-ISSDS (1999). *World reference base for soil resources*. Versione italiana, Istituto Sperimentale per lo Studio e la Difesa del Suolo, Firenze.
- 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.
- Guidi G., Pini R., Petruzzelli G. (1989). *Effetti del compost sulle caratteristiche chimiche e fisiche del terreno*. Atti del Simposio Internazionale "Produzione ed impiego del Compost" S. Michele all'Adige 20-23 Giugno 1989: 200-220.
- Murphy C.P. (1986). *Thin section preparation of soils and sediments*. A B Academic Publishers, Herts:149.
- Nannipieri P., Badalucco L., Landi L., Pietramellara G. (1997). *Measurements in assessing the risk of chemicals to the soil ecosystem*. In: Zelikoff J.T. (Ed.) *Ecotoxicology: responses, biomarkers and risk assessment*. SOS Publications, Fair Haven:507-534.
- 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. (1988). *Soil porosity aspects*. International Agrophysics 4:215-232.
- Pagliai M., La Marca M., Lucamante G. (1989). *Soil porosity and microstructure in relation to compost applications*. Atti del Simposio Internazionale "Produzione ed impiego del Compost" S. Michele all'Adige 20-23 Giugno 1989:577-584.
- Pagliai M., De Nobili M. (1993). *Relationships between soil porosity, root development and soil enzyme activity in*

S. Pellegrini, N. Vignozzi, M. Pagliai, G. Bragato, L. Leila

- cultivated soils. Geoderma 56:243-256.*
- USDA (United States Department of Agriculture) (1975). *Soil Taxonomy, a Basic System of Classification for Making and Interpreting Soil Surveys*, USDA, Agriculture Handbook 436, Washington, D.C.
- Vance E.D., Brookes P.C., Jenkinson D.S. (1987). *An extraction method for measuring microbial biomass C. Soil Biology & Biochemistry 19:703-707.*

L'IMPEDENZA DEL SUOLO: UN UTILE INDICATORE DELLA QUALITÀ DEL SUOLO

Castrignanò A., Maiorana M., Fornaro F.

Istituto Sperimentale Agronomico, Via C. Ulpiani, 5 - 70125 Bari

Abstract

An effective way to assess the sustainability of agricultural systems is to determine soil quality. A quantitative soil evaluation requires the measurement of some of its properties. Soil mechanical impedance, measured with a cone penetrometer, is largely considered as an indication of its physical state, even if it is very difficult to analyse such measurements, because of their high spatial (horizontal and vertical) and temporal variability.

In this paper we propose a statistical methodology suited to:

1. point out the presence of spatial correlation structures, characterised by different levels of soil compaction along the vertical soil profile, at different times of cropping cycle. For this purpose, principal component analysis has been applied to penetrometer data recorded at different depths after correction for soil water content;
2. describe the horizontal spatial variation of mechanical impedance, applying a non parametric geostatistical procedure, indicator kriging, that enables to compute the occurrence probability of the presence of an harder layer along the soil depth explored by roots;
3. statistically compare the previous probability maps, in order to disclose some temporal trend. The applied methods included correlation coefficient and some distance measurements between pairs of maps.

The proposed methodology has been applied to penetrometer data, collected in an experimental 30 x 90-m field on four dates during the cropping cycle of rainfed durum wheat.

The results have shown a differentiation in the soil profile during the wheat cropping cycle. Besides, the geostatistical analysis has pointed out the influence of soil water content in determining the variability of soil physical conditions.

Riassunto

La sostenibilità dell'ambiente è ormai un argomento di largo interesse sia pubblico che scientifico. Un modo efficace per valutare la sostenibilità dei diversi sistemi agricoli è quello di determinare la qualità del suolo, che può venir definita in vari modi, facendo riferimento alle molteplici funzioni del suolo. Per una sua valutazione quantitativa è necessario misurare spazialmente specifici indicatori del suolo, ovvero, generalmente, alcune proprietà che si collegano, più o meno direttamente, a qualche sua funzione fondamentale. L'impedenza meccanica del suolo, misurata con un penetrometro, è ormai largamente considerata una complessa indicazione del suo stato fisico e del grado di penetrabilità da parte delle radici. La difficoltà principale consiste nell'analisi delle sue misure, in quanto queste presentano una elevata variabilità sia spaziale (verticale e orizzontale) che temporale.

Viene quindi presentata una metodologia statistica che consente di:

1. evidenziare la presenza di strutture di correlazione spaziale, caratterizzate da un diverso grado di compattezza lungo il profilo verticale del suolo in diversi momenti del ciclo colturale. A tale scopo si è applicata l'analisi multivariata delle componenti principali alle singole misure eseguite alle diverse profondità. Ciò ha richiesto anche una standardizzazione delle misure ad uno stesso contenuto idrico del suolo;
2. descrivere la variazione spaziale orizzontale dell'impedenza meccanica alle diverse date di misura, utilizzando una procedura non parametrica della geostatistica, l'indicator kriging, che consente di calcolare la probabilità della presenza di uno strato impervio lungo il profilo esplorato dalle radici;
3. confrontare statisticamente le precedenti mappe probabilistiche, al fine di evidenziare un eventuale trend temporale. I metodi utilizzati comprendevano il coefficiente di correlazione e alcune misure della distanza fra mappe.

La metodologia proposta è stata applicata ai dati di impedenza meccanica misurata con un penetrometro a cono in

un campo di 30x90 m, coltivato a grano duro non irriguo, in quattro momenti di una sola stagione colturale. I risultati dell'elaborazione hanno rivelato una diversa differenziazione del profilo pedologico durante la stagione colturale. L'analisi geostatistica, inoltre, ha evidenziato l'importanza del contenuto idrico del suolo nel determinare la variabilità del suo stato fisico. Da una condizione di estrema omogeneità superficiale, conseguente alle piogge primaverili, si è passati ad una sempre maggiore accentuazione della variabilità come conseguenza della riduzione del contenuto idrico del suolo.

Introduzione

Fissare un modo dinamico per valutare lo stato di salute del suolo è indispensabile per garantire la sostenibilità dell'agricoltura e del mondo civile in generale. I principali fallimenti delle società moderne derivano infatti da una gestione irrazionale delle risorse naturali, nella miope ottica che esse possano essere illimitate. Definire un criterio di valutazione o indice della qualità del suolo è dunque essenziale, qualora si vogliano delimitare aree coltivate particolarmente vulnerabili, che necessitano di qualche trattamento particolare al fine di aumentarne la produttività, sempre nel rispetto della sostenibilità delle risorse ambientali. L'efficacia nell'identificare appropriati indici dello stato di salute di un suolo deriva dalla capacità dell'approccio a considerare le molteplici componenti del suo funzionamento, con particolare riferimento alla possibilità di sostenere la crescita e la produzione delle piante utili all'uomo. L'identificazione di tali indicatori, tuttavia, è ulteriormente complicata dalla varietà dei fattori fisici, chimici e biologici che controllano i processi biochimici che avvengono nel suolo e dalla loro diversa intensità e variazione spaziale (Larson e Pierce, 1991). È inoltre necessario stabilire degli standard di qualità del suolo, per definire univocamente che cosa debba intendersi per sostenibile e quindi poter decidere se un suolo stia funzionando a livelli accettabili.

Doran e Parkin (1994) fissarono delle linee guida di riferimento e dei valori critici per gli indicatori di qualità del suolo, al fine di identificare chiare relazioni fra gli attributi misurati e il livello di funzionamento del suolo e quindi poter stabilire degli utili confronti fra suoli differenti per clima, tipo, destinazione d'uso e sistema gestionale. Questi indicatori dovrebbero caratterizzare i principali processi ecologici che avvengono nel suolo e riflettere le reali condizioni riscontrate in campo. La loro appropriatezza, ovviamente, non sarà assoluta, ma dipenderà dal particolare ecosistema in cui il suolo in esame si inserisce.

Nei sistemi coltivati la resistenza meccanica del suolo all'azione di penetrazione da parte degli attrezzi agricoli o delle radici, misurata con un penetrometro a cono, riveste particolare interesse, in quanto rappresenta un indicatore semplice ed economico dello stato fisico. Essa tuttavia può variare grandemente sia in superficie che in profondità durante tutto il corso del ciclo colturale, a causa del compattamento meccanico e/o del consolidamento del suolo successivo alla lavorazione principale. La natura empirica di tale misura e la sua complessa relazione con molteplici altre proprietà del suolo ne rendono però talora difficile l'interpretazione; a ciò si aggiunga che, trattandosi di misura puntuale piuttosto che globale, è soggetta ad una estrema variabilità, anche all'interno di aree molto piccole (Gerrard, 1982). Sono pertanto necessarie numerose misure al fine di ottenere risultati sufficientemente precisi e tale numero è destinato ad aumentare in presenza di pietre e di strati impervi; tuttavia, rilievi effettuati secondo una griglia approssimativamente regolare offrono il non trascurabile vantaggio di includere un'informazione precisa sull'estensione e intensità del compattamento e sugli effetti prodotti dalle lavorazioni o dal diverso trattamento dei residui colturali (Castrignanò *et al.*, 2000). Il modo, comunque, di esplicitare tali effetti non risulta ovvio a causa di molteplici fattori, primo fra tutti la variabilità intrinseca dei suoli, quindi l'elevato grado di correlazione della misura del penetrometro con altri parametri, fra cui il contenuto idrico, e l'estrema dinamicità delle proprietà strutturali del suolo. Tutte queste difficoltà

hanno indotto Mulqueen *et al.* (1977) a concludere che i dati di penetrometro sono utili, ma che dovrebbero essere usati solo per confrontare "le impedenze relative di suoli in condizioni simili di umidità e struttura".

Alla luce delle precedenti considerazioni questo articolo presenta una proposta di metodologia statistica, che possa servire da guida nell'illustrazione ed analisi dei dati di penetrometro.

Materiali e metodi

1. Metodologia sperimentale

Lo studio è stato condotto a Foggia, nell'azienda sperimentale "Podere 124" dell'Istituto, nell'ambito di una ricerca poliennale, tuttora in corso, il cui scopo è quello di valutare diverse modalità di gestione dei residui colturali di frumento duro.

Le misurazioni di compattezza sono state effettuate mensilmente, da gennaio ad aprile 1999, nello strato di terreno 0-52,5 cm, utilizzando un penetrometro a cono (Findlay, Irvine), caratterizzato da un'asta metallica con fori ogni 3,5 cm, per determinare le profondità di lettura tramite un sistema ottico a raggi infrarossi, e da una punta del cono avente un angolo di 30° ed un diametro 12,83 mm. Le misurazioni, effettuate sino a 52,5 cm di profondità e con intervalli di 3,5 cm, per un totale di 15 (P1-P15) per ogni postazione, sono state registrate su un Data Storage Unit (DSU 279). La prima lettura (P1), relativa allo strato 0-3,5 cm, è stata esclusa dalle elaborazioni statistiche perché normalmente presentava valori prossimi a 0 MPa, a causa del contatto incompleto tra la base del penetrometro e la superficie spesso irregolare del terreno.

Sei misure sono state effettuate in ogni parcella sperimentale, sempre negli stessi 6 punti, interessando una superficie complessiva di 2700 m² (30 x 90), con una fascia centrale non campionata.

Il terreno è un vertisuolo argilloso-limoso di origine alluvionale, di medio impasto, caratterizzato da una permeabilità pari a 4,20 cm h⁻¹, da una C.I.C (-0,03 MPa) e da un P.A. (-1,50 MPa), determinati in laboratorio su campioni di terreno secco, pari, rispettivamente al 39,7 e 21,1%.

Il clima è del tipo "termomediterraneo accentuato" (classificazione FAO- Unesco), con piogge scarse e per la maggior parte concentrate nel periodo invernale. In particolare, nel periodo interessato dai rilievi (gennaio-aprile), l'andamento climatico è stato caratterizzato da una piovosità complessiva inferiore a quella del precedente periodo di riferimento 1952-1998 (121,8 mm vs. 194,36 mm) e da temperature medie mensili superiori di oltre 1,2 °C a quelle della "normale".

2. Standardizzazione dei dati di penetrometro ad uno stesso contenuto idrico

Poiché il dato ottenuto con il penetrometro è particolarmente sensibile anche a piccole variazioni del contenuto idrico (Spivervly *et al.*, 1986; Perumpral, 1987; Campbell e O'Sullivan, 1991; Busscher *et al.*, 1997), ciò potrebbe mascherare gli effetti dovuti agli interventi agronomici o alla presenza di strati particolarmente compatti. E' stato, pertanto, necessario correggere i valori del penetrometro caratterizzati da differenti contenuti idrici, al fine di trattare anche altri aspetti e non solamente quelli legati al contenuto idrico. Busscher (1987) e Perumpral (1987) esaminarono diversi metodi di correzione per il contenuto idrico; Campbell e O'Sullivan (1991) mostrarono che la misura di impedenza meccanica, prodotta da un penetrometro a cono, poteva essere predetta in funzione dell'umidità e della densità apparente secondo la seguente relazione:

$$P = Am^B (r_b)^C [1],$$

dove P è la misura di penetrometro (MPa), r_b è la densità apparente ($g\ cm^{-3}$), m è il contenuto gravimetrico dell'acqua nel suolo ($g\ g^{-1}$) e A , B e C sono parametri empirici dipendenti dal tipo di suolo. Per correggere i dati di penetrometro per le differenze di contenuto idrico e renderli quindi confrontabili, la formula di standardizzazione assume la forma:

$$P_c/P_o = (m_c/m_o)^B [2],$$

dove gli indici c e o si riferiscono, rispettivamente, ai valori corretti e a quelli originari.

La [1] è stata calibrata precedentemente in una prova indipendente, effettuando nello stesso sito misure contemporanee di penetrometro, umidità e densità del suolo a diverse profondità. I coefficienti empirici che compaiono nella [1] sono stati stimati mediante una regressione non lineare, utilizzando il criterio dei minimi quadrati, separatamente per due strati supposti omogenei del profilo di suolo: 0-25 cm e 25-50 cm (Castrignanò, comunicazione interna).

Tutti i valori del penetrometro sono stati quindi corretti usando la [2], mediante standardizzazione a uno stesso contenuto idrico posto uguale al massimo valore registrato nel corso dei quattro rilievi durante la stagione culturale 1999.

3. Analisi delle componenti principali

Poiché le misure effettuate con il penetrometro alle diverse profondità non sono indipendenti (O'Sullivan *et al.*, 1987), è stata applicata l'analisi delle componenti principali (PCA) (Rao, 1964) all'insieme delle 14 variabili (P2-P15), al fine di esplicitare le relazioni comuni fra le variabili stesse: gruppi di variabili continue altamente correlate individuerebbero, quindi, strutture spaziali con caratteristiche simili di impedenza meccanica. La PCA è stata applicata ai dati corretti per il contenuto idrico, separatamente per le quattro date di rilievo (Stelluti *et al.*, 1998; Castrignanò *et al.*, 2000), al fine di determinare un numero ristretto di combinazioni lineari (Componenti Principali, PC) delle variabili originarie (P2-P15), in grado di spiegare la maggior parte della varianza totale. Per aiutare l'interpretazione fisica delle PC, ad esse è stata applicata una rotazione di tipo Varimax.

L'analisi PCA, ripetuta separatamente su ciascun insieme di misure corrispondenti alle diverse date di rilievo, ha consentito, inoltre, di studiare l'evoluzione del profilo durante la stagione culturale.

4. Valutazione della variabilità spaziale

L'incertezza della stima spaziale, causata dall'alta variazione spaziale, può essere trattata usando mappe di probabilità, che esprimono la probabilità di superamento di determinati valori ritenuti particolarmente critici. A tale scopo, è stato applicato un particolare approccio a variabile indicatrice della geostatistica non lineare e non parametrica, chiamato "indicator kriging" (Deutsch e Journel, 1998), che può essere sinteticamente descritto nel modo seguente.

Sia $Y(x)$ una generica variabile spaziale, nel nostro caso l'impedenza meccanica del suolo, mentre x denota la dipendenza spaziale di Y . Scelto per quest'ultima un valore soglia y_k , ritenuto particolarmente critico nel contesto dell'analisi in oggetto, si definisce una variabile indicatrice binaria $I(x)$, che assume il valore 1 se $Y(x) \geq y_k$ e 0 altrimenti. L'approccio proposto si basa sull'interpretazione che il valore atteso della variabile indicatrice eguaglia la probabilità di superamento di Y della soglia critica; si ha, infatti:

$$E[I(x)] = 0Pr[I(x) = 0] + 1Pr[I(x) = 1] = Pr[I(x) = 1] = Pr[Y(x) \geq y_k] \quad [3]$$

Sebbene vi sia qualche disaccordo circa i limiti precisi per la crescita radicale (Taylor *et al.*, 1966; Camp e Lund, 1968; Campbell *et al.*, 1974; Gerard *et al.*, 1982), tuttavia la maggior parte della letteratura corrente indica in 2.5-3 MPa il valore di impedenza meccanica, misurata da un penetrometro a cono del tipo usato in questa prova (Busscher *et al.*, 1986), a cui lo sviluppo delle radici risulta impedito. Si è deciso, pertanto, di assumere come 2.5 MPa il valore limite per la crescita radicale, ovvero la y_k nella [3], e di attribuire alla variabile indicatrice il valore 1 se tale limite viene incontrato nel profilo esplorato dalle radici e 0 altrimenti.

Dopo aver adattato a ciascuna delle 4 variabili indicatrici, corrispondenti alle diverse date di rilievo, uno dei modelli matematici autorizzati, si è applicato alle suddette variabili il kriging ordinario, producendo i valori interpolati ai nodi di una griglia di campionamento 0.3 x 0.9 m: le probabilità di superamento della soglia critica possono quindi essere lette a ciascun nodo. Tali probabilità sono state, quindi, rappresentate sotto forma di mappe ai falsi colori, utilizzando il package grafico SURFER 6 (Keckler, 1995).

5. Confronto statistico fra le mappe

Per comprendere meglio la configurazione spaziale delle strutture di correlazione caratterizzate da un diverso livello di impedenza meccanica durante la stagione colturale, quest'ultime furono confrontate considerando una coppia di mappe (M_A e M_B) alla volta. Per struttura spaziale di correlazione si può intendere una particolare disposizione spaziale di valori tendenzialmente alti o bassi di impedenza meccanica. Due mappe appariranno simili se tali strutture si ripetono nelle stesse locazioni in entrambe le mappe, al contrario, presenteranno una distribuzione opposta se i valori alti dell'una coincideranno con i valori bassi dell'altra. Ovviamente fra questi due casi limite, si può avere tutta un'ampia gamma di situazioni intermedie.

Per confrontare due mappe M_A e M_B si sono usate le seguenti misure:

1. il coefficiente di correlazione r , fra M_A e M_B , calcolato come:

$$r(M_A, M_B) = \frac{\frac{1}{nm} \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m i_{ijA} i_{ijB} - m_A m_B}{s_A s_B} \quad [4],$$

dove i_{ijA} e i_{ijB} rappresentano i valori della variabile indicatrice di M_A e M_B , rispettivamente, ai nodi (i, j) , $i=1, \dots, n$ e $j=1, \dots, m$; m_A e m_B , s_A e s_B , rispettivamente, le medie e le deviazioni standard di i_{ijA} e i_{ijB} .

Il coefficiente di correlazione è una misura della relazione lineare fra le strutture spaziali delle due mappe: $r(M_A, M_B)=1$ per configurazioni spaziali completamente simili, mentre $r(M_A, M_B)=-1$ per distribuzioni opposte e $r(M_A, M_B)=0$ per configurazioni indipendenti. Le correlazioni fra le mappe sono state calcolate fra i valori interpolati, anche se queste possono differire leggermente da quelle fra i valori misurati, a causa dell'effetto di "livellamento" (smoothing) tipico del kriging.

2. la distanza d , fra le mappe M_A e M_B misura la differenza nei valori di queste due mappe e quindi quantifica le dissimilarità fra le strutture spaziali presenti. Per ogni $p>0$, la distanza fra M_A e M_B è definita come:

$$d_p(M_A, M_B) = \frac{1}{nm} \left(\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m |i_{ijA} - i_{ijB}|^p \right)^{1/p} \quad [5]$$

Tale distanza risulta molto elevata per configurazioni spaziali completamente invertite, mentre è uguale 0 se le due mappe sono identiche; per ogni altra configurazione spaziale assume valori intermedi. In particolare si sono considerati due casi: $p=1$, non prendendo il valore assoluto al fine di definire anche il segno dello scostamento, la cui significatività è stata verificata con un test t di Student, e $p=2$, che consiste nel calcolare la distanza quadratica media euclidea nello spazio R^m fra le due mappe.

Tabella 1. Risultati dell'analisi delle componenti principali relativa agli autovalori > 1 per ciascuna data di rilievo

78		105		133			
Fac. 1		Fac. 1		Fac. 1		Fac. 2	
Auto valore	% Varianza						
12.6	0.93	11.92	0.92	8.9	0.71	2.32	0.19
P9	98*	P10	96*	P14	91*	P14	26
P10	98*	P5	96*	P15	89*	P15	23
P11	98*	P11	95*	P13	88*	P13	30
P5	97*	P6	95*	P10	85*	P10	15
P12	97*	P9	94*	P8	84*	P8	29
P8	97*	P15	94*	P11	83*	P11	21
P13	97*	P4	93*	P12	83*	P12	28
P4	97*	P14	93*	P9	74*	P9	43
P7	96*	P12	93*	P5	22	P5	91*
P6	96*	P8	93*	P4	27	P4	89*
P14	96*	P7	93*	P6	22	P6	86*
P15	95*	P13	93*	P7	44	P7	84*
P3	89	P3	90	P2	13	P2	79*
P2	74	P2	72	P3	41	P3	78*
168							
Fac. 1		Fac. 2		Fac. 3		Fac. 4	
Auto valore	% Varianza						
4.9	0.39	3.1	0.25	1.6	0.13	1.2	0.10
P3	95*	P3	-5	P3	12	P3	12
P2	93*	P2	2	P2	12	P2	17
P4	92*	P4	1	P4	22	P4	0
P13	15	P13	84*	P13	7	P13	25
P14	3	P14	72*	P14	-13	P14	8
P15	6	P15	71*	P15	3	P15	-14
P12	-21	P12	70*	P12	43	P12	14
P11	13	P11	50*	P11	43	P11	43
P7	14	P7	14	P7	82*	P7	35
P6	39	P6	-11	P6	74*	P6	9
P8	9	P8	0	P8	65*	P8	55*
P5	58*	P5	-2	P5	62*	P5	-26
P10	3	P10	26	P10	16	P10	92*
P9	11	P9	7	P9	15	P9	91*

* Indicano valori significativi a $p < 0.01$

Risultati

Dopo aver escluso dall'analisi le misure associate ai valori estremi di impedenza meccanica (> 4 MPa) ed aver standardizzato i dati dell'intera stagione colturale al massimo contenuto idrico registrato, si è applicata l'analisi PCA alle singole misure eseguite alle diverse profondità per ciascuna data di rilievo, con lo scopo di evidenziare l'eventuale presenza lungo il profilo di strutture caratterizzate da un diverso grado di compattezza e di studiarne la loro evoluzione nel tempo. Nella tabella 1 sono riportati i risultati dell'analisi PCA relativi soltanto agli autovalori > 1 , che quindi spiegavano una proporzione significativa della varianza totale. Per la prima data di rilievo, la sola prima PC è in grado di spiegare circa il 93% della varianza totale e su di essa pesano significativamente tutte le misure eseguite ai livelli più profondi da 10 a 50 cm. La variabilità residua ($\sim 7\%$) è attribuibile agli strati più superficiali (3-10 cm), che sono anche quelli caratterizzati da una maggiore imprecisione nelle misure, a causa delle modalità con cui vengono eseguite le misure di penetrometro. Si tratta quindi di una situazione caratterizzata da una estrema uniformità del sottosuolo, che risente ancora dell'effetto della lavorazione principale (aratura a 40 cm) effettuata a settembre; a quest'epoca l'apparato radicale non è ancora sufficientemente sviluppato da perturbare l'omogeneità spaziale prodotta dalle lavorazioni.

Dopo 105 giorni dalla semina, effettuata il 19 novembre 1999, la situazione è pressoché immutata, come è testimoniato dall'ancora alta percentuale di varianza totale spiegata dalla prima PC ($\sim 92\%$), l'unica con autovalore > 1 .

A 133 giorni dalla semina si assiste, invece, ad una chiara differenziazione lungo il profilo: alla prima componente principale, che spiega circa il 71% della varianza totale, possiamo associare una media pesata delle impedenze meccaniche misurate lungo lo strato 28-50 cm; alla seconda, che spiega circa il 19%, un valore mediato sullo strato più superficiale (3-28 cm). Data l'ortogonalità delle PC, questa analisi evidenzia proprietà strutturali differenti fra i due strati di suolo: quello più superficiale (3-28 cm) e quello più profondo (28-50 cm), quest'ultimo caratterizzato da valori più elevati di impedenza meccanica. L'esistenza di una superficie di discontinuità fra i due strati, ad una profondità di 25-28 cm, deriva molto probabilmente dall'aver eseguito le lavorazioni secondarie sempre alla stessa profondità nel corso degli anni.

Verso la fine del ciclo colturale, a 168 giorni dalla semina, la differenziazione già precedentemente osservata, si accentua maggiormente. A quest'epoca si hanno ben 4 autovalori > 1 , che spiegano, rispettivamente, il 39%, 25%, 13% e 10% della varianza totale. Diversamente dalle altre date, è lo strato più superficiale (3-14 cm) che spiega la maggior proporzione della varianza totale, mentre alla seconda componente è associata la variazione nello strato più profondo (38-50 cm). Le altre due componenti, la terza e la quarta PC, descrivono le caratteristiche meccaniche degli strati intermedi, 14-28 cm e 28-38 cm, rispettivamente. Nella fase finale del ciclo del frumento, molto probabilmente l'apparato radicale, il cui massimo sviluppo è concentrato nei primi 30 cm, contribuisce sensibilmente a modificare le proprietà di aggregazione degli strati più superficiali del profilo di suolo arato.

La distribuzione dell'impedenza meccanica a ciascuna profondità e data di rilievo è risul-

Tabella 2. Coefficienti caratteristici dei modelli matematici autorizzati dei semivariogrammi delle variabili indicatrici a ciascuna data di rilievo

Data	Modello	Nugget Effect	Sill	Range (m)
78	Gaussiano	0.22	0.07	17
105	Gaussiano	0.08	0.02	27
133	Sferico	0.16	0.10	16
168	Sferico	0.18	0.08	12

tata positivamente eccentrica (dati non riportati): caratteristica abbastanza comune ai casi in cui non si possono avere valori negativi. Per migliorare l'approssimazione alla normalità, sarebbe opportuno effettuare una qualche procedura di anamorfosi, per esempio una trasformazione logaritmica. Per facilitare, inoltre, l'interpretazione del dato di penetrometro rilevato a più profondità lungo il profilo, sarebbe auspicabile identificare un qualche indice sintetico in grado di riprodurne fedelmente la variabilità spaziale sia orizzontale che in profondità nello strato esplorato dalle radici. Per soddisfare tali esigenze si è optato per un approccio non parametrico della geostatistica, l'indicator kriging, che prescinde dal particolare tipo di distribuzione statistica riscontrata fra i dati campionari e permette di stimare la probabilità che le radici incontrino uno strato impervio (impedenza > 2.5 MPa) nella profondità di suolo da loro esplorata. Tale valore è stato posto a 20 cm nei primi 133 giorni dalla semina e successivamente è stato incrementato a 30 cm.

Nell'applicare questa particolare procedura geostatistica per descrivere la variabilità spaziale, si è deciso di operare sul dato originario, senza alcuna correzione per il contenuto idrico, in quanto si è voluto dare una rappresentazione quanto più fedele possibile del rischio effettivo incontrato dalle radici nella loro espansione spaziale. Dopo aver adattato a ciascuna variabile indicatrice relativa a ogni data di rilievo un modello matematico autorizzato, le cui caratteristiche sono riportate in tabella 2, l'applicazione del kriging ordinario alle suddette variabili ha prodotto le mappe riportate in figura 1.

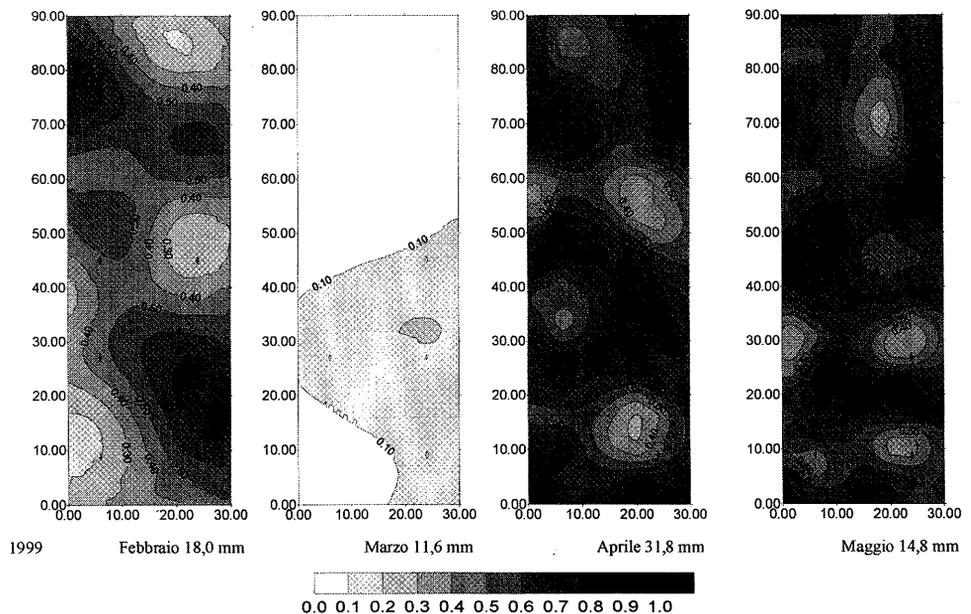


Fig. 1. Mappe probalistiche di impedenza meccanica alle diverse date di rilievo

È evidente una chiara differenziazione della situazione di campo nel corso del ciclo colturale, caratterizzata da un gradiente negativo di umidità nel suolo, come riportato in tabella 3. Mentre le prime due mappe, soprattutto la seconda, presentano un'elevata uniformità, dovuta in parte all'effetto residuo delle lavorazioni e in parte all'azione delle piogge autunno-vernine, le altre due evidenziano un'accentuata variabilità di tipo essenzialmente casuale. Si possono, infatti, osservare numerose aree ristrette in cui la probabilità di incontrare

lungo il profilo esplorato dalle radici valori di impedenza superiori a 2.5 MPa è molto alta, fra l'80% e il 90%. In queste zone è estremamente probabile che le radici sperimentino un qualche impedimento al loro libero sviluppo, restringendo quindi il volume di suolo esplorabile per la ricerca di acqua, già di per sé scarsa a causa della siccità prolungata. Si tratta, quindi, di aree ad alto rischio per le colture di soffrire qualche stress idrico, che inevitabilmente si rifletterà in una riduzione più o meno grave della resa culturale in funzione dell'intensità e della durata dello stress. Ridurre un tale rischio mediante una gestione razionale del suolo, che ne aumenti le capacità di immagazzinamento delle già ridotte risorse idriche, può rappresentare la soluzione vincente in un'agricoltura del bacino del Mediterraneo, caratterizzata da prolungati periodi di siccità durante gran parte del ciclo di crescita delle colture autunno-vernine.

Tabella 3. Valori minimo, massimo e medio dell'umidità del terreno relativi a 3 profondità alle date di rilievo

Data	Strato (cm)	Umidità terreno (% in peso)		
		Minima	Massima	Media
78	0-20	31.5	34.9	33.2
	21-40	31.7	34.8	33.1
	41-60	30.6	33.2	31.8
1050-20	24.6	29.8	27.6	29.7
	21-40		32.6	
	41-60		31.1	
1330-20	16.3	24.4	20.5	28.8
	21-40		23.5	
	41-60		25.5	
1680-20	15.6	19.6	17.7	21.9
	21-40		20.3	
	41-60		22.1	

Una caratteristica evidente della variabilità spaziale osservata nella fase finale del ciclo culturale è la pressoché totale assenza di strutture estese di continuità, caratterizzate da elevati (o bassi) valori di impedenza meccanica. Quello che al contrario risalta è la distribuzione a "sale e pepe", con zone di alti e bassi valori di impedenza che si alternano anche su brevi distanze. Le cause che possono aver prodotto un tale tipo di variazione possono essere molteplici: prima fra tutte la secchezza del suolo che, come ampiamente riportato in letteratura (Castrignanò e Lopez, 1991), esalta la variabilità spaziale a corto raggio, quindi la diversa gestione agronomica delle parcelle (tipo di lavorazione, trattamento dei residui culturali), il variegato sviluppo radicale delle colture, oltre alla variazione intrinseca delle caratteristiche tessiturali e strutturali del suolo.

Per rendere più obiettivo il confronto fra le 4 mappe, si sono impiegate diverse statistiche. Le correlazioni (Tab. 4) sono risultate generalmente piuttosto basse o non significative.

Le uniche degne di rilievo sono quelle fra la seconda mappa e la prima (~ 35%) e fra la seconda e la terza (~ 17%); da notare, inoltre, come la correlazione fra la seconda e la quarta sia risultata negativa (-19%), il che sta ad indicare che le aree a più bassa impedenza a 105 giorni dalla semina corrispondono a quelle più compatte verso la fine del ciclo culturale. Dai risultati precedenti sembrerebbe quindi che la mappa più tardiva sia quella che in assoluto si differenzia maggiormente dalle precedenti.

Il calcolo delle distanze medie sia lineari che quadratiche fra coppie di mappe (Tab. 5) ha evidenziato come tutte si differenzino significativamente, con una riduzione del rischio di

impedimento allo sviluppo radicale nel passaggio dalla prima alla seconda e, al contrario, con una sua esaltazione nel passaggio alle mappe successive. Quelle che si differenziano maggiormente sono la seconda e la terza e la seconda e la quarta, mentre quelle più simili appaiono la terza e la quarta, con una leggera riduzione del rischio nel passaggio dalla terza alla quarta.

Tabella 4. Coefficienti di correlazione fra le mappe alle date di rilievo con indicati i livelli di probabilità

	I78	I105	I133	I168
I78	1.0000 0.0	0.2259 0.0001	-0.0651 0.0001	-0.0664 0.0001
I105		1.000 0.0	0.1696 0.0001	-0.1854 0.0001
I133			1.0000 0.0	0.0219 0.0267
I168				1.0000 0.0

Tabella 5. Distanze medie lineari e quadratiche fra le mappe con indicati i livelli di significatività del test t di Studente

Variabile	Media	STD	t	Prob> t
D ₁ (1-2)	0.37	0.001	277.46	0.0001
D ₁ (1-3)	-0.20	0.002	-99.78	0.0001
D ₁ (1-4)	-0.18	0.002	-99.18	0.0001
D ₁ (2-3)	-0.57	0.001	-418.95	0.0001
D ₁ (2-4)	-0.55	0.002	-413.75	0.0001
D ₁ (3-4)	0.01	0.002	7.95	0.0001
D ₂ (1-2)	0.15	0.001	152.80	0.0001
D ₂ (1-3)	0.08	0.001	88.25	0.0001
D ₂ (1-4)	0.07	0.001	99.26	0.0001
D ₂ (2-3)	0.34	0.001	230.07	0.0001
D ₂ (2-4)	0.32	0.001	231.74	0.0001
D ₂ (3-4)	0.03	0.001	62.85	0.0001

D₁ = lineare; D₂ = quadratica; 1 = mappa del giorno 04/02/1999; 2 = mappa del giorno 03/03/1999; 3 = mappa del giorno 31/03/1999; 4 = mappa del giorno 05/05/1999

Discussione

Gli agricoltori tendono a modificare le condizioni fisiche e chimiche del suolo al fine di renderle più favorevoli alla crescita e allo sviluppo delle colture. Misure di routine vengono, infatti, eseguite per saggiare i contenuti di N, P, K e di micronutrienti nel suolo, da cui ricavare utili indicazioni relative alla gestione agro-chimica. Attualmente, però, le misure delle proprietà fisiche del suolo non sono effettuate in modo ugualmente sistematico. Varie possono essere le ragioni di ciò: la non facilità nel misurare in loco tali proprietà, ponendole in diretta relazione con lo stato della pianta; le difficoltà e i costi generalmente associati a tali misure e, non ultimo, la non immediata interpretazione dei dati ottenuti, a causa della loro estrema variabilità. A ciò si aggiunga che in certi casi alcune proprietà fisiche mostrano sensibili scostamenti dalla normalità, per cui si richiede una qualche trasformazione dei dati,

antecedente la loro analisi (Nielsen *et al.*, 1973; Stockon e Warrick, 1971).

La determinazione dell'impedenza meccanica del suolo tramite un penetrometro a cono rappresenta una misura in loco di un fattore edafico del suolo senz'altro di indubbio interesse, soprattutto per la sua relazione con lo sviluppo radicale e quindi, in ultima analisi, con la produzione culturale. Tuttavia, a tutt'oggi una tale misura non si è sviluppata, su base routinaria, a tal punto da poter ricavare da essa, in maniera non ambigua, utili indicazioni su come intervenire sul suolo. A parte la difficoltà ad esplicitare in modo chiaro la relazione fra il dato di penetrometro e la crescita della coltura, rimane il fatto fondamentale che l'impedenza meccanica del suolo è una caratteristica essenzialmente dinamica, come è stato ampiamente dimostrato dai risultati precedenti, dipendente da diverse proprietà fisiche e chimiche del suolo, dal contenuto idrico e dalla storia agronomica precedente per le sue conseguenze sul compattamento. D'altra parte, anche la capacità di una radice ad espandersi lateralmente e a penetrare assialmente in un suolo ad alta impedenza meccanica è una proprietà altamente dinamica. Molti ricercatori internazionali stanno tentando di sviluppare dei modelli per simulare dinamicamente la pressione relativa esercitata dalla radice per penetrare nel suolo e la resistenza opposta da quest'ultimo alla penetrazione, in funzione delle condizioni ambientali.

Un secondo aspetto non trascurabile, che contribuisce a complicare l'interpretazione della relazione fra il dato di penetrometro e la crescita della pianta, è il fatto che le dimensioni del cono dello strumento sono circa 50 volte più grandi dell'apice radicale e che penetra nel suolo ad una velocità circa 25000 volte superiore. Freitag (1967) riportava che per un suolo sabbioso secco queste differenze potevano essere considerate trascurabili, ma nel caso di un suolo altamente coesivo, come uno argilloso umido o quello della prova sperimentale descritta, queste differenze sono altamente esaltate.

Un terzo aspetto fondamentale riguarda la difficoltà di interpretazione del dato di penetrometro, dovuta alla sua dipendenza da una serie di condizioni al contorno, quali la posizione, la profondità, il tipo di lavorazione del terreno e in generale la gestione agronomica (per esempio, il trattamento dei residui colturali). Si richiedono pertanto delle procedure statistiche idonee per stimare gli effetti principali e le interazioni, come ben sanno i ricercatori che si sono avventurati nell'interpretazione del dato di penetrometro (Stelluti *et al.*, 1998; Castrignanò *et al.*, 2000). La letteratura scientifica in realtà riporta pochi contributi in cui i differenti sistemi di lavorazione o di gestione agronomica hanno prodotto delle differenze significative nell'impedenza meccanica dello stesso suolo. Poiché noi crediamo che queste differenze esistano, il nostro lavoro vuole essere una proposta di un insieme di procedure statistiche, che costituiscano una base consistente e scientificamente soddisfacente per interpretare i dati di penetrometro.

Innanzitutto si vuole sottolineare l'importanza di assegnare la localizzazione a ciascuna misura. Normalmente si tende a caratterizzare le proprietà fisiche del suolo in campo, fornendo la media di più misure, senza alcun riferimento alla loro posizione spaziale. Un tale approccio potrebbe essere sufficiente qualora si avesse a che fare con un suolo vergine di una vasta prateria o in contesti simili. Questo studio, invece, ha dimostrato chiaramente l'importanza di includere la posizione, in tutti i quei casi in cui l'effetto dell'azione umana (l'insieme delle procedure agricole) è funzione delle particolari proprietà locali. Omettere questa importante informazione relativa al posizionamento nell'analisi, vuol dire comprometterne i risultati e non utilizzare appieno l'informazione disponibile. Nel passato non si è dato rilievo alla posizione e la randomizzazione delle misure era un tentativo di compensare questa variabilità ineluttabile, in quanto non si era in grado di misurarla direttamente: "l'errore residuo" conteneva in realtà questa componente spaziale. Oggi si dispone di strumenti statistici, forniti dalla geostatistica, che consentono di stimare la dipendenza spaziale, a patto però che ogni misura venga georeferenziata.

Conclusioni

Misure di impedenza meccanica con un penetrometro a cono sono state eseguite secondo una griglia approssimativamente regolare in un campo coltivato a grano duro e ripetute nelle stesse postazioni in quattro momenti differenti del ciclo colturale del frumento.

L'analisi geostatistica e statistica ha messo in evidenza l'estrema variabilità sia spaziale che temporale, del dato di impedenza meccanica. Le misure georeferenziate appaiono fortemente influenzate dalla profondità, dal contenuto idrico, dal momento della misura (legato all'assorbimento idrico delle colture), dal grado di compattamento, come conseguenza delle lavorazioni e delle varie operazioni agronomiche.

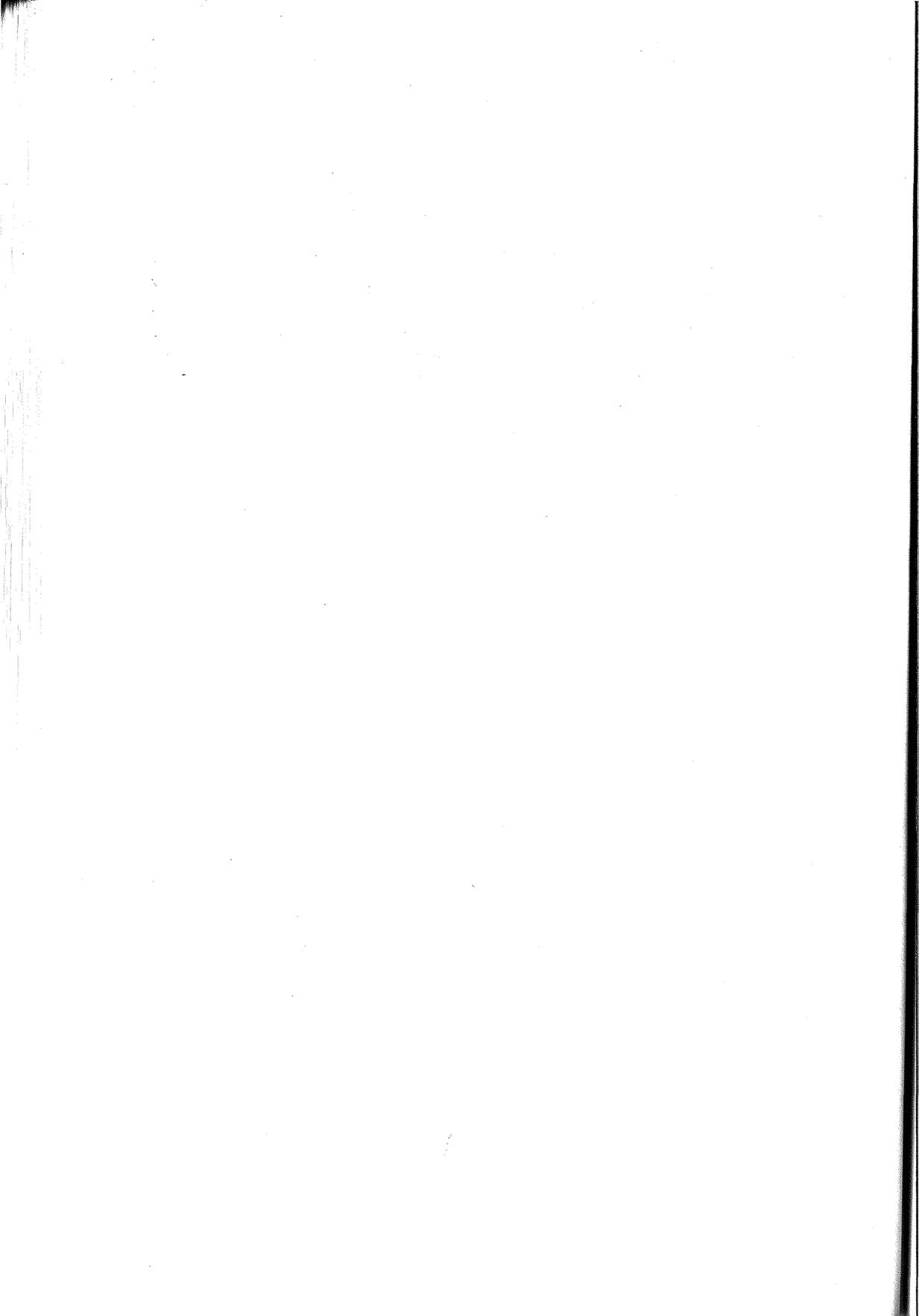
Noi crediamo che tutte quelle analisi volte a stimare l'effetto di particolari operazioni agronomiche sulle proprietà fisiche del suolo, quale per esempio l'impedenza meccanica, debbano includere necessariamente, fra gli altri fattori, anche la posizione, per poter giungere ad una interpretazione più completa e meno ambigua dei risultati.

Bibliografia

- Busscher W.J., Sojka R.E., Doty C.W. (1986). *Residual effects of tillage on coastal plain soil strength*. Soil Science 141:144-148.
- Busscher W.J. (1987). *Effect of water content changes on strength for south-eastern coastal plain soils*. Agronomy Abstracts. ASA, Madison (Wisconsin):237.
- Busscher W.J., Bauer P.J., Camp C.R., Sojka R.E. (1997). *Correction of cone index for soil water content differences in a coastal plain soil*. Soil & Tillage Research 43:205-217.
- Camp C.R. Jr., Lund Z.F. (1968). *Effect of mechanical impedance on cotton root growth*. Transaction ASAE 11:188-190.
- Campbell R.B., Reicosky D.C., Doty C.W. (1974). *Physical properties and tillage of Paleudults in the Southeastern Coastal Plains*. Journal Soil Water Conservation 29:220-224.
- Campbell D.J., O'Sullivan M.F. (1991). *The cone penetrometer in relation to trafficability, compaction, and tillage*. In: *Soil Analysis, Physical Methods* (Ed K.A. Smith, C.E. Mullins). Marcel Dekker Inc., New York (NY):399-429.
- Castrignanò A., Lopez G. (1991). *Variabilità spazio-temporale del SAR lungo il profilo di un suolo argillo-alcalino*. In: *Fertilità del Terreno e Biomassa Microbica*. Congedo Editore:135-141.
- Castrignanò A., Maiorana M., Fornaro F. (2000). *Evaluation of mechanical impedance of a silty-clay soil in two soil tillage systems in southern Italy*. Advances in GeoEcology, 32. In stampa.
- Deutsch, C.V., Journel, A.G. (1998). *GSLIB. Geostatistical Software Library and User's guide*. Seconda edizione. New York, Oxford. Oxford University Press.
- Doran J.W., Parkin T.B. (1994). *Defining and assessing soil quality*. In: *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment* (Ed. J.W. Doran, D.C. Coleman, D.F. Bezdicek, B.A. Stewart), Soil Sci. Soc. Am. Spec. Publ. n° 35. Madison, Wisconsin:3-21.
- Freitag D.R. (1967). *Penetration tests for soil measurements*. ASAE Paper n° 67, pp. 652. Presentato al 1967 Winter Meeting, Detroit (Michigan).
- Gerard C.J., Sexton P., Shaw G. (1982). *Physical factors influencing soil strength and root growth*. Agronomy Journal, 74:875-879.
- Gerrard A.J. (1982). *The use of hand-operated soil penetrometers*. Area 14:543-559.
- Keckler D. (1995). *Surfer for Windows. Version 6*. Golden software Inc., Golden (CO).
- Larson W.E., Pierce F.J. (1991). *Conservation and enhancement of soil quality*. In: *Evaluation for Sustainable Land Management in the Developing World*, Vol. 2, "Technical Papers". Bangkok, Thailand: International Board for Soil Research and Management. IBSRAM Pro. n° 12 (2).
- Mulqueen J., Stafford J.V., Tanner D.W. (1977). *Evaluating penetrometers soil strength*. Journal of Terramechanics 14:137-151.
- Nielsen D.R., Biggar J.W., Erh K.T. (1973). *Spatial variability of field measured soil-water properties*.

Hilgardia 42:215-260.

- O'Sullivan M.F., Dickson J.W., Campbell D.J. (1987). *Interpretation and presentation of cone resistance data in tillage and traffic studies*. Journal Soil Science 38:137-148.
- Perumpral J.V. (1987). *Cone penetrometer application: a review*. Transaction ASAE 30:939-944.
- Rao C.R. (1964). *The use and interpretation of principal component analysis in applied research*. Sankhya A(26):329-358.
- Spiverly L.D. Jr., Busscher W.J., Campbell R.B. (1986). *The effect of texture on strength in south-eastern Coastal Plain soils*. Soil & Tillage Research 6:351-363.
- Stelluti M., Maiorana M., De Giorgio D. (1998). *Multivariate approach to evaluate the penetrometer resistance in different tillage systems*. Soil & Tillage Research 46:145-151.
- Stockon J.G., Warrick A.W. (1971). *Spatial variability of unsaturated hydraulic conductivity*. Soil Science Society American Proceedings 35:847-848.
- Taylor H.M., Robertson G.M. e Parker J.J. Jr. (1966). *Soil strength-root penetration relations for medium-to-coarse-textured soil materials*. Soil Science 102, 18-22.



APPLICAZIONE DELLA RIFLETTANZA BI-DIREZIONALE ALLO STUDIO DEGLI OSSIDI DI FERRO NELLE TERRE ROSSE

C. Colombo *, A.P. Leone **, F. Terribile ***

*Dip. Di Scienze Animali Vegetali e dell'Ambiente, Università del Molise (CB)

**CNR - Istituto Irrigazione, Ercolano (NA)

***Dip. di Scienze Chimico-Agrarie, Università di Napoli Federico II

Abstract

Two methods (the convex-hull normalisation and derivative spectroscopy) for the parametrisation of spectral reflectance in the 400-1300 nm optical domain have been shown. These methods have been applied to laboratory bi-directional reflectance measurements for the evaluation of iron oxides content in Terra Rossa soils from the Puglia region (Southern Italy). The interference of organic matter on the iron oxides-induced spectral features has also been evaluated and effectively revealed.

Riassunto

Sono stati illustrati due metodi (normalizzazione convex-hull e spettroscopia derivata) di parametrizzazione della riflettanza spettrale nel dominio ottico riflessivo 400-1300 nm. Questi metodi sono stati applicati a misure di riflettanza bi-direzionale di laboratorio per la stima dei contenuti ossidi di ferro in suoli delle Terra Rossa pugliese. È stata altresì valutata ed effettivamente riscontrato l'interferenza della sostanza organica sulle caratteristiche spettrali indotte dagli ossidi di ferro.

Introduzione

La riflettanza spettrale ¹ del suolo è una proprietà cumulativa risultante dal comportamento spettrale intrinseco di combinazioni eterogenee di minerali, sostanza organica e acqua (Baumgardner et al., 1985). Numerose ricerche si sono occupate dello studio delle relazioni tra riflettanza spettrale, nel dominio ottico riflessivo compreso tra 400 e 2500 nm e specifiche proprietà dei suoli. Sono state inoltre pubblicate alcune importanti *reviews* riguardanti tale argomento (es. Baumgardner et al., 1985; Irons et al., 1989; Madeira Netto, 1995; Leone, 2000). Le conoscenze acquisite consentono di formulare valutazioni qualitative sulle proprietà di suoli sconosciuti, attraverso il confronto visivo dei loro spettri di riflettanza con quelli di suoli 'tipici' e/o di specifici minerali. Valutazioni quantitative o semi-quantitative delle predette proprietà, richiedono, invece, l'adozione di adeguati metodi di parametrizzazione degli spettri di riflettanza (Scheinost et al., 1998).

La riflettanza spettrale può essere misurata in laboratorio, utilizzando uno *spettrofotometro*, con l'ausilio di una sfera integrante ed un bianco standard calibrato (Fernandez e Schultze, 1987). Questo strumento consente misure precise, standardizzate e ad elevata risoluzione spettrale della *riflettanza diffusa* (rapporto tra intensità della luce riflessa da un oggetto, in tutte le direzioni ed intensità della luce incidente perpendicolarmente su di esso). Le misure spettrofotometriche di laboratorio riguardano, tuttavia, soltanto frazioni fini di

¹ Frazione del flusso elettromagnetico incidente riflessa da una superficie (Nicodemus et al., 1977).

piccoli campioni di suolo. Inoltre, l'intero processo di raccolta, preparazione e scansione dei campioni è piuttosto lungo (Escadafal, 1994).

La riflettanza spettrale può essere misurata in campo (oltre che in laboratorio), su superfici disturbate o indisturbate, di dimensioni variabili da qualche centimetro a diversi metri, utilizzando uno *spettrometro portatile*. Questo strumento consente di realizzare misure rapide e dettagliate del "*fattore di riflettanza bi-direzionale*" (*bidirectional reflectance factor, BRF*) (vedi paragrafo successivo).

Il progresso registrato nell'ultimo decennio nelle prestazioni degli spettrometri (sia in termini di qualità degli spettri, sia di velocità d'acquisizione delle misure), ha accresciuto considerevolmente l'interesse di studiosi e professionisti verso le applicazioni della spettroscopia in riflettanza bi-direzionale allo studio dei suoli.

Nella presente comunicazione, dopo aver chiarito il concetto di riflettanza bi-direzionale, saranno illustrati due metodi di parametrizzazione degli spettri di riflettanza: a) la "*normalizzazione degli spettri*", e b) la "*spettroscopia derivata*". Saranno, quindi, discussi i risultati di uno studio preliminare riguardante l'applicazione dei predetti metodi all'analisi di spettri di riflettanza bi-direzionale di un campione di suoli della Terra Rossa pugliese per la stima degli ossidi di Fe, in particolare *ematite (Em)* e *goethite (Gt)*. *Em* e *Gt* predominano, infatti, rispetto agli altri ossidi di Fe ed hanno una grande influenza sulle proprietà chimiche e fisiche dei suoli in questione (Colombo e Terribile, 1994). La loro valutazione analitica, secondo i metodi tradizionali (es., DXRD mediante estrazione chimica e spettroscopia Hössbauer) è piuttosto laboriosa e costosa. La loro stima, basata sulla parametrizzazione degli spettri di riflettanza, se realizzabile, presenterebbe, invece, il grande vantaggio di ridurre significativamente sia i costi che i tempi delle analisi.

Gli ossidi di ferro producono le principali bande d'assorbimento nel visibile (VIS, 400-700 nm) ed infrarosso vicino (IRV, 700-1300 nm) (Sherman e Waite, 1985). Pertanto, nella comunicazione sarà fatto specificamente riferimento a questi due domini spettrali.

La riflettanza bi-direzionale

Quando l'illuminazione è fortemente direzionale e la superficie del target (es., il suolo) è eterogenea e non lambertiana (così come frequentemente accade in condizioni di campo o in laboratorio, su campioni di suolo non setacciati) il valore della riflettanza varia in funzione dell'angolo di vista del sensore (Milton, 1987). La grandezza misurata è allora il fattore di riflettanza bi-direzionale (*Bi-directional reflectance factor, BRF*).

La figura 1 illustra le relazioni geometriche di base tra la radiazione che arriva alla super-

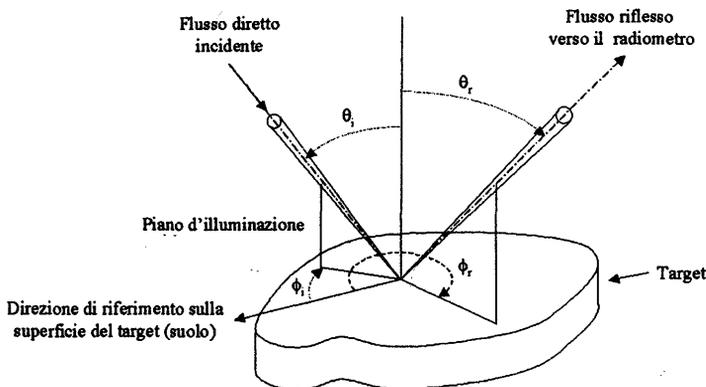


Fig. 1. Geometria della radiazione riflessa da una superficie in relazione alla radiazione su di essa incidente (da Baumgarder et al., 1985 e Milton et al., 1987, mod.)

ficie del suolo e quella da essa riflessa. La posizione della sorgente principale di irraggiamento (es., il sole) e quella del sensore (lo spettroradiometro) sono definiti, ciascuno, da due angoli: l'angolo rispetto alla verticale (angolo zenitale, θ) e quello misurato sul piano orizzontale rispetto ad una direzione di riferimento (angolo azimutale ϕ). L'energia proveniente dal sole e quella riflessa verso il sensore possono essere pensate come confinate in due esili coni allungati, ciascuno dei quali sottende un piccolo angolo alla superficie del target (suolo), chiamato angolo solido e misurato in steradiani (sr). Se questi angoli solidi sono sufficientemente piccoli, la riflettanza del target può essere definita come:

$$f(\theta_i, \phi_i, \theta_r, \phi_r) = \frac{dL(\theta_r, \phi_r)}{dE(\theta_i, \phi_i)}$$

dove dL è il flusso di radiazione solare riflesso per unità di angolo solido (*radianza*); dE è il flusso di radiazione solare incidente per unità di angolo solido (*irradianza*); "i" ed "r" indicano, rispettivamente, la radiazione incidente e riflessa. Entrambe, radianza ed irradianza variano in *zenith* e *azimut*, pertanto, per specificare completamente il campo di riflettanza al target, la riflettanza stessa deve essere misurata in tutte le possibili direzioni, rispetto alla sorgente e al sensore. La misura risultante è la "funzione di distribuzione della riflettanza bi-direzionale" (*bi-directional reflectance distribution function, BRDF*).

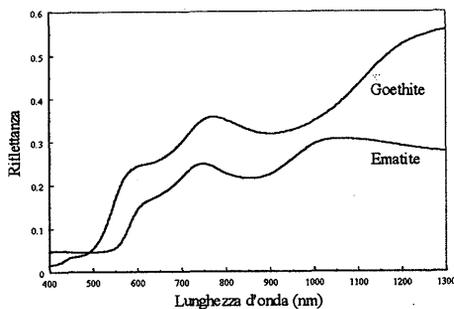
La misura della BRDF rappresenta, comunque, un problema particolarmente complicato da risolvere. Sarebbe, infatti, necessario disporre un sensore alla superficie del target, per misurare la radiazione incidente ed uno nella posizione d'osservazione, per misurare la radiazione riflessa. Un metodo sperimentalmente più comodo per la misura è quello che utilizza la riflettanza standard di un pannello di riferimento ideale, perfettamente diffuso, completamente riflettente. In tal caso, un singolo sensore è situato nella stessa posizione d'osservazione ed utilizzato per misurare sia la radiazione riflessa dal pannello, che quella riflessa dalla superficie d'interesse (es., suolo). Se entrambe le superfici sono osservate ed illuminate nelle stesse condizioni, il rapporto tra le due misure è definito *fattore di riflettanza*. Se esse sono invece rilevate utilizzando strumenti con angoli d'osservazione stretti e conici, allora si parla, più propriamente, di *fattore di riflettanza bi-conica (bi-conical reflectance factor)*. Poiché in pratica non esiste un pannello perfettamente riflettente, viene fatta una correzione che tiene conto della riflettanza spettrale del pannello:

$$R(\theta_i, \phi_i, \theta_r, \phi_r) = \frac{dL_t(\theta_r, \phi_r)}{dL_p(\theta_r, \phi_r)} k(\theta_i, \phi_i, \theta_r, \phi_r)$$

dove, dL_t è la radianza del target, dL_p quella del pannello nelle stesse specifiche condizioni di illuminazione e di osservazione e k è il fattore di correzione del pannello. Occorre osservare che k dipende anche dalla configurazione angolare, poiché in pratica non è possibile ottenere un pannello standard perfettamente lambertiano. In queste condizioni, la quantità misurata è definita "*fattore di riflettanza bi-direzionale*" (*bi-directional reflectance factor, BRDF*), di seguito riferito, per semplicità, come *riflettanza bi-direzionale*. Il BRDF è relazionato alla BRDF nel modo seguente:

$$R(\theta_i, \phi_i, \theta_r, \phi_r) = \pi f(\theta_i, \phi_i, \theta_r, \phi_r)$$

Il termine bi-direzionale, in questo contesto, fa riferimento ai due angoli coinvolti nella misura, uno per la posizione della sorgente ed uno per la posizione del sensore. Nella precedente equazione, tutti i termini sono anche dipendenti dalla lunghezza d'onda, λ , non indicata, per chiarezza.



Tipo di transizione	Posizione delle bande d'assorbimento (nm)	
	Ematite	Goethite
${}^4T_1 \leftarrow {}^6A_1$	885	915
${}^4T_2 \leftarrow {}^6A_1$	650	650
${}^2({}^4T_1) \leftarrow 2({}^6A_1)$	530	480
${}^4E, {}^4A_1 \leftarrow {}^6A_1$	445	435

Fig. 2. Spettri di riflettanza della Goethite (FeOOH) e dell'ematite (Fe₂O₃) nella regione 400 - 1300 nm. L'attribuzione e l'esatta posizione delle differenti bande d'assorbimento sono mostrate nella tabella

della forma generalmente convessa degli spettri di riflettanza, oltre che per le caratteristiche delle bande stesse, che appaiono generalmente larghe e poco profonde, a causa degli elevati livelli di energia richiesti dai processi di transizione elettronica che le determina (Elachi, 1987).

Normalizzazione degli spettri

Le bande d'assorbimento degli ossidi(idrossidi) di Fe possono essere facilmente riconosciute e quantizzate se la forma convessa degli spettri è normalizzata (Fig. 3). L'effetto di tale normalizzazione è che ogni spettro è portato pressappoco allo stesso livello di brillantezza relativa. In letteratura, i procedimenti di normalizzazione sono riferiti (definiti) come "convex-hull differences" (es., Grove et al., 1992; Green e Graig, 1985) o "convex-hull quotient" (es., van der Meer, 1995). La tecnica della *convex-hull* è analoga all'adattamento di un elastico sopra uno spettro in modo da formare un *continuum* (o *hull*). La differenza tra la *hull* e lo spettro originale è sottratta da una costante (es., 100) per ottenere la *hull-difference*, oppure viene considerato il rapporto percentuale tra lo spettro originale e la *hull*, per ottenere la *hull-quotient*. Dopo la normalizzazione, è possibile identificare la posizione delle bande d'assorbimento e quantificare gli altri parametri (profondità, FWHM, asimmetria e area) (Fig. 3) che descrivono dette bande.

Spettroscopia derivata

Una tecnica efficace per amplificare la struttura fine delle curve di riflettanza spettrale nel VIS-IRV è la spettroscopia derivata. Essa consiste nel calcolare la derivata prima, seconda o di ordine superiore di uno spettro di riflettanza o della sua "funzione di remissione", in

Parametrizzazione degli spettri

Nei domini spettrali VIS-IRV, gli ossidi di ferro mostrano differenti bande d'assorbimento dovute, secondo Sherman e Waite (1985), a singole transizioni elettroniche (${}^4T_1 \leftarrow {}^6A_1$, ${}^4T_2 \leftarrow {}^6A_1$ e ${}^4E, {}^4A_1 \leftarrow {}^6A_1$) ed una coppia di transizioni [${}^2({}^4T_1) \leftarrow 2({}^6A_1)$] (Fig. 2). Le tre transizioni singole determinano la posizione delle bande d'assorbimento, vicino a 885, 650 e 445 nm, per l'*Em* e vicino a 915, 650 e 435 nm per la *Gt*; la coppia di transizioni determina, invece, la posizione delle bande d'assorbimento vicino a 530 nm, per l'*Em* e vicino a 480 nm per la *Gt*. Queste due bande sono responsabili del colore dominante (Munsell Hue) dei due ossidi: rosso per l'*Em* e giallo-bruno per la *Gt* (Baumgardner et al., 1985). In suoli contenenti miscele di *Em* e *Gt*, come nel caso della Terra Rossa, le bande d'assorbimento si sovrappongono, producendo picchi localizzati tra quelli dei due singoli minerali nella miscela (Madeira et al., 1997). La localizzazione dei picchi e la valutazione degli altri parametri caratterizzanti le predette bande è piuttosto difficile, a causa

relazione alla lunghezza d'onda e nel plottare la derivata piuttosto che lo spettro stesso (Cahill, 1979; Whitebeck, 1981). È quindi possibile valutare la posizione e l'intensità (o ampiezza) dei picchi di massima e di minima sulle curve derivate. Una descrizione dettagliata dei principi della spettroscopia derivata è riportata in Kosmas *et al.* (1984, 1986) e Malengreau *et al.* (1994; 1996). Per la valutazione degli ossidi di ferro, la tecnica della spettroscopia derivata è stata applicata prevalentemente alle "funzioni di remissione" degli spettri di riflettanza diffusa, misurati in laboratorio, con l'ausilio di spettrofotometri. La "funzione di remissione" è definita, in base alla teoria Kubelka-Munk, come:

$$F(R) = \frac{(1-R)^2}{2R} = \frac{K}{S}$$

dove, R è la riflettanza del campione (di suolo), K e S sono, rispettivamente, i coefficienti di assorbimento e di diffusione. L'ampiezza dei picchi della derivata seconda della funzione di remissione nel VIS-IRV può essere valutata facendo riferimento a tre differenti metodi (Brasset, 1995) (Fig. 4):

- Metodo della "tangente": l'ampiezza è definita in ordinata dalla distanza tra un picco di minima e la retta congiungente due picchi di massima successivi;
- Metodo "picco-a-picco": l'ampiezza è definita in ordinata dalla differenza tra un minimo e il massimo successivo;
- Metodo "zero-a-picco": l'ampiezza è uguale in ordinata alla distanza tra la linea zero ed il valore del picco.

La teoria di Kubelka-Munk per essere rigorosamente valida, deve essere applicata agli spettri di riflettanza diffusa (Clark e Roush, 1984). Come accennato nell'introduzione, questi spettri possono essere ottenuti attraverso misure spettrofotometriche di laboratorio. Tuttavia, la riflettanza bi-direzionale si avvicina alla riflettanza diffusa se le misure sono rea-

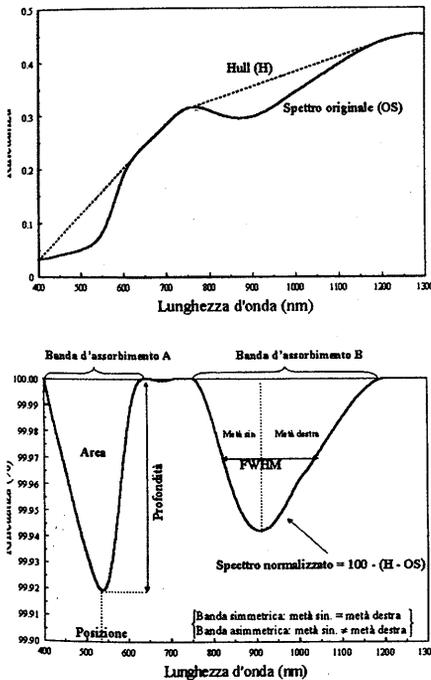


Fig. 3. (a sinistra) Esempio di 'convex hull-differences' trasformation nella regione 400-1300 nm, applicata allo spettro di riflettanza di uno dei campioni di suolo studiati FWHM = Full Width at Half Maximum (larghezza della banda calcolata in corrispondenza della metà della sua profondità)

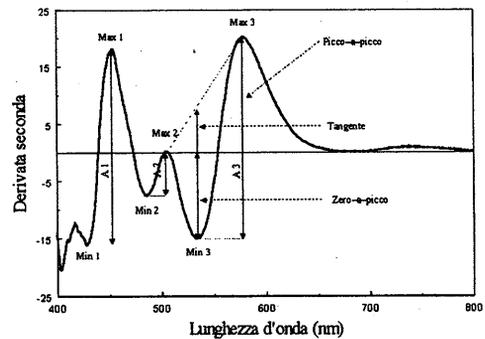


Fig. 4. (sopra) Determinazione dell'ampiezza di un picco attraverso tre metodi differenti: picco-a-picco, tangente e zero-a-picco. Esempio per la derivata seconda funzione di remissione di uno spettro di riflettanza di un suolo di un suolo ematitico

lizzate (con uno spettrometro) su superfici piane di campioni di suolo finemente setacciati. A tal fine, Bédidi (comunicazione personale) suggerisce di realizzare le misure su campioni setacciati almeno a 0.3 mm. Noi abbiamo confrontato le misure di riflettanza di suoli setacciati a 0.25 mm e a 2 mm (terra fine), senza rilevare apprezzabili differenze.

Uso della "normalizzazione" e della "derivata seconda" per studio di suoli della Terra Rossa pugliese

Materiali e metodi

Sono stati esaminati sedici campioni di suolo, raccolti in corrispondenza degli orizzonti A e B di sei differenti profili, classificati come *Xeralf* (Soil Survey Staff, 1992). Ciascun campione è stato essiccato all'aria e setacciato a 2 mm, quindi suddiviso in due frazioni, una utilizzata per le misure di riflettanza spettrale, l'altra per la determinazione della sostanza organica e degli ossidi di ferro, attraverso la diffrazione differenziale ai raggi-X (DXRD).

La frazione dei campioni destinata alle misure spettrali è stata disposta in una capsula circolare nera di 10 cm di diametro e 2 cm di profondità e livellata (ma non pressata), in modo da ottenere una superficie liscia (ma non speculare). Per ciascun campione è stata misurata la riflettanza bi-direzionale, utilizzando uno spettrometro mod. ASD FieldSpec, ad elevata risoluzione spettrale. Per ciascun campione sono state realizzate quattro misure, successivamente mediate, per ridurre il rumore strumentale. Gli spettri di riflettanza sono stati quindi filtrati, utilizzando, due volte, successivamente, un "5 points moving average filter". Ciò ha consentito di ridurre ulteriormente il rumore strumentale, senza tuttavia degradare sostanzialmente la forma degli spettri stessi.

Gli spettri (mediati e filtrati) sono stati "normalizzati", adottando la tecnica della "convex-hull difference". Dopo la normalizzazione, sono state quantificate le caratteristiche (posizione, FWHM, asimmetria ed area) delle bande d'assorbimento. A partire dagli stessi spettri, sono state calcolate le funzioni di remissione e le relative derivate seconde. La trasformazione nelle derivate seconde è più sensibile della "convex-hull normalisation" ai rumori strumentali ad elevata frequenza pertanto, prima della derivazione, ciascuna funzione di remissione è stata ulteriormente filtrata, utilizzando due volte, successivamente, un "5 points moving average filter". Tutte le operazioni riguardanti gli spettri (mediazione, filtraggio, normalizzazione, derivazione) sono state realizzate utilizzando un software dedicato, denominato SPEX (Spectral Explorer) (Loercher, 1996), operante in ambiente IDL (*Interactive Data Language*) vers. 5.2.1 (IDL, 1999).

Al fine di esplorare le relazioni statistiche tra i parametri spettrali ed i contenuti di ossidi di ferro, è stata realizzata un'analisi di correlazione. Utilizzando lo stesso approccio statistico, sono state altresì analizzate le relazioni tra i parametri spettrali ed i rapporti Em/Gt , $Em/(Em+Gt)$, Em/SO e Gt/SO .

Risultati e discussioni²

Normalizzazione degli spettri

La normalizzazione degli spettri nel dominio VIS-IRV (400-1300 nm), utilizzando la procedura della "convex-hull differences" ha consentito di identificare e parametrizzare due importanti bande d'assorbimento (fig. 3), posizionate intorno alle lunghezze d'onda medie

² Per problemi di spazio, i risultati non sono riportati anche in forma tabellare.

527 nm (banda A) e 904 nm (banda B). È stata osservata, ma non parametrizzata, anche una banda minore intorno a 650 nm.

Utilizzando l'analisi di correlazione lineare, sono state osservate alcune relazioni significative tra i parametri caratterizzanti le due bande principali (A e B) degli spettri normalizzati e i dati relativi ai contenuti dei due ossidi(idrossidi) di ferro (*Em* e *Gt*), ai loro rapporti reciproci [*Em/Gt*, *Em/(Em+Gt)*] e a quelli con la sostanza organica (*SO*) (*Em/SO* e *Gt/SO*).

Per quanto riguarda la banda A, l'area è risultato il parametro meglio correlato ai due ossidi(idrossidi) di ferro ($r = 0.80$ per l'*Em*; $r = 0.76$ per la *Gt*). Relazioni positive sono state altresì osservate tra le predette variabili mineralogiche, la profondità e la posizione della banda A. Per quanto riguarda l'*Em*, tutte le correlazioni precedentemente menzionate hanno mostrato sostanziali miglioramenti ($r > 0.80$) quando il contenuto di questo minerale è stato posto in relazione a quello della *SO* (*Em/SO*). La profondità della banda A è risultato il parametro che meglio esprimeva le variazioni del rapporto *Em/SO* ($r = 0.88$).

Significative correlazioni sono state altresì trovate tra i due ossidi(idrossidi) di ferro (*Em* e *Gt*) ed i parametri della banda B, con la sola eccezione della posizione di questa banda. Le relazioni tra *Em*, FWHM, (e in modo particolare) profondità ed area della banda B sono considerevolmente migliorate, ancora una volta, quando è stato considerato il rapporto *Em/SO* ($0.85 < r < 0.98$). Per quanto riguarda la *Gt*, in pochi casi le relazioni con i parametri spettrali sono migliorate quando questo idrossido di Fe è stato rapportato alla *SO* (*Gt/SO*). L'asimmetria della banda B è risultato il parametro meglio correlato alle variazioni del rapporto *Gt/SO* ($r = -0.84$). Questi risultati confermano l'impatto significativo della *SO* sulle caratteristiche delle bande d'assorbimento degli ossidi di Fe (soprattutto dell'*Em*), nel dominio spettrale 400 - 1300 nm. Tuttavia, occorre notare che le relazioni osservate tra i rappor-

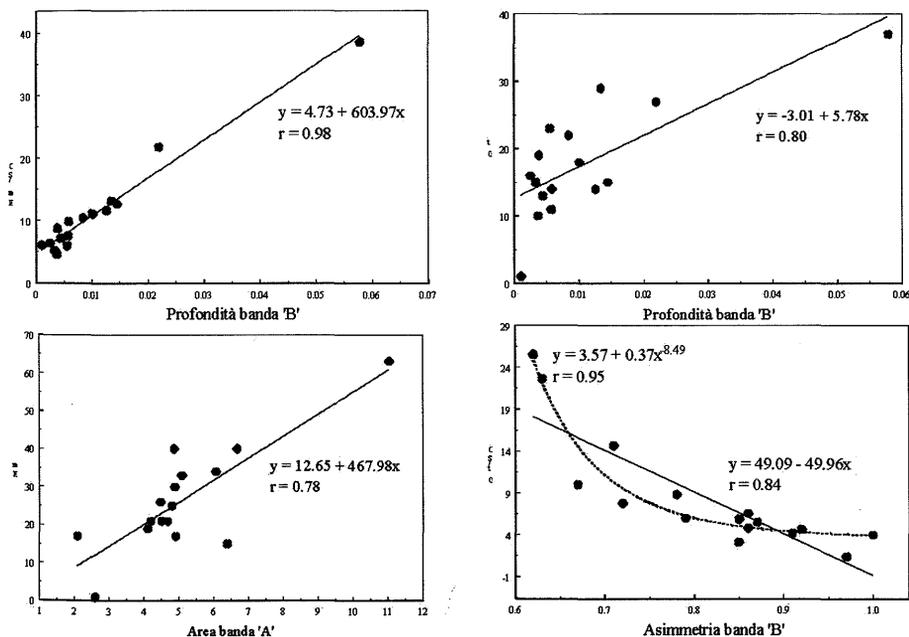


Fig. 5. Migliori relazioni significative tra quelle osservate tra le variabili spettrali delle bande A e B (spettri normalizzati) e le variabili mineralogiche. Em=ematite; Gt=goethite; So=sostanza organica

ti ossidi(idrossidi) di Fe/SO ed i parametri spettrali sono minori nel caso della banda A, rispetto alla banda B. Le migliori relazioni osservate tra i parametri spettrali delle bande A e B e le variabili mineralogiche considerate sono illustrate nella figura 5.

Derivata seconda

Le curve derivate seconde hanno mostrato tre picchi di minima, posizionati intorno ai valori medi 425, 485 e 534 nm, rispettivamente, e tre picchi di massima, posizionati intorno ai valori medi 453, 506 e 578 nm. Non sono state osservate correlazioni significative tra la posizione dei predetti picchi di massima e di minima e le variabili mineralogiche, né tanto meno tra queste ultime e l'ampiezza A1. Sono state rilevate soltanto relazioni da deboli a moderate tra A2 e *Gt* ($r = 0.63$) e tra A2 e *Gt/SO* ($r = 0.75$). Relazioni da moderate a relativamente alte sono state invece osservate tra A3 e le variabili mineralogiche *Em* e *Gt* ($r = 0.77$ e 0.73 , rispettivamente) e *Em/SO* ($r = 0.93$). Quest'ultima correlazione ha confermato, ancora una volta, l'influenza della SO sulla risposta spettrale degli ossidi di ferro.

Conclusioni

Le misure spettrometriche di laboratorio su frazioni fini (< 2 mm) di campioni di suolo della Terra Rossa hanno consentito di realizzare spettri di riflettanza di ottima qualità (basso rumore strumentale) nel dominio spettrale 400-1300 nm. L'applicazione di semplici tecniche di filtraggio ha ridotto ulteriormente il rumore strumentale ad elevata frequenza, senza degradare significativamente le caratteristiche degli spettri, consentendo, quindi, la corretta applicazione dei procedimenti di normalizzazione, secondo la tecnica della "convex-hull differences", e di trasformazione delle funzioni di remissione degli spettri in curve di derivata seconda.

L'analisi di correlazione statistica ha mostrato moderate relazioni tra i parametri identificati e misurati sugli spettri normalizzati e le curve derivate ed i contenuti di ossidi(idrossidi) di Fe (*Em* e *Gt*). Il coefficiente di correlazione (r) è migliorato sensibilmente quando i contenuti di *Em* e *Gt* sono stati rapportati al contenuto di SO, evidenziando, così, l'influenza considerevole di questo costituente del suolo sul comportamento spettrale intrinseco dei due ossidi(idrossidi) di Fe, in particolare dell'*Em*. Tale interferenza è risultata più rilevante nel VIS (al disotto di 700 nm) che nell'IRV (oltre 700 nm), confermando i risultati di precedenti studi (es., Galvão e Vitorello 1998).

I risultati ottenuti nel presente studio necessitano di essere confermati su un numero maggiore di campioni di suolo, soprattutto per valutare l'influenza della SO. Ulteriori ricerche potranno riguardare la verifica dell'utilità dei metodi di parametrizzazione applicati a misure di riflettanza realizzate direttamente in campo.

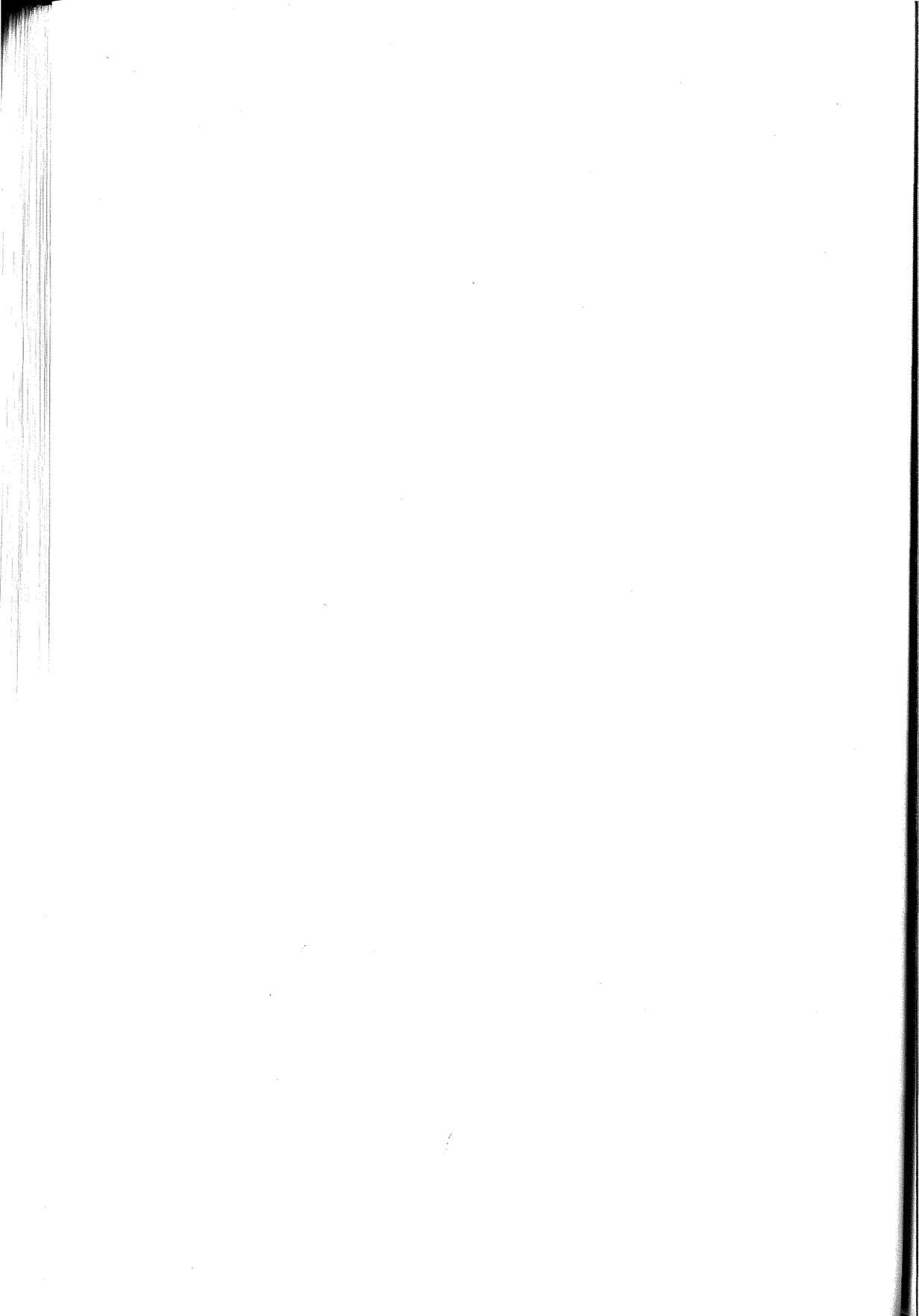
Ringraziamenti

Gli autori ringraziano gli anonimi referees della rivista per gli utili suggerimenti nella revisione del lavoro

Bibliografia

Baumgardner M.F., Silva L.F., Biehl L.L., Stoner R (1985). *Reflectance properties of soils*. Advances in Agronomy 38:1-44.

- Brasset T. (1995). *Etude par spectroscopy en reflectance diffuse (visible e proche infraruge) de la transformation de l'heritage ferralitique en Basse-Casamance (Senegal)*. These de Doctorat de l'Université Denis Diderot – Paris VII, pp. 216.
- Cahill J.E. (1979). *Derivative spectroscopy: understanding its application*. Am. Lab. 1979:79-85.
- Clark R.N., Roush T.L. (1984). *Reflectance spectroscopy: quantitative analysis techniques for remote sensing applications*. J. Geophys. Res., No B7:6329-6340.
- Colombo C., Terribile F. (1994). *Weathering relationships between glauconite, aluminous illite and iron oxides in terra rossa of southern Italy*. Proc. 15th World Congress of Soil Science, Acapulco, Mexico. July 1994, Commission VII:49-66.
- Elachi C. (1987). *Introduction to physics and techniques of remote sensing*. John Wiley & Sons, New York.
- Escadafal R. (1994). *Soil spectral properties and their relationships with environmental parameters - Examples from arid regions*. In: Hill J., Mégier J. (Eds), *Imaging Spectrometry - a tool for Environmental Observations*. Kluwer Academic Publishers, Amsterdam:71-87.
- Fernandez R.N., Schultze D.G. (1987). *Calculation of soil color from reflectance spectra*. Soil Sci. Soc. Am. J., 51:1277-1282.
- Galvão L.S., Vitorello I. (1998). *Role of organic matter in obliterating the effects of iron on spectral reflectance and colour of Brazilian tropical soils*. Int. J. Remote Sensing 10:1969-1979.
- Green A.A., Graig M.D. (1985). *Analysis of aircraft spectrometer data with logarithmic residuals*. Proc. Airborne Imaging Spectroscopy Workshop, 8-10 April, JPL-Public. 85-41, Jet Propulsion Laboratory, Pasadena, California:111-119.
- Grove C.I., Hook S.J., Paylor II E.D. (1992). *Laboratory reflectance spectra of 160 minerals, 0.4 to 2.5 micrometers*. JPL-Public. 92-2, Pasadena, California, pp. 406.
- Irons J.R., Weismüller R.A., Petersen, G.W. (1989). *Soil reflectance*. In: Asrar G. (Ed.), *Theory and Applications of optical remote sensing*, Wiley, New York:66-106.
- Kosmas C.S., Curi N., Bryant R.B., Franzmeier D.P. (1984). *Characterization of iron oxide minerals by second-derivative visible spectroscopy*. Soil Sci. Soc. Am. J. 48:401-405.
- Kosmas C.S., Franzmeier D.P., Schulze D.G. (1986). *Relationship among derivative spectroscopy, color, crystallite dimensions, and Al substitution of synthetic goethites and hematite*. Clays and Clay Minerals 6:625-634.
- Leone A.P. (2000). *Spettroscopia e valutazione della riflettanza spettrale dei suoli nel dominio ottico 400-2500 nm*. Rivista Italiana di Telerilevamento (in stampa).
- Loercher G. (1996). *Investigation of Data Processing Model for Integrating Hyperspectral Data Sets into GIS*. In: Proc. Second International Airborne Remote Sensing Conference and Exhibition, San Francisco, California, 24-27 June 1996, vol. 3:112-117.
- Maderira Netto J. da S. (1995). *Spectral properties of soils*. In: Proc. Coloquio Internacional "Propiedades espectrales y teledeteccion de los suelos y rocas del visible al infrarrojo medio", La Serena, 24-27 Abril, 1995:241-255.
- Madeira J., Bédidi, A., Pouget, J., Cervelle B., Flay N. (1997). *Spectrometric indices (visible) of hematite and goethite contents in lateritic soils. Application to a TM image for soil mapping of Brasilia area*. Int. J. Remote Sens., 13:2835-2852.
- Malengreau N., Muller J.P., Calsa G. (1994). *Fe-speciation in kaolins: a diffuse reflectance study*. Clays and Clay Minerals 42:137-147
- Malengreau N., Bédidi A., Muller J.P., Herbillon A.J. (1996). *Spectroscopic control of iron oxide dissolution in two ferralitic soils*. Eur. J. Soil Sci. 47:13-20.
- Milton E.J. (1987). *Principles of field spectroscopy*. Int. J. Remote Sens. 12:1807-1827.
- Scheinost A.C., Chavernas A., Barrón V., Torrent J. (1998). *Use and limitations of second-derivative diffuse reflectance spectroscopy in the visible to near-infrared range to identify and quantify Fe oxide minerals in soils*. Clays and Clay Minerals 5:528-536.
- Sherman D.M., Waite T.D. (1985). *Electronic spectra of Fe³⁺ oxides and oxide hydroxides in the near IR to near UV*. American Mineralogist 70:1262-1269.
- Soil Survey Staff (1992). *Keys to Soil Taxonomy*. Technical Monograph N. 19. Blacksburg (Virginia), pp. 541.
- Whitebeck M.R. (1981). *Second derivative infrared spectroscopy*. Appl. Spectroscopy 35:93-95.



USO DI INDICI GEOCHIMICI E MINERALOGICI NELLO STUDIO DELLA PEDOGENESI IN AMBIENTE SEMI-ARIDO

E. Bonifacio, B. Biasiol, S. Santoni, E. Zanini

Università di Torino, DIVAPRA Chimica Agraria, via L. da Vinci 44, 10095 Grugliasco (TO)

Abstract

During pedogenesis, the most soluble elements are leached out of the soil profile and mineralogical transformations occur. The geochemical approach to pedogenesis allows the evaluation of different pedogenic phases through the estimate of elemental trends, but does not take into account the possible additions and losses of soil materials. Aim of this work was to evaluate the pedogenic history in a Typic Quartzipsamment of semi-arid environment, using both geochemistry and mineralogy, with special emphasis on soil mineral crystallinity. Eight regular samples were taken, from the present soil surface to the depth of the sandstones. The elemental composition was evaluated using HF and the mineral composition in clay and sand fractions was determined by XRD. The indexes of variation were determined for all elements and appreciable losses were evinced. The trend is not regular indicating different pedogenic phases probably related to climate changes. Additions of new materials are located between phases where losses prevail. The most important addition phase is at 80-100 cm depth, but closer to the surface, other more recent ones were found, although of less importance.

Riassunto

Durante la pedogenesi, prevalentemente sotto l'azione dell'acqua, i suoli vanno incontro a perdite degli elementi più mobili e a trasformazioni mineralogiche. L'approccio geochimico alla pedogenesi sfrutta la valutazione del trend dei diversi elementi per individuare diverse fasi evolutive, ma non tiene conto dei possibili apporti/asporti di materiale. Scopo di questo lavoro è stata la valutazione dei diversi momenti pedogenetici in un Typic Quartzipsamment di ambiente semi-arido, abbinando all'approccio geochimico valutazioni mineralogiche e, in modo particolare, la cristallinità dei minerali. Sono stati prelevati otto campioni ad intervalli di 20 cm dalla superficie al raggiungimento delle arenarie. Dai campioni è stata determinata la composizione elementare dopo attacco acido e la frazione sabbiosa e quella argillosa sono state analizzate per diffrazione RX. Per tutti gli elementi sono stati determinati gli indici di variazione percentuale rispetto all'arenaria. È stato così possibile evidenziare per tutti gli elementi perdite notevoli con il procedere della pedogenesi, ma con andamento discontinuo, a testimoniare diversi momenti pedogenetici, probabilmente corrispondenti a diversi periodi climatici. A periodi in cui prevaleva la sottrazione di elementi sono intercalate fasi in cui materiale pedogeneticamente più fresco veniva depositato. La più importante di queste fasi costruttive è localizzata a 80-100 cm di profondità, ma altre, di minore entità, sono state evidenziate più in prossimità della superficie ad indicare fenomeni di ringiovanimento più recenti.

Introduzione

Nel corso della loro evoluzione i suoli vanno incontro a perdite o ad accumulo di elementi rispetto alla roccia madre da cui derivano. Partendo dal principio che l'acqua meteorica è il maggior agente di alterazione vengono sovente distinti tre trend evolutivi: il trend acido, quello alcalino e quello ridotto (Chesworth, 1992). La mobilità degli elementi nel suolo viene così a dipendere dalle proprietà chimiche degli ioni: i cationi basici sono facil-

mente mobilitati in tutti i trend evolutivi, con l'eccezione di quello operante negli ambienti estremamente aridi, così come gli elementi soggetti a movimento sotto forma di anioni non adsorbiti in modo specifico sul complesso di scambio. Titanio e alluminio sono normalmente considerati immobili, con l'eccezione per l'alluminio del trend acido podzolico, e soggetti ad accumulo residuale. La valutazione dei trend dei diversi elementi può fornire indicazioni interessanti circa la storia pedogenetica, soprattutto nel caso in cui la superficie su cui evolvono i suoli stessi sia antica, ma parte dal principio che il suolo derivi esclusivamente dalla roccia sottostante.

Durante la pedogenesi, i minerali della roccia madre vanno incontro ad alterazione, ma solo raramente si ha la neoformazione di fasi in accordo con i dati di stabilità termodinamica. Più frequentemente avvengono trasformazioni che portano a riarrangiamenti strutturali della fase solida, con variazioni di cristallinità e formazione di minerali interstratificati. La presenza concomitante nel suolo di entrambi i processi, neoformazione e trasformazione, rende sovente problematica l'interpretazione della pedogenesi a partire dalla mobilità geo-chimica degli elementi.

A complicare ulteriormente la valutazione dei dati si aggiungono i fenomeni di sottrazione e di addizione di materiali al suolo, talora manifesti anche alla valutazione di campagna. Ad esempio, in ambiente arido e semi-arido si assiste sovente alla presenza di sottili orizzonti superficiali (1 cm), discontinui, non strutturati, di colore contrastante rispetto agli altri orizzonti del profilo. Tale presenza è stata da diversi autori attribuita a deposizioni eoliche (e.g. Stahr *et al.*, 1989). Fenomeni additivi possono quindi contribuire in modo particolare al processo di formazione del suolo, così come la sottrazione di materiale ad opera di erosione eolica può determinare la presenza di caratteristiche tipiche quali i desert pavements (e.g. Amit e Gerson, 1986).

L'integrazione tra l'approccio puramente geo-chimico e quello mineralogico potrebbe risultare particolarmente utile nello studio della pedogenesi ovviando alle limitazioni intrinseche dei due metodi considerati separatamente.

Scopo di questo lavoro è la valutazione delle perdite o degli accumuli elementari in un suolo di ambiente semi-arido, in modo da evidenziare, con l'ausilio di indici mineralogici, diversi momenti pedogenetici.

Materiali e metodi

Sono stati prelevati campioni ad intervalli di 20 cm, dalla superficie fino al raggiungimento della roccia, di un Typic Quartzipsamment nella zona di Serowe, nel Botswana centro-orientale (22°25.28' S e 26°36.30' E), ad una quota di 1100 m s.l.m., in una zona in cui non erano presenti orizzonti astrutturati superficiali, indicativi di pedoturbazioni recenti. Dal punto di vista geologico la superficie è costituita da arenarie giurassiche del supergruppo Karoo (Machacha, 1985) e si presenta ben esposta nell'area di studio. La potenza del suolo o dei depositi non cementati sovrastanti le arenarie era variabile tra 5 e 1.5 m. La vegetazione della zona era quella tipica della savana erbaceo-arbustiva più o meno aperta, avente come specie prevalenti nell'associazione vegetale *Therminalia sericea*, *Lonchocarpus nelsii* e *Acacia erioloba* (Bekker e De Wit, 1991).

I campioni sono stati setacciati e macinati a 0.5 mm e sottoposti ad attacco acido (HF-HNO₃) con aggiunta successiva di H₂BO₃ per evitare volatilizzazione di silicio, secondo quanto descritto da Bernas (1968). Si, Al, Fe, Mg, Ca, Na, K, Ni, Mn, Cr e Ti sono stati determinati per spettrofotometria di assorbimento atomico. L'acqua di idratazione (LOI) è stata determinata dopo riscaldamento del campione a 1000°C. I risultati sono stati espressi come percentuale in ossidi e le valutazioni geo-chimiche sono state effettuate considerando come

elemento immobile il Ti, secondo quanto riportato da Krauskopf e Bird (1995) e valutando per ogni elemento X il suo indice di variazione (IV_x) come:

$$IV_x (\% \text{ peso/peso}) = \frac{X_n O_n \text{ suolo} \cdot TiO_2 \text{ roccia}}{X_n O_n \text{ roccia} \cdot TiO_2 \text{ suolo}} \cdot 100$$

L'argilla è stata separata per sedimentazione dopo dispersione del campione con Na-esametfosfato (SISS, 1985), flocculata con aggiunta di $MgCl_2$, lavata fino ad assenza di cloruri e liofilizzata. I diffrattogrammi sono stati ottenuti sotto forma di campione orientato o come polveri in funzione del parametro mineralogico in analisi. Le scansioni sono state effettuate con un diffrattometro Philips PW1710, anticatodo al Co e filtro al Fe, da 3 a $35^\circ 2\theta$. I trattamenti base effettuati per il riconoscimento dei fillosilicati sono stati: tal quale, solvatazione con glicole etilenico e riscaldamento a $500^\circ C$. Campioni non orientati di argilla sono stati inoltre utilizzati per l'identificazione dei minerali non fillosilicatici e in tal caso la scansione è stata effettuata da 3 a $80^\circ 2\theta$. Le sabbie grosse sono state separate per setacciatura ad umido, macinate ed analizzate per diffrattometria a raggi X come polveri non orientate, da 3 a $80^\circ 2\theta$.

La valutazione dei diffrattogrammi dei campioni non orientati è stata effettuata dopo soppressione matematica dei picchi dovuti alla radiazione $K\alpha_2$.

Risultati

La somma degli ossidi elementari e dell'acqua di idratazione ha sempre fornito valori compresi tra 99.5 e 100.5 (tabella 1) e la composizione della roccia risulta dominata dal silicio. Rispetto alle analisi di arenarie della stessa formazione riportate da Hutton et al. (1974), il materiale in esame si presenta più povero in alluminio e più ricco in ferro, potassio e sodio. I valori di perdita in peso a $1000^\circ C$ sono inoltre più elevati ad indicare una probabile maggiore alterazione.

Tabella 1. Composizione elementare in ossidi

Campione	Arenarie*	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8
Profondità (cm)		140-160	120-140	100-120	80-100	60-80	40-60	20-40	0-20
Na ₂ O %	0.00	0.11	0.10	0.10	0.09	0.07	0.06	0.05	0.05
SiO ₂ %	91.22	90.91	93.36	93.49	93.28	92.57	93.30	93.68	93.65
MgO %	0.00	0.17	0.07	0.06	0.07	0.09	0.10	0.08	0.06
Al ₂ O ₃ %	7.02	4.11	2.66	2.55	2.87	2.89	2.70	2.40	2.45
CaO %	0.32	0.13	0.08	0.09	0.10	0.11	0.12	0.11	0.09
K ₂ O %	0.14	1.24	0.98	1.12	1.02	1.23	1.12	0.81	0.77
Fe ₂ O ₃ %	0.69	1.02	0.70	0.85	0.69	0.75	0.68	0.65	0.63
MnO %	Nd	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02
NiO %	Nd	0.05	0.04	0.05	0.04	0.04	0.03	0.04	0.03
Cr ₂ O ₃ %	Nd	0.03	0.07	0.09	0.09	0.06	0.07	0.09	0.07
TiO ₂ %	Nd	0.14	0.18	0.27	0.21	0.33	0.31	0.23	0.22
LOI %	1.00	2.09	1.41	1.31	1.25	1.45	1.45	1.50	1.48
Somma	100.39	100.02	99.67	100.00	99.73	99.61	99.96	99.66	99.52

* Da Hutton et al. (1974), analisi n. 68, supergruppo Karoo

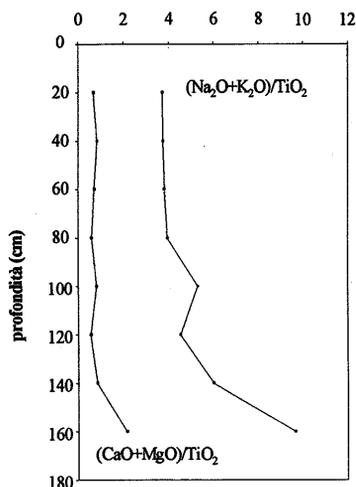


Fig. 1. Funzioni di profondità degli indici di alterazione

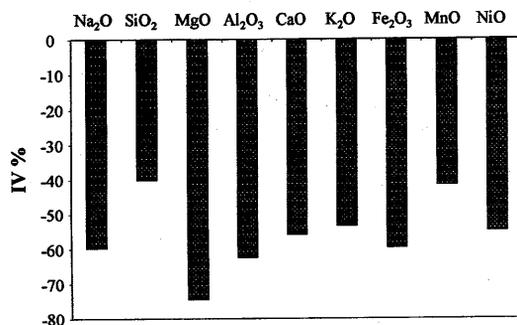


Fig. 2. Indici di variazione medi per i diversi ossidi elementari

Esaminando l'andamento degli elementi lungo il profilo e valutando quale indice di alterazione i rapporti $(\text{Na}_2\text{O}+\text{K}_2\text{O})/\text{TiO}_2$ e $(\text{CaO}+\text{MgO})/\text{TiO}_2$ (figura 1), si nota lo stesso trend, con l'attesa diminuzione del rapporto passando dagli strati più profondi a quelli più superficiali, ma la diminuzione è molto più accentuata nel caso del rapporto ottenuto considerando i monovalenti. In entrambi i casi però l'andamento è segnato da discontinuità.

Considerando gli indici di variazione percentuale di ogni elemento rispetto alla roccia madre (tabella 2), si può notare la diminuzione di tutti gli elementi considerati a conferma della scarsa mobilità del titanio in ambiente arido e semi-arido (Yaalon et al., 1974), con perdite maggiori in prossimità della superficie. Anche in questo caso la diminuzione è discontinua, con i campioni S4 e, parzialmente, S7, meno alterati di quello immediatamente sottostante. Se si considera la variazione media osservata di tutti i campioni analizzati (Figura 2) si ottiene la scala di mobilità degli elementi nell'ambiente considerato. L'elemento meno mobile è il silicio, a conferma della scarsa presenza di minerali facilmente alterabili e della predominanza del quarzo che si accumula in modo residuale. Altro elemento per il quale si verificano perdite limitate è il manganese, mentre all'estremo opposto si trova il magnesio. Na, Al e Fe subiscono anch'essi perdite medie notevoli (50-60%).

Tabella 2. Indici di variazione elementare

Campione	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8
Profondità (cm)	120-140	100-120	80-100	60-80	40-60	20-40	0-20
Na ₂ O%	-29	-53	-45	-73	-75	-72	-71
SiO ₂ %	-20	-47	-32	-57	-54	-37	-34
MgO %	-68	-82	-73	-78	-73	-71	-78
Al ₂ O ₃ %	-50	-68	-53	-70	-70	-64	-62
CaO %	-52	-64	-49	-64	-58	-48	-56
K ₂ O %	-39	-53	-45	-58	-59	-60	-60
Fe ₂ O ₃ %	-47	-57	-55	-69	-70	-61	-61
MnO %	-22	-48	-33	-58	-55	-39	-36
NiO %	-38	-48	-47	-66	-73	-51	-62
LOI %	-48	-67	-60	-71	-69	-56	-55
somma	-23	-48	-34	-58	-55	-39	-37

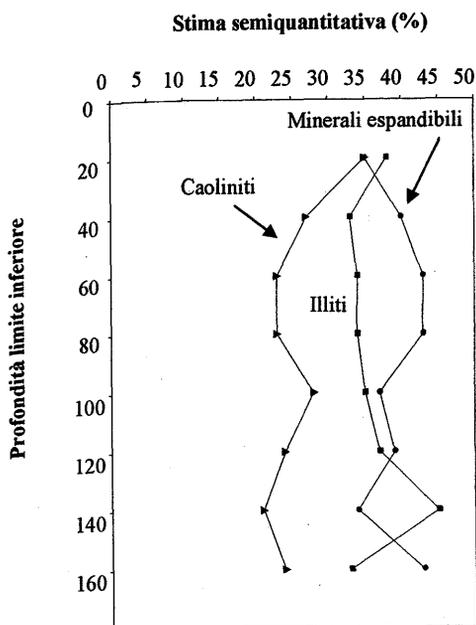


Fig. 3. distribuzione dei minerali argillosi in funzione della profondità

Nell'argilla, analizzata sotto forma di campione orientato, è stato possibile evidenziare minerali espandibili, illiti e una forma molto disordinata di caoliniti, in accordo con quanto trovato in suoli della stessa area (Bonifacio et al., 1998). All'analisi semiquantitativa è risultata evidenziabile la diminuzione delle fasi espandibili a favore di minerali caolinitici a partire dallo strato posto a 100-120 cm verso la superficie (figura 3). La cristallinità dei minerali espandibili determinata con l'indice di Biscaye (1965) è sempre risultata bassa (tabella 3), con un valore medio pari a 0.2 (n=7). Nell'orizzonte più superficiale valori negativi dell'indice indicano materiali a bassissima cristallinità. Se l'argilla viene analizzata come campione non orientato, il quarzo risulta dominante, ma a partire dall'orizzonte S3 (100-120 cm) compare una serie di picchi di notevole intensità imputabili alla halite (NaCl): 0.282, 0.199, 0.163 nm. La presenza di halite, espressa come rapporto tra l'intensità del picco a 0.282 nm e quello a 0.333 del quarzo (tabella 3) è massima in superficie e minima nell'orizzonte sottostante. Un secondo massimo è presente tra 60 e 80 cm, per poi diminuire regolarmente con la profondità. Il picco a 0.72 nm della caolinite è presente in tutti i campioni, ma poiché la tripletta a 0.446-0.435-0.418 nm, non è sufficientemente risolta, il minerale non risulta abbastanza cristallino per permettere il calcolo dell'indice di Hinckley (1963). È stato invece possibile applicare l'indice empirico di Hughes e Brown (1979), adatto all'esame delle caoliniti del suolo (tabella 3). I valori ottenuti sono in accordo con l'indice medio per le caoliniti del suolo riportato da Hughes e Brown (1979); risultano poco variabili, anche se è apprezzabile una tendenza alla diminuzione della cristallinità andando verso la superficie, dove i minerali caolinitici risultano molto poco cristallini. Nella frazione sabbiosa i diffrattogrammi mostrano l'assoluta prevalenza di quarzo, con un'ottima risoluzione dei picchi corrispondenti alla sequenza di riflessioni riportata da Brindley e Brown (1984). Quali minerali accessori è da segnalare la presenza di feldspati, mentre non è stato evidenziato alcun picco riferibile alla halite o ad altri minerali solubili.

Tabella 3. Indici mineralogici

Campione	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8
Profondità (cm)	140-160	120-140	100-120	80-100	60-80	40-60	20-40	0-20
Cristallinità minerali espandibili *	0.22	0.23	0.18	0.19	0.22	0.18	0.15	0
Cristallinità caoliniti **	9.3	9.3	8.2	8.4	8.5	8.5	9.2	5.0
0.282/0.333 ***	0	0	0.79	0.81	1.08	1.23	0.65	1.51

* Biscaye (1965); ** Hughes & Brown (1979); *** Halite/Quarzo

Discussione e conclusioni

Gli indici di variazione permettono di valutare il bilancio netto degli elementi e pertanto di evidenziare fasi pedogenetiche in cui prevalgono gli apporti e altre in cui prevalgono i flussi di elementi al di fuori del profilo. Sono state evidenziate diverse fasi prevalentemente distruttive nella pedogenesi, la più intensa delle quali risulta localizzata nella parte bassa del profilo, mentre si ritrova traccia di quelle di minore entità a 40-80 cm di profondità. Intercalata tra le fasi distruttive si evidenzia una fase costruttiva (80-100 cm) e altri fenomeni costruttivi sono individuabili in prossimità della superficie.

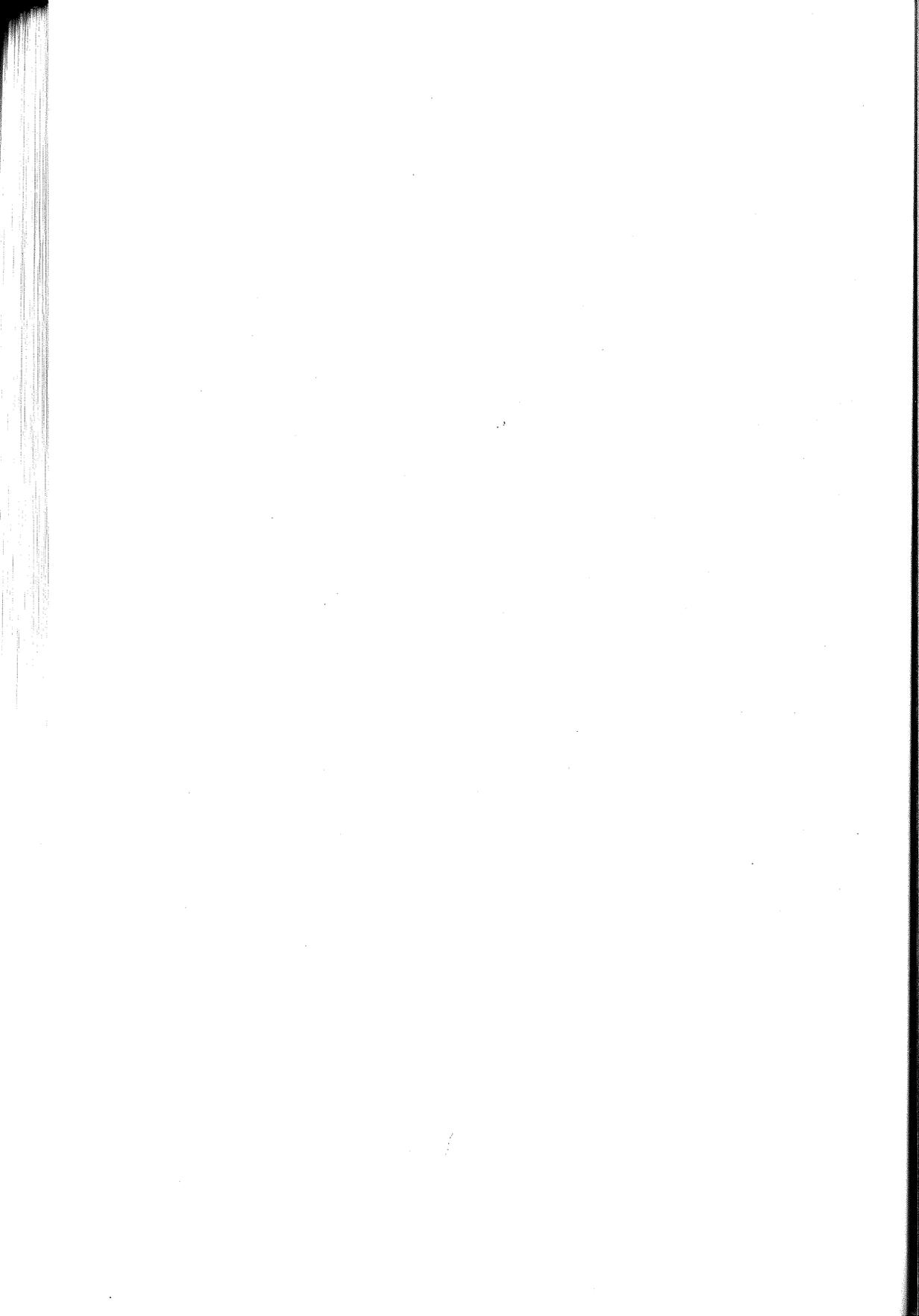
Infatti da 160 a 100 si evidenziano perdite elementari cui non corrispondono, quanto meno nello strato più profondo, variazioni di cristallinità dei minerali smectitici o caolinitici. Si può pertanto ipotizzare che tali fasi corrispondano ad un periodo climatico molto più umido, ma con drenaggio elevato in cui i minerali più alterabili venivano completamente dissolti, senza che si avessero fasi di trasformazione dei fillosilicati e conseguenti variazioni di cristallinità. Variazioni climatiche di notevole entità sono infatti avvenute nella zona in esame, e note per quanto riguarda gli ultimi 45000 anni (Shaw e Cooke, 1986). Al di sopra di questi strati gli indici di variazione indicando una composizione più prossima a quella delle arenarie, permettono di identificare una fase prevalentemente costruttiva, con apporto di materiale pedologicamente più fresco. La minore cristallinità dei minerali può essere imputabile sia al possibile apporto di materiali con cristallinità diversa da quella dei sedimenti in posto, sia a trasformazioni pedogenetiche dei fillosilicati. Non sono state evidenziate variazioni nei componenti minerali che supportino l'una o l'altra ipotesi se si eccettua la presenza di halite, assente negli orizzonti sottostanti, che però non permette di fornire una risposta definitiva. Infatti, l'apporto di sali e di materiali fini è un fenomeno comunemente descritto in ambiente arido e semi-arido (e.g. Watson, 1992) e pertanto la presenza di halite potrebbe essere associata all'apporto eolico di materiale pedogeneticamente più fresco. Sembra d'altra parte improbabile che tale minerale abbia potuto resistere alle fasi climatiche umide oloceniche e alla fase distruttiva localizzata a 40-80 cm anche se la sua presenza esclusivamente nella frazione argillosa indica un accumulo residuale di cristalli nei pori associati ai materiali più fini del suolo. Più probabilmente la presenza di halite porterebbe ad indicare che lo strato situato a 100-120 cm fosse, per un certo periodo della storia di questo suolo, il limite del flusso verticale delle acque. Si tratterebbe in ogni caso di una caratteristica relitta in quanto l'attuale andamento climatico, con 455 mm di pioggia e 655 di evapotraspirazione potenziale, non permetterebbe, nemmeno teoricamente, il raggiungimento di tale profondità. Le fasi prevalentemente distruttive, con diminuzione degli elementi più solubili del Ti, prevalgono nuovamente tra 40-80 cm, ma la loro entità è minore rispetto a quanto descritto precedentemente. Più in prossimità della superficie altri eventi additivi di minore entità sono evidenziabili, ad indicare fenomeni di ringiovanimento più recenti. Il minimo nel rapporto tra intensità delle riflessioni della halite e del quarzo riscontrato tra 20 e 40 cm, indicherebbe la presenza di flussi di risalita capillare con evaporazione dell'acqua alla superficie del suolo e giustificerebbe l'elevata presenza di questo minerale nello strato più superficiale.

Ringraziamenti

Il lavoro è stato svolto con il contributo dell'Unione Europea (contratto ERBIC18-CT96-0035). Si ringrazia inoltre il Dr. Luigi Gallini per le interessanti e costruttive discussioni

Bibliografia

- Amit R., Gerson R. (1986). *The evolution of Holocene Reg (gravelly) soils in deserts: An example from the Dead Sea region*. Catena 13:59-79.
- Bernas B. (1968). *A new method for decomposition and comprehensive analyses of silicates by atomic absorption spectrophotometry*. Anal. Chem. 40:1682-1686.
- Bekker R.P., De Wit P.V. (1991). *Contribution to the vegetation classification of Botswana*. Soil Mapping and Advisory Services of Botswana, Field Document 34, Gaborone, BW. 66 pp.
- Biscaye P.E. (1965). *Mineralogy and sedimentation of recent deep-sea clay in the Atlantic Ocean and adjacent seas and oceans*. Geol. Soc. Amer. Bull. 76:803-832.
- Bonifacio E., Santoni S., Biasiol B., Zanini E. (1998). *Relazioni tra capacità di scambio cationica e mineralogia delle argille in ambiente arido*. XIV Convegno SICA, Ravello 30 Settembre-2 Ottobre 1998,29.
- Brown G. (1980). *Associated minerals*. In: Brindley G.W. & Brown G. (eds.), *Crystal structures of clay minerals and their X-ray identification*. Mineralogical Society, London (UK):361-380.
- Chesworth W. (1992). *Weathering systems*. In: Martini I.P. & Chesworth W. (eds.), *Weathering, soils and paleosols*. Elsevier, Amsterdam (NL):19-40.
- Hinckley D.N. (1963). *Variability in cristallinity values among the kaolin deposits of the coastal plain of Georgia and South Carolina*. Clays Clay Miner. 11:219-235.
- Hughes J.C., Brown G. (1979). *A cristallinity index for soil kaolins and its relation to parent rock, climate and soil maturity*. J. Soil Sci. 30:557-563.
- Hutton L.G., Key R.M., Hutton S.M. (1974). *Chemical analyses of rocks, ores and minerals of Botswana*. Geological Survey Department of Botswana, Bulletin n. 3, The Governement Printer, Gaborone (BW).
- Krauskopft K.B., Bird D.K. (1995). *Introduction to geochemistry*. 3rd Edition. McGraw-Hill Inc., New York (NY).
- Machacha T.P. (1985). *Serowe. Brief description of the geology*. Geological Survey of Botswana. Carta 1:125000.
- Shaw P.A., Cooke H.J. (1986). *Geomorphic evidence for the late quaternary paleoclimates of the middle Kalahari of Northern Botswana*. Catena 13:349-359.
- Stahr K., Jahn R., Huth A., Gauer J. (1989). *Influence of eolian sedimentation on soil formation in Egypt and Canary Island deserts*. In: Yair A., Berkowicz S. (Eds), *Arid and semi-arid environments*, Catena Supplement 14:127-144.
- Società Italiana Della Scienza Del Suolo (1985). *Metodi normalizzati di analisi del suolo*. Edagricole, Bologna, 100 pp.
- Watson A. (1992). *Desert soils*. In: Martini I.P., Chesworth W. (eds.), *Weathering, soils and paleosols*. Elsevier, Amsterdam (NL).225-260.
- Yaalon D.H., Brenner I., Koyumdjisky H. (1974). *Weathering and mobility sequence of minor elements on a basaltic pedomorph surface, Galilee, Israel*. Geoderma 12:233-244.



EFFETTI DELLE CONDIZIONI RED-OX SULLA SOSTANZA ORGANICA DEL SUOLO, VALUTATI MEDIANTE PARAMETRI DI UMIFICAZIONE E FOCALIZZAZIONE ISOELETTRICA

F. Alianiello, F. Baroccio

Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante, via della Navicella 2-4, 00184 Roma, f.alia@isnp.it

Abstract

Two soils, treated and not treated with mixed manure, were incubated per 6 months at two different moisture conditions, correspondent to different redox states: at field capacity and submerged by water. Samples taken from them after prefixed incubation periods were analysed: humification parameters were determined and isoelectric focusing was applied. The humification process was highlighted by the results, which demonstrated that the humic fraction increased in comparison of the other soil organic components; in the meanwhile isoelectric focusing demonstrated that the different redox condition determined a different composition of the organic matter.

Riassunto

Due terreni, trattati e non trattati con letame misto, sono stati incubati per 6 mesi a due diverse condizioni di umidità, corrispondenti a stati redox diversi: a capacità di campo e sommersi in acqua. Su di essi dei campioni, prelevati dopo periodi prefissati di incubazione, sono stati sottoposti alla determinazione dei parametri di umificazione e alla focalizzazione isoelettrica. Il processo di umificazione veniva rilevato dai risultati, che dimostravano come, parallelamente a un aumento, in tutte le tesi, della frazione umica rispetto alle altre componenti organiche del suolo, le differenze nelle condizioni redox portassero a una diversa composizione della sostanza organica, evidenziata particolarmente dai profili di focalizzazione isoelettrica.

Introduzione

Un nuovo concetto si è andato affermando in scienza del suolo da qualche anno a questa parte, ed è quello di qualità del suolo. Un suolo di qualità dovrebbe permettere una produzione sostenibile, insieme alla difesa dell'ambiente e della salute umana ed animale (Doran *et al.*, 1994). Per poter definire la qualità di un suolo è quindi necessaria la determinazione di un gran numero di parametri. Fra questi ha indubbiamente importanza la sostanza organica, intesa sia in senso quantitativo che qualitativo.

Per valutare la qualità della sostanza organica del suolo ci si può valere di molte tecniche, ed una delle più usate, per semplicità di applicazione e di interpretazione e per economicità, è la determinazione dei parametri di umificazione come proposti da Ciavatta *et al.* (1990). In realtà però questi parametri, usati largamente per la valutazione dello stato di umificazione di materiali che possono essere usati come fertilizzanti o ammendanti, quali compost, materiali di risulta o carboni fossili come torbe ecc., raramente sono stati usati sul terreno come grandezze adatte a definire la qualità della sua sostanza organica, e comunque si è sempre data per scontata l'interpretazione che a grado e tasso di umificazione superiore corrispondesse una maturazione superiore della sostanza organica e quindi una sua migliore qualità. In realtà di molti suoli sono stati determinati i parametri di umificazione (Ciavatta *et al.*, 1990), ma non c'è ancora stata una sperimentazione tesa a rapportare dette grandezze a precisi aspetti qualitativi del suolo.

L'interpretazione dei dati di un'altra tecnica analitica ha avuto una evoluzione simile a quella dei parametri di umificazione, ed è la focalizzazione isoelettrica: dopo alcuni esperimenti condotti sulla sostanza organica del terreno (Cacco *et al.*, 1974; Ceccanti *et al.*, 1988), l'attenzione è stata soprattutto rivolta ai materiali che potrebbero trovare uso come fertilizzanti organici o ammendanti (De Nobili *et al.*, 1986; Govi *et al.*, 1989; Govi *et al.*, 1991a e b; Govi *et al.*, 1995) e per il riconoscimento delle matrici organiche in miscela (Alianiello *et al.*, 1999). Alcuni tentativi tuttavia continuavano ad essere portati avanti per definire le caratteristiche qualitative di un terreno sulla base dei profili di focalizzazione isoelettrica (Benedetti *et al.*, 1994).

Ambedue le tecniche sopra riportate forniscono informazioni piuttosto generiche sulla sostanza organica del suolo, e del resto ancora non esiste nessuna tecnica analitica capace di determinarne la precisa composizione. Per queste ragioni, se si vuole condurre una ricerca basata su tali tecniche con lo scopo di trovare dei criteri per definire la qualità del suolo, occorre verificare l'effetto che diverse variabili, ovvero sia diverse condizioni chimico-fisiche ed ambientali, ciascuna presa separatamente, hanno sulle grandezze che la tecnica stessa misura.

La variabile che è stata studiata in questo lavoro è la condizione red-ox del terreno. In pratica, due terreni di caratteristiche chimico-fisiche diverse sono stati incubati da soli o con l'aggiunta di letame misto, in condizioni aerobiche, cioè con umidità a capacità di campo, o anaerobiche, cioè sommersi in un eccesso di acqua, per sei mesi, e periodicamente sono stati prelevati dei sottocampioni che sono stati sottoposti a determinazione dei parametri di umificazione e a focalizzazione isoelettrica. Si sono potuti così evidenziare i cambiamenti prodotti nel tempo, nei due stati red-ox diversi, sui parametri di umificazione e sui profili di focalizzazione isoelettrica.

Materiali e metodi

Materiali

In tabella n. 1 vengono descritte alcune delle caratteristiche fisico-chimiche dei due terreni esaminati.

Il fertilizzante organico aggiunto è un letame commerciale misto ovino e caprino, Kakkadok (K).

Sia i terreni che il letame erano stati conservati per un anno allo stato secco.

Tabella 1. Alcune caratteristiche chimico-fisiche dei terreni in esame

Suolo	Tor Mancina (TM)	Villa Celimontana (VC)
Sabbia (%) [*]	22	88.6
Limo (%) [*]	54	2.1
Argilla (%) [*]	24	9.3
PH	7.8	7.5
TOC ^b (%)	1.3	2.6
C/N	10	14.4
N totale ^a (%)	0.13	0.18

^a % in peso

^b contenuto di carbonio organico

Incubazione

Metà dei campioni di terreno sono stati trattati con una quantità di letame tale da raddoppiare la concentrazione di carbonio organico già presente nel suolo. Le condizioni ossidanti, indicate nel nome del campione con il suffisso ox, sono state assicurate mantenendo l'umidità del terreno al valore della capacità di campo, quelle riducenti (red) aggiungendo acqua alla beuta di incubazione in modo da mantenere il livello dell'acqua un centimetro più alto di quello del terreno.

Il terreno (200 g) da solo o addizionato di letame, sommerso o no, è stato incubato a 30° C, secondo il seguente schema:

- | | |
|------------|--------------|
| 1. TM ox | 9. TM red |
| 2. VC ox | 10. VC red |
| 3. TM+K ox | 11. TM+K red |
| 4. VC+ Kox | 12. VC+ Kred |

dove con K viene indicato il letame misto. I trattamenti sono stati duplicati. Campioni parziali sono stati prelevati a distanza di 1, 3 e 6 mesi e sottoposti ad analisi. I campioni iniziali di terreno e letame sono stati mescolati e sottoposti immediatamente a estrazione e ad analisi.

Frazionamento della sostanza organica

La sostanza organica è stata estratta con NaOH+Na₄P₂O₇ 0.1 M nel rapporto suolo:soluzione di 4g a 100 ml. Gli acidi umici e fulvici sono stati separati dall'estratto totale rispettivamente mediante precipitazione per acidificazione con H₂SO₄ e frazionamento su colonna di polivinilpirrolidone della frazione solubile. Il carbonio organico delle diverse frazioni e il carbonio organico totale dei campioni sono stati determinati secondo Springer e Klee (1954).

Il calcolo dei parametri di umificazione è stato effettuato secondo le seguenti formule:

$$\begin{aligned}HR &= C(HA+FA)/TOC_{100} \\DH &= C(HA+FA)/TEC_{100} \\HI &= NH/(HA+FA)\end{aligned}$$

dove: HR: tasso di umificazione; DH: grado di umificazione; HI: indice di umificazione; TOC: carbonio totale organico; TEC: carbonio estraibile totale; HA: acidi umici; HF: acidi fulvici.

Focalizzazione isoelettrica

I campioni di suolo (4 g) sono stati pesati ed estratti con 100 ml di soluzione NaOH+Na₄P₂O₇ 0.1M. La soluzione ottenuta è stata poi dializzata contro acqua su membrane con porosità di 6-8000 Dalton e quindi liofilizzata. Il liofilizzato è stato poi ripreso con acqua nel rapporto di 25 mg/ml. Le soluzioni sono state poi centrifugate in provette Eppendorf a 2500 rpm per 15' ed il surnatante è stato utilizzato per l'analisi. Una precorsa IEF, necessaria per la creazione del gradiente di pH, è stata effettuata a 1200 V per 2h 30' su una piastra di gel di poliaccrilamide di 0.5 mm di spessore priva di campioni contenente anfoliti carrier (Ampholine) dell'intervallo di pH 3.5-8.0. Il frazionamento IEF è stato effettuato sulla piastra per 2 h a una differenza di potenziale di 1200 V. A fine corsa, effettuata con 30 µl di campione, la piastra è stata colorata con Blu Coomassie G 250 e i profili sono stati scansionati al densitometro laser.

Tabella 2. Effetti dell'incubazione sulle frazioni e sui parametri di umificazione della sostanza organica dei terreni e del letame

	TOC %	TEC%	(HA*FA)%	DH%	HR%	HI%
TM ox						
Inizio	1.3	0.8	0.6	75.9	47.6	0.3
1 mese	1.2	0.8	0.4	57.1	37.6	0.8
3 mesi	1.2	0.8	0.6	75.0	51.3	0.3
6 mesi	1.2	0.7	0.6	85.7	50.0	0.2
TM red						
inizio	1.3	0.8	0.6	75.0	47.6	0.3
1 mese	1.2	0.8	0.5	62.0	40.4	0.6
3 mesi	1.2	0.8	0.5	62.5	41.7	0.6
6 mesi	1.1	0.7	0.5	71.4	45.5	0.4
TM+K ox						
inizio	2.6	2.0	1.8	90.0	69.2	0.1
1 mese	2.2	1.7	1.2	72.8	56.2	0.4
3 mesi	2.0	1.7	1.3	75.8	62.5	0.3
6 mesi	1.8	1.2	1.0	83.3	55.6	0.2
TM+K red						
inizio	2.6	2.0	1.8	90.0	69.2	0.1
1 mese	2.2	1.3	0.9	68.3	40.5	0.5
3 mesi	1.9	1.2	0.9	73.9	45.9	0.4
6 mesi	1.2	0.8	0.6	75.0	50.0	0.3
VC ox						
inizio	3.1	2.1	1.5	71.4	48.4	0.4
1 mese	2.7	1.6	1.0	65.0	37.9	0.5
3 mesi	2.4	1.7	1.2	70.6	51.1	0.4
6 mesi	2.3	1.4	1.3	92.9	56.5	0.1
VC red						
inizio	3.1	2.1	1.5	71.4	48.4	0.4
1 mese	3.0	1.9	1.3	69.4	44.2	0.4
3 mesi	2.7	1.8	1.3	71.4	46.3	0.4
6 mesi	1.9	1.2	0.8	66.7	42.1	0.5
VC+K ox						
inizio	5.3	3.9	3.4	87.2	64.2	0.1
1 mese	5.1	3.5	2.6	73.6	49.9	0.4
3 mesi	4.8	3.6	2.8	76.4	57.9	0.3
6 mesi	4.3	2.7	2.3	85.2	53.5	0.2
VC+K red						
inizio	5.3	3.9	3.4	87.2	64.2	0.1
1 mese	4.8	3.8	2.9	78.2	61.5	0.3
3 mesi	4.3	3.2	2.4	73.4	55.3	0.4
6 mesi	2.7	2.0	1.4	70.0	51.9	0.4
Kakkadok	26.2	17.3	13.8	79.6	52.6	0.3

Dove: TM: terreno Tor Mancina; VC: terreno Villa Celimontana; ox: condizioni ossidanti; red: condizioni riducenti; Kakkadok: letame misto ovino e caprino

Risultati

Parametri di unificazione

In Tabella 2 sono riportati i risultati delle determinazioni delle diverse frazioni dei terreni.

Come primo risultato, generalizzato in tutta la prova, si nota a inizio incubazione che i valori di DH e di HR risultano più alti e quello di HI più basso di tutti i valori successivi, anche se poi la loro evoluzione non va nella stessa direzione. Sono quindi valori anomali,

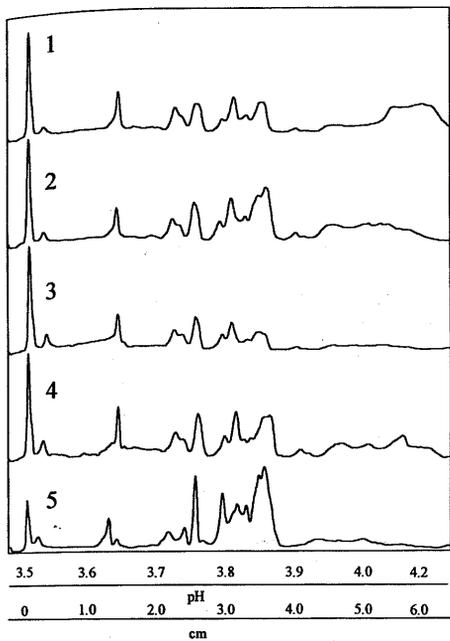


Fig. 1 (a lato). Profili di focalizzazione isoelettrica della sostanza organica dei campioni in esame Inizio prova. 1: Terreno TM; 2: Terreno TM + letame misto; 3: Terreno VC; 4: Terreno VC + letame misto; 5: letame misto

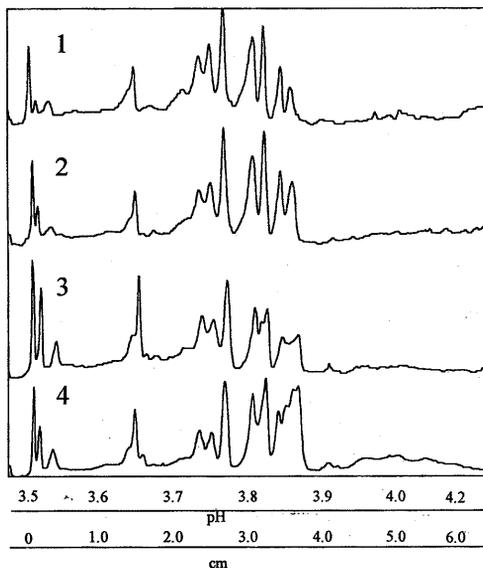


Fig. 2 (sopra). Profili di focalizzazione isoelettrica della sostanza organica dei campioni in esame dopo sei mesi di incubazione in ambiente ossidante. 1: Terreno TM; 2: Terreno TM + letame misto; 3: Terreno VC; 4: Terreno VC + letame misto

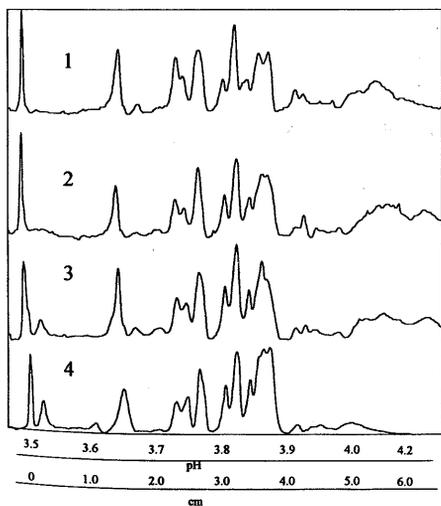


Fig. 3 (a lato). Profili di focalizzazione isoelettrica della sostanza organica dei campioni in esame dopo sei mesi di incubazione in ambiente riducente. Terreno TM; Terreno TM + letame misto; Terreno VC; Terreno VC + letame misto

che possono essere spiegati con un effetto dovuto all'essiccamento e alle modificazioni chimiche occorse nel tempo trascorso dal campionamento del terreno fino all'inizio delle prove (circa un anno). Il loro successivo inumidimento determinerebbe un risveglio dell'attività microbica e, dopo un periodo di attività superiore alla norma (flush metabolico), la ripresa di condizioni di normalità. Nel considerare l'evoluzione dei parametri di umificazione occorre quindi non prendere in considerazione i valori di inizio prova. In questo modo si osserva che, nei campioni ad ambiente ossidante, il grado di umificazione è sempre crescente e l'indice di umificazione sempre decrescente, mentre in un solo caso di campioni ad ambiente riducente (VC+K red) si osserva un andamento contrario. Il tasso di umificazione ha un andamento meno netto, ma simile nella maggior parte dei casi a quello del grado di umificazione.

Focalizzazione isoelettrica

Nelle figure 1-3 sono rappresentati i profili di focalizzazione isoelettrica dei campioni a inizio prova e a 6 mesi dall'inizio. I risultati dei parametri di umificazione tenderebbero a far escludere i dati di inizio prova, ma i profili letti a un mese dall'inizio (qui non riportati) risultano in questo caso intermedi fra quelli iniziali e quelli a sei mesi. Questa contraddizione fra dati risultanti dai due metodi di analisi può essere spiegata considerando che i campioni analizzati con le due tecniche non sono identici: per effettuare le prove di focalizzazione isoelettrica, infatti, i campioni vengono prima dializzati contro acqua con eliminazione delle molecole inferiori a 6-8000 Dalton. Di ciò che rimane, infine, vengono rilevate solamente le sostanze umiche, che hanno una colorazione bruna, e le sostanze proteiche, che vengono colorate dal Blue Coomassie. Molto probabilmente questa frazione di materiale organico risente meno delle condizioni di conservazione del materiale.

Si nota come nei campioni a inizio prova il primo picco a sinistra, a pH 3.5, corrispondente all'anodo, sia più sviluppato che nei campioni incubati, se paragonato agli altri picchi del profilo. Questo picco è dato dalla presenza di materiale meno umificato, con valori di peso molecolare inferiori. La diminuzione di questo picco durante l'incubazione conferma il trend nei parametri di umificazione. D'altra parte, nei campioni incubati in ambiente ossidante, si può osservare la formazione, accanto a questo picco, di altri due picchi più piccoli (nei campioni VC e VC+K uno di questi era già presente a inizio prova). Si nota inoltre una vasta area di materiale non focalizzato presso il catodo, di difficile interpretazione.

Il confronto a sei mesi fra campioni incubati alla capacità di campo e campioni sommersi mostra che l'incubazione a 30°C in entrambi gli ambienti comporta, nei profili IEF, un incremento delle bande focalizzate nella direzione del catodo. L'effetto appare più marcato nei profili dei campioni sommersi.

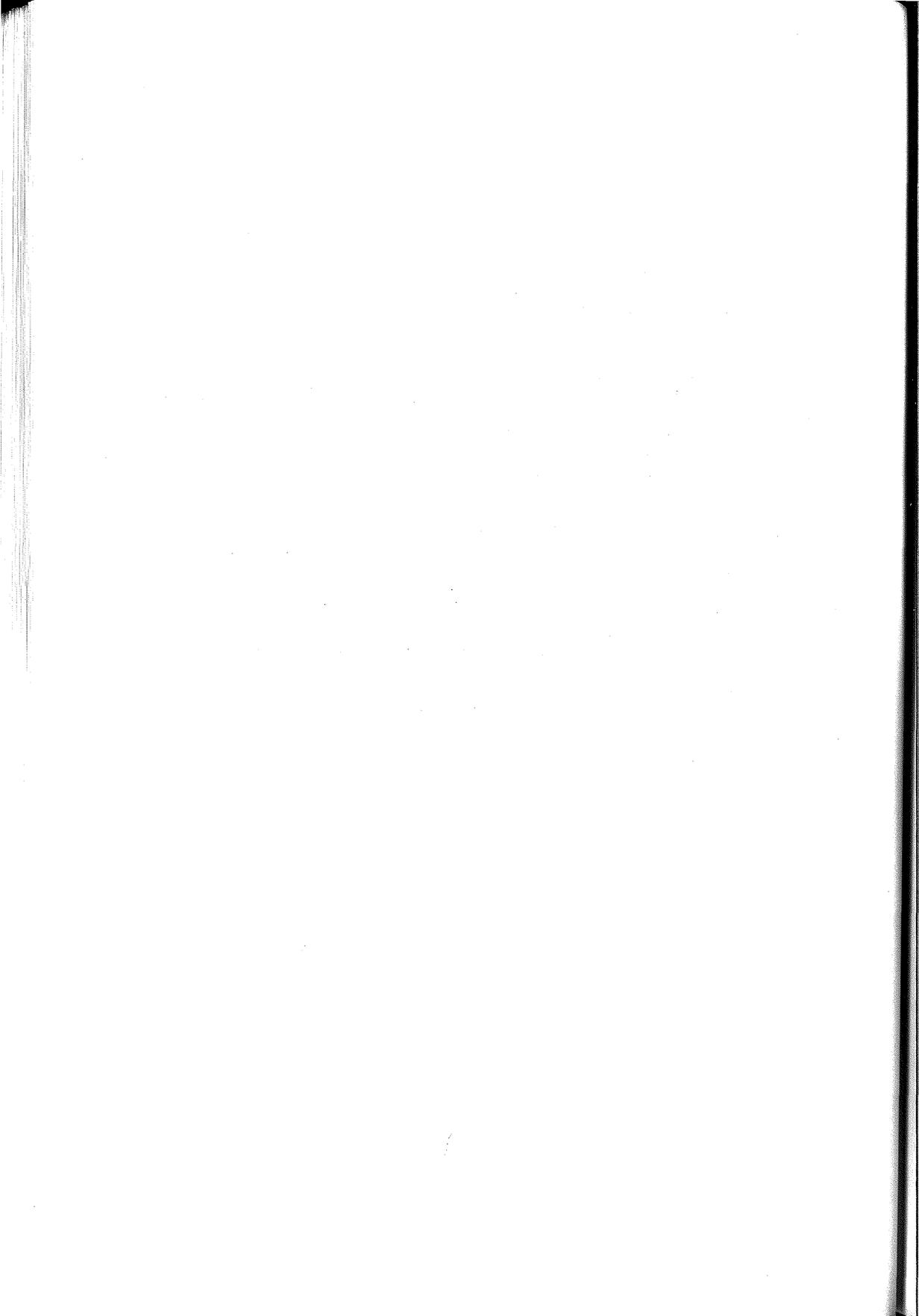
Si tratta probabilmente del prodotto di un tipo diverso di umificazione, che può essere assimilato a quello dei carboni fossili. Il profilo della torba infatti è caratterizzato dalla presenza degli stessi picchi, ed è noto che le torbe si formano in ambiente riducente.

Conclusioni

I parametri di umificazione, sia nel caso di incubazione in regime ossidante che riducente dimostrano un aumento dell'umificazione. I profili di focalizzazione isoelettrica, pur confermando le conclusioni derivanti dai parametri di umificazione, danno risposte diverse nei due regimi e probabilmente forniscono elementi diagnostici in tal senso.

Bibliografia

- Alianiello F., S. Dell'Orco, A. Benedetti, Sequi P. (1999). *Identification of Primary substrates in Organo-Mineral Fertilizers by means of Isoelectric focusing*. Comm. Soil Sci. Plant Anal. 30:15-16.
- Benedetti A., Alianiello F., Dell'Orco S., Canali S. (1994). *A comparative characterization of organic matter in agrarian and forest soils from Italy*. Environment International 20,3:419-424.
- Cacco G., Maggioni A., Ferrari G. (1974). *Electrofocusing: A new method for characterization of soil humic matter*. Soil Biol. Biochem. 6:145-148.
- Ceccanti B., Bertolucci M.T., Rustighi G., Calcinai M. (1986). *Isoelectric focusing of soil humic substances in the presence of 8 M urea*. Biol Fert. of Soils 2:71-75.
- Ciavatta C., Govi M. (1993). *Use of insoluble polyvinylpyrrolidone and isoelectric focusing in the study of humic substances in soils and organic wastes*. J. Chromatogr. 643:261-270.
- Ciavatta C., Govi M., Vittori Antisari L., Sequi P. (1990). *Characterization of humified compounds by extraction and fractionation on solid polyvinylpyrrolidone*, J. Chromatogr. 509:141-146.
- De Nobili M., Cercignani G., Leita L., Sequi P. (1986). *Evaluation of organic matter stabilization in sewage sludge*. Commun. In soil Sci. Plant Anal. 17(10):1109-1119.
- Doran J.W., Coleman D.C., Bezdicek D.F., Stewart B.A. (eds.) (1994). *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*, Madison, (WI), Soil Science Society of America.
- Govì M., Ciavatta C., Montecchio D., Sequi P. (1995). *Evaluation of organic matter during stabilization of sewage sludge*. Agr. Med. 125:107-114.
- Govì M., Ciavatta C., Vittori Antisari L., Sequi P. (1989). *Characterisation of organic materials by means of electrofocusing*. In: S. Bhattacharji et al. eds. *Lecture notes in earth sciences*:143-149.
- Govì M., Ciavatta C., Vittori Antisari L., Sequi P. (1991a). *Characterization of humified substances in organic fertilizers by means of analytical electrofocusing (EF): a first approach*. Fertilizer research 28:333-339.
- Govì M., Montecchio D., Ciavatta C. (1991b). *Characterization of humic and humic-like substances in organic fertilizers and amendments*. Finnish Humus News 3,3.
- Springer U., Klee J. (1954). *Profung der leistungsfuhagkeit von einigen wichtgerenverfahren zur Bestimmung des Kohlemstoffs mittels Chromschwefelsaure sowie Vorschlag einer neuen Schnellmethode*. Z. Pflanzenernahr. Deng. Bodenk 64,1.



METALLI PESANTI NEL SUOLO DELLA PIANURA FRIULANA

L. Bruggianesi, S. Barbieri, A. Deluisa, S. Zanolla

*ERSA FVG - Ente Regionale per lo Sviluppo e
la Promozione dell'Agricoltura del Friuli-Venezia Giulia
Servizio della Sperimentazione Agraria*

Abstract

The total concentration of the main metals in cultivated soil of the Friuli-Venezia Giulia plain was evaluated from the available data on heavy metal amount in soils. The first horizon analysis has been considered to obtain a first evaluation of the distribution of total metal concentrations. The methods are codified by ISO 11466. The results were compared as by law enacted (D.L. 92/99). If limits are lacking the values proposed have been taken from other EEC Countries. A spatial evaluation of the results was obtained dividing the studied area into homogeneous physiographic regions according to chronological, lithological and sedimentological criteria.

Riassunto

Considerata la scarsità di dati disponibili sui metalli pesanti nei suoli e la crescente preoccupazione in merito ai loro effetti, si è voluto fornire una valutazione dei contenuti totali dei principali metalli presenti nei suoli agrari della pianura del Friuli-Venezia Giulia. La distribuzione delle concentrazioni totali dei metalli è stata ottenuta sulla base delle analisi del primo orizzonte di suolo. I risultati sono stati confrontati singolarmente secondo la normativa vigente e spazialmente mediante la suddivisione del territorio in aree fisiografiche omogenee.

Introduzione

Lo studio è stato condotto per fornire un primo inquadramento della distribuzione dei contenuti totali dei principali metalli pesanti nell'area a vocazione prevalentemente agricola della Regione Autonoma Friuli-Venezia Giulia. Il territorio in esame ha una superficie di circa 306.000 ha e rappresenta circa il 40% di quella totale regionale. Per evidenziare analogie di comportamento legate a differenze nei fattori geogenici l'area oggetto di studio è stata suddivisa in aree fisiografiche sulla base dell'età, della composizione e della granulometria prevalente dei sedimenti che la contraddistinguono.

Si riconoscono nel territorio in oggetto 13 tipi fisiografici che presentano un buon grado di omogeneità dal punto di vista litologico e geomorfologico. Le aree di spaglio, pertinenti nelle diverse epoche a corsi d'acqua attingenti a bacini a differente composizione, danno luogo ad una suddivisione in senso N-S, mentre le variazioni granulometriche, conseguenti alla riduzione nell'energia di trasporto del corso d'acqua, suddividono il territorio in fasce trasversali.

È stata operata una ripartizione in funzione della litologia prevalente del bacino montano cui attingono i diversi corsi d'acqua ai quali è imputabile la deposizione dei sedimenti. Si distinguono le aree di pertinenza del Cellina e del Meduna, a litologia prevalentemente carbonatica, quelle del Torre, del Tagliamento e degli scaricatori glaciali dell'omonimo anfiteatro morenico, che attingono ad un bacino misto, e quelle dell'Isonzo e Natisone, prevalentemente

mente calcaree. La porzione tardo pleistocenica è stata suddivisa in alta pianura prevalentemente ghiaiosa e bassa pianura a granulometria più fine. Su basi morfologiche, la bassa pianura costruita dal paleo Tagliamento è stata distinta tra destra e sinistra orografica.

Nei materiali grossolani recenti, è stata operata una distinzione tra pertinenze del Cellina-Meduna e quelle degli altri corsi d'acqua. Il criterio discriminante è rappresentato dalle maggiori dimensioni dei ciottoli nei primi due. Per le aree a sedimentazione fine si ritorna ad un criterio più strettamente litologico, riconoscendo una situazione peculiare per la Provincia di Pordenone e distinguendo in quelle di Udine e Gorizia le zone di pertinenza del Tagliamento e dell'Isonzo da quelle del Torre e dei suoi principali affluenti.

In classi a parte sono rappresentate le aree dove si ha accumulato di sedimenti di suolo o comunque di materiale fine sia per effetto della gravità sia ad opera di corsi d'acqua minori ed i depositi morenici.

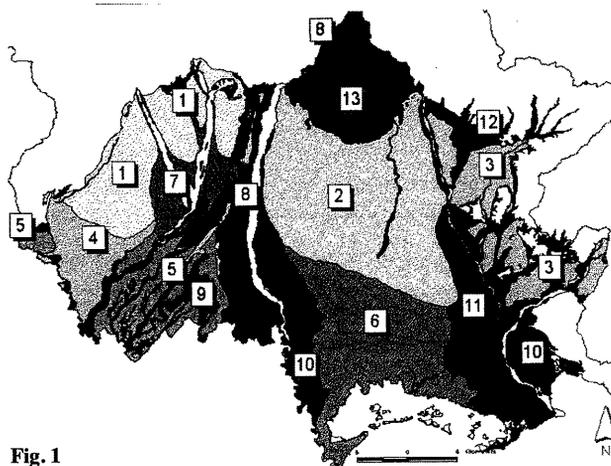


Fig. 1

Legenda: 1. alta pianura tardo pleistocenica del Cellina e Meduna; 2. alta pianura tardo pleistocenica del Torre e degli scaricatori dell'anfiteatro morenico del Tagliamento; 3. alta pianura tardo pleistocenica costruita dall'Isonzo e dal Natisone; 4. bassa pianura tardo pleistocenica del Cellina; 5. bassa pianura tardo pleistocenica del Tagliamento in destra orografica e pianura tardo pleistocenica del Piave; 6. bassa pianura tardo pleistocenica costruita dagli scaricatori glaciali in sinistra orografica del Tagliamento; 7. alluvioni postglaciali grossolane del Cellina e del Meduna; 8. alluvioni postglaciali grossolane degli altri corsi d'acqua; 9. alluvioni postglaciali prevalentemente fini dei corsi d'acqua della bassa pordenonese; 10. alluvioni postglaciali prevalentemente fini del Tagliamento e dell'Isonzo; 11. alluvioni postglaciali prevalentemente fini del Cosa, del Torre e dei suoi affluenti; 12. aree di accumulo di materiali colluviali; 13. anfiteatro morenico.

Materiali e metodi

Sono stati analizzati campioni provenienti da 158 stazioni georeferenziate rappresentative delle principali tipologie di suolo individuate, considerando la concentrazione totale dei metalli, senza valutare la loro speciazione e biodisponibilità. I valori ottenuti si riferiscono agli orizzonti superficiali analizzati con il metodo ISO 11466 mediante estrazione con acqua regia.

Sono stati inoltre misurati la tessitura (USDA), i valori di pH (in KCl 1N), di sostanza organica (come C organico secondo Walkley e Black per 1,72) e di CSC (metodo della saturazione sodica a pH 8.2).

La quantità totale di un metallo pesante nel suolo influenza in maniera determinante quella effettivamente solubile o biodisponibile, che è condizionata anche dal pH, dalla tessitura, dal contenuto in sostanza organica e dalla CSC. Si osserva generalmente un aumento della mobilità al diminuire del pH, mentre la tessitura, e soprattutto la quantità di argilla, influenzando la permeabilità del suolo fornisce una stima della capacità dei suoli a trattenere i metalli. La sostanza organica, inoltre, impedisce ai metalli di precipitare chelandoli o com-

plessandoli e la CSC influenza la capacità dei complessi argillo-umici di trattenere i cationi.

La direttiva 86/278/CEE concernente la protezione dell'ambiente, in particolare del suolo, nell'utilizzazione dei fanghi di depurazione in agricoltura, prende in considerazione la concentrazione di metalli nel suolo ed indica degli intervalli limite in funzione del pH.

L'Italia ha recepito tale Direttiva fissando dei limiti propri con il D.L. 27 gennaio 1992 n. 99. All'art. 3, vengono indicate le condizioni per l'utilizzazione dei fanghi, individuando i valori limite di concentrazione dei metalli espressi in mg/kg di terra fine e riportati in allegato.

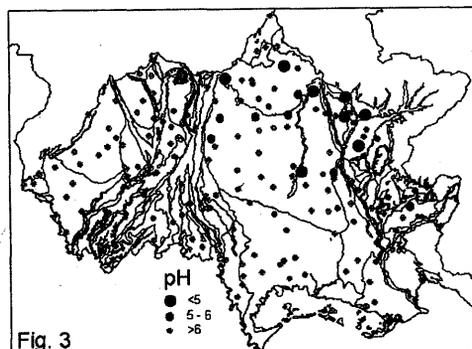
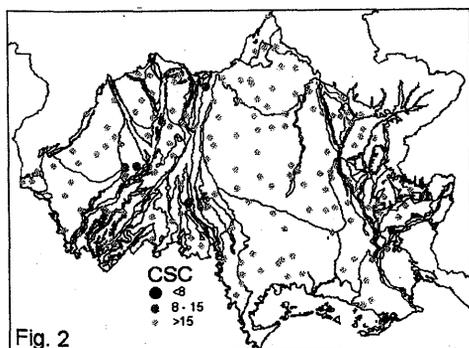
Tabella 1. Confronto fra i limiti di legge. Dati espressi in mg/kg di terra fine

	Italia DL 92/99	CEE Direttiva protezione suolo 86/278 Spagna (attuaz. Direttiva CEE)		Austria Reg.1994 su fanghi di depurazione	Germania Standard del suolo GZ250	Italia DM 99/471	
	per 6<pH<7,5	per 6<pH<7	per pH>7			Resid.	Industr.
Cd	1,5	1-3	1-3	1-1,5	2	2	15
Hg	1	1-1,5	1-1,5	1	0,5	1	5
Ni	75	30-75	45-112	50	30	120	500
Pb	100	50-300	50-300	100	80	100	1000
Cu	100	50-140	75-210	60	50	120	600
Zn	300	150-300	225-450	200	300	150	1500
Cr				100	50	150	800

I limiti proposti dalla Legge Italiana sono stati confrontati con quelli vigenti in altri Paesi CEE. Alcune Nazioni (Austria e Germania) hanno stabilito dei limiti propri, altre (Spagna) hanno recepito la Direttiva tal quale.

Un ulteriore termine di confronto è costituito dal D.M. 99/471, che prende in considerazione la messa in sicurezza e la bonifica di siti inquinati e propone limiti diversi in funzione della destinazione d'uso, distinguendo siti a verde pubblico, privato e residenziale e siti ad uso commerciale ed industriale. Il raffronto denota una tendenza ad elevare i valori limite.

I valori ottenuti sono stati confrontati con quelli riportati dalla legislazione prendendo in considerazione il D.L. 92/99 concernente la protezione del suolo nell'utilizzazione dei fanghi di depurazione in agricoltura, o in alternativa con i limiti individuati dalle altre fonti.



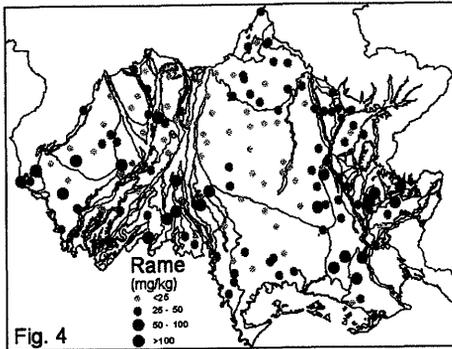


Fig. 4

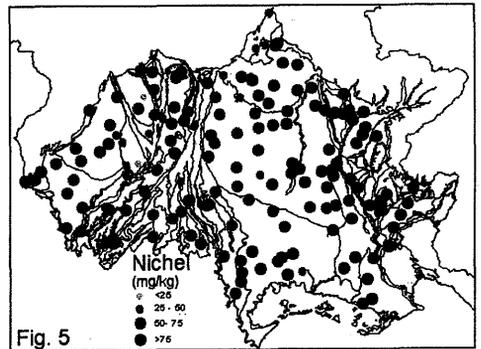


Fig. 5

Risultati e discussione

Gli elevati valori di pH e CSC riscontrati nella maggior parte dei terreni presi in esame indicano una buona capacità dei suoli regionali nel trattenere i metalli.

Rame. Il rame, a causa di apporti antropici, assume concentrazioni elevate in aree localizzate, quasi sempre coincidenti con vigneti (comunemente trattati con solfato di rame) o terreni interessati da spargimenti di liquami zootecnici provenienti da allevamenti. Mediamente si osserva comunque una concentrazione più alta in corrispondenza dei sedimenti più recenti e dell'anfiteatro morenico, mentre valori particolarmente bassi contraddistinguono la pianura tardo-pleistocenica.

Nichel. Il nichel presenta in tutta la pianura valori elevati, probabilmente imputabili a fattori geogenici. Dal confronto emerge come tutta la fascia pedemontana presenta valori di Ni che superano i limiti proposti dal D.L. 92/99, e questo dato avvalorà l'ipotesi della natura geogenica di questo metallo in quanto la zona non ha subito apporti antropici significativi ed è lontana da possibili fonti di inquinamento.

Le aree a più elevata concentrazione sono l'alta pianura costruita dal Cellina e dal Meduna, i bacini del Torre e dell'Isonzo e la porzione meridionale della bassa pianura udinese.

Cromo. Il DL 92/99 non indica limiti di concentrazione per il cromo, imponendo solamente l'esecuzione di un saggio per valutare la capacità del terreno di ossidare il Cr^{3+} a Cr^{6+} considerato tossico; tale test ha dato risultati negativi su tutti i campioni. Il limite imposto dalla legislazione tedesca, che considera invece il cromo totale, scelto come limite di riferimento,

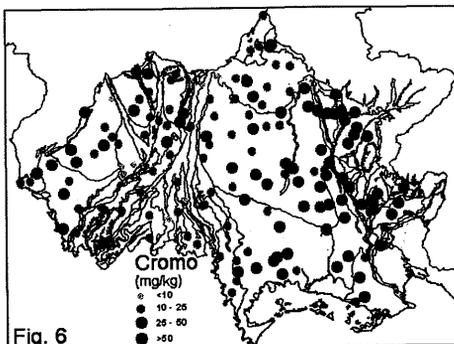


Fig. 6

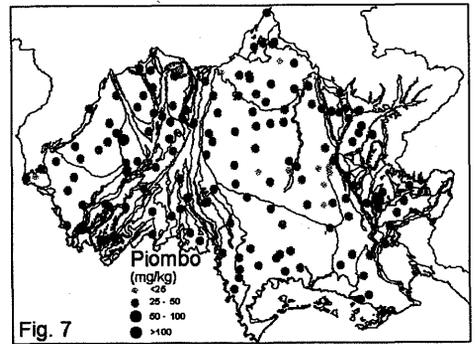
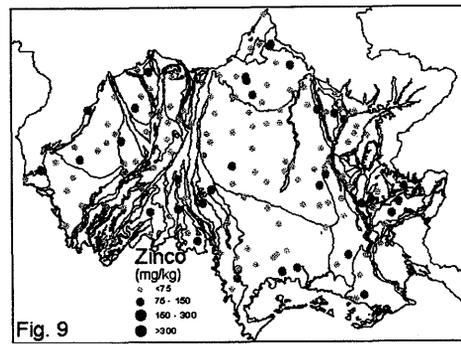
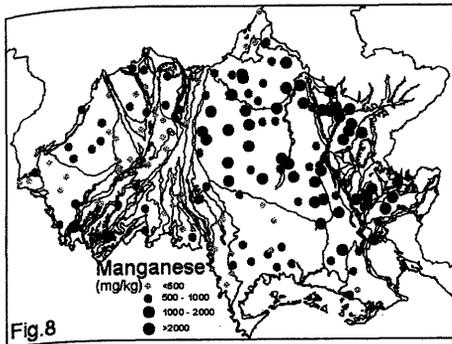


Fig. 7



viene superato in soli due casi. Valori relativamente elevati si osservano in corrispondenza dei bacini di Torre ed Isonzo.

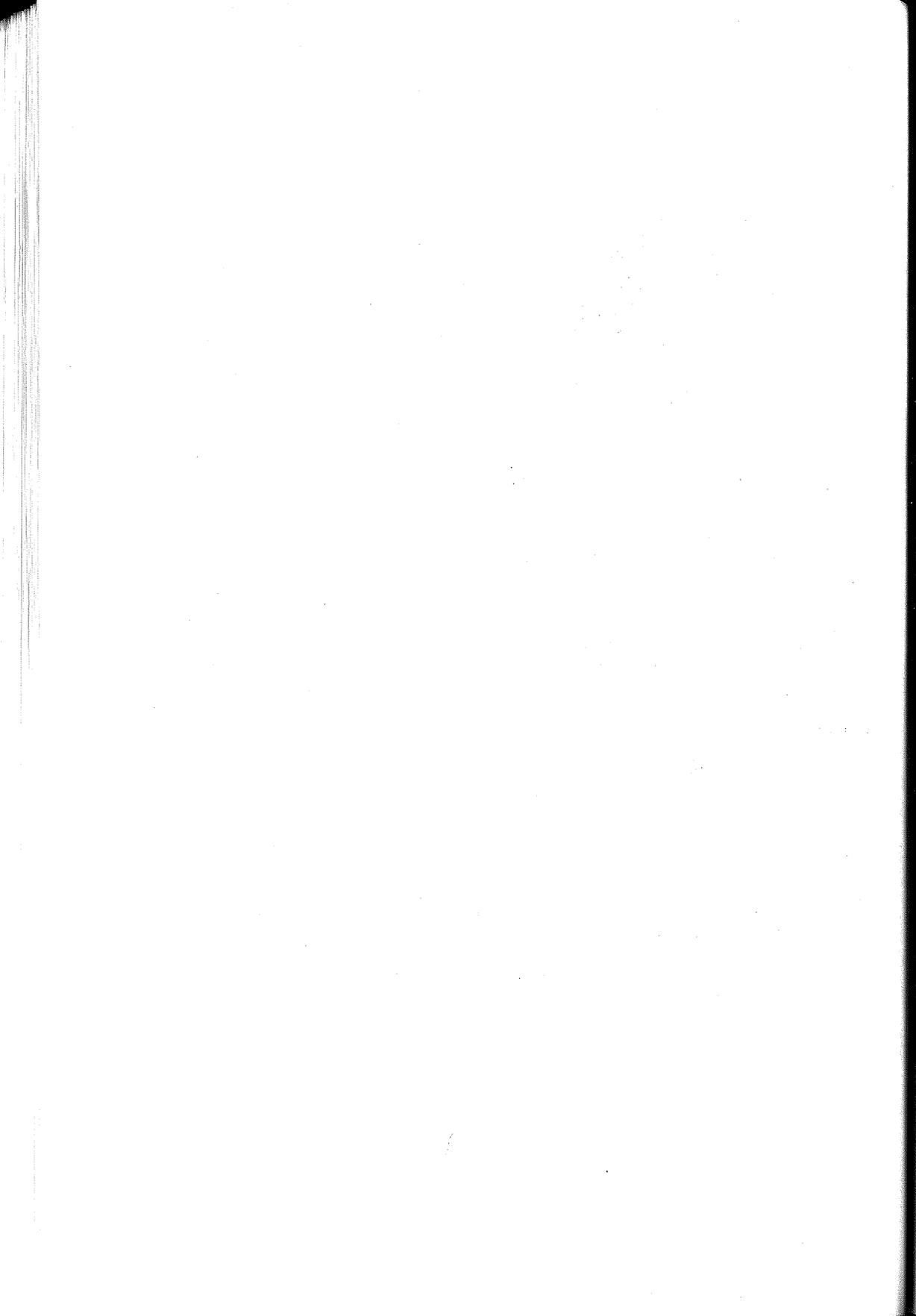
Piombo. Il piombo, usato in passato come fungicida ed insetticida sotto forma di arseniato, la cui tossicità è dovuta prevalentemente alla sua presenza in atmosfera, assume sempre valori ben al di sotto dei limiti di legge. Non si osservano aree caratterizzate da una concentrazione anomala.

Manganese. Il manganese è presente in concentrazioni relativamente elevate su buona parte dei terreni della regione, riconducibili a valori geogenici. La sua tossicità è tuttavia spesso associata a suoli acidi, piuttosto rari nella pianura del Friuli-Venezia Giulia e la legislazione vigente non indica limiti di concentrazione. Anche in questo caso i valori più alti si osservano nei suoli impostati su sedimenti dell'Isonzo e del Torre, cui si aggiunge l'alta pianura udinese.

Zinco. Lo zinco, la cui provenienza è generalmente collegata allo spargimento di liquami zootecnici, presenta sempre valori ben al di sotto dei limiti di legge.

Bibliografia

- Michelutti G., Bruggianesi L., Bulfoni D., Zanolla S. (2000). *Map of the soil attenuation capacity concerning groundwater pollutants, Friuli-Venezia Giulia plain*. Bollettino della Società Italiana della Scienza del Suolo. Vol. 49
- Scott-Fordsmand J.J. (1997). *Toxicity of Nickel to Soil Organisms in Denmark*. Reviews of Environmental Contamination and Toxicology. Vol. 148, Springer ed.
- Sequi P. (1989). *Chimica del suolo*. Patron ed.



INTERAZIONE DI ACIDI UMICI CON OSSIDI DI FERRO: EFFETTO SUL RILASCIO DI FERRO

L. Celi, M. Piccaluga, F. Ajmone Marsan, E. Barberis

*Università di Torino, DIVAPRA, Chimica Agraria,
via Leonardo da Vinci 44, 10095 Grugliasco (TO), ITALIA*

Abstract

The deficiency of iron is an important problem especially in well oxygenated, neutral or basic soils, where chlorosis is one of the more important causes for limiting productivity of the herbaceous and arboreal species. Organic acids and in general the soil organic matter play an important role on the iron release from soil oxides. In this work the effect of humic acids on the release of iron from ferrihydrite has been studied, while assessing the influence of pH and the distribution of iron between the soluble form and the particulate. Humic acids can favour the dissolution process of ferrihydrite especially at low pH, but the dissolved iron is mostly in the particulate form, with a low amount being soluble. This phenomenon is even more pronounced at pH 8.0. At this pH the negative charge of the ferrihydrite-humic acid surface can favour the dispersion of particles. This must be considered for plant fertility since the iron in the particulate form is not directly available to plants.

Riassunto

La carenza di ferro nella soluzione del suolo è un serio problema nutrizionale soprattutto in suoli ben ossigenati, neutri o alcalini, dove la clorosi ferrica è una delle più importanti cause nel limitare la produttività delle specie erbacee e arboree. Gli acidi organici e in generale la sostanza organica del suolo giocano un ruolo importante nel rilascio di ferro dagli ossidi. In questo lavoro è stato studiato l'effetto di acidi umici sul rilascio di ferro da ferridrite a diversi valori di pH e considerando sia il ferro in forma solubile, sia quello particolato. Gli acidi umici sono in grado di favorire il processo di dissoluzione dell'ossido soprattutto a pH acidi, ma solo una parte del Fe si trova in forma solubile, mentre la maggior quantità si trova come particolato. Tale fenomeno è maggiormente pronunciato a pH 8.0, dove la carica negativa formatasi sulla superficie dei complessi ferridrite-acidi umici favorisce la dispersione delle particelle. Ciò deve essere tenuto in considerazione in quanto il ferro in forma particolata non è direttamente disponibile per le piante.

Introduzione

L'interazione della sostanza organica con la frazione minerale influenza diverse proprietà del suolo tra cui il rilascio di elementi dalla fase inorganica e la loro concentrazione nella soluzione del suolo (Schwertmann e Kodama, 1986; Schnitzer, 1991). L'effetto di acidi organici a basso peso molecolare sul rilascio di ferro da ossidi è stato ampiamente studiato in quanto la carenza di ferro nella soluzione del suolo è un serio problema nutrizionale. In particolare, in terreni ben aerati, neutri ed alcalini la clorosi è una delle maggiori cause della limitazione della produttività delle specie coltivate erbacee ed arboree (Marschner, 1995).

La sostanza organica del suolo può svolgere un ruolo benefico nella nutrizione ferrica, aumentando la disponibilità per le piante del ferro scarsamente solubile. Questo compito può essere svolto, oltre che dagli acidi organici rilasciati dai vegetali, anche dalle frazioni umiche che sono capaci di formare complessi con il ferro, rendendolo più facilmente disponibile.

La reazione di dissoluzione non dipende solo dall'abilità complessante delle molecole organiche ma anche dalle reazioni di adsorbimento/desorbimento sulle superfici delle fasi minerali contenenti Fe (Schwertmann, 1991; Jones et al., 1996). Queste reazioni possono influenzare le proprietà di superficie degli ossidi di Fe, in particolare il segno e l'entità della carica superficiale, con conseguente variazione dello stato di dispersione delle particelle.

Scopo di questo lavoro è valutare l'effetto di acidi umici sul rilascio di ferro da ferridrite a diversi valori di pH, considerando sia il ferro in forma solubile, sia quello particolato.

Materiali e Metodi

L'acido umico (AU) è stato estratto da un Histic Haplaquoll seguendo la procedura di Schnitzer (1982). Brevemente, l'AU è stato estratto con NaOH 0.1M per 24 h a temperatura ambiente in atmosfera di N₂. L'estratto alcalino è stato separato dal residuo per centrifugazione a 3000 rpm per 20 min e acidificato con HCl 6N fino a pH 1, in modo da ottenere la precipitazione dell'AU. L'AU è stato separato per centrifugazione, purificato mediante dialisi e liofilizzato. È stato quindi caratterizzato per la sua composizione elementare e i gruppi funzionali attraverso analisi chimica e spettroscopica UV-vis e FT-IR.

Per la sintesi della ferridrite è stato utilizzato il metodo di Schwertmann e Cornell (1991). Dopo aver disciolto Fe(NO₃)₃·9 H₂O in H₂O deionizzata, è stato aggiunto KOH 0.1 M, fino alla precipitazione dell'ossido (pH 7-8). La sospensione alcalina è stata centrifugata per 10 min a 3000 rpm ed il residuo dializzato. La ferridrite è stata conservata in sospensione a 4°C. L'area superficiale è stata determinata mediante adsorbimento di N₂. Il tipo di ferridrite è stato confermato mediante XRD e fotografia al microscopio elettronico a scansione. La percentuale di cristallinità è stata determinata mediante dissoluzione dell'ossido in ossalato e in ditionito. Si è quindi calcolato il rapporto Fe_d/Fe_a.

In via preliminare, si è determinato l'effetto del pH sulla distribuzione di Fe tra forma solubile, complessata e/o precipitata con la sostanza organica. Sono state quindi determinate le quantità di Fe dissolto dalla ferridrite ad opera dell'AU dopo 24 h di contatto. A 5 mL di una sospensione di ferridrite, precedentemente equilibrata in KCl 0.01 M a pH 4.5 o 8.0, sono stati aggiunti 5 mL di una soluzione di AU (2 mg mL⁻¹). Dopo agitazione per 24 ore, le sospensioni sono state centrifugate a 3000 rpm per 20 min. La determinazione del Fe è stata eseguita mediante spettrofotometria ad assorbimento atomico sul surnatante e sul residuo con o senza filtrazione a 0.2 µm, sia prima che dopo trattamento con Na₄P₂O₇ 0.1 M a pH 10.

Tutte le prove sono state condotte in doppio.

Risultati e discussione

L'acido umico presenta un elevato carattere alifatico come dedotto dal rapporto H/C > 1 (Tabella 1) (Andreux, 1996) e un alto peso molecolare (E₄/E₆). I dati dell'analisi elementare, dei gruppi funzionali e lo spettro FT-IR (Figura 1) mettono in luce un considerevole contenuto in gruppi carbossilici. Tale caratteristica è importante nel valutare sia la capacità complessante dell'acido umico nei confronti dello ione Fe che la sua affinità per la superficie della ferridrite.

Tabella 1. Analisi elementare e determinazione dei principali gruppi funzionali dell'AU.

C	H	N	S	O	H/C	O/C	C/N	E ₄ /E ₆ totale	Acidità fenolici meq/g	-COOH	-OH	
		%										
51.5	4.9	5.5	0.8	37.2	1.1	0.54	11.0	5.0	6.49	4.58	1.91	

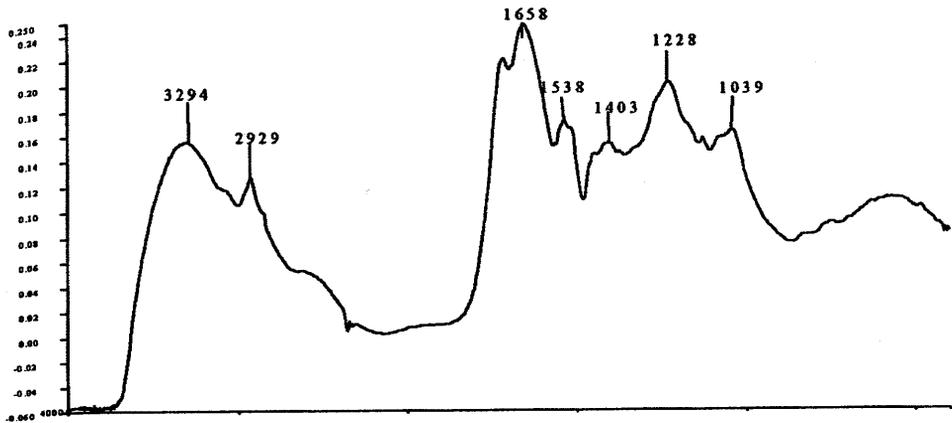


Figura 1. (sopra) Spettro FT-IR dell'AU

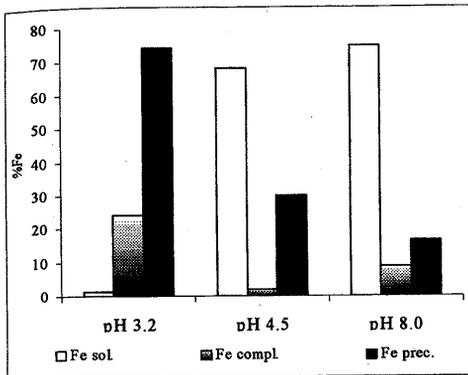


Figura 2. (a lato) Influenza del pH nella distribuzione di Fe tra la forma solubile e quella complessata o preprecipitata con l'AU

Il Fe contenuto nell'AU (40mg/g) è scarsamente solubile a pH 3.2, trovandosi in parte in forma complessata (25%) ed in parte in forma precipitata (74%) (Figura 2). Tale distribuzione varia con l'aumentare del pH, con un aumento del Fe solubile conseguente alla maggiore solubilità degli acidi umici.

La ferridrite sintetizzata è del tipo "a due linee" (Figura 3), ha un'area superficiale specifica di $274 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$ e presenta un basso grado di cristallizzazione come può essere dedotto dal rapporto tra il ferro solubile in ossalato e quello totale ($\text{Fe}_o/\text{Fe}_d = 0.94$) e dalla foto al microscopio elettronico a scansione (Figura 4).

Tabella 2. Rilascio di Fe dalla ferridrite ad opera dell'AU dopo 24 h di interazione: ripartizione tra la forma particolata e quella solubile nel surnatante e nel precipitato.

		Surnatante		Precipitato	
		Fe particolato	Fe solubile	Fe particolato	Fe solubile
pH 4.5	Fh-AU	15.3	4.28	3.86	2.34
	Fh	1.08	0.04	1.75	1.32
pH 8.0	Fh-AU	2.06	0.73	9.43	3.12
	Fh	0.06	0.04	9.15	3.37

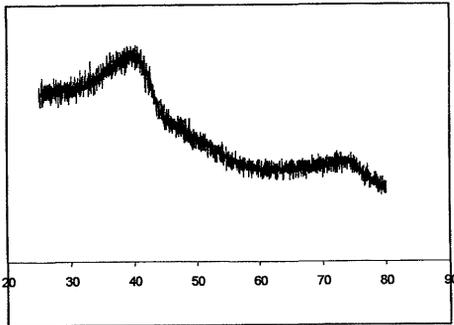


Figura 3. Diffratogramma XRD della ferridrite

Nell'interazione con la ferridrite, l'AU è in grado di estrarre Fe dall'ossido sia in forma solubile sia come particolato. A pH 4.5 e dopo 24 h di interazione, il Fe è pari a circa il 20% della quantità totale contenuta nell'ossido, ma soltanto il 4.28% è in forma solubile ($<0.2 \mu\text{m}$). La frazione rimanente si trova in forma particolata, che comprende sia la ferridrite dispersa che i complessi AU-Fe. L'analisi del residuo mette in evidenza che una parte del Fe (6.2 %) si trova in forma organica co-precipitata con la ferridrite.

A pH 8.0 il Fe rilasciato è il 2.8% ed è in gran parte in forma particolata. L'AU non modifica in questo caso la fase solida. Infatti la quantità di Fe rilasciata dal complesso ferridrite-AU è simile a quella rilasciata dalla ferridrite tal quale.

Nell'interazione con la ferridrite gli acidi umici sono in grado di favorire il processo di dissoluzione dell'ossido. Come per gli acidi organici a basso peso molecolare (Stumm e Furrer, 1987), si potrebbe ipotizzare che la dissoluzione avvenga attraverso step successivi, in cui l'adsorbimento degli acidi umici sulla superficie della ferridrite può causare l'indebo-

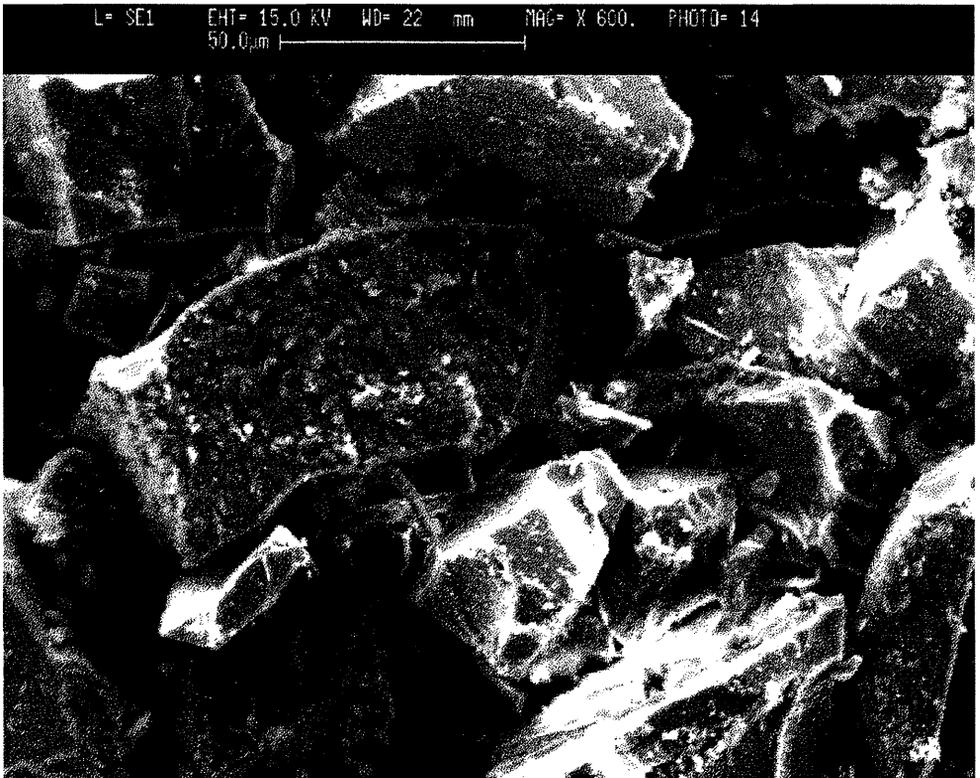


Figura 4. Fotografia al microscopio elettronico a scansione della ferridrite

limento del legame Fe-O e il successivo rilascio del catione. L'adsorbimento è favorito a pH acidi in quanto gli acidi umici, che a pH 4.5 presentano già una discreta carica negativa, possono essere più facilmente attratti dalla superficie dell'ossido, che è invece positiva in tali condizioni. L'ambiente acido, d'altra parte, favorisce di per sé la dissoluzione mediante protonazione dei gruppi Fe-OH. L'adsorbimento dell'acido umico sulla superficie dell'ossido può inoltre causare un aumento della carica negativa di superficie che porta ad una dispersione dell'ossido, che aumenta all'aumentare del pH.

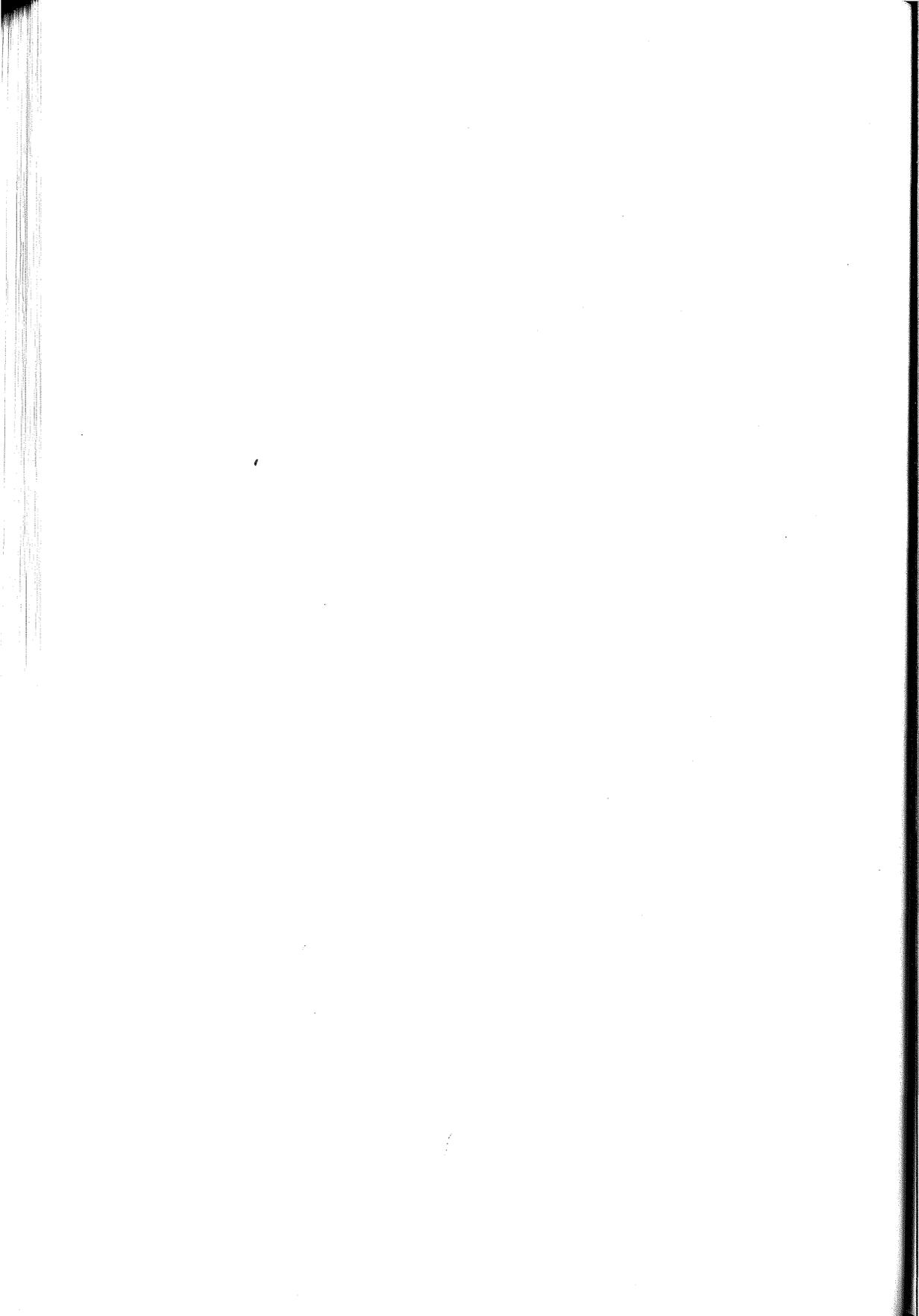
Tali fenomeni possono spiegare perché il ferro ritrovato in soluzione è in parte in forma solubile e in parte in forma particolata. L'azione disperdente sembra avere un ruolo predominante visto che la maggior parte del ferro è in forma particolata, soprattutto a pH basici. Ciò dovrebbe essere tenuto in considerazione in quanto il ferro in forma particolata non è direttamente disponibile per le piante, anche se in letteratura la capacità dissolvente degli acidi organici viene in genere valutata senza distinguere tra le diverse forme di Fe nel surrinate.

La presenza di una frazione di Fe legata alla sostanza organica e co-precipitata con la ferri-drite indica che gli acidi umici possono agire da intermediari nel passaggio del Fe dal minerale alla soluzione del suolo.

La presenza di acidi umici può quindi favorire il processo di dissoluzione degli ossidi di ferro sia direttamente sia indirettamente, con notevoli implicazioni dal punto di vista agronomico soprattutto per quei suoli neutri o alcalini dove si possono manifestare problemi di clorosi ferrica.

Bibliografia

- Andreux F. (1996). *Humus in world soils*. In A. Piccolo (ed). *Humic substances in terrestrial ecosystems*. Elsevier, Amsterdam (NL).
- Jones D.L., Darrah P.R., Kochian L.V. (1996). *Critical evaluation of organic acid mediated iron dissolution in the rhizosphere and its potential role in root iron uptake*. Plant and Soil, 180:57-66.
- Marschner H. (1995). *Mineral nutrition of higher plants*. Academic Press, London.
- Schnitzer M. (1982). *Organic matter characterization*. In *Methods of Soil Analysis*. Part II Agronomy 9. American Society of Agronomy Inc.:581-594.
- Schnitzer M. (1991). *Soil organic matter. The next 75 years*. Soil Sci. 151:41-58.
- Schwertmann U. (1991). *Solubility and dissolution of iron oxides*. Plant and Soil 130:1-25.
- Schwertmann U., Kodama H. (1986). *Mutual interactions between organics and iron oxides*. In *Interaction of soil minerals with natural organics and microbes*. SSSA spec. Pub n. 17, Madison, WI.
- Schwertmann U., Cornell R.M. (1991). *Iron oxides in the laboratory. Preparation and characterization*. VCH Verlagsgesellschaft mbH, D-6940 Weinheim, Germany.
- Stumm W., Furre G. (1987). *The dissolution of iron oxides and aluminum silicates: Examples of surface-coordination-controlled Kinetics*. In *Aquatic surface chemistry*. Ed. W. Stumm pp. 197-219. J. Wiley and Sons, New York.



INDAGINE SUL CONTENUTO DI METALLI PESANTI IN DIVERSI SUOLI AGRARI NEL MEZZOGIORNO D'ITALIA

G. Lacertosa¹, F. Montemurro², G. De Mastro³, N. Montemurro¹

¹Metapontum Agrobios - S.S. 106 Jonica km. 448.2 - 75010 Metaponto (MT) glacertosa@agrobios.it

²Istituto Sperimentale Agronomico - Via C. Ulpiani, 5 - 75125 Bari

³Dipartimento di Produzione Vegetale - Università degli studi di Bari - Bari

Abstract

In Italy a soil survey was conducted in four agricultural areas (Metaponto, Varano, Lavello e east Sicily) to study the heavy-metals concentrations. Surface samples of soil were analysed for physical and chemical characteristics and for heavy metals.

Results show a high variability of heavy-metals concentrations between the investigated agricultural areas, while many samples averaged high content in Be and Tl, and to a lower level also in Cr tot., Ni and Cd.

Moreover were determined a negative correlation between the principal heavy metals and sand content in the four areas; and a positive correlation between heavy metals (Se, Ni, Co e Cr) and C.S.C.

Riassunto

Nel 1998 è stata avviata un'indagine sul contenuto di metalli pesanti in diverse aree agricole (Metaponto, Varano, Lavello e Sicilia orientale). Oltre alle caratteristiche chimico fisiche dello strato superficiale dei suoli è stato determinato il contenuto dei principali metalli pesanti.

I risultati evidenziano una notevole variabilità in termini di contenuto di metalli pesanti fra i diversi siti di indagine; inoltre in molti campionamenti, soprattutto per il Be ed il Tl, ed in misura inferiore per il Cr tot., Ni e Cd, si sono ottenuti valori assoluti considerevolmente elevati.

Nei terreni di Varano, Lavello e Metaponto si è rilevata una significativa riduzione del contenuto di tutti i metalli determinati passando da terreni argillosi a quelli sabbiosi, mentre nessuna variazione è stata rilevata nei suoli agrari della Sicilia. Inoltre, in tutti i siti di indagine è stata riscontrata una correlazione negativa fra contenuto in alcuni dei più importanti metalli pesanti e livello di sabbia. Infine, correlazione positiva è stata riscontrata tra C.S.C. e Se, Ni, Co e Cr, mentre valori diversi sono stati ottenuti per la sostanza organica e la conducibilità dei suoli.

Introduzione

La crescente attenzione verso i fenomeni di inquinamento ambientale e le relative cause che li determinano è indirizzata verso il suolo, l'acqua e l'aria. In particolare, la risorsa suolo è sicuramente il comparto naturale di maggior interesse poiché rappresenta l'ambiente di congiunzione fra gli altri due comparti (Ciavatta e Gessa, 1999). D'altra parte, una delle principali cause di inquinamento del suolo agrario è rappresentata dalla presenza, a volte elevata, di metalli pesanti, che si verifica generalmente a seguito della somministrazione al suolo di sostanze che di fatto ne incrementano la naturale presenza pedologica (Gessa, 1991).

L'effetto dell'inquinamento da metalli pesanti sull'ambiente e sulla salute umana ha

contribuito ad accrescere la preoccupazione dell'opinione pubblica su questi fenomeni. Infatti, la sostenibilità e la conservabilità degli ecosistemi sono aspetti estremamente importanti per la protezione dell'ambiente; pertanto, si cerca attualmente di contenere l'apporto di sostanze pericolose quali i metalli pesanti soprattutto a seguito del fatto che per diversi anni si è proceduto ad un input non controllato e massiccio al terreno attraverso l'uso di fertilizzanti, pesticidi e fanghi di depurazione (Keefer *et al.*, 1986; Mortvedt, 1996; Ciavatta e Gessa, 1999).

Le concentrazioni limite dei metalli pesanti nei terreni possono variare in funzione dell'utilizzazione del terreno, come riportato da Adriano *et al.* (1999), e proposto da Eikmann e Kloke (1991); particolare interesse rappresenta questa suddivisione poiché tiene conto, per lo stesso elemento, di un limite di tolleranza e di un valore di rimedio. L'elevato contenuto di sostanza organica del terreno, caratteristica tipica dei suoli argillosi, è spesso associata ad una elevata capacità di trattenere i metalli pesanti, riducendo la tossicità di questi elementi (Riffaldi e Levi-Minzi, 1991). Adriano *et al.* (1999) riportano che la concentrazione limite dei metalli pesanti nel suolo, prevista nella legislazione adottata in altri paesi della Comunità, varia sulla base dei contenuti di argilla e sostanza organica. D'altra parte, Businelli *et al.* (1991) suggeriscono che i metalli pesanti hanno una diversa mobilità nel terreno in funzione dei periodi di maggiore piovosità.

Pertanto, scopo della presente indagine è quello di determinare il contenuto dei principali metalli pesanti che possono contaminare le aree agricole del meridione, potenzialmente a rischio di inquinamento, sia per attività agricole intensive sia per attività industriali. E' stata inoltre analizzata la correlazione fra contenuto in metalli pesanti e tipologia e caratteristiche chimiche del suolo.

Materiali e metodi

Durante il 1999 sono stati prelevati oltre 170 campioni nello strato superficiale di terreno (0-0,40 m) provenienti dalle seguenti quattro diverse aree agricole: Metaponto, Sicilia orientale, Varano e Lavello. In particolare, i primi due siti di indagine sono caratterizzati da un'agricoltura di tipo intensivo con notevoli somministrazioni di materiali al suolo (concimi, pesticidi, ammendanti, ecc.), Lavello presenta un'attività agricola nelle vicinanze di insediamenti industriali, e Varano costituisce un agroecosistema sensibile essendo nelle vicinanze di luoghi protetti (riserva naturale e lago salato). Il campionamento è stato eseguito con modalità non sistematica prelevando 8 subcampioni da una superficie di circa 0,5 ha. Su tutti i campioni sono state determinate le principali caratteristiche chimico fisiche. Inoltre, sono state distinte tre classi granulometriche: terreno sabbioso (contenuto in sabbia > 500 g kg⁻¹ ed in argilla < 200 g kg⁻¹), argilloso (sabbia < 200 g kg⁻¹ ed argilla > 400 g kg⁻¹) e medio impasto (valori intermedi). Per tutti i campioni nei diversi siti di indagine sono stati determinati, dopo mineralizzazione con forno a microonde, attraverso spettrofotometria ad assorbimento atomico, il contenuto totale dei seguenti metalli: Cd, Co, Pb, (con atomizzazione a fornetto di grafite), Hg (con la tecnica degli idruri volatili), Cr, Cu, Ni, Zn (con atomizzazione in fiamma). Tutti gli elementi contaminanti sono espressi come mg di contenuto totale per kg di terreno secco.

Inoltre, solo per i siti di Varano e Lavello, sono stati determinati i contenuti totali di Be (con plasma ad accoppiamento induttivo) e, attraverso spettrofotometria ad assorbimento atomico, di As, Se, Sn (con la tecnica degli idruri volatili), e di Cr (VI), Tl, V (con atomizzazione a fornetto di grafite).

È stata inoltre effettuata l'analisi di correlazione (Pearson) fra caratteristiche chimiche e granulometriche e contenuto totale in metalli pesanti.

Risultati e discussione

I valori medi delle caratteristiche chimico fisiche dei suoli nei siti di indagine sono riportati nella tabella 1. Dall'esame della tabella è possibile notare una notevole differenza nei valori medi nei terreni campionati; maggiore presenza di sabbia è stata rilevata nei suoli della Sicilia orientale, mentre contenuti maggiori di argilla e limo sono presenti a Varano e Lavello. Notevole differenza presentano i contenuti di sostanza organica e azoto totale nelle diverse località oggetto di studio con un massimo di 38 g kg⁻¹ e 2,1 g kg⁻¹ rispettivamente, per il sito di Varano.

Nella tabella 2 sono riportati i valori medi e le deviazioni standard del contenuto totale dei metalli pesanti nei siti di indagine; inoltre si riportano le concentrazioni limite di tolleranza secondo Eikman e Kloke (1991), riportata da Adriano et al. (1999), per uso multifunzionale e per terreni agricoli. Fra i diversi siti di indagine è stata evidenziata una notevole variabilità in termini di contenuto di metalli pesanti. In particolare, per gli elementi la cui funzione biochimica non è stata dimostrata (Cd e Cr) (Ciavatta e Gessa, 1999) si sono rilevati valori sostanzialmente più elevati per i suoli prelevati a Varano rispetto agli altri siti di indagine, mentre per i metalli che rappresentano microelementi importanti nella nutrizione delle piante (Co, Cu e Zn) non sono state rilevate differenze fra le località. Particolare attenzione deve essere posta al contenuto di Co nei suoli agrari perché questo contaminante, considerato un elemento pericoloso per la salute umana, può essere assorbito dalle piante in quantità elevate poiché la soglia di fitotossicità è molto alta (McLaughlin et al., 1999). In tutti i siti d'indagine il Cd, che è un altro metallo potenzialmente pericoloso (Mortvedt, 1996; McLaughlin et al., 1999), ha presentato valori inferiori ai limiti proposti, indicando che il processo di pedogenesi, che è una delle principali fonti di questo elemento, non ha contribuito in maniera sostanziale alla dotazione di fondo (Mortvedt, 1996).

Tabella 1. Valori medi e deviazione standard delle caratteristiche chimico fisiche dei suoli nei siti di indagine

Variabile	Lavello (n=39)	Varano (n=46)	Metaponto (n=34)	Sicilia (n=54)
Argilla Boujoucouc [g/kg]	345±114	400±135	286±87	355±86
Limo Boujoucouc [g/kg]	273±84	297±127	197±101	219±65
Sabbia Boujoucouc [g/kg]	382±152	304±208	517±141	426±125
pH [u pH]	7,85±0,28	7,57±0,74	7,91±0,3	8,01±0,2
Conducibilità EC1:2 [µS/cm]	259±64	377±714	228±149	452±168
Cloruri 1:2 [mg/kg]	19±24	22±40	13±13	37±24
Solfati 1:2 [mg/kg]	26±23	39±58	54±77	186±225
Nitrati 1:2 [mg/kg]	17±21	17±45	41±88	5±7
Calcare attivo [g/kg]	45±23	29±19	26±22	67±45
Sost. Organica [g/kg]	26±8	38±37	14±5	21±7
Azoto totale [g/kg]	1,2±0,3	2,1±2	0,9±0,3	1,2±0,4
Fosforo ass. Olsen [mg/kg]	22±15	40±34	31±25	24±23
Sodio scambiabile [mg/kg]	54±59	246±354	40±29	318±347
Potassio scambiabile [mg/kg]	680±237	358±168	275±102	482±207
Magnesio scambiabile [mg/kg]	242±110	290±225	224±113	581±352
Calcio scambiabile [mg/kg]	4527±1295	4773±1982	2078±688	4163±1534
Boro solubile [mg/kg]	1,37±0,59	2,28±2,64	1,04±0,65	2,21±1,02
Zinco assimilabile [mg/kg]	1,0±1,1	1,3±0,7	1,9±2,6	1,7±1,9
Ferro assimilabile [mg/kg]	11±14	35±65	22±9	14±11
Manganese assim. [mg/kg]	88±49	32±36	34±31	19±13
Rame assimilabile [mg/kg]	3,7±1,6	1,3±0,8	3,1±3,6	2,4±1,5

Tabella 2. Contenuto totale dei metalli pesanti (mg kg⁻¹) nei siti di indagine e limiti massimi di ammissibilità dei terreni agricoli

Elementi (n= 39)	Lavello (n=46)	Varano (n=34)	Metaponto (n=54)	Sicilia (n=54)	Limiti per uso multi- funzion.*	Limiti per terreni agricoli*
As	10,7±2,4	11,4±4,3	n.d.	n.d.	20	40
Be	3,3±1,4	4,1±1,8	n.d.	n.d.	1	10
Cd	0,16±0,08	0,79±0,49	0,22±0,2	0,15±0,19	1	2
Co	12,4±2,5	11,5±4	10,9±3,8	14,6±7,4	-	-
Cr (tot.)	42,4±12	80,3±43	45,5±15	54,8±23	50	200
Cr (VI)	0,47±0,19	1,36±0,59	n.d.	n.d.	-	-
Cu	38,9±10	28,3±8,8	24,1±14,6	25,0±7,9	50	50
Hg	0,18±0,15	0,039±0,05	0,014±0,016	0,012±0,016	0,5	10
Ni	40,4±8,8	32,8±12	35,0±10	54,3±45	40	100
Pb	25,6±10	40,7±15	20,3±11	14,8±4,7	100	500
Se	0,21±0,13	0,19±0,13	n.d.	n.d.	1	5
Sn	0,28±0,39	1,07±1,36	n.d.	n.d.	-	-
Tl	0,75±0,51	1,33±0,74	n.d.	n.d.	0,5	2
V	64,2±16	87,5±58,6	n.d.	n.d.	-	-
Zn	70,9±9,3	83,2±27	75,3±36	61,7±13	150	300

* concentrazioni limite di tolleranza secondo Eikmann e Kloke 1991

Tabella 3. Percentuale dei campioni che superano il limite di tolleranza per uso multifunzionale secondo Eikmann e Kloke 1991 e riportate da Adriano *et al.* (1999)

Elementi	Lavello (n= 39)	Varano (n=46)	Metaponto (n=34)	Sicilia (n=54)
As	0,0	0,0	n.d.	n.d.
Be	97,5	87,0	n.d.	n.d.
Cd	0,0	39,1	0,0	1,9
Cr tot.	25,6	78,3	29,4	50,0
Cu	7,7	0,0	2,9	0,0
Hg	7,7	0,0	0,0	0,0
Ni	51,3	23,9	29,4	38,9
Pb	0,0	0,0	0,0	0,0
Se	0,0	0,0	n.d.	n.d.
Tl	61,5	89,1	n.d.	n.d.
Zn	0,0	0,0	5,9	0,0

Inoltre nella tabella 3, per meglio individuare il numero dei campioni e gli elementi che superano la soglia di tolleranza vengono riportate le percentuali dei campioni di terreno che eccedono il limite normativo per uso multifunzionale (valori più restrittivi). I limiti sono stati superati in molti dei campionamenti effettuati per il Be e per il Tl, ed in misura inferiore per il Cr tot., Ni e Cd. D'altra parte se si considera il limite per i terreni agricoli quasi tutti i campionamenti rientrano nei valori proposti per tutti i siti di indagine.

Nella tabella 4 sono riportati i valori medi del contenuto totale dei metalli pesanti al variare della granulometria dei terreni in tutte le località di indagine. Notevole importanza sull'accumulo di metalli pesanti è stata rilevata fra le diverse tipologie di terreno in funzione della localizzazione. In particolare, nei terreni di Varano si è rilevata una riduzione del contenuto di tutti i metalli determinati passando da terreni argillosi a quelli sabbiosi; la maggiore riduzione si è verificata per lo Zn e per il Cr totale passando da circa 90 mg kg⁻¹ a 28,4

mg kg⁻¹ e da circa 90 a 16,7 mg kg⁻¹ rispettivamente per i terreni argillosi e di medio impasto e terreni sabbiosi. D'altra parte, praticamente nessuna variazione di rilievo al variare della granulometria è stata riscontrata per i terreni della Sicilia orientale. Infine, per i siti di Lavello e Metaponto consistente riduzione si è verificata solamente per lo Zn e per il Cr totale.

Tabella 4. Valori medi (mg kg⁻¹) dei metalli pesanti al variare della granulometria dei suoli

Dati	Lavello			Varano			Metaponto			Sicilia		
	Sab- bioso (n=10)	Medio impasto (n=16)	Argil- loso (n=13)	Sab- bioso (n=7)	Medio impasto (n=15)	Argil- loso (n=24)	Sab- bioso (n=21)	Medio impasto (n=9)	Argil- loso (n=4)	Sab- bioso (n=19)	Medio impasto (n=19)	Argil- loso (n=16)
Cd	0,12	0,16	0,18	0,16	1,21	0,71	0,21	0,28	0,13	0,14	0,20	0,11
Co	12,9	11,1	13,7	3,2	13,1	12,9	9,7	14,0	9,9	15,5	13,5	14,7
Cr tot.	31,9	40,9	52,2	16,7	98,3	87,6	41,3	54,7	47,0	49,6	55,6	59,8
Cu	40,8	35,3	41,9	11,3	32,1	30,9	22,1	28,1	25,3	26,5	24,0	24,6
Hg	0,20	0,17	0,17	0,01	0,04	0,05	0,02	0,01	0,03	0,01	0,01	0,01
Ni	36,3	36,9	47,9	9,2	34,5	38,6	31,5	43,1	35,0	63,8	50,7	47,2
Pb	28,2	25,9	23,3	13,9	42,7	47,3	17,8	23,7	25,5	12,7	15,2	16,9
Zn	67,7	70,3	74,2	28,4	95,7	91,3	67,7	100,4	59,0	60,8	60,2	64,6

La tabella 5 mostra le correlazioni fra le caratteristiche granulometriche e chimiche dei terreni e contenuti totali di metalli pesanti nei siti di indagine. Dall'esame della tabella è possibile notare che indipendentemente dalla località rilevata, è stata riscontrata una significativa correlazione negativa fra contenuto in alcuni dei più importanti metalli pesanti (Cd, Co, Cr, Cu, Pb e Zn totale) e livello di sabbia. Nessuna correlazione hanno mostrato, infine, il Hg ed il Ni, indicando che questi elementi si possono accumulare indipendentemente dalla tessitura del terreno. In particolare, per il Ni è ipotizzabile una forte coesione dell'elemento

Tabella 5. Correlazione fra caratteristiche granulometriche e chimiche dei suoli e contenuto in metalli pesanti per tutti i siti di indagine (n=173)

	Argilla	Limo	Sabbia	pH	Condu- cibilità	Calcare attivo	Sostanza organica	C.S.C.
Cd	0,18 n.s.	0,56 ***	-0,45 ***	-0,20 *	-0,12 n.s.	-0,17 n.s.	-0,46 ***	0,21 *
Co	0,13 n.s.	0,22 **	-0,21 **	0,03 n.s.	-0,11 n.s.	0,07 n.s.	0,20 *	0,58 ***
Cr tot.	0,33 ***	0,58 ***	-0,56 ***	-0,08 n.s.	-0,08 n.s.	-0,01 n.s.	-0,25 **	0,55 ***
Cu	0,13 n.s.	0,32 **	-0,28 **	-0,22 *	-0,07 n.s.	-0,09 n.s.	0,32 ***	0,40 ***
Hg	0,01 n.s.	0,14 n.s.	-0,09 n.s.	-0,13 n.s.	-0,09 n.s.	-0,07 n.s.	0,29 **	0,14 n.s.
Ni	0,05 n.s.	0,10 n.s.	-0,09 n.s.	0,14 n.s.	-0,002 n.s.	0,22 **	0,25 **	0,64 ***
Pb	0,38 ***	0,47 ***	-0,53 ***	-0,55 ***	0,01 n.s.	-0,35 ***	-0,34 ***	0,20 *
Zn	0,23 ***	0,57 ***	-0,49 ***	-0,19 n.s.	-0,15 n.s.	-0,23 *	-0,09 n.s.	0,29 **

*, **, *** = significativo per P<0,5, 0,1 e 0,01, rispettivamente. n.s. = non significativo.

con i colloidali del suolo ed una loro poca mobilità all'interno della soluzione circolante (McLaughlin *et al.*, 1999). Tra le caratteristiche chimiche dei terreni e contenuto di metalli correlazione positiva è stata riscontrata tra la C.S.C. e tutti i metalli pesanti determinati (tranne per il Hg), mentre valori diversi sono stati ottenuti per la sostanza organica; d'altra parte, nessuna correlazione è stata trovata fra questi inquinanti e la conducibilità dei suoli. E' noto che più alti valori di C.S.C. consentono di somministrare al terreno quantità maggiori di materiali contenenti sostanze potenzialmente inquinanti. Un ruolo importante, infatti, nella ritenzione di questi elementi è dovuto al contenuto della componente organica del suolo che sembra anche determinare una differenziazione degli elementi nel profilo (Bellanca *et al.*, 1998).

Infine, ad esclusione del Pb, nessuna correlazione si è ottenuta tra reazione del terreno ed il contenuto dei metalli pesanti, anche se è noto che diminuendo il pH del terreno normalmente si incrementa il contenuto di metalli nella soluzione (Riffaldi e Levi-Minzi, 1991), con conseguente maggiore asportazione da parte delle piante, come trovato da Xue e Harrison (1991) in lattuga per il Cd e lo Zn. D'altra parte, le variazioni medie del pH tra i diversi siti di indagine sono risultate estremamente ridotte (tabella 1).

Tabella 6. Valori medi (mg kg^{-1}) dei metalli pesanti al variare della granulometria dei suoli nei siti di Lavello e Varano

Dati	LAVELLO			VARANO		
	Sabbioso	Medio impasto	Argilloso	Sabbioso	Medio impasto	Argilloso
As	9,9	11,6	10,1	6,5	11,4	12,7
Be	2,7	3,7	3,2	0,49	4,7	4,8
Cr (VI)	0,48	0,46	0,47	1,03	1,49	1,38
Se	0,15	0,19	0,29	0,21	0,18	0,18
Sn	0,25	0,37	0,19	1,07	0,89	1,18
Tl	0,50	0,87	0,80	0,36	1,55	1,48
V	63,8	65,7	62,5	18,9	95,3	102,7

Nella tabella 6 vengono riportati i valori medi dei metalli pesanti al variare della granulometria dei suoli agricoli nelle località di Lavello e Varano, caratterizzati dalla vicinanza di attività industriali. Contenuti maggiori di metalli pesanti sono stati riscontrati nei terreni di medio impasto e argillosi nella località di Varano per As, Be Cr Tl e V, che d'altra parte sono sensibilmente più alti rispetto ai valori nei terreni sabbiosi. Minori variazioni sono state ottenute nei terreni di Lavello per quasi tutti i metalli pesanti determinati, indicando che gli accumuli di questi elementi e la loro conseguente traslocazione nelle piante dipendono da diverse variabili tra cui i fattori climatici e le pratiche agronomiche (McLaughlin *et al.*, 1999). Businelli *et al.* (1991) suggeriscono che i metalli pesanti hanno una diversa mobilità nel terreno, soprattutto nei periodi di maggiore piovosità. In particolare, il Pb ed il Ni hanno evidenziato una minore mobilità rispetto ad altri microelementi metallici (Zn, Cu, Cr e Mn).

Nella tabella 7 vengono riportati i coefficienti di correlazione e la significatività tra le principali caratteristiche chimiche e la granulometria e il contenuto totale di metalli pesanti nelle località di Varano e Lavello. Anche per questi metalli è stata riscontrata una correlazione negativa fra metalli e contenuto di sabbia escluso per il Sn, mentre una correlazione positiva è stata ottenuta fra argilla e Be, Tl e V. La C.S.C. è positivamente e significativamente correlata con tutti i metalli (escluso il Sn) confermando quanto trovato anche per gli altri metalli per tutti i siti (tabella 5).

Tabella 7. Correlazione fra caratteristiche granulometriche e chimiche e contenuto in metalli pesanti nei siti di Lavello e Varano (n=85)

	Argilla	Limo	Sabbia	pH	Conducibilità	Calcare attivo	Sostanza organica	C.S.C.
As	0,16 n.s.	0,40 ***	-0,34 ***	-0,08 n.s.	-0,34 **	-0,25 *	-0,09 n.s.	0,21 *
Be	0,48 ***	0,59 ***	-0,67 ***	-0,34 **	-0,14 n.s.	-0,54 ***	-0,21 *	0,41 ***
Se	0,16 n.s.	0,17 n.s.	-0,21 *	-0,33 **	0,42 ***	0,36 ***	0,30 **	0,43 ***
Sn	0,01 n.s.	0,08 n.s.	-0,05 n.s.	0,01 n.s.	-0,10 n.s.	-0,14 n.s.	-0,33 **	-0,11 n.s.
Tl	0,34 **	0,48 ***	-0,51 ***	-0,18 n.s.	-0,05 n.s.	-0,45 ***	-0,32 **	0,40 ***
V	0,26 *	0,47 ***	-0,45 ***	-0,27 *	-0,10 n.s.	-0,09 n.s.	-0,17 n.s.	0,40 ***
Cr (VI)	0,11 n.s.	0,33 **	-0,27 *	0,08 n.s.	-0,07 n.s.	0,002 n.s.	-0,61 ***	0,37 ***

*, **, *** = significativo per $P < 0,5$, $0,1$ e $0,01$, rispettivamente. n.s. = non significativo.

Conclusioni

I risultati della presente indagine sembrano mettere in evidenza una notevole variabilità in termini di contenuto di metalli pesanti fra i diversi siti di indagine. Inoltre, molti dei campionamenti hanno superato (Be e Tl, ed in misura inferiore Cr tot., Ni e Cd) i limiti più restrittivi per un impiego multifunzionale dei suoli, mentre quasi tutti rientrano nei limiti proposti per i terreni agricoli (Eikmann e Kloke 1991).

D'altra parte, il comportamento e la pericolosità dei metalli pesanti nel suolo dipendono dalle caratteristiche chimico fisiche di ogni elemento che ne determinano la mobilità e la biodisponibilità più che il contenuto totale (Bellanca *et al.*, 1998). Infatti, in uno studio sul contenuto totale e sulle quote assimilabili dei metalli pesanti in frumento duro, nessuna variazione significativa si è avuta in tutti i metalli pesanti studiati per la quota assimilabile, mentre accumuli di Ni e Pb totali si sono verificati a seguito di applicazioni al terreno di materiali potenzialmente inquinanti (Baffi *et al.*, 1999).

La presenza dei contaminanti varia notevolmente nelle diverse località ed a seconda delle caratteristiche chimico e fisiche del suolo. Inoltre, correlazione negativa è stata trovata fra contenuto in metalli e contenuto di sabbia dei terreni. Pertanto, l'apporto di materiali al suolo può comportare situazioni di rischio nel breve e nel lungo periodo differenti e variabili a seconda delle specifiche condizioni di pedogenesi e di coltivazione.

Bibliografia

- Adriano D.C., Wenzel W.W., Lombi E. (1999). *Origine, comportamento e rischio potenziale degli elementi in tracce negli ecosistemi agrari*. In: *Impatto ambientale di metalli pesanti ed elementi in tracce*, a cura di Capri E., Boccelli R., Loffi S., Lombi E. Pitagora Editrice Bologna, Italia.
- Baffi C., Convertini G., Silva S., Montemurro F., Figliolia A. (1999). *Effetti dell'ammendamento con compost da RSU su frumento: resa, qualità e contenuto di metalli pesanti nei prodotti e nel terreno*. Atti del CABS (in press).
- Bellanca A., Dazzi C., Neri R., Palumbo B. (1998). *Distribuzione di metalli pesanti in profili di suoli forestali della Sicilia: implicazioni pedogenetiche e qualità del suolo*. Bollettino S.I.S.S. 3:335-

- 345.
- Businelli M., Gliotti G., Giusquiani P.L. (1991). *Applicazione del compost da RSU in agricoltura: destino dei nutrienti e dei metalli pesanti nel terreno*. *Agrochim.* 35:13-25.
- Ciavatta C., Gessa C. (1999). *L'apporto di metalli pesanti al suolo attraverso le fertilizzazioni*. In: *Impatto ambientale di metalli pesanti ed elementi in tracce*, a cura di Capri E., Boccelli R., Loffi S., Lombi E. Pitagora Editrice Bologna, Italia.
- Eikmann Th., Klocke A. (1991). *Nutzungs- und Schutzgutbezogene Orientierungswerte für (Schad-)stoffe in Boden*. In: Rosencranz D, Bachmann G., Einsele G., Harreb H.M. (Hrsg.), *Bodenschutz. Ergänzbares Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Boden, Landschaft und Grundwasser*. Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- Gessa C. (1991). *Rischi di inquinamento del suolo da metalli pesanti veicolati da fanghi e compost*. In: *Riciclo di biomasse da rifiuto e di scarto e fertilizzazione organica del suolo* (coord. Senesi N., Miano T.M.), Patron Editore, Bologna:269-277.
- Keefer R.F., Singh R.N., Horvath D.J. (1986). *Chemical composition of vegetables grown on an agricultural soil amended with sewage sludge*. *J. Environ. Qual.* 15:146-152.
- McLaughlin M.J., Parker D.R., Clarke J.M. (1999). *Metal and micronutrients - food safety issues*. *Field Crops Research* 60:143-163.
- Mortvedt J.J. (1996). *Heavy metal contaminants in inorganic and organic fertilizers*. *Fertilizer research* 43:55-61.
- Riffaldi R., Levi-Minzi R. (1991). *Il controllo degli inquinanti in agricoltura: gli inquinanti inorganici*. In *Chimica del suolo*, coordinatore P. Sequi. Patron Editore.
- Xue Q., Harrison H.C. (1991). *Effect of soil Zinc, pH and cultivar on cadmium uptake in leaf lettuce (Lactuca sativa L.)*. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 22 (9-10):975-991.

CONTENUTO E DISTRIBUZIONE DI METALLI PESANTI NEI SUOLI AGRARI NELL'AREA INDUSTRIALE DI MELFI

N. Montemurro¹, A. Palma², V. Pipino¹, M. Tramutoli², G. Lacertosa¹

¹ *Metapontum Agrobios - S.S. 106 Jonica km. 448.2 - 75010 Metaponto (MT) glacertosa@agrobios.it*
² *Regione Basilicata - Dipartimento Sicurezza Sociale e Politiche ambientali - Potenza*

Abstract

In Basilicata Region a survey was conducted to study the background level of heavy-metals concentrations in an agricultural zone near the industrial area of Melfi. Samples of soil, collected at three levels from 20 sites, were analysed for physical and chemical characteristics and for heavy metals: (As, Hg, Sb, Se, Sn, Cd, Co, Cr, Cr (VI), Cu, Ni, Pb, Tl, V, Zn e Be).

Results show, for the investigated area, low levels of Cd, Hg, Pb and Se. Nevertheless the heavy metal levels obtained can mainly be considered as the background level, infact little differences were detected between the three soil levels. Correlation analysis were determined between heavy metals and physical and chemical characteristics.

Riassunto

Nel 1999 sono stati campionati, in due prelievi successivi a tre profondità, 20 siti circostanti l'area industriale di S. Nicola di Melfi ove opera dal 1993 la SATA-FIAT e relativo indotto e sarà messa in esercizio una piattaforma di termodistruzione. Oltre alle principali caratteristiche chimico fisiche dei suoli è stato determinato il contenuto totale dei seguenti metalli: As, Hg, Sb, Se, Sn, Cd, Co, Cr, Cr (VI), Cu, Ni, Pb, Tl, V, Zn e Be.

I primi risultati mostrano che, per l'area oggetto di studio, le concentrazioni di Inoltre il contenuto dei metalli pesanti rilevati non differisce sensibilmente alle diverse profondità di prelievo, per cui possono essere considerati come valori di fondo. Infine sono state individuate correlazioni fra contenuto in metalli pesanti ed alcune caratteristiche chimico fisiche del suolo (granulometria, sostanza organica, capacità di scambio cationico e reazione del terreno). Tutti i parametri rilevati sono stati inseriti in un GIS dal quale è possibile ottenere informazioni sulla distribuzione spaziale dei dati.

Introduzione

Il terreno rappresenta una componente chiave all'interno degli ecosistemi naturali poiché la sostenibilità ambientale dipende in larga misura da quella del sistema suolo; diversamente da altri comparti ambientali, come l'atmosfera e l'idrosfera, i contaminanti che arrivano nel terreno presentano un lungo periodo di persistenza. Il suolo agisce essenzialmente come un raccoglitore o come un filtro in cui gli inquinanti, quali i metalli pesanti, potrebbero essere accumulati rapidamente ed allontanati molto lentamente. D'altra parte, contenuti anomali di metalli pesanti nel terreno possono essere sia di origine naturale sia dovuti all'azione dell'uomo attraverso le attività agricole ed industriali, determinando notevoli problemi di inquinamento ambientale (Adriano, 1999; Bellanca, 1998; Businelli, 1991). Stabilire il livello di base per ciascun metallo pesante è di estremo interesse per poter comprendere e studiare le cause di incrementi anomali (Giandon et al., 2000). A tal fine, comunque, è più utile realizzare indagini sistematiche e monitoraggi ripetuti nel tempo, prelevando anche campioni di acqua, aria e vegetali, condotti in modo da prestarsi ad un'obiettiva analisi statistica dei risultati (Del Re, 1999).

Pertanto, la Regione Basilicata, anche a seguito della imminente messa in esercizio di un termodistruttore all'interno dell'area industriale di S. Nicola di Melfi ove opera dal 1993 la SATA-FIAT, ha dato inizio ad una attività di monitoraggio, in maniera similare a quanto si sta facendo in altri siti (Adamo, 2000), per accertare l'entità di contaminazione da metalli pesanti dei suoli, al fine di definire i livelli di fondo e poter controllare i fenomeni di accumulo dei contaminanti.

Materiali e metodi

L'area di investigazione, localizzata in Regione Basilicata nei comuni di Melfi e Lavello, si estende per circa 20.000 ettari in un comprensorio agricolo caratterizzato da colture cerealicole ed orticole. Nel comprensorio sono installate due stazioni meteorologiche.

Nel 1999 sono stati campionati in 20 siti, georeferenziati per mezzo del GPS e circostanti l'area industriale, prelievi di terreno in superficie (0-10 cm), a livello intermedio (30-40) ed in profondità (80-100). I campionamenti sono stati eseguiti in due momenti successivi, il primo all'inizio dei trapianti delle colture orticole ed il secondo prima delle semine dei cereali (11 giugno e 17 settembre 1999). Su tutti i campioni sono state determinate le principali caratteristiche chimico fisiche i cui valori medi, per le differenti profondità di prelievo, sono riportati in tabella 1. Inoltre, dopo dissoluzione acida dei campioni in bombe di teflon con forno a microonde, è stato determinato il contenuto totale di Be con plasma ad accoppiamento induttivo, e, attraverso spettrometria ad assorbimento atomico, di As, Hg, Sb, Se, Sn, (utilizzando la tecnica degli idruri volatili), di Cd, Co, Cr (VI), Pb, Tl, V (con atomizzazione a fornetto di grafite), di Cr, Cu, Ni, Zn (con atomizzazione in fiamma). L'analisi di correlazione, attraverso i coefficienti di correlazione di Pearson, fra caratteristiche chimiche e granulometriche e contenuto totale in metalli pesanti, è stata effettuata, per verificare la variabilità del contenuto in contaminanti al variare delle tipologie dei suoli e delle principali caratteristiche chimiche.

Tabella 1. Valori medi delle caratteristiche chimico fisiche dei suoli nei siti di indagine a differenti profondità di prelievo

Variabile	Superficiale (n=39)	Intermedio (n=19)	Profondo (n=20)
Argilla Boujoucous [g/kg]	345	345	420
Limo Boujoucous [g/kg]	273	257	240
Sabbia Boujoucous [g/kg]	382	398	340
pH [u pH]	7,85	7,94	7,91
Conducibilità EC1:2 [μ S/cm]	259	240	284
Cloruri 1:2 [mg/kg]	19	12	32
Solfati 1:2 [mg/kg]	26	37	64
Nitrati 1:2 [mg/kg]	17	5	18
Calcare totale [%]	8,5	10,6	9,4
Calcare attivo [g/kg]	45	55	50
Sost. Organica [g/kg]	25,5	22,9	18,9
Azoto totale [g/kg]	1,23	1,19	0,9
Fosforo ass. Olsen [mg/kg]	22	16	7
Sodio scambiabile [mg/kg]	54	63	163
Potassio scambiabile [mg/kg]	680	660	564
Magnesio scambiabile [mg/kg]	242	249	353
Calcio scambiabile [mg/kg]	4527	4047	4577
Boro solubile [mg/kg]	1,4	1,3	1,4
Zinco assimilabile [mg/kg]	1,0	1,5	0,5
Ferro assimilabile [mg/kg]	11	22	2
Manganese assimilabile [mg/kg]	88	129	46
Rame assimilabile [mg/kg]	3,7	3,8	2,3

Infine, sono state realizzate rappresentazioni grafiche georeferenziate delle principali variabili analizzate utilizzando il software "Surface Mapping System".

Risultati e discussione

Dall'esame della tabella è possibile notare una notevole differenza nei valori medi nei terreni campionati; i campionamenti effettuati in profondità presentano contenuti maggiori di argilla, solfati, sodio e magnesio scambiabile. Mentre i campionamenti effettuati in superficie presentano valori maggiori in sostanza organica, azoto e fosforo assimilabile.

Nella tabella 2 sono riportati i valori medi e le deviazioni standard del contenuto totale dei metalli pesanti nell'area d'indagine alle diverse profondità di prelievo ed i limiti massimi di ammissibilità dei terreni agricoli, secondo la bozza di regolamento del Ministero dell'Ambiente che stabilisce le procedure e le modalità per la messa in sicurezza, la bonifica e il ripristino ambientale dei siti inquinati ai sensi dell'art. 17 del D.L. 5/2/97 n 22.

I risultati ottenuti mostrano che soprattutto le concentrazioni di Be, ed in misura inferiore quelle di Sn, Tl, e V hanno superato in molti casi i severi limiti di accettabilità previsti nella bozza di regolamento del Ministero dell'Ambiente. Infatti nell'82% dei casi il Be è superiore a 2 mg/kg, mentre nel 31% dei casi il Tl supera 1 mg/kg. Vanadio e Sn superano i limiti di accettabilità (90 e 1 mg/kg) rispettivamente nel 6,4% e nel 5,1% dei casi. Solo in un caso la concentrazione del piombo ha superato il limite di 100 mg/kg. I limiti proposti dalla normativa, soprattutto nel caso del Be e del Tl, sembrano essere restrittivi per l'area oggetto di studio. D'altra parte le concentrazioni dei metalli considerati più importanti in termini di potenziali contaminanti della catena alimentare (McLaughlin et al., 1999), quali As, Cd, Hg, Pb e Se, presentano valori che rientrano ampiamente nei limiti soprattutto per quel che riguarda Cd, Hg, Pb e Se.

Tabella 2. Contenuto totale in metalli pesanti (media in mg kg⁻¹ ± dev. standard) nei siti di indagine a differenti profondità di prelievo e limiti massimi di ammissibilità

Elementi	Superficiale (n=39)	Intermedio (n=19)	Profondo (n=20)	Limiti per verde pubblico*
As	10,7 ± 2,4	10,6 ± 2,98	10,6 ± 3,26	20
Be	3,25 ± 1,4	2,8 ± 1,22	3,93 ± 1,99	2
Cd	0,16 ± 0,08	0,21 ± 0,09	0,09 ± 0,03	2
Co	12,4 ± 2,47	12,3 ± 3,1	12,2 ± 1,8	20
Cr (tot.)	42,4 ± 11,9	44,6 ± 12,4	39,8 ± 11,4	150
Cr (VI)	0,47 ± 0,19	0,45 ± 0,17	0,44 ± 0,2	2
Cu	38,9 ± 10	35,8 ± 11	37,5 ± 13,6	120
Hg	0,18 ± 0,15	0,10 ± 0,13	0,19 ± 0,15	1
Ni	40,4 ± 8,8	41,6 ± 8,6	40,4 ± 8,1	120
Pb	25,6 ± 10	29,1 ± 23	25 ± 10	100
Sb	0,0074 ± 0,006	0,0063 ± 0,006	0,009 ± 0,004	10
Se	0,21 ± 0,14	0,22 ± 0,13	0,16 ± 0,14	3
Sn	0,28 ± 0,39	0,50 ± 0,43	0,13 ± 0,08	1
Tl	0,75 ± 0,51	0,40 ± 0,2	1,11 ± 0,55	1
V	64,2 ± 16	68,2 ± 35	65,7 ± 15,6	90
Zn	70,9 ± 9,3	67,1 ± 11	72,6 ± 10	150

* bozza di regolamento del Ministero dell'Ambiente del 28.1.1999, concernente i valori di concentrazione limite accettabili nel suolo, nel sottosuolo e nelle acque sotterranee in relazione alla specifica destinazione d'uso dei siti, e criteri di accettabilità per le acque superficiali.

Considerando i prelievi effettuati alle diverse profondità, è evidenziabile una consistente omogeneità delle concentrazioni di tutti i metalli analizzati (tabella 2), ad esclusione del Berillio che, negli strati più profondi, risulta più elevato dei prelievi superficiali. Per gli altri metalli pesanti, passando dai prelievi superficiali a quelli più profondi, generalmente non interessati dalle lavorazioni del terreno, non sono evidenziabili significative differenze. Pertanto, i contenuti degli elementi rilevati possono essere considerati come valori di fondo legati alle caratteristiche pedologiche intrinseche dei suoli oggetto d'indagine. D'altra parte anche in una precedente indagine, eseguita nella medesima area dal 1993 al 1996, erano stati determinati valori di fondo del contenuto biodisponibile di nove metalli pesanti (Fe, Mn, Pb, Zn, Cr, Cd, Ni, Co, Cu) rilevando valori considerevolmente bassi e comunque non correlati con la distanza dall'area industriale (Bonfiglio *et al.*, 1998; Caggiano *et al.*, 1998).

Tabella 3. Correlazione fra caratteristiche granulometriche e chimiche dei suoli e contenuto in metalli pesanti per tutti i prelievi effettuati (n=78)

	Sabbia	pH	Conducibilità	Sostanza organica	CSC
As	0,00 n.s.	-0,62 ***	-0,26 *	0,04 n.s.	-0,06 n.s.
Be	-0,20 n.s.	-0,55 ***	-0,19 n.s.	-0,06 n.s.	0,10 n.s.
Cd	-0,25 *	0,09 n.s.	0,06 n.s.	0,53 ***	0,28 *
Co	-0,08 n.s.	-0,23 *	0,07 n.s.	0,04 n.s.	0,12 n.s.
Cr	-0,73 ***	0,44 ***	0,41 ***	0,45 ***	0,69 ***
Cr (VI)	-0,19 n.s.	0,36 ***	0,25 *	0,18 n.s.	0,21 *
Cu	0,02 n.s.	-0,71 ***	-0,07 n.s.	0,22 *	0,11 n.s.
Hg	0,00 n.s.	-0,27 *	-0,04 n.s.	0,13 n.s.	0,06 n.s.
Ni	-0,59 ***	0,34 **	0,28 *	0,37 ***	0,63 ***
Pb	0,25 *	-0,55 ***	-0,16 n.s.	0,01 n.s.	-0,25 *
Sb	-0,02 n.s.	-0,03 n.s.	0,09 n.s.	-0,09 n.s.	0,00 n.s.
Se	-0,46 ***	0,12 n.s.	0,19 n.s.	0,42 ***	0,51 ***
Sn	0,13 n.s.	-0,01 n.s.	0,03 n.s.	0,18 n.s.	-0,09 n.s.
Tl	-0,34 **	-0,24 *	0,01 n.s.	0,04 n.s.	0,33 **
V	0,06 n.s.	-0,29 **	-0,01 n.s.	-0,06 n.s.	-0,06 n.s.
Zn	-0,45 ***	-0,37 ***	0,12 n.s.	0,46 ***	0,56 ***

*, **, *** = significativo per P<0.5, 0.1 e 0.01, rispettivamente. n.s. = non significativo.

Indipendentemente dalla profondità di prelievo è stata rilevata una correlazione negativa fra contenuto di sabbia e concentrazioni di diversi metalli analizzati (Cr, Ni, Se, Tl, Zn)

(tabella 3). D'altra parte una correlazione positiva è presente fra contenuto di sostanza organica e Capacità di Scambio Cationico, e contenuti di Cr, Ni, Se, Cd e Zn (Tabella 3). Anche altre caratteristiche chimico fisiche del suolo contribuiscono alla comprensione ed alla definizione delle concentrazioni naturali dei metalli. La reazione del pH, in particolare, è correlata negativamente con As, Cu, Be, Pb, Zn e V. Mentre i terreni più alcalini presentano i mag-

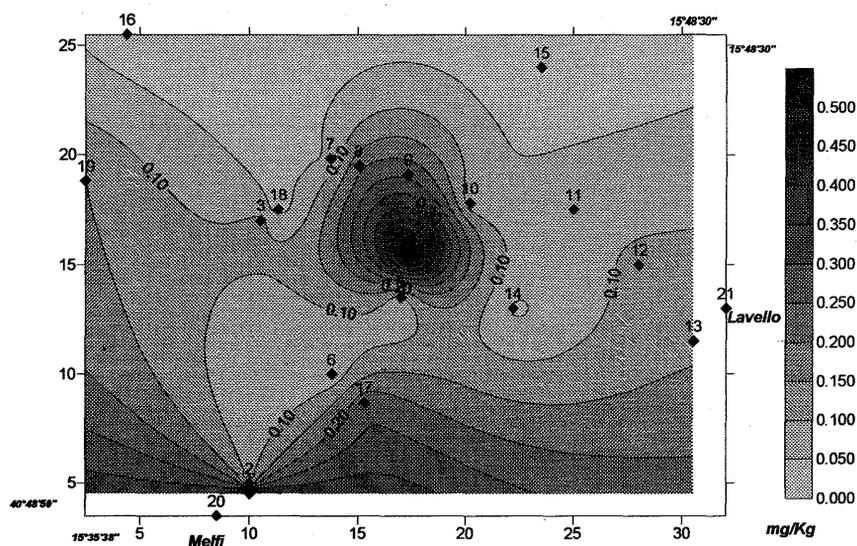


Fig. 2. Concentrazione di Hg in mg/Kg nello strato superficiale

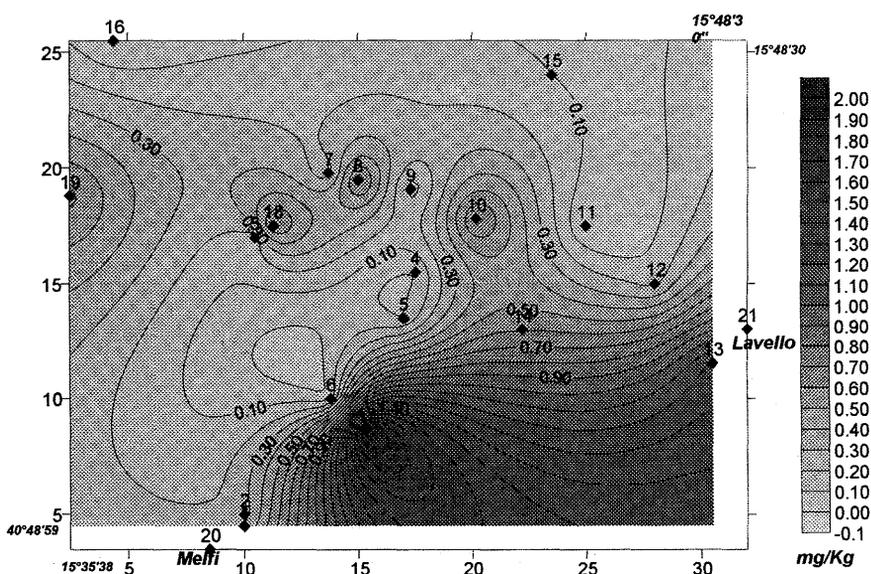


Fig. 3. Concentrazione di Sn in mg/Kg nello strato superficiale

giori concentrazioni di Cr e Cr (VI).

La rappresentazione cartografica delle variabili analizzate fornisce ulteriori informazioni sulla loro distribuzione spaziale. Ad esempio per il Hg e Sn, metalli non legati alle caratteristiche chimico fisiche dei suoli, sono state realizzate rappresentazioni cartografiche delle concentrazioni rilevate, da cui si può supporre l'influenza che il sito industriale ed i venti dominanti, l'intera area è sottoposta frequentemente a ventilazione nella direzione N-NO, possono determinare nella dispersione dei contaminanti ambientali (Figure 2 e 3).

Conclusioni

I primi risultati ottenuti dell'attività di monitoraggio dei suoli dell'area industriale di S. Nicola di Melfi mostra che la concentrazione dei metalli considerati più importanti in termini di potenziali contaminanti della catena alimentare (Cd, Hg, Pb e Se) presenta valori ridotti. D'altra parte i limiti proposti dalla normativa, soprattutto nel caso del Be e del Tl, sembrano essere restrittivi per l'area oggetto di studio.

Inoltre poiché il contenuto in metalli pesanti dei prelievi più profondi, generalmente non interessati dalle lavorazioni del terreno, non sono differenti rispetto ai prelievi superficiali, i valori riscontrati possono essere considerati come concentrazioni naturali legate alle caratteristiche pedologiche intrinseche dei suoli oggetto d'indagine. D'altra parte le caratteristiche chimico fisiche del suolo, ed in particolare la granulometria, il contenuto di sostanza organica e la capacità di scambio cationico e la reazione del terreno contribuiscono alla comprensione ed alla definizione delle concentrazioni naturali dei metalli.

L'attività avviata costituisce la premessa per comprendere e studiare le cause di incrementi anomali che dovessero verificarsi, anche a seguito della imminente messa in esercizio del termodistruttore nell'area industriale di S. Nicola di Melfi. A tal fine tutti i parametri rilevati sono stati inseriti in un GIS dal quale è possibile ottenere informazioni sulla distribuzione spaziale dei dati. Il monitoraggio dell'area sta proseguendo con una indagine sistematica ripetuta nel tempo, con prelievi anche di campioni di acqua, aria e vegetali.

Bibliografia

- Adamo P., Arienzo M., Bianco M.R., Violante P. (2000). *Contenuto e distribuzione di metalli pesanti nei suoli dell'impianto siderurgico di Bagnoli. Atti del XVII convegno SICA*. Portoferraio (in press).
- Adriano D.C., Wenzel W.W., Lombi E. (1999). *Origine, comportamento e rischio potenziale degli elementi in tracce negli ecosistemi agrari*. In: *Impatto ambientale di metalli pesanti ed elementi in tracce*, a cura di Capri E., Boccelli R., Loffi S., Lombi E. Pitagora Editrice Bologna, Italia.
- Bonfiglio A., Caggiano R., Macchiato M., Ragosta M. (1998). *An Experimental text site for evaluating heavy metals emissions in an industrial area of Southern Italy*. Proc. 9th Int. Symp. of MESAEP. Fresenius Envir. Bull. 7:820-825.
- Bellanca A., Dazzi C., Neri R., Palumbo B. (1998). *Distribuzione di metalli pesanti in profili di suoli forestali della Sicilia: implicazioni pedogenetiche e qualità del suolo*. Bollettino S.I.S.S. 3, 335-345.
- Businelli M., Gigliotti G., Giusquiani P.L. (1991). *Applicazione del compost da RSU in agricoltura: destino dei nutrienti e dei metalli pesanti nel terreno*. Agrochimica, 35, 13-25.
- Caggiano R., Macchiato M., Ragosta M. (1998). *Background level of heavy-metals soil concentrations in an industrial area of Basilicata region (Southern Italy)*. Il Nuovo Cimento 21:49-63.
- Del Re A.A.M. (1999). *Metodi matematici per lo studio dell'impatto ambientale dei metalli pesanti*. In: *Impatto ambientale di metalli pesanti ed elementi in tracce*. a cura di Capri E., Boccelli R., Loffi S., Lombi E. Pitagora Editrice Bologna, Italia.
- Giandon P., Vinci I., Fantinato L. (2000). *Heavy metal concentration in soils of the basin draining in the Venice lagoon*. Bollettino S.I.S.S. 49, 359-366.
- McLaughlin M.J., Parker D.R., Clarke J.M. (1999). *Metal and micronutrients - food safety issues*. Field Crops Research 60:143-163.

IL RAME NEL VIGNETO: ACCUMULO NEL SUOLO, NEL VEGETALE E NEL PRODOTTO FINALE

*Rossi G., *Felici B., *Socciarelli S., **Egger E.,
**D'Arcangelo M.E.M. e *Figliolia A.

*Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante, via della Navicella 4 - 00184 Roma.

**Istituto Sperimentale per la Viticoltura, SOP di Arezzo - Via Romea, 53 - 52020 Arezzo

Abstract

The aim of this work is to determine the copper's accumulation in the soil of two different vineyards, a traditional and an organic farming. The absorption in the fruits, leaves and in the final product has stayed investigated, too. The obtained results have underlined a higher concentration of copper in the soil and in the vegetables section of the organic farming vineyard, in regards to the traditional one. However in both the experimental sites, the highest concentration has stayed found in the leaves. The metal concentration in the fruits, is clearly the lowest, this can make a presuppose for the existence of a working physical or physiological barrier. In both sites, the copper's concentration in the wines was really in trace, re-entering in the law's limits.

Riassunto

Scopo del presente lavoro è stato quello di determinare l'accumulo di rame nel suolo di due vigneti, nei quali la difesa fitosanitaria alla *Plasmopara Viticola* viene praticata con fitofarmaci a base rame, somministrati in diverse formulazioni e quantità, nonché di valutarne l'assorbimento nei frutti, nelle foglie e nel prodotto finale. I risultati ottenuti hanno evidenziato un maggiore contenuto di rame nel vigneto biologico rispetto al convenzionale, sia nel suolo sia nelle diverse sezioni vegetali. In entrambi i siti sperimentali comunque, la maggiore quantità di elemento è stata riscontrata nelle foglie. Nei frutti, le concentrazioni del metallo sono nettamente inferiori, facendo presupporre l'esistenza di efficaci barriere fisiologiche e meccaniche. Nei vini, provenienti da entrambi i siti sperimentali, la concentrazione di rame si attesta su minimi livelli, rientrando quindi nei limiti di legge.

Introduzione

I trattamenti antiparassitari dei vigneti effettuati con prodotti cuprici rappresentano una importante fonte di contaminazione da rame del suolo. Tale elemento si deposita in parte sulle foglie e sui frutti, trasferendosi in piccole quantità nei mosti e nel vino, in parte ricade sul terreno o direttamente o per dilavamento dal grappolo e dalle foglie. Pervenuto nel terreno, il metallo non subisce alcuna degradazione e l'unico tipo di asportazione rilevante è rappresentata dall'azione dilavante della pioggia (Betta *et al.*, 1990). Dalla bibliografia emerge infatti che i suoli dei vigneti sono caratterizzati da un contenuto in rame nettamente superiore rispetto ai suoli destinati ad altro uso (Paoletti e Bertocelli Brotto, 1985). Ad una profondità compresa tra i 60 e gli 80 cm, Quince ha rilevato concentrazioni di rame di circa tre volte superiori a quelli di terreni non contaminati (Quince, 1985). Alcuni prodotti cuprici (es. l'ossicloruro ed il solfato di rame) contengono altri metalli pesanti quali piombo, arsenico e cadmio come impurezze ed il loro utilizzo potrebbe determinare problemi collaterali di inquinamento del terreno.

Gli eccessi di rame nel terreno, oltre a determinare fenomeni fitotossici sulla vite, si

ripercuotono negativamente su alcuni parametri quanti/qualitativi della biomassa microbica tellurica (Brookes, 1995; Rossi *et al.*, 1998).

Scopo di questo lavoro è stato quello di determinare l'accumulo di rame nel suolo di due vigneti in cui la difesa fitosanitaria alla *Plasmopara viticola* viene praticata con prodotti cuprici, somministrati in diverse formulazioni e quantità nelle due realtà sperimentali, per valutarne l'assorbimento nei frutti e nelle foglie e la presenza come residuo nel prodotto finale.

Un altro obiettivo è stato quello di evidenziare gli effetti del rame su alcuni parametri quanti/qualitativi della biomassa microbica.

Materiali e metodi

L'esperienza è stata condotta presso l'Azienda Castello di Modanella (Siena), ove fin dal 1990 sono allevati vitigni di Trebbiano e Sangiovese con differenti gestioni: convenzionale e biologica, quest'ultima attuata seguendo le disposizioni riportate nel Reg. CEE 2092/91.

Nel 1999 le quantità di rame somministrate con i diversi trattamenti fitosanitari sono state pari a 6,8 kg ha⁻¹ nel vigneto biologico e 3,7 kg ha⁻¹ in quello convenzionale, per un numero uguale di interventi (n° 8) nelle due realtà sperimentali.

In entrambi i vigneti sono stati individuati otto siti di campionamento distribuiti secondo uno schema random. In corrispondenza della vendemmia 1999, sono stati prelevati campioni di suolo, sia nelle file che nelle interfile, sui quali sono stati determinati il rame in forma totale, mediante digestione nitrico-perclorica (rapporto 2.5:1), ed assimilabile, a seguito di estrazione in DTPA (Lindsay e Norvell, 1978). Su tali campioni sono stati inoltre misurati il contenuto in carbonio della biomassa microbica (biomassa-C) secondo il metodo della fumigazione-estrazione (Vance *et al.*, 1987) l'attiva respirometrica mediante il metodo titrimetrico (Badalucco *et al.*, 1992). È stato inoltre elaborato il quoziente metabolico q(CO₂), pari alla quantità di carbonio mineralizzata come CO₂ per unità di C della biomassa e di tempo (Anderson & Domsch, 1990).

Per ogni tesi sono stati prelevati subcampioni di foglie e di uva; questi ultimi sono stati separati in succo, bucce e vinaccioli. Foglie, bucce e vinaccioli, dopo un accurato lavaggio per eliminare i residui esterni, sono stati seccati e macinati mentre il succo è stato liofilizzato.

Il contenuto di rame è stato valutato in ogni sezione vegetale a seguito di digestione in acido nitrico concentrato a 140° C. Sono stati analizzati anche campioni di vino corrispondenti alle diverse tesi. La concentrazione del metallo sugli estratti di suolo e vegetali e sul vino è stata analizzata mediante spettrometria al plasma (ICP). È stato inoltre elaborato il fattore di trasferimento suolo-pianta (F) calcolato come rapporto tra la concentrazione del metallo nella pianta e quella nel suolo.

I dati ottenuti sono stati sottoposti al calcolo delle minime differenze significative (MDS) secondo t Student scegliendo un livello di significatività del 99 % (p≤0.01).

Risultati e discussione

Nei campioni di suolo prelevati nelle file del vigneto convenzionale è stato riscontrato un contenuto medio di Cu in forma totale di 91 mg kg⁻¹ contro una concentrazione media di 118 mg kg⁻¹ del vigneto biologico; per quanto riguarda la forma assimilabile del metallo (estraiabile in DTPA) i valori medi sono risultati pari a 19 mg kg⁻¹ e 22 mg kg⁻¹ rispettivamente per la gestione fitosanitaria convenzionale e biologica (tabella n. 1). Nelle interfile dei due

vigneti, i contenuti in rame totale sono inferiori a quelli delle rispettive file. Tale tendenza diviene significativa nel caso del metallo determinato in forma assimilabile, non solo tra i vigneti sottoposti ai diversi trattamenti fitosanitari ma anche all'interno delle singole realtà sperimentali.

È da evidenziare che le concentrazioni di Cu totale ed assimilabile (DTPA) del suolo del vigneto biologico cadono nell'intervallo di attenzione dei terreni agrari considerati non inquinati, i cui limiti sono pari a 100-350 mg kg⁻¹ per la forma totale e 15-35 mg kg⁻¹ per la forma assimilabile (L.748/84; proposta Gruppo di lavoro "Metalli pesanti"). Anche il suolo del vigneto convenzionale presenta un tenore in rame assimilabile che rientra in tale intervallo, mentre le concentrazioni di detto metallo in forma totale riscontrate nelle file sono notevolmente più alti del valore medio dei suoli agrari pari a 50 mg kg⁻¹.

Tabella 1. Concentrazioni di Cu nel suolo in forma totale e assimilabile (mgkg⁻¹s.s.)

Tesi	Cu tot	Cu DTPA
Convenzionale		
Sangiovese fila	88.75 ABC	18.83 C
Sangiovese interfila	68.38 AB	14.71 A
Trebbiano fila	93.50 ABC	20.45 EF
Trebbiano interfila	60.88 A	17.11 B
Biologico		
Sangiovese fila	112.13 BC	21.12 F
Sangiovese interfila	86.25 ABC	18.99 CD
Trebbiano fila	124.25 C	22.93 G
Trebbiano interfila	105.63 BC	19.78 DE

Lettere diverse indicano differenze significative (p≤0.01; n=8)

Nel suolo del vigneto biologico, rispetto al convenzionale, si riscontra una minore quantità di biomassa microbica (biomassa-C) sia nelle file che nelle interfile (tabella 2). I valori dei quozienti metabolici, q(CO₂), seguono l'andamento inverso e permettono di evidenziare uno stato di stress metabolico che si manifesta con un aumento della domanda energetica nei campioni di suolo provenienti da questo sito sperimentale rispetto a quelli provenienti dal vigneto convenzionale (Anderson, 1994). I valori del quoziente metabolico sono risultati correlati positivamente con i contenuti in rame totale del suolo con un r = 0.75 ed un livello di significatività del 100%. L'elaborazione è stata effettuata prendendo in considerazione tutte le tesi. Questo risultato conferma l'idoneità di questo para-

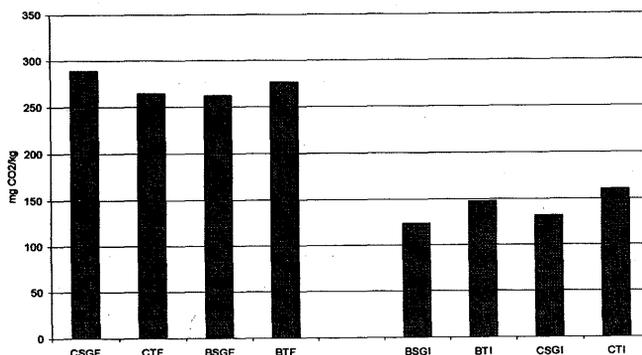


Figura 1. Respirazione del suolo del vigneto convenzionale e biologico. Legenda: C = Convenzionale; B = Biologico; F = Fila; I = Interfila; SG = Sangiovese; T = Trebbiano

Tabella 2. Valori del carbonio della biomassa (biomassa-C) e del quoziente metabolico, $q(\text{CO}_2)$

Tesi	Biomassa-C $\mu\text{g/kgq}$		(CO_2)	
Convenzionale				
Sangiovese fila	311	BC	$3,44 \times 10^{-3}$	BCD
Sangiovese interfila	273.5 ABC		$2,44 \times 10^{-3}$ A	
Trebbiano fila	335.5 C		$3,13 \times 10^{-3}$ ABC	
Trebbiano interfila	250.5 AB		$2,62 \times 10^{-3}$ AB	
Biologico				
Sangiovese fila	280.8	ABC	$3,71 \times 10^{-3}$	CD
Sangiovese interfila	237 A		$2,72 \times 10^{-3}$ AB	
Trebbiano fila	289 ABC		$4,19 \times 10^{-3}$ D	
Trebbiano interfila	231.5 A		$3,32 \times 10^{-3}$ ABCD	

Lettere diverse indicano differenze significative ($p \leq 0.01$; $n=8$)

metro microbiologico quale indicatore biochimico di stati di alterazione del comparto microbico del suolo che si possono manifestare a seguito di cause di diversa origine. In questo caso il fenomeno è imputabile ad un effetto depressivo del rame e già negli anni precedenti era stata riscontrata una minore concentrazione di carbonio della biomassa nei campioni di suolo del vigneto biologico rispetto al convenzionale (Rossi *et al.*, 1998).

Altri risultati interessanti sono la tendenza alla diminuzione della biomassa microbica nelle interfile in confronto alle rispettive file all'interno dei due vigneti (tabella 2) ed il fatto che i valori respirometrici, rappresentati in figura 1, mostrano una netta differenziazione nell'andamento che prescinde dalle diverse gestioni ma appare essere influenzato maggiormente dal sito di prelievo (fila o interfila). Nelle interfile appare quindi intervenire anche un altro fattore di stress, oltre alla presenza di una elevata quantità di rame nel suolo, che potrebbe identificarsi con fenomeni di alterazioni fisiche da compattamento dello strato superficiale del terreno dovuti al passaggio di macchine agricole per le consuete operazioni di conduzione dei due vigneti (Kaiser *et al.*, 1991; Pagliai *et al.*, 1992). Fenomeni di compattamento nelle interfile di entrambi i siti sperimentali sono stati rilevati da altri autori in un lavoro presentato nello stesso Convegno (Beni *et al.*).

L'analisi delle diverse sezioni vegetali ha evidenziato una più elevata quantità di rame nel vigneto biologico rispetto al convenzionale (tabella 3), sia pure con differenze non altamente significative. In entrambi i siti sperimentali comunque, la maggiore quantità dell'elemento è stata riscontrata nelle foglie, i cui valori superano ampiamente il livello oltre il quale l'elemento può dare luogo a fenomeni di fitotossicità, pari a 40 ppm (Gärtel W., 1993). Nei frutti le concentrazioni del metallo sono nettamente inferiori rispetto alle foglie, facendo presupporre l'esistenza di efficaci barriere fisiologiche e meccaniche. L'elaborazione dei coefficienti di correlazione ha evidenziato un alto valore di r , pari a 0.87 per un livello di significatività del 100%, tra il contenuto in rame di succo e bucce. Questo dato indica una possibile contaminazione da rame apportato con i fitofarmaci dall'esterno all'interno degli acini.

La presenza di rame riscontrata nei frutti provenienti da tutti e due i vigneti non ha comportato rischio di inquinamento della catena alimentare. Infatti nei vini provenienti dai vigneti sia biologico che convenzionale, la concentrazione di rame si attesta su minimi livelli, rientrando quindi nei limiti di legge che prevedono una quantità massima tollerabile di 1 mg l^{-1} (D.M. 29/9/1976).

Tabella 3. Concentrazione di rame nelle sezioni vegetali (mg kg^{-1}) e nel vino (mg l^{-1})

Tesi	vinaccioli	succo	bucce	Foglie	somma frazioni	vino t.q
Biologico Trebbiano	11.8 A	17.6 B	22.2 C	76.7 AB	128,3	0,22
Biologico Sangiovese	13.3 A	13.5 AB	13.3 AB	98.8 B	138,8	0,18
Convenzionale Trebbiano	10.1 A	10.1 A	10.0 A	56.1 A	86,3	0,22
Convenzionale Sangiovese	12.1 A	16.3 B	17.6 BC	65.6 AB	111,6	0,15

Lettere diverse indicano differenze significative ($p \leq 0.01$; $n=8$)

Come mostrato in tabella 4 il fattore di trasferimento suolo-pianta (F) indipendentemente dal tipo di gestione (biologica o convenzionale) risulta mediamente pari ad 1. L'indice F nelle piante considerate non inquinate da rame indicato dal Gruppo di Lavoro "Metalli Pesanti" (Legge 748/84) è pari a 0.2. Questo parametro è un indice del potenziale trasferimento del metallo dal suolo alla pianta e può fornire indicazioni sul rischio di fitotossicità che, nel caso dei vigneti in esame, si è manifestato con uno scarso vigore vegetativo già negli anni precedenti (Egger *et al.*, 1998).

Tabella 4. Fattore di trasferimento suolo-pianta (F)

Tesi	F (Cu)
Biologico Trebbiano	1.03
Biologico Sangiovese	0.92
Convenzionale Trebbiano	1.24
Convenzionale Sangiovese	1.26

Conclusioni

Da questa esperienza si può concludere che i trattamenti fungicidi con prodotti rameici possono, nel lungo periodo, rappresentare una fonte di contaminazione, soprattutto a livello del suolo, sia per quanto riguarda l'accumulo del metallo, che relativamente ad eventuali alterazioni quantitative e metaboliche del comparto microbico. A tale proposito la determinazione del quoziente metabolico, $q(\text{CO}_2)$, si è rivelato un valido indice di valutazione dell'effetto tossico nel suolo di elevate concentrazioni di rame.

Dai risultati conseguiti scaturisce inoltre l'esigenza di ottimizzare le modalità di gestione del vigneto, tra cui l'adozione di strategie di difesa fitosanitaria mirate a ridurre gli apporti di rame e l'utilizzazione di macchine agricole a basso impatto (pneumatici a basso rapporto d'aspetto).

Bibliografia

- Anderson T.-H., Domsch K.H. (1990). *Application of eco-physiological quotients ($q\text{CO}_2$ and qD) on microbial biomass from soils of different cropping histories*. Soil Biol. & Biochem. 10:251-255.
 Anderson T.-H. (1994). *Physiological analysis of microbial communities in soil: Applications and*

- Limitations*. In *Beyond the Biomass*. Ritz K., Dighton J., Giller K.E. (eds.). British Society of Soil Science (BSSS) 7:67-76.
- Badalucco L., Grego S., Dell'Orco S., Nannipieri P. (1992). *Effect of liming on some chemical, biochemical and microbiological properties of acid soils under spruce (Picea abies L.)*. Biol. Fertil. Soils 14:76-83.
- Betta A., Fadanelli L., Flaim G., Franchi A., Lorenzin M., Mattedi L. (1990). *Terza rassegna bibliografica su alcuni pesticidi impiegati in provincia di Trento*. Stazione Sperimentale Agraria Forestale di San Michele all'Adige Trento, 182 pp.
- Brookes P.C. (1995). *The use of microbial parameters in monitoring soil pollution by heavy metals*. Biol. Fertil. Soils. 19:269-279.
- Egger E., Marinelli E., D'Arcangelo M.E.M. (1998). *Conversione di un vigneto convenzionale in biologico*. Informatore Agrario 31:51-56.
- Gärtel W. (1993). *Grapes*. In: *Nutrient Deficiencies & Toxicities In Crop Plants*. W.F. Bennett (Ed.). APS Press:177-183.
- Kaiser E.A., Walenzik G., Heinemeyer O. (1991). *The influence of soil compaction on decomposition of plant residues and microbial biomass*. In Wilson W.S. (ed.). *Advances in Soil Organic Matter Research*. Melksham (UK). Redwood Press:253-266.
- Lindsay W.L., Norwell W.A. (1978). *Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper*. Soil Sci. Soc. Am. J. 42:421-428.
- Pagliai M., Febo P., La Marca M., Lucamonte G. (1992). *Effetti del compattamento provocato da differenti tipi di pneumatici su porosità e struttura del terreno*. Rivista di Ingegneria Agraria 3:168-176.
- Paoletti M.G., Bertoncello Brotto G. (1985). *Side effects of fungicide residues (Cu, Zn) on soil invertebrates in vineyard and meadow agrosystems in north east Italy*. In Hascoet M., Scheupp H., Steën (eds), "*Behaviour and side effects of pesticide in soil*". *Les colloques de l'INRA, Paris* 31:233-254.
- Quince J.P. (1985). *Teneurs en cuivre, zinc, plomb, cadmium et mercure des sols de quelques vignes de la Suisse Romande et du Tessin*. Rev. Suisse Vitic. Arbor. Hortic. 17(5):341-344.
- Rossi G., Felici B., Giacomi V., Figliola A. (1998). *Trattamento fitosanitario convenzionale e biologico della vite: accumulo di Cu nel suolo ed effetti sulla biomassa microbica*. Nota 1. *Atti del XVI Convegno Nazionale della Società Italiana di Chimica Agraria*.
- Vance E.D., Brookes P.C., Jenkinson D.S. (1987). *An extraction method for measuring microbial biomass C*. Soil Biol. & Biochem. 19:703-707.

**II SESSIONE
COMPORTAMENTO DEL SUOLO
E PRATICHE AGRONOMICHE**



RISPOSTE BIOCHIMICHE E MOLECOLARI DELLA COMUNITÀ MICROBICA DEL SUOLO AL TRATTAMENTO DI SOLARIZZAZIONE

A. Gelsomino¹, L. Badalucco², M. Condello¹, G. Cacco¹

¹Dipt. Agrochimica ed Agrobiologia, Università degli Studi "Mediterranea" di Reggio Calabria - Piazza San Francesco, 4 - 89061 Gallina (RC), agelsomino@unirc.it ²Dipt. Ingegneria e Tecnologie Agro-Forestali, Università degli Studi di Palermo - Viale delle Scienze, 13 - 90128 Palermo

Abstract

Functional and structural responses of soil microbial community to increased temperature were investigated in a solarized soil. Functional responses of soil microbial biomass were followed through chemical (pH, extractable NH_4^+ and NO_3^- , extractable P) and biological (microbial respiration) indicators. Shifts in bacterial community structure in solarized soils were investigated by using a molecular approach based on soil-extracted microbial DNA by using denaturing gradient gel electrophoresis of PCR-amplified 16S rDNA genes.

Riassunto

Le risposte funzionali e strutturali della comunità microbica di un suolo agrario sottoposto a trattamento termico di solarizzazione sono state monitorate mediante indicatori chimici (pH, "pool" dell'azoto di scambio ammoniacale e nitrico, "pool" del fosforo idrosolubile), biologici (respirazione microbica) e molecolari. Cambiamenti della struttura della comunità batterica del suolo sono stati seguiti mediante tecniche di analisi molecolare del DNA batterico estratto dal suolo ed analizzato mediante elettroforesi su gel di acrilammide con gradiente di agente chimico di denaturazione (DGGE).

Introduzione

La solarizzazione del terreno, finalizzata al contenimento dello sviluppo di agenti patogeni fungini ed animali (Katan e DeVay, 1991), rappresenta una pratica agricola alternativa al più inquinante trattamento chimico di fumigazione con bromuro di metile. Infatti, la ricerca di possibili innovazioni valide sul piano applicativo, ha identificato nell'impiego dell'energia solare, mediante solarizzazione, una tecnica capace di produrre quegli incrementi termici del terreno, utili a fini fitoiatrici, proponendo una interessante alternativa all'impiego dei fumiganti.

È stato recentemente accertato che la comunità microbica del suolo è in grado di esprimere precise risposte, rilevabili sia a livello di funzionalità metabolica (Zak *et al.*, 1999), che di modificazioni della struttura della popolazione (Zogg *et al.*, 1997), a seguito di riscaldamento del terreno. Gli autori hanno monitorato i cambiamenti a livello di struttura delle comunità microbiche utilizzando i fosfolipidi come marcatori molecolari delle specie batteriche. Tuttavia, più recenti contributi alla microbiologia del suolo sono derivati dalla applicazione di moderne tecniche di indagine molecolare (van Elsas *et al.*, 1997b; Gelsomino *et al.*, 1999), basate cioè sull'analisi e la caratterizzazione degli acidi nucleici estratti dalla popolazione microbica del terreno. Tali metodiche appaiono tanto più interessanti se si considera che più del 95% delle specie batteriche residenti nel suolo non è coltivabile su piastra e, dunque, sfugge ad analisi microbiologiche condotte con le tecniche tradizionali (Holben, 1994).

Scopo del presente studio è stato quello di indagare, mediante tecniche di analisi molecolare, gli effetti prodotti dal trattamento di solarizzazione sulla struttura delle comunità batteriche di un suolo agrario, eventualmente trattato con ammendante organico, sottoposto a trattamento di solarizzazione per un periodo totale di 71 giorni. Il monitoraggio molecolare è stato affiancato da analisi chimiche e biochimiche di tipo "tradizionale" per la misura del pH, dell'attività respiratoria basale, delle variazioni del "pool" dell'azoto inorganico scambiabile e del fosfato idrosolubile.

Materiali e metodi

La sperimentazione è stata condotta dal 14 giugno al 25 agosto 1999 su parcelle sperimentali (2x2 m) presso l'azienda agraria dell'Università di Reggio Calabria. Il disegno sperimentale ha previsto due parcelle di controllo (suolo tal quale l'una; suolo ammendato l'altra), e due parcelle solarizzate (suolo tal quale l'una; suolo ammendato l'altra). L'intero trattamento è stato condotto in doppio. Le parcelle ammendate sono state addizionate (7.5 kg per parcella) di ammendante organico essiccato costituito da una miscela di letame bovino ed equino. Per le parcelle solarizzate sono stati utilizzati teli in polietilene trasparente dello spessore di 70 μm . Durante il trattamento l'umidità del suolo è stata mantenuta alla capacità di campo, e la temperatura massima raggiunta dai primi strati di suolo (5-15 cm) nelle parcelle solarizzate ha potuto superare i 54°C. I campionamenti sono stati eseguiti dopo 1, 2, 4, 8, 16, 36 e 71 giorni dall'inizio della solarizzazione. Il pH è stato determinato per via potenziometrica su sospensioni all' 1:2.5 (p/v) di suolo/soluzione di CaCl_2 0.010 M o KCl 1 M. La produzione di CO_2 è stata determinata per assorbimento su NaOH (Öhlinger, 1995) incubando a 25 ± 1 °C una quantità di suolo fresco equivalente a 10 g di suolo secco. Il fosforo solubile in acqua è stato estratto da una quantità di suolo fresco equivalente a 3 g di suolo secco e determinato colorimetricamente facendolo reagire con ammonio molibdato (Olsen e Sommers, 1982). L'azoto scambiabile ammoniacale e nitrico è stato estratto e determinato colorimetricamente (Keeney e Nelson, 1982). Il DNA totale della popolazione batterica è stato estratto secondo il metodo della estrazione diretta e successivamente purificato mediante precipitazione con CsCl e filtrazione attraverso colonnine cromatografiche Wizard® DNA Clean-up System (Promega, USA) (van Elsas et al., 1997a). L'amplificazione mediante PCR è stata condotta utilizzando un termoreattore a cicli programmabili PCR Express della Hybaid (Middlesex, UK), secondo il metodo riportato da van Elsas e Wolters (1995). Il sistema di primers usato è quello descritto da Smalla et al. (1998), che permette l'amplificazione delle regioni V6-V8, comprese fra il nucleotide 968 e 1401, della sequenza genica codificante per la sintesi della sub-unità 16S dell'RNA ribosomale (16S rDNA). Più precisamente all'interno del 16S rDNA si distinguono alcune regioni a minor variabilità, tra le quali le regioni V6-V8, le cui differenze, dovute a variazioni puntiformi di basi azotate, aumentano solo con la distanza filogenetica degli individui (Muyzer et al., 1993). La tecnica di separazione per elettroforesi su gel con gradiente di agente denaturante (DGGE) risolve frammenti di DNA della stessa dimensione ma con differente composizione in basi azotate. L'analisi DGGE è stata realizzata per mezzo di un apparecchio DCode Universal Mutation Detection System della Bio-Rad Laboratories (Hercules, CA, USA) con gel di acrilammide al 6% (p/v) contenente un gradiente di denaturante chimico dal 40 al 60 % di urea e formammide. La corsa elettroforetica è stata condotta in tampone TAE 0.5x (0.02 M Tris, 0.01 M acetato di sodio e 0.5 mM EDTA; pH 7.8), a 60°C, ad un voltaggio costante di 100 V per 7 h. Dopo la corsa il gel è stato colorato con SYBR® Green I (Molecular Probes, OR, USA) colorante per acidi nucleici e fotografato sotto luce ultravioletta. I profili elettroforetici sono stati acquisiti mediante elaborazione computerizzata di immagine.

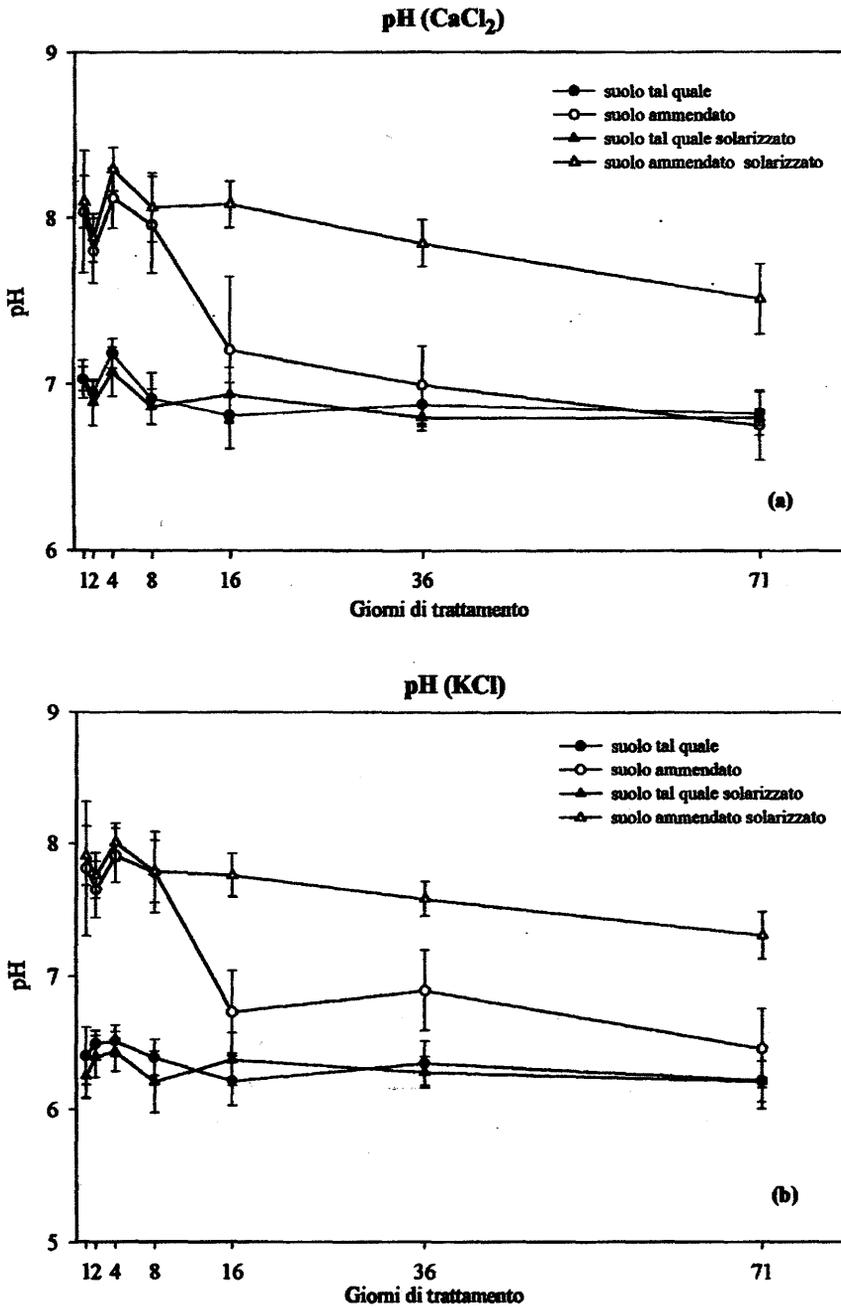


Figura 1. Variazione del pH del suolo misurato a diversi tempi durante il trattamento di solarizzazione. (a) Acidità misurata in 1:2.5 (p/v) suolo: Ca Cl₂ 0.010 M. (b) Acidità misurata in 1:2.5 (p/v) suolo: KCl 1M.

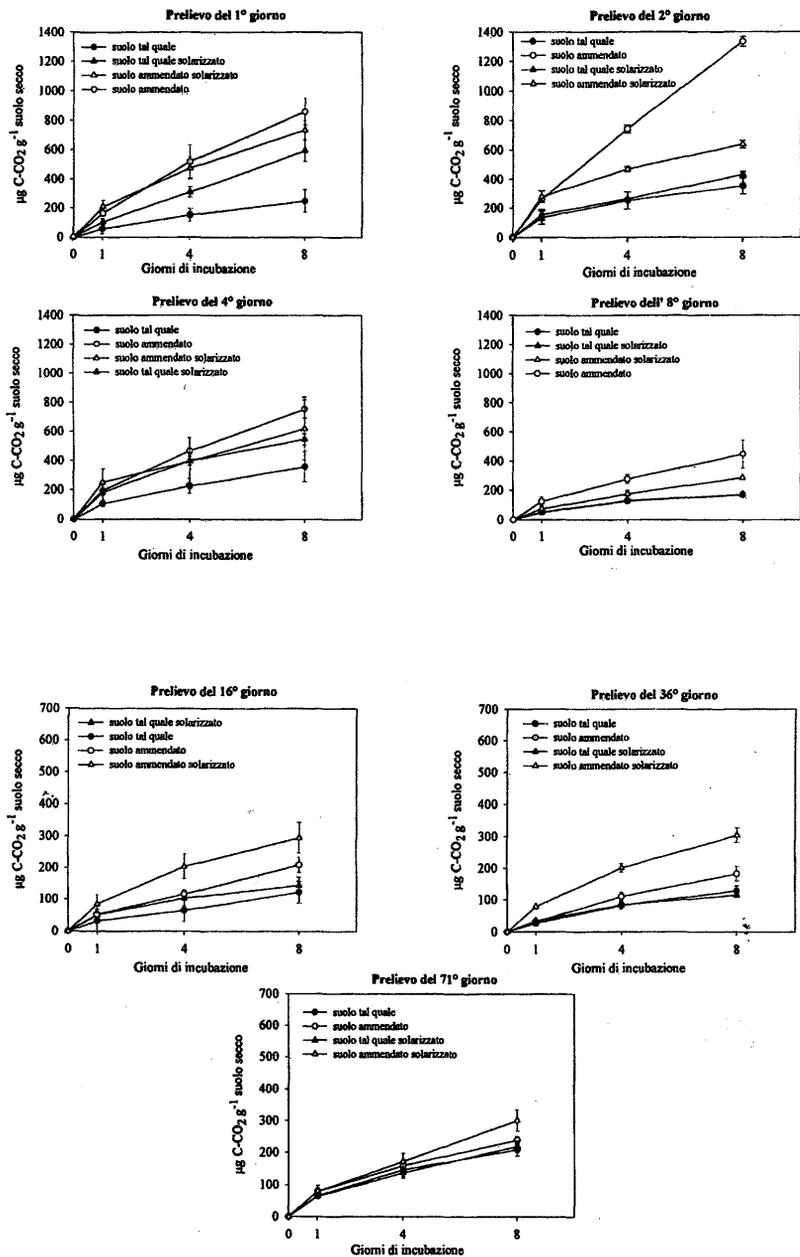


Figura 2. Produzione di CO₂ dopo diversi periodi di incubazione del prelevato a diversi tempi durante il trattamento di solarizzazione

Risultati e discussione

I risultati ottenuti possono essere così riassunti:

Evoluzione del grado di reazione (pH) del terreno durante il trattamento di solarizzazione. Il trattamento di solarizzazione da solo non ha determinato alcun cambiamento rispetto al suolo tal quale per l'intera durata dello studio, mentre l'aggiunta dell'ammendante ha indotto un aumento significativo del pH per i primi 16 giorni (Figura 1). Combinando invece la solarizzazione con l'ammendamento, si è assistito invece ad un aumento di una unità di pH per tutta la durata dello studio.

Produzione di CO₂ durante incubazione del suolo prelevato a diversi tempi nel corso del trattamento di solarizzazione. Come atteso il tasso di produzione giornaliera di CO₂ è risultato più elevato nei primi giorni di incubazione per tutte le tesi in studio e per tutti i tempi di solarizzazione, mentre tende a diminuire col progredire dell'incubazione. L'ammendamento ha indotto un aumento significativo della CO₂ cumulata rispetto al suolo tal quale fino al 36° giorno di osservazione, indicando che in questo lasso di tempo si esaurisce il carbonio disponibile per la respirazione dei microrganismi. La solarizzazione da sola induce un aumento della CO₂ cumulata per i primi 4 giorni di trattamento, mentre successivamente non si osserva alcuna differenza rispetto al suolo tal quale. Ciò fa pensare più ad un effimero aumento del C disponibile per la respirazione dei microrganismi che ad una efficace azione biocida della solarizzazione. Gli effetti dell'ammendamento e della solarizzazione sembrano combinarsi sinergicamente, soprattutto nella seconda metà del periodo di osservazione, probabilmente a causa della liberazione di C solubile originatosi dall'ammendante e facilitato dagli aumenti di temperatura prodotti dalla solarizzazione (Figura 2).

Variazioni del "pool" di fosforo solubile in acqua e dell'azoto scambiabile (ammoniacale e nitrico). I dati ottenuti (non riportati) sembrano mostrare un significativo aumento del fosfato idrosolubile e dell'azoto nitrico e ammoniacale nel corso del trattamento, promosso verosimilmente sia dall'incremento della temperatura del suolo che dalla mineralizzazione dell'ammendante organico.

Variazione dei profili molecolari del 16S rDNA della popolazione batterica del suolo a seguito di trattamento di solarizzazione. I profili elettroforetici ottenuti mediante analisi DGGE di sequenze amplificate del 16S rDNA, offrono una distribuzione di bande, ciascuna associabile ad una specie batterica, che nel complesso descrivono la struttura molecolare della popolazione batterica residente nel suolo (Heuer e Smalla, 1997). In figura 3 sono mostrati i profili elettroforetici relativi agli estratti di DNA batterico da campioni di suolo prelevati all'inizio e al termine del trattamento di solarizzazione. Dalla figura si evince un deciso cambiamento della composizione delle comunità batteriche residenti nel terreno, sia nella parcella solarizzata ma, più marcatamente, nella parcella ammendata e solarizzata. Il risultato sembra confermare le conclusioni sperimentali riportate da Acea e Carballas (1999), che hanno evidenziato un incremento della complessità della popolazione microbica del suolo in seguito a trattamento termico associato ad aggiunta di ammendanti organici.

Conclusioni

La temperatura è un agente fisico capace di modificare l'ecologia dei microrganismi del terreno sia direttamente (Stotzky, 1997), sia indirettamente modificando il potenziale dell'acqua tellurica (Zak et al., 1999). L'indagine ha dimostrato che la solarizzazione del terre-

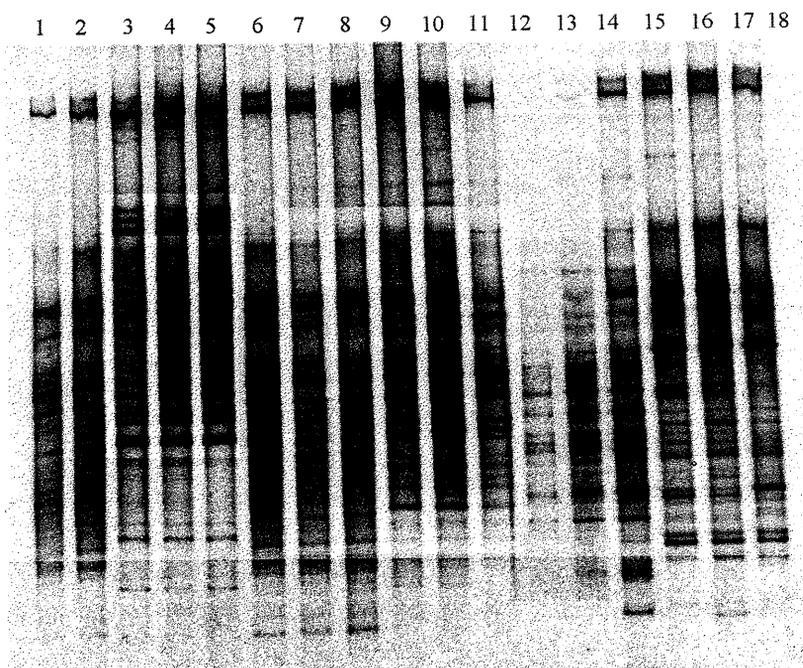


Figura 3. Variazione dei profili molecolari del 16S rDNA della popolazione batterica di un suolo, addizionato o no di ammendante, a seguito di trattamento di solarizzazione della durata di 71 giorni. Linee 1-2: suolo tal quale al tempo zero; 3-5: suolo ammendato al tempo zero; 6-8: suolo tal quale, non solarizzato, al 71° giorno; 9-11: suolo ammendato, non solarizzato, al 71° giorno; 12-14: suolo tal quale solarizzato al 71° giorno; 15-17: suolo ammendato e solarizzato al 71° giorno; 18: controllo negativo.

no provoca un aumento della complessità delle comunità batteriche, che viene esaltata dall'aggiunta di ammendante organico. Inoltre, la tecnica di solarizzazione promuove la mineralizzazione della sostanza organica del terreno. L'uso della solarizzazione da sola potrebbe quindi costituire un serio rischio per la dotazione in sostanza organica dei suoli agrari, già particolarmente scarsa negli ambienti dell'Italia meridionale. Ne consegue pertanto la necessità di precedere il trattamento di solarizzazione con la distribuzione di ammendamenti organici.

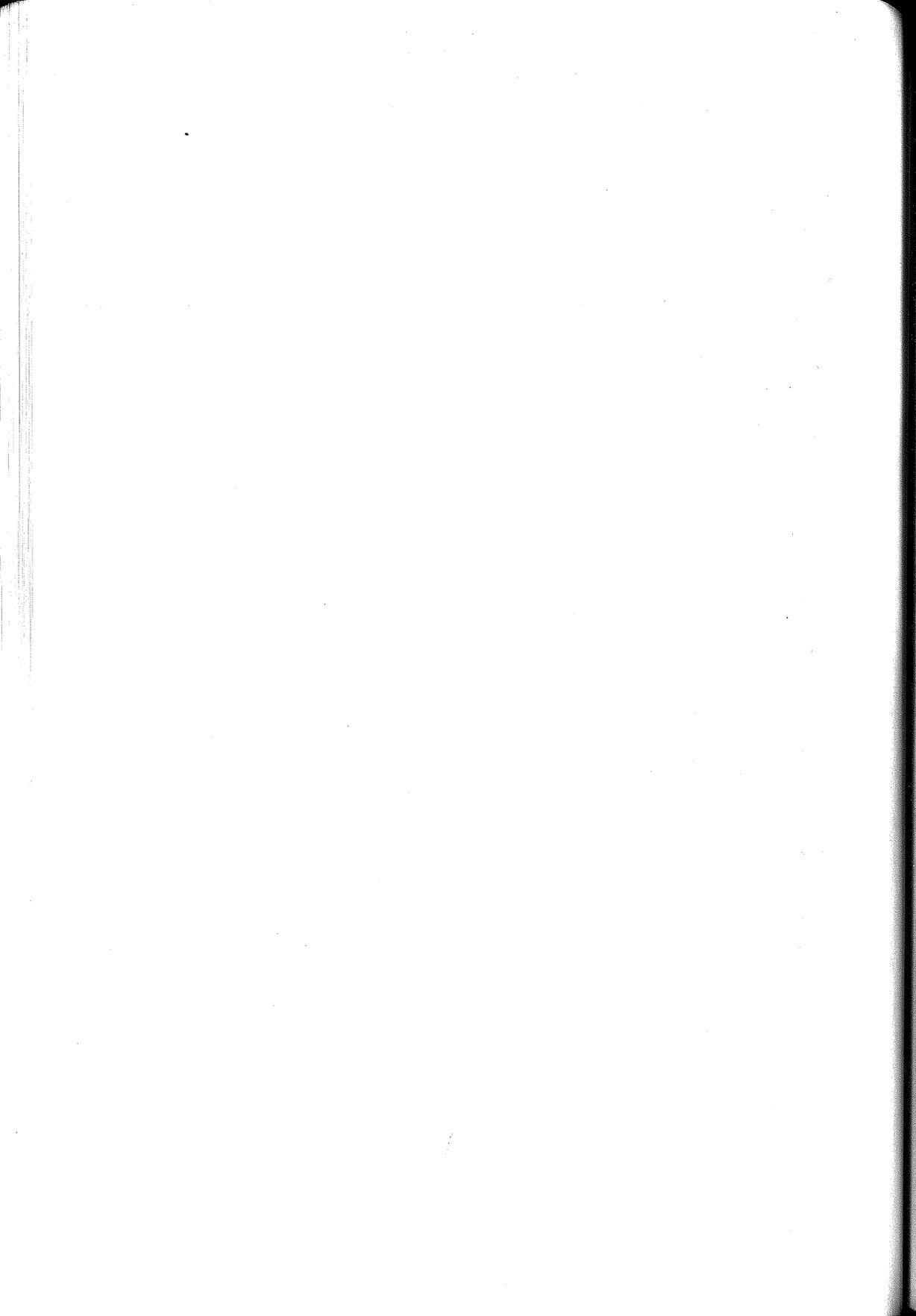
Ringraziamenti

La presente ricerca è stata condotta con il supporto finanziario e del Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR) e della Regione Calabria (POP 1994/99, Progetto S.Mo.T.Am.).

Bibliografia

- Acea M.J., Carballas T. (1999). *Microbial fluctuations after soil heating and organic amendment*. *Biores. Technol.* 67:65-71.
van Elsas J.D., Mäntynen V. Wolters A.C. (1997a). *Soil DNA extraction and assessment of the fate of*

- Mycobacterium chlorophenolicum* strain PCP-1 in different soils by 16S ribosomal RNA gene sequence based most-probable-number PCR and immunofluorescence. *Biol. Fertil. Soils* 24:188-195.
- van Elsas J.D., Trevors J.T., Wellington E.M.H. (1997b). *Modern Soil Microbiology*, Marcel Dekker Inc., New York, 683 pp.
- van Elsas J.D., Wolters A.C. (1995). *Polymerase chain reaction (PCR) of soil microbial DNA*. In *Molecular Microbial Ecology Manual*. (A.D.L. Akkermans, J.D. van Elsas, F.J. de Bruijn eds.), Kluwer Academic Publisher, Dordrecht, sec. 2.7.2:1-10.
- Gelsomino A., Keijzer-Wolters A.C., Cacco G., van Elsas J.D. (1999). *Assessment of bacterial community structure in soil by polymerase chain reaction and denaturing gradient gel electrophoresis*. *J. Microbiol. Methods*. 38:1-15.
- Heuer H., Smalla K. (1997). *Application of denaturing gradient gel electrophoresis and temperature gradient gel electrophoresis for studying soil microbial communities*. In: *Modern Soil Microbiology* (J.D. van Elsas, J.T. Trevors, E.M.H. Wellington eds.), Marcel Dekker Inc., New York:353-373.
- Holben W.E. (1994). *Isolation and purification of bacterial DNA from soil*. In *Methods of Soil Analysis Part 2*. (S.H. Mickelson ed.), Soil Sci. Soc. Am., Madison:727-751.
- Katan J., DeVay J.E. (1991). *Soil Solarization*, CRC Press, Boca Raton, 201 pp.
- Keeney, D.R., Nelson, D.W. (1982). *Nitrogen- inorganic forms*. In *Methods of Soil Analysis. Part 2*, (A.L. Page, R.H. Miller, D.R. Keeney eds). ASA, Madison:643-698.
- Muyzer G., de Waal E.C., Uitterlinden A.G. (1993). *Profiling of complex microbial populations by denaturing gradient gel electrophoresis analysis of polymerase chain reaction-amplified genes coding for 16S rRNA*. *Appl. Environm. Microbiol.* 59:695-700.
- Öhlinger R. (1995). *Soil respiration by titration*. In *Methods in Soil Biology* (F. Schinner, R. Öhlinger, E. Kandeler, R. Margesin eds.), Springer, Berlin:95-98.
- Olsen S.R., Sommers L.E. (1982). *Phosphorus*. In *Methods of Soil Analysis, Part 2* (A.L. Page, R.H. Miller, D.R. Keeney, eds.). ASA, Madison:403-430.
- Smalla K., Wachtendorf U., Heuer H., Liu W.-T., Forney L. (1998). *Analysis of Biolog GN substrate utilization patterns by microbial communities*. *Appl. Environm. Microbiol.* 64:1220-1225.
- Stotzky G. (1997). *Soil as an environment for microbial life*. In *Modern Soil Microbiology* (J.D. van Elsas, J.T. Trevors, E.M.H. Wellington eds.), Marcel Dekker Inc., New York:1-20.
- Zak D.R., Holmes W.E., MacDonald N.W., Pregitzer K.S. (1999). *Soil temperature, matric potential, and the kinetics of microbial respiration and nitrogen mineralization*, *Soil. Sci. Soc. Am. J.* 63:575-584.
- Zogg G.P., Zak D.R., Ringelberg D.B., MacDonald N.W., Pregitzer K.S., White D.C. (1997). *Composition and functional shifts in microbial communities due to soil warming*. *Soil. Sci. Soc. Am. J.* 61:475-481.



ANALISI DELLE COMUNITÀ MICROBICHE IN CAMPIONI DI COMPOST: EFFETTO DELLA DILUIZIONE DEGLI ESTRATTI E DELLA MODALITÀ DI CONSERVAZIONE

C. Mondini¹, L. Leita¹, H. Insam²

¹ *Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante, sez. di Gorizia - Via Trieste 23, 34170 Gorizia, claudio.mondini@isnp.it* ² *Istituto di Microbiologia - Technikerstrasse 25, 6020 Innsbruck, Austria*

Abstract

Community level physiological profiles (CLPPs) have been proposed as a valuable tool to assess the degree of maturity of compost for their sensitivity and simplicity. Nevertheless, CLPPs have been rarely applied to compost, probably for the lack of standardized methodology. One of the major problems is that the rate of color development is a non-linear process related to both time and inoculum density. The aim of this work was to investigate some methodological aspects of CLPPs application to compost samples, such as the effect of the initial inoculum density and of storage. Compost samples stored both air dried and frozen were extracted and diluted in 4 different dilutions and inoculated on Biolog Ecoplates; wells OD were measured (592 nm) every 8 h for 7 d. Data interpretations was performed by means of multivariate analyses. Results confirmed the reliability of CLPPs as a tool for the evaluation of the degree of maturity of compost samples, but have also showed the importance of the initial inoculum density on the separation power of the method. Furthermore, patterns of C source utilization by microorganism were affected by storage conditions.

Riassunto

La metodica basata sulla capacità dei microorganismi di utilizzare differenti composti del C (Biolog Community-Level Physiological Profiles - Biolog CLPP) potrebbe essere utilizzata per la caratterizzazione di campioni di compost per la sua velocità e facilità di utilizzo. Per contro non è stata ancora definita una metodologia standardizzata per questa matrice. Lo scopo del presente lavoro è pertanto l'approfondimento di alcuni aspetti metodologici relativi all'utilizzo dei CLPP nei compost, quali l'effetto della diluizione degli estratti e della modalità di conservazione dei campioni. Campioni di compost conservati sia essiccati all'aria che congelati sono stati estratti, diluiti con 4 differenti diluizioni ed inoculati (125 μ l) su piastre Biolog Ecoplate; la densità ottica dei pozzetti è stata misurata (592 nm) ogni 8 ore per una settimana. L'interpretazione dei dati è stata effettuata mediante analisi multivariata. I risultati hanno confermato le potenzialità dei CLPP per la valutazione del livello di stabilità dei compost, ma hanno anche evidenziato l'importanza della densità dell'inoculo sul potere di separazione della metodica. Le due modalità di conservazione dei campioni esaminate hanno modificato la risposta dei microorganismi rispetto alla capacità di utilizzo dei substrati.

Introduzione

La capacità dei microorganismi di utilizzare differenti substrati carboniosi è alla base di un test microbiologico (Biolog Community-Level Physiological Profiles - Biolog CLPP) per la caratterizzazione delle comunità microbiche di differenti habitat (Garland and Mills, 1991). Il metodo prevede l'inoculazione diretta di campioni ambientali su piastre Biolog (contenenti differenti substrati carboniosi, nutrienti e un indicatore redox), l'incubazione ed il rilevamento spettrofotometrico dell'attività microbica eterotrofica.

Il compostaggio è un processo biossidativo controllato caratterizzato da una successione di diverse popolazioni microbiche. L'applicazione dei CLPP a campioni di compost è presumibile possa fornire utili informazioni per la caratterizzazione delle popolazioni microbiche nei diversi stadi del processo e per la valutazione del livello di maturità del compost.

L'adozione di questa tecnica come test microbiologico per la valutazione della stabilità dei compost è inoltre incoraggiata dalla sua facilità di esecuzione e velocità. Ciò nonostante molto poche sono state, fino ad ora, le applicazioni dei CLPP ai compost (Insam *et al.*, 1996; Laine *et al.*, 1997; Carpenter-Boggs *et al.*, 1998), molto probabilmente per la mancanza di una metodologia standardizzata per questa matrice che presenta problemi particolari quali ad esempio i veloci cambiamenti delle caratteristiche fisico-chimiche e biologiche, l'elevata eterogeneità spaziale, la colorazione degli estratti, l'alto contenuto di sostanza organica e la difficoltà di ottenere campioni rappresentativi. Tuttavia il principale problema metodologico dei CLPP è dovuto al fatto che lo sviluppo del colore è un processo non lineare che dipende sia dal tempo che dalla densità dell'inoculo. Diversi approcci sono stati proposti per superare questa difficoltà. La standardizzazione della densità iniziale dell'inoculo mediante tecniche di conta microbica è normalmente utilizzata (Garland and Mills, 1991), ma risulta lunga e laboriosa. Inoltre la validità della conta microbica ai fini delle analisi delle comunità microbiche è discutibile in quanto non vi è correlazione con il numero di cellule coltivabili in vitro. Altri autori hanno invece proposto dei trattamenti dei dati in modo tale che i risultati siano indipendenti dalla concentrazione dell'inoculo iniziale. Un approccio prevede di utilizzare nell'analisi i valori della densità ottica di ciascun substrato ad un dato tempo dall'inizio della incubazione (es. 72h, 96h). Questi valori sono normalizzati dividendoli per lo sviluppo di colore medio della piastra in quel determinato momento (Garland, 1996). Questa tecnica si è dimostrata valida per discriminare tra diversi campioni ambientali, ma il contributo del singolo substrato alla separazione dei diversi campioni dipende dal tempo scelto per l'analisi. Un altro approccio considera i valori di sviluppo di colore dei singoli substrati quando lo sviluppo di colore medio della piastra (Average Well Color Development - AWCD) è pari ad un determinato valore (es. AWCD 0.6, 1). Con questo approccio è stato dimostrato che il pattern di utilizzo dei substrati dipende dalla quantità di microrganismi presenti nell'estratto piuttosto che dalla loro diversità metabolica o ricchezza tassonomica (Lindstrom *et al.*, 1998). Recentemente sono stati proposti degli approcci che si basano sulla cinetica di formazione del colore utilizzando i dati provenienti dalla lettura delle densità ottiche dei pozzetti delle piastre ad intervalli regolari durante tutto il tempo di incubazione (generalmente 7 giorni). Questo modalità di interpretazione dei dati è stata proposta sulla base della evidenza che in presenza di colture pure di microrganismi i parametri che descrivono la formazione del colore non dipendono dalla densità dell'inoculo iniziale (Lindstrom *et al.*, 1998).

Lo scopo del presente lavoro era la verifica, nel caso di campioni di compost con differente livello di stabilità, della influenza della diluizione dell'estratto iniziale sulle capacità cataboliche dei microrganismi, utilizzando come set di dati per l'analisi multivariata sia i valori di densità ottica riferiti ad uno specifico momento della incubazione sia un parametro legato alla cinetica di formazione del colore (area sottostante la curva della densità ottica in funzione del tempo di incubazione).

Inoltre è stata indagata l'effetto della modalità di conservazione dei campioni sul metabolismo eterotrofico dei microrganismi.

Materiali e metodi

Preparazione del compost, campionamento e conservazione

Nello studio sono stati utilizzati campioni provenienti dal compostaggio di due diverse miscele di residui organici. La prima miscela (compost RP) era costituita da residui della cardatura del cotone e di verde pubblico (1.1:1 v/v 1:1.5 p/p) che sono stati portati ad un contenuto di umidità del 65% e ad un rapporto C/N di circa 25 mediante una soluzione di urea. I materiali di partenza sono stati quindi sistemati in 3 contenitori forati di plastica (106 x 90

x 42cm (profondità); 0.4 m³) posizionati all'aperto sotto una tettoia. Campioni di compost (circa 1 Kg) sono stati prelevati dopo 5, 19, 60 e 103 giorni dall'inizio del processo, corrispondenti rispettivamente alle fasi termofila, mesofila, di maturazione e finale del processo. I campioni sono stati conservati a -18°C per le successive analisi. Nel secondo processo di compostaggio (compost RV) residui della cardatura del cotone e della distillazione delle vinacce (semi, bucce e raspi) (0.83:1 v/v 0.20:1 p/p C/N 21.1) sono stati portati ad un contenuto di umidità del 65% mediante aggiunta di borlanda. La miscela è stata sistemata come sopra e i campioni sono stati prelevati dopo 7, 25, 45 e 88 giorni e conservati sia congelati (-18°C) che essiccati all'aria.

Durante i processi, particolare cura è stata riservata per assicurare adeguate aerazione ed umidità ai materiali, mediante rivoltamento manuale ed eventuale irrigazione.

Estrazione dei microrganismi e CLPP

I campioni prelevati sono stati estratti in triplo con una procedura di estrazione sequenziale modificata da Hopkins *et al.* (1991) utilizzando una soluzione di ac. colico (sale sodico) e Tris buffer (pH 7,4). Gli estratti sono stati diluiti in 4 differenti diluizioni (10², 10³, 10⁴, 10⁵) ed inoculati (125µl) su piastre Biolog Ecoplate contenenti 31 differenti composti di carbonio ed un controllo in 3 repliche, nutrienti e un indicatore redox. Le piastre sono state incubate a 30 °C al buio e la formazione del colore è stata misurata (592 nm) ogni 8 ore per una settimana con uno spettrofotometro (SLT, Groding, Austria).

Analisi statistiche

I dati grezzi di densità ottica sono stati corretti sottraendo il più piccolo valore di assorbanza della piastra. L'interpretazione del set corretto di dati è stata eseguita considerando diverse matrici di dati:

- valori di densità ottica ad un certo tempo dell'incubazione (96 h). I dati corretti sono stati normalizzati dividendoli per lo sviluppo di colore medio della piastra (AWCD) in quel momento.

- valori di densità ottica ad uno specifico AWCD (1,0).

- area sottostante la curva della densità ottica in funzione del tempo di incubazione (Mayr *et al.*, 1999) (Fig. 1)

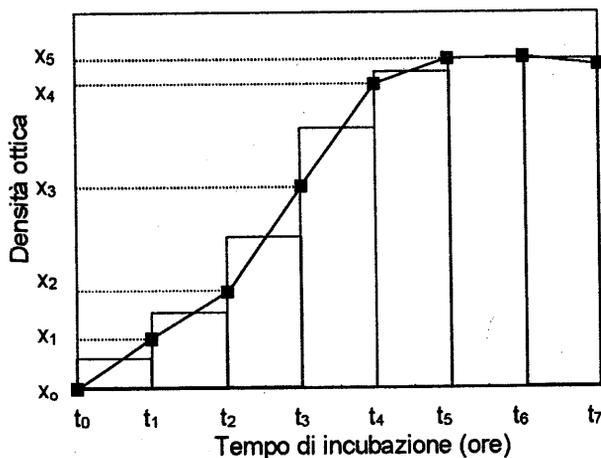


Fig. 1. Esempio del calcolo dell'area sottostante la curva della densità ottica in funzione del tempo

$$r = 1/T \times ((x_1 + x_0)/2 \times (t_1 - t_0) + (x_2 + x_1)/2 \times (t_2 - t_1) + \dots + (x_s + x_{s-1})/2 \times (t_s - t_{s-1}))$$

dove t = tempo di incubazione (ore); x_i = densità ottica al tempo i; T = tempo totale (ore) della incubazione

I vari set di dati sono stati sottoposti ad analisi dei componenti principali (PCA) utilizzando SPPS (versione 9.0, SPSS Inc, Chicago, IL) considerando i dati provenienti dalle diverse diluizioni sia separatamente che congiuntamente.

Risultati e discussione

PCA delle letture ad un specifico punto dell'incubazione (96h e AWCD 1.0)

In nessun caso i dati ottenuti dalla diluizione 10^5 hanno permesso di ottenere un soddisfacente ordinamento dei campioni in base al loro livello di maturità per cui questi dati sono stati omessi dalle analisi successive. Una eccessiva diluizione sembra portare ad una uniformazione delle capacità cataboliche dei microrganismi, diminuendo od annullando il potere di separazione del metodo.

L'analisi dei componenti principali (PCA) dei dati ottenuti dopo 96 h di incubazione ha evidenziato come nei campioni di compost RV essiccati all'aria la migliore separazione, lungo il primo componente principale, sia ottenuta con la diluizione 10^3 (varianza totale spiegata 28%) (Fig. 2). Il congelamento dei campioni porta a un peggioramento della separazione di campioni con differente età; con le diluizioni 10^3 e 10^4 c'è solo una chiara separazione lungo il primo componente principale dei campioni finali dai campioni con età minore.

Nei campioni di compost RP diluiti 10^3 c'è un chiaro ordinamento dei campioni caratterizzati da età crescente lungo il primo asse (varianza totale spiegata 34%), nonostante qualche sovrapposizione tra i campioni intermedi (mesofilo e maturazione). Risultati simili si ottengono con la diluizione 10^4 .

Considerando le letture degli estratti diluiti 1000 volte del compost RV essiccato all'aria quando AWCD era uguale a 1, i campioni della fase termofila e finale sono chiaramente separati lungo il primo componente principale (varianza totale spiegata 35.9%), mentre nessuna separazione è stata ottenuta tra i campioni intermedi. Il congelamento dei campioni influenza le capacità cataboliche dei microrganismi in quanto non si evidenzia nessuna separazione tra campioni di differente età.

Con gli estratti del compost RP diluiti 100 volte si è

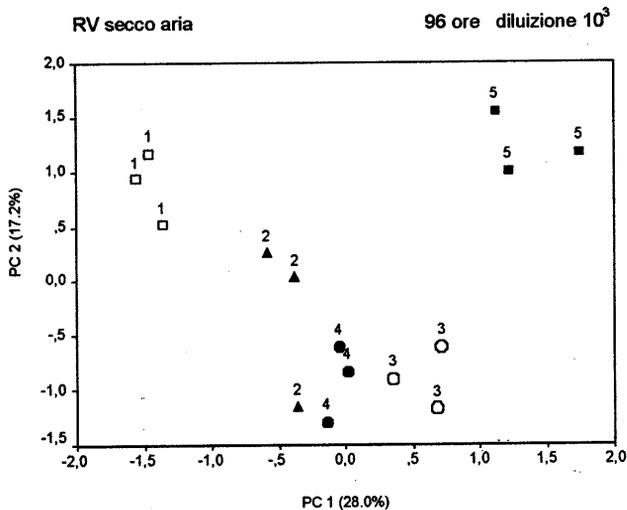


Fig. 2. Risultati dell'analisi dei componenti principali basata sui valori di densità ottica ottenuti dopo 96 ore dall'inoculazione di estratti del compost RV diluiti 10^3 . La percentuale di varianza spiegata da ogni asse dei componenti principali è riportata tra parentesi. I numeri (in questo e nei grafici successivi) si riferiscono alle diverse fasi del processo di compostaggio: 1 campione iniziale; 2 fase termofila; 3 fase mesofila; 4 fase di maturazione; 5 prodotto finale

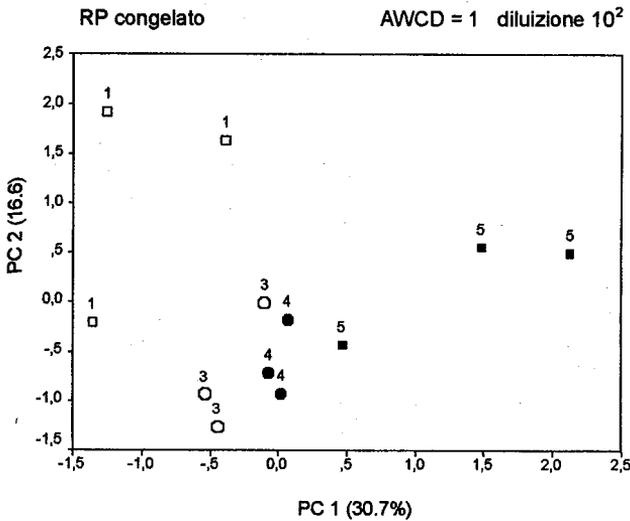


Fig. 3. Risultati dell'analisi dei componenti principali basata sui valori di densità ottica ottenuti da estratti del compost RP diluiti 10² quando lo sviluppo di colore medio della piastra (AWCD) era uguale a 1

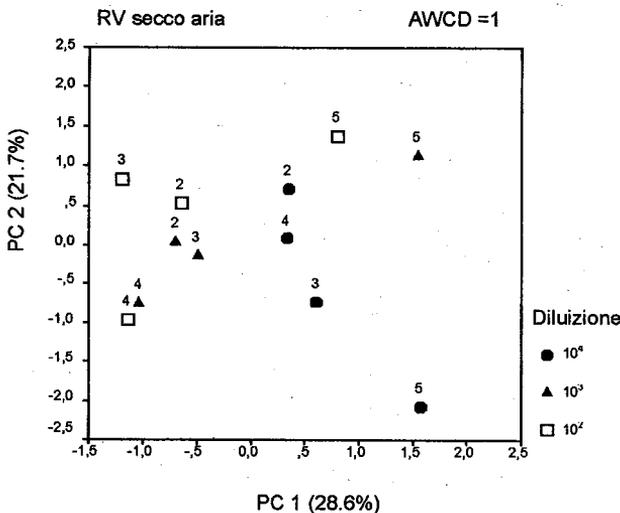


Fig. 4. Risultati dell'analisi dei componenti principali basata sui valori di densità ottica ottenuti da estratti di campioni di compost RV, conservati secchi all'aria, quando lo sviluppo di colore medio della piastra (AWCD) era uguale a 1

ottenuta una buona separazione dei campioni con differente età lungo il primo asse (Fig. 3) (PC1 30.7%).

I risultati delle analisi su valori di densità ottica relativi ad un specifico momento del periodo di incubazione (96h e AWCD 1) hanno messo in evidenza la potenzialità di questa tecnica per quanto riguarda la classificazione di campioni di compost con differente età. I risultati però dipendevano sia dal momento scelto per l'analisi che dalla diluizione iniziale dell'estratto. Infatti considerando congiuntamente nelle analisi i dati provenienti dalle differenti diluizioni non si ottiene nessun tipo di separazione né per quanto riguarda l'età dei campioni né per quanto riguarda il fattore di diluizione. A titolo di esempio nella figura 4 viene riportato il grafico relativo al compost RV quando AWCD=1.

PCA dell'area sottostante la curva della densità ottica in funzione del tempo di incubazione

L'analisi dei componenti principali dell'area sottostante la curva di formazione del colore ha fornito i migliori risultati con le diluizioni 10³ e 10⁴. Una chiara separazione dei campioni di diversa età è stata ottenuta con il compost RP, ma senza un ordinamento dei campioni in funzione

dello stadio del processo. In ogni caso per tutti i campioni considerati i prodotti finali del processo sono risultati chiaramente separati dai campioni caratterizzati da un minore livello di stabilità.

L'analisi congiunta dei dati ottenuti con differente diluizione ha messo in evidenza in modo chiaro l'influenza della diluizione degli estratti. Infatti le diverse diluizioni

degli estratti risultano chiaramente separate lungo il primo asse dei componenti principali (Figg. 5, 6).

Il fatto che il parametro considerato (area sotto la curva) non sia indipendente dal fattore di diluizione conferma quanto trovato da Lindstrom et al., (1999) per quanto riguarda dei parametri che descrivono la dinamica di formazione del colore. Questi parametri sono indipendenti dal numero di cellule presenti in soluzione nel caso di singole specie, ma in presenza di diverse popolazioni, come nel caso degli estratti del compost, è probabile che la diluizione modifichi i rapporti esistenti tra i diversi microrganismi portando come conseguenza anche ad una diversa utilizzazione dei substrati presenti nella piastra. Tra i substrati maggiormente responsabili per la separazione (elevato valore del coefficiente di correlazione con il primo componente principale) nel compost RP vi sono: tween 80, tween 40, l-serina, ciclodestrina e arginina.

Inoltre per il compost RP (congelato) l'analisi dei componenti principali ha consentito anche un ordinamento dei campioni con diverso livello di maturità lungo il secondo asse (fig. 5). L'ordinamento dei campioni in base alla loro età indica una relazione tra utilizzo di determinati substrati ed età del compost. Tra i substrati che presentano i più elevati valori del coefficiente di correlazione con il secondo componente principale vi sono: fenilalanina, acido chetobuירrico e treonina.

Nel caso del compost RV, con entrambe le modalità di conservazione, il secondo componente principale ha permesso di separare i campioni finali del processo dai campioni con età minore (Fig. 6).

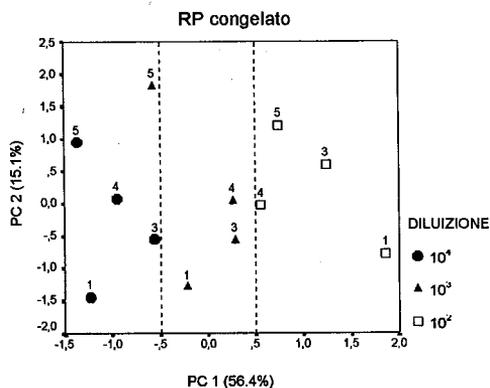


Fig. 5. Risultati dell'analisi dei componenti principali basata sui valori dell'area sottostante la curva della densità ottica di estratti del compost RP congelato

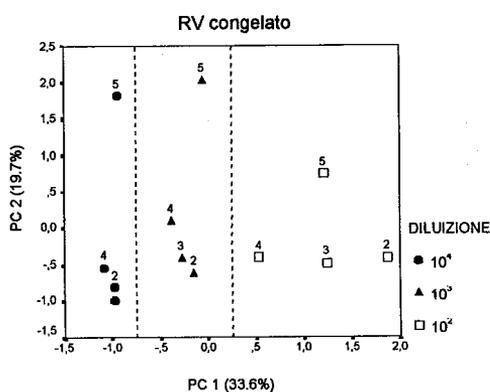


Fig. 6. Risultati dell'analisi dei componenti principali basata sui valori dell'area sottostante la curva della densità ottica di estratti del compost RV congelato

Conclusioni

I risultati hanno confermato le potenzialità dei CLPP come test microbiologico per la valutazione del livello di stabilità dei compost. A prescindere dal trattamento dei dati e dalle diluizioni degli estratti utilizzate l'analisi dei componenti principali è sempre stata in grado di separare i campioni finali di entrambi i processi dai campioni con età minore. Questo potrebbe indicare che le comunità microbiche dei prodotti finali del processo di compostaggio possiedono delle capacità di utilizzo dei composti del carbonio molto distinte da quelle caratterizzanti le comunità microbiche di compost non maturi.

I risultati hanno altresì evidenziato l'importanza della densità dell'inoculo sul potere di

separazione di questa metodica sui campioni iniziali ed intermedi dei compost esaminati. Nelle condizioni del presente lavoro, a prescindere dalle diverse modalità di trattamento dei dati i migliori risultati sono stati ottenuti con le diluizioni 10^3 e 10^4 .

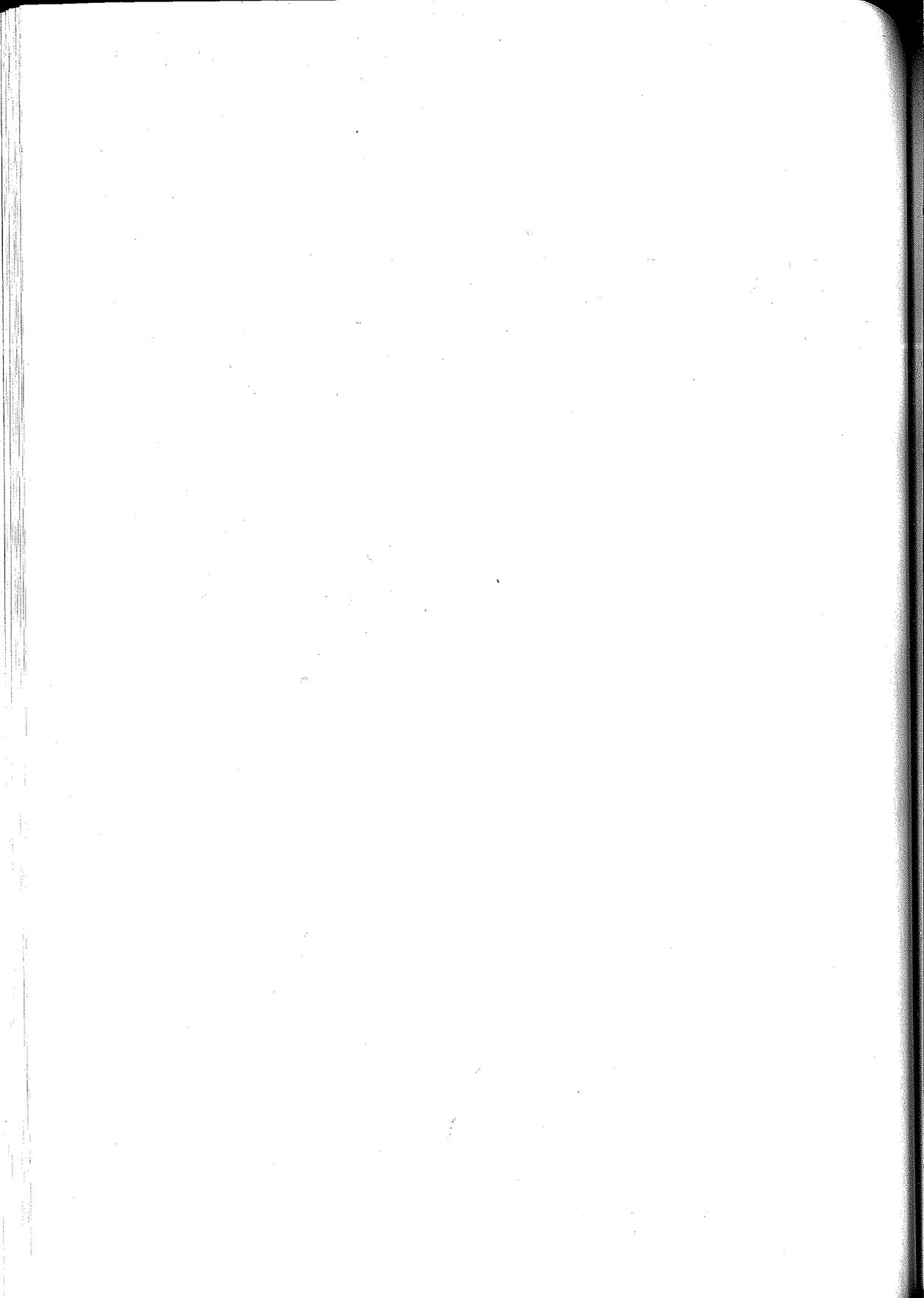
L'applicazione dell'approccio che prende in considerazione lo sviluppo del colore durante tutto il periodo dell'incubazione non si è dimostrata efficace per risolvere il problema della densità dell'inoculo e ulteriore lavoro è necessario per rendere la metodica ripetibile per un ampio intervallo di concentrazione dei microorganismi negli estratti. In ogni caso, rispetto ai metodi basati sull'analisi dei dati riferiti ad uno specifico momento della incubazione, questo approccio, oltre ad essere più corretto da un punto di vista teorico, ha il vantaggio di evitare la discrezionalità legata alla scelta del momento per l'analisi. Inoltre l'inclusione di diverse diluizioni può portare ulteriori informazioni riguardanti la composizione delle popolazioni microbiche. Infatti, i contributi delle singole popolazioni all'utilizzo dei substrati del C sono alterati dalla diluizione ed è probabile che questi cambiamenti siano maggiori nelle comunità più complesse rispetto a quelle composte da poche popolazioni dominanti (Lindstrom *et al.*, 1999).

Le due modalità di conservazione dei campioni esaminate hanno modificato la risposta dei microrganismi rispetto all'utilizzo dei substrati, anche se i risultanti sono contrastanti e non permettono di trarre nessuna conclusione definitiva sulla idoneità di una modalità rispetto all'altra.

In ogni caso ricerche indirizzate allo studio delle capacità metaboliche dei microrganismi nei campioni di compost con diverse modalità di conservazione appaiono come un importante campo di indagine non solo dal punto di vista scientifico, ma anche pratico. Questo perché i compost presenti sul mercato sono di solito caratterizzati da un basso tenore di umidità e sarebbe pertanto importante indagare come il modo di conservazione modifichi le capacità cataboliche dei microrganismi e di conseguenza i risultati dei test microbiologici per la valutazione del livello di maturità dei compost.

Bibliografia

- Carpenter-Boggs L., Kennedy A., Reganold J.P. (1998). *Use of phospholipid fatty acids and C source utilization patterns to track microbial community succession in developing compost*. Appl. Environ. Microbiol. 64:4062-4064.
- Garland J.L. (1996). *Patterns of potential C source utilization by rhizosphere communities*. Soil Biol. Biochem. 28:223-230.
- Garland J.L., Mills A.L. (1991). *Classification and characterization of heterotrophic microbial communities using patterns of potential C source utilization*. Appl. Environ. Microbiol. 57:2351-2359.
- Hopkins D.W., Macnaughton S.J., O'Donnel A.G. (1991). *A dispersion and differential centrifugation technique for representatively sampling microorganisms from soil*. Soil Biol. Biochem. 23:217-225.
- Insam H., Amor K., Renner M., Crepez C. (1996). *Changes in functional abilities of the microbial community during composting of manure*. Microb. Ecol. 31:77-87.
- Laine M.M., Haario H., Joergensen K.S. (1997). *Microbial functional activity during composting of chlorophenol-contaminated sawmill soil*. Journal of Microbiological Methods 30:21-32.
- Lindstrom J.E., Barry R.P., Braddock J.F. (1998). *Microbial community analysis: a kinetic approach to constructing potential C source utilization patterns*. Soil Biol. Biochem. 30:231-239.
- Lindstrom J.E., Barry R.P., Braddock J.F. (1999). *Long-term effects on microbial communities after a subarctic oil spill*. Soil Biol. Biochem. 31:1677-1689.
- Mayr C., Miller M., Insam H. (1999). *Elevated CO₂ alters community-level physiological profiles and enzyme activities in alpine grassland*. Journal of Microbiological Methods 35-43.



EFFETTO DELLA FERTILIZZAZIONE AZOTATA SULLA DINAMICA DEI NITRATI IN UN SUOLO FRANCO COLTIVATO A TABACCO DI TIPO *FLUE-CURED*

R. Marchetti¹, F. Castelli², C. Gamba³, P. Spallacci¹, R. Contillo⁴

¹ Istituto Sperimentale Agronomico - Viale Caduti in Guerra, 134 - 41100 Modena, rosamar@pianeta.it

² Istituto Sperimentale per il Tabacco - Via Canton, 14 - 37051 Bovolone VR

³ Istituto Sperimentale per lo Studio e la Difesa del Suolo - Piazza M. D'Azeglio, 30 - 50121 Firenze

⁴ Istituto Sperimentale per il Tabacco - Via Vitiello, 66 - 84018 Scafati SA

Abstract

The experiment was carried out at the Experimental Institute for Tobacco farm, near Verona (Italy), in the 1997-1999 period, on a loamy soil cropped with Virginia Bright tobacco, cultivar K326. Five rates of fertilizer N, ranging from 0 to 80 kg ha⁻¹ (0 to 60 in 1997), were compared in a completely randomized experimental design with 2 replications. The highest nitrate-N levels were found mainly in the top 0.2 m of soil depth. Differing nitrate-N amounts accumulated in the soil depending on the year. During the tobacco growth season nitrate levels rose sharply in June and July, and declined quickly. Since nitrate-N values are represented by time series, the nitrate-N mean value of a given number of observations, which had been collected during a given period (reference period), was used as a reference value (NO₃_m) to explore the relationship between the nitrate-N amount in soil and the N rate. This relationship was found to be linear. Correlations between NO₃_m and soil properties, and also between NO₃_m and environmental factors, did not substantiate any contribution of these factors in determining the differences in the soil nitrate content which were detected from year to year and between the replications.

Tobacco fertilization seems to trigger processes causing a remarkable increase of the nitrate-N amount in soil, which is sometimes higher than that expected as due to the N fertilizer supply. Specifically, high nitrification rates were measured in the soil, accompanying peaks of nitrate-N accumulation.

The large nitrate-N availability over a short period of time, together with a limited removal of N by the tobacco crop, which does not need a high N supply, may increase the risk of environmental pollution.

Riassunto

La sperimentazione è stata condotta presso l'azienda di Bovolone (VR), dell'Istituto sperimentale per il tabacco, nel triennio 1997-1999, su suolo franco (Fluventic Ustochrept, Soil Taxonomy) coltivato a tabacco Virginia Bright, cv. K326. Sono stati confrontati 5 livelli di fertilizzazione azotata, compresi tra 0 e 80 kg di N ha⁻¹ (0-60 nel 1997), in un disegno sperimentale a blocchi randomizzati con 2 repliche.

I livelli più elevati di nitrati sono stati riscontrati prevalentemente nei primi 0.2 m di profilo e, in misura minore, nello strato sottostante (0.2-0.4 m). La presenza di nitrati è stata di entità diversa negli anni. Al picco massimo di accumulo, raggiunto in breve tempo tra giugno e luglio, è sempre seguito un altrettanto rapido declino. Poiché il livello di nitrati nel terreno durante la stagione di crescita della coltura è rappresentato da una sequenza temporale di valori, mentre i trattamenti (dosi di azoto) sono rappresentati da valori puntuali, per valutare la relazione dose-effetto l'informazione contenuta nella serie di misure è stata ridotta in forma di media (o "valore di riferimento", NO₃_m). Tale relazione è risultata di tipo lineare. Per meglio comprendere il fenomeno, sono state prese in considerazione eventuali correlazioni tra NO₃_m e proprietà del suolo e tra NO₃_m e variabili ambientali: i fattori esaminati non sono parsi responsabili, se non in minima parte, delle differenze di livello di nitrati osservate tra anni e tra blocchi.

La fertilizzazione azotata al tabacco sembra stimolare l'avvio di processi che portano ad un accumulo di azoto nitrico nel terreno, talora superiore alla dose di azoto somministrata. I picchi di accumulo dei nitrati sono risultati associati a valori elevati di attività nitrificante, a volte maggiori di quelli riportati in letteratura e ottenuti in condizioni ambientali ottimali per questi gruppi microbici.

L'elevata disponibilità di nitrati nel terreno, concentrata in un breve periodo di tempo, e la presenza di una coltura caratterizzata da un limitato fabbisogno di sostanze azotate, sono condizioni che possono condurre a fenomeni di inquinamento ambientale.

Introduzione

La conoscenza della dinamica dell'azoto nel terreno coltivato, a seguito della fertilizzazione azotata delle colture agrarie, è importante sia da un punto di vista agronomico, ai fini del miglioramento dell'efficienza d'uso del fertilizzante da parte della coltura, sia sotto il profilo ambientale, per la salvaguardia della qualità delle acque dal rischio di inquinamento da nitrati. Le informazioni trovate in letteratura a questo riguardo, con riferimento al tabacco, non sono numerose in quanto l'attenzione degli studiosi si è incentrata prevalentemente sull'effetto dell'azoto sulle rese e sulla qualità commerciale della foglia. Nonostante che gli apporti azotati al tabacco di tipo *flue-cured* siano piuttosto contenuti (le quantità massime non superano i 100 kg ha⁻¹), quantità pur limitate di nitrati possono inquinare gli acquiferi in quanto i terreni più vocati per la coltivazione del *Bright* sono quelli a elevata componente sabbiosa (Costantini e Napoli, 1992) e quindi molto suscettibili alla lisciviazione. Precedenti studi, condotti su questo tipo di tabacco durante la stagione di crescita della coltura, hanno messo in rilievo accumuli di elevate quantità di nitrati nel terreno, talora molto superiori alla dose di azoto apportata con le concimazioni (Spallacci *et al.*, 1992; Papini *et al.*, 1998). Ci si è chiesti allora se ci sia una relazione tra l'inconsueto accumulo di nitrati riscontrato nel terreno e i) livello di fertilizzazione azotata; ii) proprietà del suolo coltivato; iii) attività microbiche nel terreno. Questo lavoro analizza alcuni risultati di un'indagine condotta per individuare la dose ottimale di azoto da somministrare al tabacco *V. Bright* e, nel contempo, dare risposta agli interrogativi elencati.

Materiali e metodi

La prova è stata realizzata presso l'azienda di Bovolone (VR), dell'Istituto sperimentale per il tabacco, nel triennio 1997-1999. I trattamenti erano costituiti da 5 dosi di fertilizzante azotato (0, 15, 30, 45, 60 kg N ha⁻¹, nel 1997; 0, 20, 40, 60, 80 kg N ha⁻¹, nel 1998 e nel 1999) somministrato a tabacco *Virginia Bright*, varietà *K 326*. Il disegno sperimentale era a blocchi randomizzati con due repliche (10 parcelle, ciascuna di 200 m² nel 1997 e 400 m² nel 1998-99). La distanza tra le file era di 1 m e di 0.45 m sulla fila, corrispondente ad una densità di trapianto di 22.222 piante ad ha. La coltura è stata trapiantata ogni anno a metà maggio. Il fertilizzante azotato è stato applicato localmente come nitrato di calcio, alla fine di maggio e cioè due settimane dopo il trapianto. Non è stato applicato fertilizzante fosfatico in quanto il terreno risultava ben dotato di fosforo. Il potassio è stato applicato come fosfato di potassio (250 kg di K ha⁻¹) alla fine di aprile. Le altre operazioni colturali (diserbo chimico, cimatura, trattamento antigerminante, trattamenti con fitofarmaci) e la raccolta delle foglie (in 4 passaggi) sono state effettuate secondo le pratiche in uso nella zona. Durante l'intero ciclo colturale sono state fatte numerose irrigazioni per aspersione.

Il suolo è un franco, appartenente secondo la *Soil Taxonomy* (Soil Survey Staff, 1975) alla classe tassonomica *Fluventic Ustochrept*. La coltura è stata effettuata ogni anno sullo stesso suolo ma in appezzamenti diversi, sempre preceduta da orzo. I valori delle principali caratteristiche del suolo rilevati all'inizio delle prove sono riportati nelle tabelle 1 e 2. La massa volumica apparente di riferimento è quella misurata da Costantini e Tellini (1990): 1.54 t m⁻³ nello strato 0-0.2 m; 1.69 nello strato 0.2-0.4 m; e 1.48 tra 0.4 e 0.8 m di profondità.

I campioni per la caratterizzazione iniziale dei suoli sono stati essiccati all'aria, trattati e analizzati secondo i "Metodi ufficiali di analisi dei suoli" (MiRAAF, 1994). L'umidità è stata determinata gravimetricamente. La porosità occupata dall'aria è stata calcolata come differenza tra porosità totale (porosità, $v/v = 1 - (\text{massa volumica apparente}/\text{massa volumica reale})$) e contenuto idrico (v/v). I campionamenti di terreno per l'analisi dell'azoto minerale

e dell'umidità sono stati effettuati settimanalmente a partire dalla metà di maggio e fino alla metà di ottobre. Ad ogni data e in ogni parcella, sono state prelevate 4 carote (2 sulla fila e 2 tra le file) a 4 profondità: 0-0.2, 0.2-0.4, 0.4-0.6 e 0.6-0.8 m. I 4 subcampioni di ogni strato di profilo sono stati riuniti in un unico campione, e subito congelati a -20 °C. L'azoto minerale è stato estratto con KCl 2 mol L⁻¹ (rapporto terreno/estraente, 1:5) dopo scongelamento dei campioni a temperatura ambiente. I nitrati sono stati ridotti a nitriti mediante passaggio su colonna di cadmio; i nitriti e l'ammonio sono stati determinati colorimetricamente (rispettivamente con sulfanilide e acido dicloroisocianurico, Keeney e Nelson, 1982) mediante Autoanalyzer Technicon III.

Le piogge e le temperature dell'aria e del suolo, a 0.2 m e a 0.5 m di profondità, sono state monitorate con frequenza giornaliera presso la stazione meteorologica situata nel campo sperimentale.

Campionamenti specifici sono stati effettuati durante le stagioni di crescita 1998 (5 date, 5 trattamenti, 2 blocchi) e 1999 (4 date; 3 trattamenti: 0, 40 e 80 kg N ha⁻¹; 2 blocchi) nello strato superficiale (0-0.2 m) per la determinazione di alcune attività microbiche. L'attività respiratoria (emissione di CO₂) è stata determinata su 100 g di terreno con il metodo della calce sodata proposto da Edwards (1982). L'attività nitrificante è stata valutata misurando la produzione di ioni NO₃⁻ + NO₂⁻ in sei ore di incubazione a 26 °C di 40 g di terreno con una soluzione 2 mmol L⁻¹ di (NH₄)₂SO₄ in tampone fosfato 2 mmol L⁻¹ a pH 7,5 (Belsler e Mays, 1982); gli ioni, estratti per centrifugazione (1152 rad s⁻¹ per 5 minuti) e conservati in KCl 2 mol L⁻¹, sono stati determinati colorimetricamente. Il contenuto di carbonio della biomassa microbica è stato determinato con il metodo della respirazione indotta, SIR (Anderson e Domsch, 1978), e la CO₂ sviluppata dal suolo dopo 2 h di incubazione con glucosio (5 mg g⁻¹ di terreno secco) è stata determinata per gascromatografia con rivelatore termico su colonna impaccata Porapak Q.

Poiché il livello di nitrati nel terreno durante la stagione di crescita del tabacco è rappresentato da una serie temporale di valori, mentre i trattamenti (dosi di azoto) sono rappresentati da valori puntuali, per valutare la relazione dose-effetto si è ritenuto di ridurre a un valore unico l'informazione contenuta nella serie temporale di misure di azoto. Per ogni trattamento, replica e anno è stato pertanto assunto come valore di riferimento per la presenza di nitrati nel terreno il livello medio di N-NO₃⁻, riscontrato nel terreno durante la stagione di crescita del tabacco, riferita all'intervallo temporale (periodo di riferimento) compreso tra i giorni giuliani 133 e 265 (19 misure distanziate di una settimana l'una dall'altra). Le equazioni di regressione lineare di NO₃⁻ vs dose di azoto, per ogni anno, profondità e blocco, hanno consentito di individuare i parametri *b*₀ e *b*₁, rispettivamente intercetta e coefficiente angolare della retta di regressione. Questi parametri sono stati utilizzati anche per mettere in relazione NO₃⁻ con le proprietà chimico-fisiche caratteristiche dei suoli usati nel triennio per le prove. Per l'esame delle fluttuazioni temporali del livello di nitrati durante la

Tabella 1. Valori medi triennali e, tra parentesi, coefficiente di variabilità (%) di alcune caratteristiche chimico-fisiche del suolo all'inizio della prova

Strato	Argilla (1)	Limo	Sabbia	pH	C organico (Walkley & Black)	N totale (Kjeldahl)	P assimilabile (Olsen)	K scambiabile
(m)	-----(-)-----				-----(g kg-1)----		-----(mg kg-1)----	
0-0.2	13 (14.2)	38 (6.9)	50 (6.3)	7.62 (4.3)	6.46 (6.0)	0.79 (6.1)	21.2 (9.9)	149 (14.6)
0.2-0.4	14 (16.5)	38 (8.8)	48 (7.5)	7.69 (4.1)	5.16 (13.3)	0.67 (9.3)	17.1 (22.9)	120 (24.5)
0.4-0.6	17 (23.3)	37 (7.3)	45 (10.4)	7.72 (4.0)	3.56 (20.5)	0.51 (16.8)	8.7 (57.0)	94 (28.8)
0.6-0.8	17 (24.4)	41 (11.8)	43 (17.7)	7.82 (4.2)	2.72 (24.0)	0.39 (24.1)	4.8 (51.7)	79 (47.3)

(1) argilla < 0.002 mm; limo 0.002-0.05 mm; sabbia 0.05-2 mm.

Tabella 2. Contenuto medio di acqua e di azoto minerale nel suolo all'inizio della prova, nel triennio. In parentesi il coefficiente di variabilità (%).

Anno	Strato (m)	N-NO ₃ N-NO ₂ N-NH ₄			Contenuto idrico (v/v)
		----- (kg ha ⁻¹) -----			
1997	0-0.2	48.0 (18.5)	0.06 (167.0)	0.42 (115.0)	0.26 (2.9)
	0.2-0.4	26.7 (36.0)	0.13 (217.0)	0.32 (160.0)	0.29 (4.4)
	0.4-0.6	13.0 (16.1)	0.08 (202.0)	0.44 (80.2)	0.26 (7.1)
	0.6-0.8	12.6 (19.3)	0.05 (174.0)	0.52 (123.0)	0.27 (7.4)
1998	0-0.2	21.5 (14.3)	0.10 (45.2)	0.16 (210.0)	0.25 (3.7)
	0.2-0.4	26.8 (15.5)	0.39 (42.8)	1.79 (80.5)	0.30 (3.3)
	0.4-0.6	16.5 (21.2)	0.55 (27.9)	0.95 (94.0)	0.27 (10.2)
	0.6-0.8	16.1 (24.0)	0.43 (35.5)	0.12 (178.0)	0.28 (12.6)
1999	0-0.2	41.1 (11.4)	0.37 (70.0)	1.97 (34.5)	0.24 (5.2)
	0.2-0.4	39.5 (17.8)	0.55 (45.7)	1.69 (41.0)	0.28 (3.7)
	0.4-0.6	24.6 (29.4)	0.61 (28.5)	1.14 (35.2)	0.25 (9.3)
	0.6-0.8	19.7 (38.2)	0.58 (30.4)	1.42 (37.4)	0.25 (7.9)

stagione di crescita si è invece utilizzato un indice adimensionale (I_{NO_3}) rappresentato dal rapporto tra livello di N-NO₃ giornaliero e quello medio del periodo

Dal momento che le maggiori variazioni dei livelli di N-NO₃ sono state rilevate nei primi 0.4 m del profilo, le analisi di regressione e di correlazione sono state limitate a questo strato.

Risultati

Dinamica dei nitrati durante la stagione di crescita del tabacco. I livelli più elevati di nitrati sono stati riscontrati prevalentemente nei primi 0.2 m di profilo e, in misura minore, nello strato sottostante (0.2-0.4 m). La relazione tra dose di azoto fornita e quantità di nitrati riscontrata nel terreno è stata evidente solo fino a 0.4 m di profondità. L'accumulo è stato di intensità diversa negli anni (Tab. 3).

Tabella 3. Valori medi di N-NO₃ (kg ha⁻¹) riscontrati nei primi 0.8 m di profilo, durante la stagione di crescita del tabacco fertilizzato con dosi crescenti di azoto, nel triennio 1997-1999 (numero di osservazioni variabile da 38 a 46, a seconda dell'anno e del trattamento)

Anno	Dose di azoto (kg ha ⁻¹)	Profondità (m)			
		0-0.2	0.2-0.4	0.4-0.6	0.6-0.8
1997	0	38	27	14	12
	15	42	26	13	11
	30	48	31	15	13
	45	59	34	14	12
	60	58	32	14	11
1998	0	23	17	11	13
	20	28	21	13	14
	40	56	26	17	15
	60	129	47	19	18
	80	188	68	27	25
1999	0	25	23	20	17
	20	44	31	23	20
	40	58	52	31	25
	60	60	51	29	23
	80	94	71	34	27

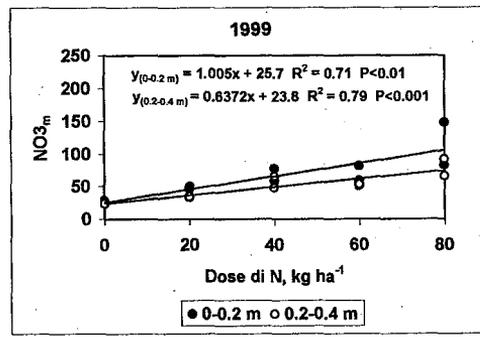
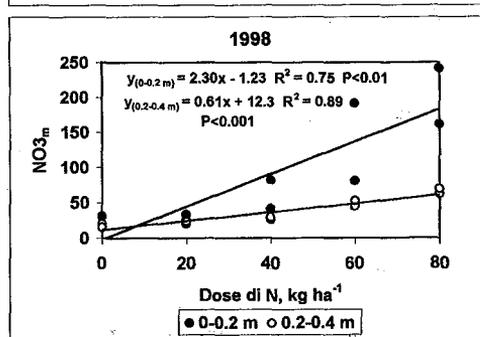
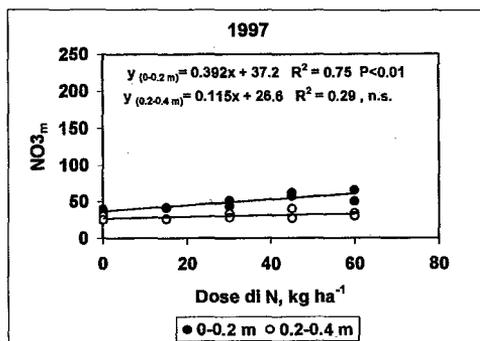
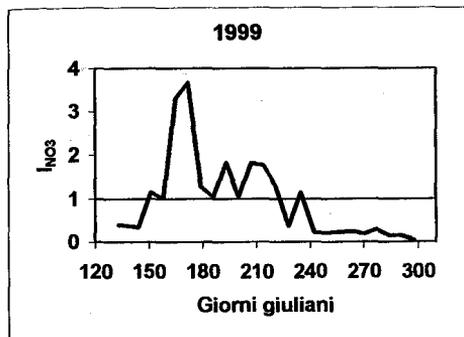
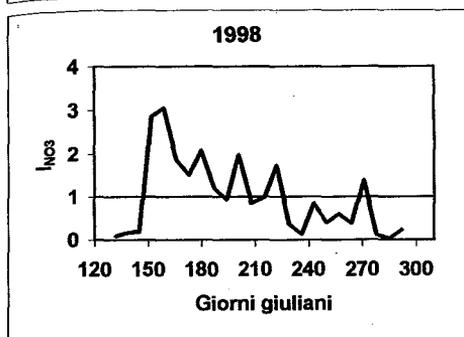
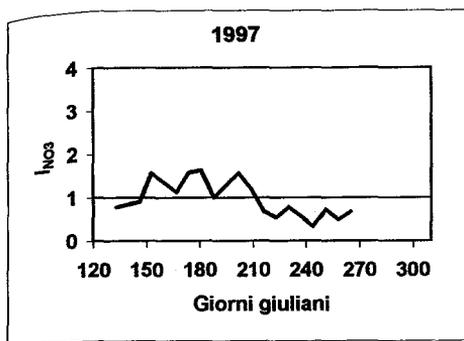


Figura 1. Variazioni temporali del contenuto di nitrati, espresso come I_{NO_3} , nello strato 0-0.2 m per il trattamento corrispondente alla dose di concime più elevata (60 o 80 kg di N ha^{-1} , a seconda dell'anno). La linea continua orizzontale rappresenta il valore medio di $N-NO_3$ riscontrato nel periodo osservato (valore di riferimento)

Figura 2. Relazione tra dose di fertilizzante somministrata e nitrati nel terreno (valore di riferimento, NO_3_m , in kg N ha^{-1}), nei tre anni di prova

La figura 1 riporta le variazioni temporali, nel triennio, dell'indice I_{NO_3} nella tesi sottoposta a concimazione più elevata, dove tali andamenti sono stati più marcati. Dopo il picco massimo di accumulo, raggiunto tra giugno e luglio, si è osservato un rapido declino. L'andamento del contenuto di nitrati è risultato caratterizzato da fluttuazioni rispetto al valore medio stagionale, con progressivo smorzamento dell'intensità dei picchi all'avanzare della stagione.

E' stata evidenziata una relazione di tipo lineare tra livello di nitrati, NO_3_m , e apporti azotati (Fig. 2). Il coefficiente b_0 rappresenta la disponibilità iniziale di nitrati nel terreno, prima

della fertilizzazione azotata; il coefficiente b_1 è l'accumulo di nitrati possibile per ogni unità di azoto somministrata col fertilizzante. Nel 1997 l'effetto della dose è stato non significativo per valori di profondità superiori a 0.2 m. Nel 1998 è stata rilevata una notevole differenza tra blocchi (valori non riportati).

Relazione tra accumulo di nitrati e proprietà del suolo

E' stata esaminata la relazione esistente tra i coefficienti b_0 e b_1 e i seguenti parametri: contenuto di N Kjeldahl, di C organico, di P assimilabile e di K scambiabile; valore di pH; tessitura; contenuto idrico e di azoto minerale (N-NO₃, N-NO₂, N-NH₄) all'inizio delle prove (complessivamente 12 osservazioni nel triennio per ogni variabile, relative ai due strati 0-0.2 m e 0.2-0.4 m, e ai due blocchi). Le correlazioni risultate significative sono state: quella, positiva, tra b_0 e pH ($r=0.62$, $P=0.03$); tra b_0 ed N-NO₃ al tempo 0, NO_3_0 ($r=0.78$, $P=0.0026$); tra b_1 e contenuto idrico iniziale del terreno ($r=-0.6$, $P=0.037$). La correlazione osservata tra b_0 e NO_3_0 è peraltro ovvia, essendo b_0 una stima di NO_3_0 . E' stata inoltre osservata una forte correlazione negativa tra b_0 e b_1 ($r=-0.82$, $P=0.001$, con $n=12$). L'analisi di correlazione limitata al primo strato di profilo (0-0.2 m, 6 osservazioni per variabile) non ha comportato miglioramenti di rilievo nella descrizione del sistema.

Relazione tra accumulo di nitrati e variabili ambientali

I coefficienti delle rette di regressione relativi al triennio e alle profondità di 0-0.2 e 0.2-0.4 m (calcolati indipendentemente dal blocco, $n=6$), sono stati messi in relazione con alcune variabili ambientali considerate importanti per l'attività della microflora del terreno: temperatura del terreno (espressa come gradi giorno cumulati nel periodo di riferimento), umidità del terreno (media, minima e massima del periodo); aerazione (valori medi, minimi e massimi di porosità occupata dall'aria del periodo). Non è stata evidenziata alcuna correlazione significativa tra le variabili esaminate, ad eccezione di un valore di r relativamente elevato per la correlazione tra tendenza all'accumulo di nitrati per aggiunta di fertilizzante (coefficiente b_1 , pendenza delle rette di regressione) e temperature cumulate del terreno ($r=0.78$, $P=0.066$).

Relazione tra accumulo di nitrati ed attività microbiche

La respirazione microbica nel terreno sotto tabacco è stata più intensa in primavera, particolarmente nel 1999, per poi subire un calo nei mesi di giugno-luglio (Fig. 3). Non è stata

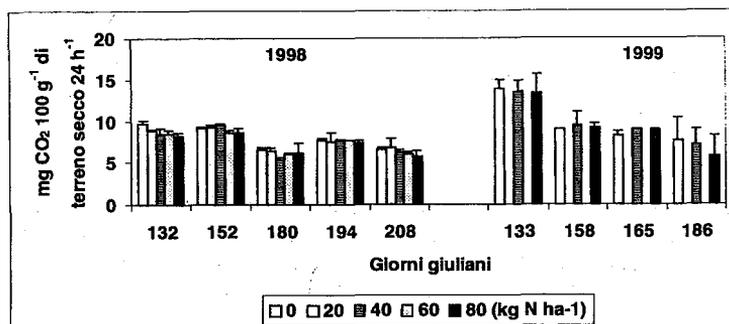


Figura 3. Respirazione media giornaliera nello strato superficiale di terreno (0-0.2 m) durante la stagione di crescita del tabacco, nel biennio 1998-99 (le barre rappresentano la deviazione standard).

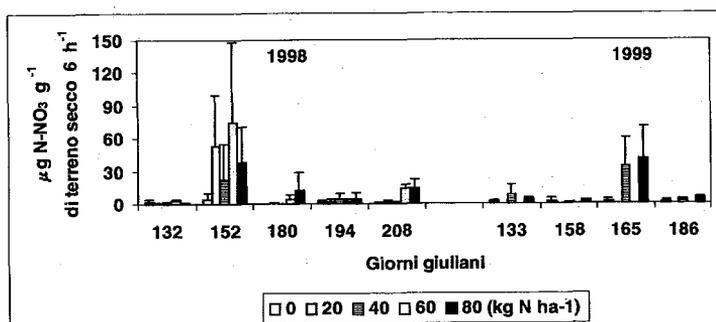


Figura 4. Attività nitrificante nello strato superficiale di terreno (0-0.2 m) durante la stagione di crescita del tabacco, nel biennio 1998-99 (le barre rappresentano la deviazione standard).

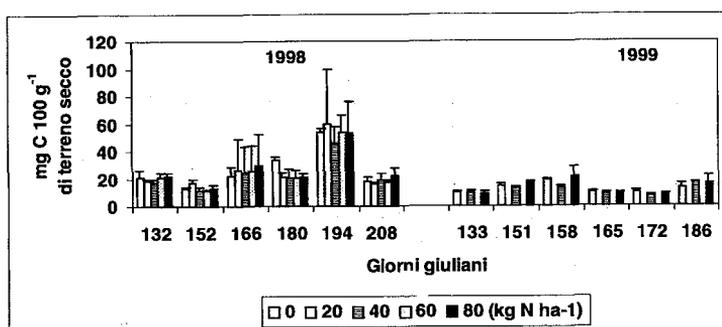


Figura 5. Contenuto di carbonio accumulato nella biomassa microbica nello strato superficiale di terreno (0-0.2 m) durante la stagione di crescita del tabacco, nel biennio 1998-99 (le barre rappresentano la deviazione standard).

rilevata una chiara relazione tra intensità respiratoria e quantità di azoto fornita. Per contro l'attività di nitrificazione, nel complesso piuttosto modesta, ha mostrato un notevole incremento nel mese di giugno in entrambi gli anni con valori di attività, alle dosi di fertilizzante più elevate, notevolmente superiori a quelli osservati nei controlli. Queste differenze sono state tuttavia accompagnate da una considerevole variabilità fra blocchi (Fig. 4). I valori della biomassa microbica sono stati complessivamente più elevati nel corso del 1998 (Fig. 5); in particolare sono aumentati a metà luglio, in una fase avanzata della stagione di crescita del tabacco (effetto non osservato nel 1999, perché in questo anno il campionamento non si è protratto oltre l'inizio di luglio).

Discussione

E' stata evidenziata una chiara relazione dose-effetto per l'accumulo insolitamente elevato di nitrati osservato in conseguenza della fertilizzazione azotata. Data la correlazione, negativa, tra valore dell'intercetta e della pendenza delle rette di regressione del livello medio di nitrati nel periodo di riferimento vs dose di fertilizzante, sembrerebbe esistere una relazione inversa tra dotazione iniziale di nitrati e possibilità successiva di accumulo degli stessi nel terreno (Sierra, 1992). Tuttavia le proprietà del suolo e le condizioni ambientali, almeno quelle esaminate, non sono apparse responsabili, se non in minima parte, delle differenze di accumulo osservate tra anni e tra blocchi.

Esistono numerosi particolari che rendono evidente il ruolo giocato dalla microflora nitrificante nell'accumulo di nitrati. Le condizioni ambientali sono state favorevoli all'atti-

vità di questo gruppo microbico, come conferma la relazione positiva osservata tra accumulo di nitrati, da un lato, e valore di pH e di temperatura del suolo, dall'altro. I nitrificanti, infatti, sono penalizzati da valori più bassi di pH e hanno l'optimum di crescita a temperature comprese fra 30° C e 35° C (Paul e Clark, 1989). In queste condizioni, la microflora chemioautotrofa è favorita nella sua attività rispetto a quella eterotrofa, responsabile della mineralizzazione della sostanza organica e del rilascio di CO₂. Tuttavia, l'attività nitrificante ha raggiunto livelli notevolmente elevati, maggiori di quelli riportati in letteratura, anche in condizioni ambientali ottimali, per questo gruppo microbico (Brady, 1974; Stienstra *et al.*, 1994; Chen e Stark, 2000). Le favorevoli condizioni ambientali non sembrano quindi sufficienti, da sole, a giustificare l'osservata intensità del processo. Si può ipotizzare che la disponibilità di fonti energetiche di pronto consumo, messe a disposizione dei microorganismi dagli apparati radicali della coltura, stimolino, unitamente all'aggiunta di fertilizzante azotato inorganico, il turnover mineralizzazione-immobilizzazione, secondo un meccanismo riportato da tempo (Hauck e Bremner, 1976) e tuttora oggetto di numerose indagini (ad es., in Asmar *et al.*, 1994; Lovell e Hatch, 1998). Ci si deve chiedere, tuttavia, quale sia l'origine dell'ammonio utilizzato come substrato dai nitrificanti, considerata la povertà di sostanza organica dei suoli di prova (Tab. 1). D'altra parte per questi suoli a elevata componente sabbiosa è anche lecito ipotizzare una mineralizzazione intensa, in quanto non contrastata da quei fattori fisici e chimici protettivi della sostanza organica che agiscono nei suoli ben strutturati, a più o meno elevato contenuto di argille. Inoltre, come già riportato, l'assorbimento piuttosto contenuto di azoto da parte della coltura non è sufficiente a spiegare il calo di nitrati che nel triennio è avvenuto, anche se in misura diversa da un anno all'altro, dopo l'accumulo primaverile-estivo. La microflora potrebbe avere avuto un ruolo decisivo nell'immobilizzazione di parte degli abbondanti nitrati presenti nel terreno, se si ipotizza un aumento estivo dell'azoto nella biomassa paragonabile a quello osservato per il carbonio. Non è stata comunque osservata una relazione precisa fra contenuto di carbonio della biomassa microbica e dose di azoto. Inoltre, durante la stagione di crescita della coltura, non si sono verificati eventi rilevanti, tali da innescare meccanismi di immobilizzazione, come ad esempio l'aggiunta al terreno di residui colturali ad elevato rapporto C:N.

Conclusioni

Mentre è evidente come l'accumulo di nitrati sia riconducibile a un'esplosione di attività nitrificante, l'effetto dei fattori ambientali esaminati non basta, da solo, a spiegare lo stimolo di questo dinamismo. Tale effetto andrebbe verificato osservando una casistica più ampia di condizioni ambientali. In particolare, per dar conto della complessità del sistema, si dovrebbe prendere in considerazione anche lo studio di un eventuale effetto interattivo tra attività microbica e apparati radicali della coltura.

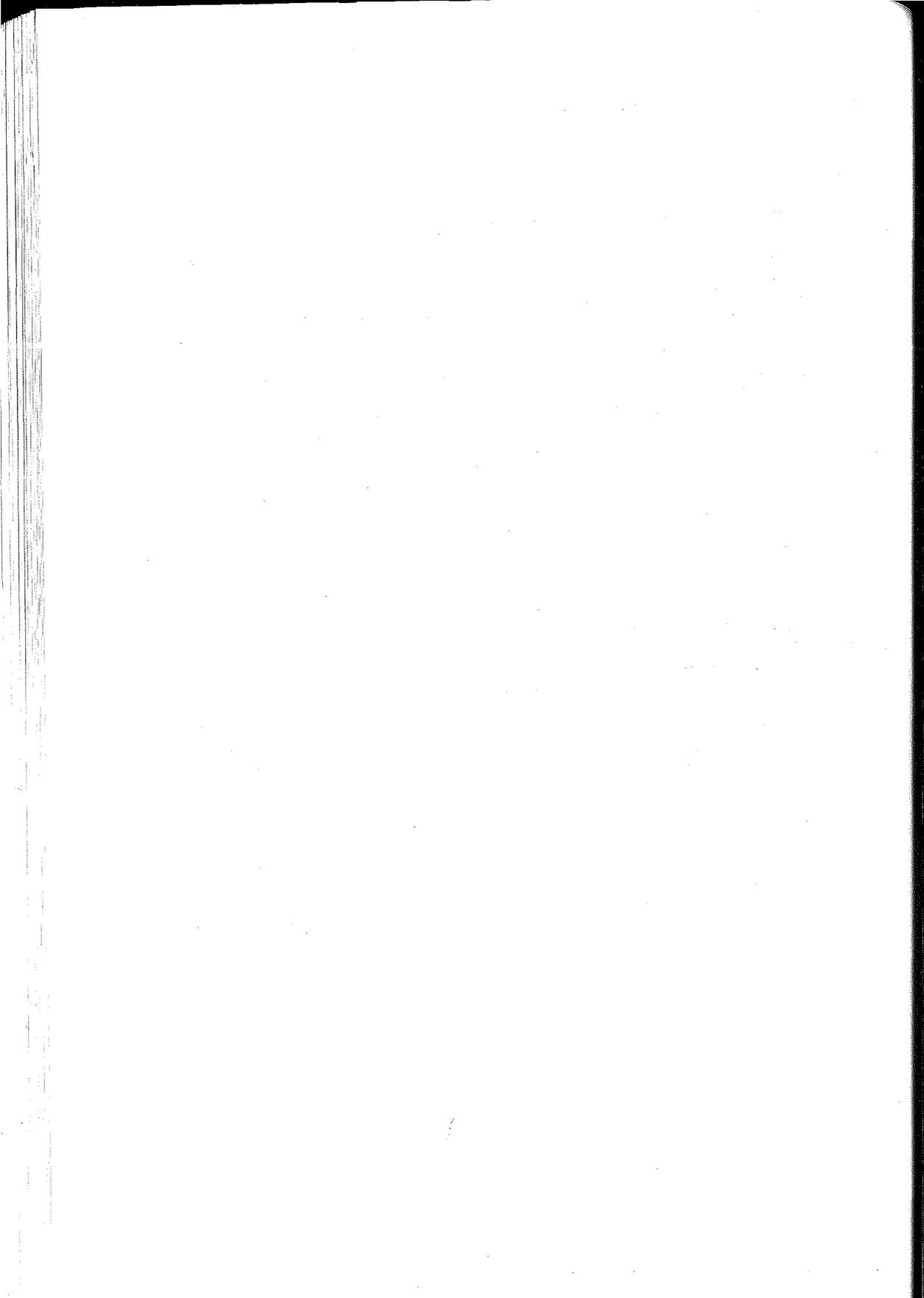
Dal punto di vista della salvaguardia ambientale, la fertilizzazione azotata al tabacco sembra stimolare l'avvio di processi che portano ad un accumulo di azoto nitrico nel terreno, talora superiore alla dose di azoto somministrata. Questa circostanza costituisce motivo di preoccupazione per le conseguenze che possono avere le somministrazioni azotate, soprattutto se in eccesso rispetto ai reali fabbisogni della coltura.

Ringraziamenti

This work was carried out with financial support of the Commission of the European Communities, Tobacco Information and Research Fund, project 96/T/67 "Diminution des taux de composés indésirables dans le tabac par l'utilisation d'outils d'aide à la gestion de la fertilisation azotée". It does not necessarily reflect the views of the Commission and in no way anticipates its future policy in this area.

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.
- Asmar F., Eiland F., Nielsen N.E. (1994). *Effect of extracellular-enzyme activities on solubilization rate of soil organic nitrogen*. Biol. Fertil. Soils 17:32-38.
- Belsler L.W., Mays E.L. (1982). *Use of nitrifier activity measurements to estimate the efficiency of viable nitrifier counts in soils and sediments*. Appl. Environ. Microbiol. 43:4:945-948.
- Brady N.C. (1974). *Nitrogen and sulfur economy of soils*. In: *Properties of soils* (Brady Ed.), Macmillan Publishing, NY.
- Chen J., Stark M. (2000). *Plant species effects and carbon and nitrogen cycling in a sagebrush-crested wheatgrass soil*. Soil Biol. Biochem. 32:47-57.
- Costantini E.A.C., Napoli R. (1992). *I suoli e i paesaggi del comprensorio tabacchicolo veronese*. *Annali Ist. Sperim. per lo Studio e la Difesa del Suolo*, Firenze, Suppl. vol. XX, 45-66.
- Costantini E.A.C., Tellini G. (1990). *Studio pedologico di alcune aree sperimentali del nord, centro e sud Italia*. *Annali Ist. Sper. Agronomico, Bari*, vol. XXI, suppl. 2, 241-254.
- Edwards N.T. (1982). *The use of soda-lime for measuring respiration rates in terrestrial systems*. *Pedobiologia* 23:321-390.
- Hauck R.D., Bremner J.M. (1976). *Use of tracers for soil and fertilizer nitrogen research*. *Adv. Agron.* 26:219-266.
- Keeney D.R., Nelson D.W. (1982). *Nitrogen - Inorganic forms*. In: *Methods of soil analysis*. Part 2. Madison, WI: ASA, SSSA publ., 643-698.
- Lovell R.D., Hatch D.J. (1998). *Stimulation of microbial activity following spring applications of nitrogen*. *Biol. Fertil. Soils* 26:28-30.
- MiRAAF (1994). *Metodi ufficiali di analisi chimica del suolo*. Roma:ISMEA, 207 pp.
- Papini R., Castelli F., Spallacci P. (1998). *Influenza dell'ordinamento colturale e della concimazione sul contenuto di nitrati in un suolo franco sabbioso della Pianura Padana*. *Boll. S.I.S.S.* XLVII,(2):243-255.
- Paul E.A., Clark F.E. (eds) (1989). *Transformation of nitrogen between the organic and inorganic phase and to nitrate*. In *Soil microbiology and biochemistry*, Academic Press Inc., London.
- Sierra J. (1992). *Relationship between mineral N content and N mineralization rate in disturbed and undisturbed soil samples incubated under field and laboratory conditions*. *Aust. J. Soil Res.* 30:477-492.
- Soil Survey Staff (1975). *Soil Taxonomy: A basic system for making and interpreting soil surveys*. USDA Handbook, 436, Washington DC, pp. 754.
- Spallacci P., Bidini D., Castelli F. (1992). *Caratterizzazione della fertilità chimica dei suoli coltivati a tabacco Virginia Bright*. *Annali Ist. Sperim. per lo Studio e la Difesa del Suolo*, Firenze, Suppl. vol. XX, 79-96.
- Stienstra A.W., Klein Gunnewieck P., Laanbroek H.J. (1994). *Repression of nitrification in soils under climax grassland vegetation*. *FEMS Microbiol. Ecol.* 14:45-52



EFFETTI SULLE QUALITÀ FUNZIONALI DEL SUOLO IN SEGUITO ALL'ADOZIONE DI TECNICHE BIOLOGICHE O CONVENZIONALI PER LA CONDUZIONE DEL VIGNETO

C. Beni¹, C. Di Dio¹, A. Figliolia¹, P. Servadio², A. Marsili², E. Egger³, M.E.M. D'Arcangelo³

¹ Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante - Via della Navicella 2, Roma; ² Istituto Sperimentale per la Meccanizzazione Agricola - Via della Pascolare 16, Monterotondo (Roma); ³ Istituto Sperimentale per la Viticoltura - S.O.P. di Arezzo

Abstract

The aim of this trial was the evaluation of the effect of two vineyard management systems (conventional and biological) on the main soil physical and chemical characteristics and qualitative parameters of the wine. Comparing the two management systems, significant differences for penetration resistance in favour of conventional management and shear strength in favour of biological management were found. This trend could be due to the higher number of passes occurred on the biological vineyard with respect to the conventional one. Regarding production, no significant differences between the blocks were found, nevertheless the "biological" wine gave a better qualitative characterisation, that resulted in a higher profitability of the biological vineyard.

Riassunto

L'obiettivo della ricerca è la valutazione degli effetti della gestione convenzionale o biologica del vigneto sulle caratteristiche fisico-chimiche del suolo e sulla qualità del vino prodotto. Confrontando i due sistemi di gestione, sono emerse differenze significative per la resistenza alla penetrazione e per lo sforzo di taglio. In particolare, nella gestione convenzionale si è osservata una minore resistenza alla penetrazione ma una maggiore resistenza di taglio rispetto al biologico. Tali andamenti possono essere imputati al maggior numero di passaggi con le macchine verificatisi nel sistema biologico. Dal punto di vista della produzione, non sono emerse differenze significative tra i due blocchi, tuttavia la conduzione biologica ha fornito un vino qualitativamente migliore, che ha comportato una maggiore redditività del vigneto biologico.

Introduzione

L'accresciuto interesse per i problemi inerenti la conservazione del suolo ha indotto molti ricercatori ad affrontare studi sulla dinamica delle proprietà funzionali dei terreni sottoposti a interventi meccanici. I carichi dinamici applicati alla superficie del suolo possono indurre sia il compattamento nei differenti strati, che diversi cambiamenti nelle qualità del terreno (porosità, resistenza alla penetrazione, massa volumica apparente). Lo slittamento delle ruote dei macchinari, inoltre, può determinare una sollecitazione di taglio orizzontale degli strati più superficiali del terreno, nonché il riarrangiamento delle frazioni colloidali, causando la degradazione della struttura. Indagini inerenti queste problematiche hanno messo in luce che l'effetto dei fattori sopra citati sul grado di conservazione del suolo può essere determinato con il rilievo di alcuni parametri fisici, a loro volta fortemente influenzati dal contenuto idrico del terreno.

L'obiettivo di questo studio è la valutazione dell'effetto di due diversi sistemi di gestione (convenzionale e biologico) del vigneto sulle principali qualità funzionali del suolo, poste in relazione sia tra loro che con alcune caratteristiche chimiche del terreno e con i parametri qualitativi del vino prodotto.

Materiali e metodi

La sperimentazione è stata condotta nel vigneto dell'azienda Castello di Modanella (Siena) impiantato nel 1975 con le *cultivar* Sangiovese e Trebbiano, parte del quale è stato convertito in biologico nel 1990. L'area è caratterizzata da medie annuali di temperatura pari a 13.9°C e di piovosità pari a 740 mm. La prova ha previsto la gestione di due blocchi: uno trattato con tecniche biologiche, l'altro convenzionalmente.

Tabella 1. Condizioni medie di campo dell'orizzonte Ap dei vigneti dell'Az. Castello di Modanella rilevate durante i rilievi

Parametri	Valori medi
pH	8,2
Conducibilità (mS cm ⁻¹)	210
Tessitura	FS
Sabbia (%)	66,25
Limo (%)	12,90
Argilla (%)	20,85
Sostanza organica (%)	0,7
CSC (meq 100g ⁻¹)	16,74
N totale (%)	0,031
P ₂ O ₅ disp. Olsen (mg kg ⁻¹)	68,1
K ₂ O ₃ scambiabile (mg kg ⁻¹)	203,5

Le caratteristiche dell'orizzonte Ap dei due vigneti sono risultate molto simili, pertanto in tabella 1 sono riportate le condizioni di campo in cui si è operato. In particolare, relativamente al contenuto idrico del terreno è stato misurato da 0,05 a 0,10 m di profondità immediatamente fuori dalle zone interessate dalle orme delle trattrici.

Per quanto riguarda i passaggi effettuati con i cantieri meccanici indicati in tabella 2, si osserva che nel vigneto sottoposto a conduzione biologica si sono verificati complessivamente 121 passaggi dei macchinari agricoli dal 1990 al 1999, di cui 11 nel 1999, mentre relativamente alla coltura condotta convenzionalmente, ne sono stati effettuati 110, di cui 10 nell'ultimo anno (tabella 3).

Tabella 2. Macchine utilizzate nella gestione dei vigneti dell'Azienda Castello di Modanella

Cantiere	Motrice	Pneumatici (anteriori e posteriori)	Operatrice	Tipo
A	Fendt 306	Pirelli Cin. TMT 150 Good Year 16.9-34	Erpice a dischi	Volentieri - Giar (dischi 7+1)
B	Fendt 306	Pirelli Cin. TMT 150 Good Year 16.9-34	Trincia sarmenti	Nobili Triturator VKD 155
C	Fiat 640	Stomil 95R24 radial 107A8 Stomil 16.9R30 radial 107A8	Spandiconcime centrifugo	Lelli 0,5 t
D	Fiat 640	Stomil 95R24 radial 107A8 Stomil 16.9R30 radial 107A84	Carrotte con irroratore centrifugo	Martignani KWH hl basso volume
E	Fiat 640	Stomil 95R24 radial 107A8 Stomil 16.9R30 radial 107A8	Carro-raccolta con rimorchio	Rimorchio con tara 0,7 t e portata max 0,27 t

Tabella 3. Numero di passaggi effettuati nelle annate agrarie tra il 1990 e il 1999

Operazioni	Cantiere	Biologico									Convenzionale											
		9 0	9 1	9 2	9 3	9 4	9 5	9 6	9 7	9 8	9 9	9 0	9 1	9 2	9 3	9 4	9 5	9 6	9 7	9 8	9 9	
Erpicatura	A	2	3	2	3	2	1	1	1	1	1	2	3	2	3	2	1	1	1	1	1	1
Falciatura	B	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1
Concimazione	C	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Trattamenti	D	9	8	1	8	8	8	7	7	6	7	7	6	8	7	7	8	7	6	6	6	6
Raccolta	E	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Tot. Passaggi		1 3	1 3	1 5	1 3	1 2	1 2	1 1	1 1	1 0	1 1	1 1	1 1	1 2	1 2	1 1	1 2	1 1	1 0	1 0	1 0	1 0

I rilievi fisico-meccanici del suolo sono stati effettuati nell'interfila del vigneto, in corrispondenza delle orme lasciate dal passaggio delle macchine, e sulla fila non sottoposta al passaggio (controllo). In ogni blocco sono state considerate 4 ripetizioni per ognuna delle due varietà, per un totale di 16 ripetizioni. Valutate le condizioni di campo in cui si è operato (umidità, tessitura e sostanza organica), sono stati considerati i principali parametri chimici e alcuni fisico-meccanici del terreno, la produzione, e qualitativi del vino prodotto; più precisamente:

- La *resistenza alla penetrazione* (C.I.) del terreno è stata misurata, nei diversi strati, per mezzo di penetrografo manuale Stiboka (Ejikelkamp) con angolo del cono di 60° ed area di base di 100 mm² spinto nel terreno ad una velocità costante. Per ogni tesi sono stati effettuati 20 rilievi penetrometrici alla profondità di 0-0,10; 0,11-0,20 e 0,21-0,30 m;

- La *massa volumica apparente* (MVA) e l'*umidità*, sono state misurate mediante il prelievo di campioni usando un carotatore per prelievi di terreno indisturbato con volume di 1x10⁻⁴ m³ da 0,05 a 0,10 m di profondità. I campioni così prelevati sono stati pesati e messi in stufa a 105°C fino al raggiungimento di un peso costante;

- La *coppia di taglio orizzontale* è stata misurata, nello strato 0-0,10 m, per mezzo di uno scissometro Stahlwille Manoskop con barra di torsione da 8 a 32 Nm, rispettivamente con diametro ed altezza dell'utensile di 70 mm e 30 mm.

- La *sostanza organica* secondo Walkley Black.

- Percentuale di *argilla* (frazione minerale del Ø < 0,002 mm) per via densimetrica.

- *Produzione* di uva (g / pianta), per le due cultivar nei due tipi di conduzioni;

- *Parametri qualitativi* del vino prodotto con le diverse uve, quali: densità a 20°C, titolo alcoolometrico, zuccheri riduttori, estratto secco, polifenoli totali, pH, acidità totale volatile e fissa, ceneri e acidi organici.

I dati ottenuti sono stati sottoposti ad analisi statistica, mediante lo studio delle correlazioni ottenute con il metodo di Pearson, quindi ad analisi della varianza, nell'ambito della quale la significatività degli effetti è stata valutata in base al test "F", per i livelli di probabilità del 5% e dell'1%.

I risultati delle analisi qualitative del vino prodotto, sono stati sottoposti al confronto statistico tra le medie, con il metodo di Duncan.

Nelle tabelle e nelle figure vengono riportati sia gli effetti significativi, che non significativi nel caso di caratteri di particolare rilevanza.

Risultati e discussione

I parametri fisico-meccanici considerati sono risultati correlati in modo significativo tra loro ($p \leq 0,01$), ma non con quelli chimici (tabella 4).

Tabella 4. Matrice delle correlazioni secondo Pearson

	MVA	S.O.	Argilla	C.I. (0-0,10 m)	Taglio (0-0,10 m)	U. Prod.
MVA						
S.O.	-0,418*					
Argilla	-0,060	0,271				
C.I. (0-0,10 m)	0,343	-0,281	-0,124			
Taglio (0-0,10 m)	0,284	-0,178	-0,098	0,528**		
U. (0-0,10 m)	0,695**	0,545**	0,275	-0,1243	-0,125	
Prod.	-0,209	-0,062	-0,109	0,198	0,117	-0,042

* $p = 0,05$; ** $p = 0,01$

In particolare, per quanto riguarda la resistenza alla penetrazione (tabella 5), si rileva come atteso che le interfile hanno presentato un grado di compattamento più elevato rispetto alle file, dovuto al passaggio del macchinario agricolo. Relativamente al tipo di conduzione, si osserva che nel biologico si verifica un compattamento maggiore rispetto al convenzionale, imputabile al maggior numero di passaggi verificatisi nel periodo 1990-1999 (vedi tabella 3).

Per quanto riguarda la sollecitazione di taglio, come per il precedente parametro l'interfile è risultata caratterizzata da un maggiore stress meccanico, mediamente meno evidente nel sistema convenzionale, evidenziando quindi una serie di effetti dovuti sia al sistema di conduzione, sia alla posizione (fila o interfila), che alla combinazione di queste due variabili (tabella 6 e figura 1).

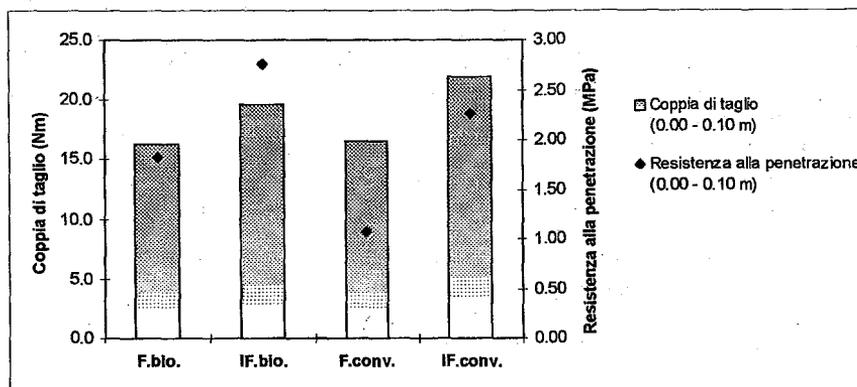


Figura 1. Confronto tra la coppia di taglio e la resistenza alla penetrazione nei due sistemi di conduzione (0,00 - 0,10 m)

Tabella 5. Resistenza alla penetrazione (0,00 - 0,10 m)

Condizione	Posizione	μ (MPa)	σ
Biologico	Fila	1,825	0,494
	Interfila	2,757	0,469
Convenzionale	Fila	1,069	0,287
	Interfila	2,275	0,678

Effetto tra soggetti	F	Significatività
Condizione	11,721	0,002**
Posizione	34,948	0,000**

$R^2 = 0,633$ (R^2 corretto = 0,592); * $p = 0,05$; ** $p = 0,01$

Tabella 6. Coppia di taglio orizzontale (0,00 - 0,10 m)

Condizione	Posizione	μ (Nm)	σ
Biologico	Fila	16,3	1,7
	Interfila	19,6	1,4
Convenzionale	Fila	16,6	1,0
	Interfila	21,9	1,0

Effetto tra soggetti	F	Significatività
Condizione	8,138	0,008**
Posizione	88,377	0,000**
Condizione + Posizione	4,997	0,034*

$R^2 = 0,784$ (R^2 corretto = 0,761); * $p = 0,05$; ** $p = 0,01$

Anche per la massa volumica apparente si osserva tra fila e interfila il medesimo andamento caratterizzante i precedenti parametri fisici esaminati, mentre non risultano differenze significative tra i due tipi di conduzione (Figura 2).

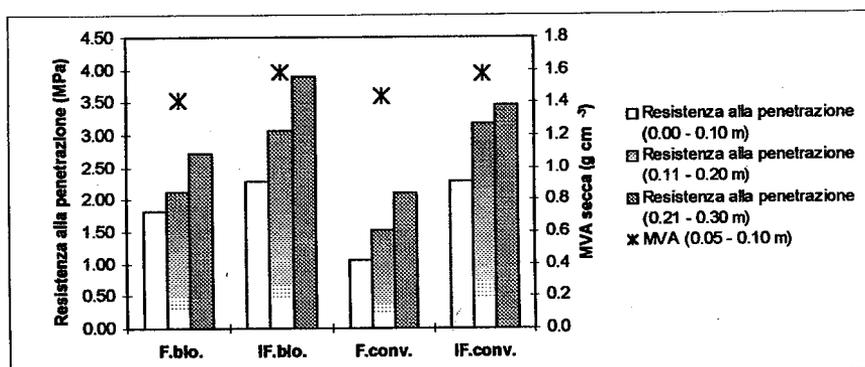


Figura 2. Confronto fra la resistenza alla penetrazione (0,00-0,10 m; 0,11-0,20 m; 0,21-0,30 m) e la massa volumica apparente (0,05-0,10 m)

Umidità, MVA e contenuto di sostanza organica dei suoli risultano correlate tra loro statisticamente (tabella 4). In particolare, per quanto riguarda la sostanza organica, dall'analisi della varianza non sono emerse differenze significative dovute sia al sistema di conduzione che alla posizione.

Per quanto riguarda la produzione di uva, l'unica differenza statistica riscontrata è, come atteso, quella dovuta all'effetto varietale, imputabile alla maggiore produttività del Trebbiano rispetto al Sangiovese (tabella 7).

Tabella 7. Produzioni ottenute nell'annata agraria 1998/99

Conduzione	Varietà	μ (g/pianta)	σ
Biologico	Sangiovese	3415,8	1064,5
	Trebbiano	4337,5	573,2
Convenzionale	Sangiovese	3100,0	200,0
	Trebbiano	4279,0	760,6
Effetto tra soggetti	F	Significatività	
Conduzione	0,269	0,613	
Varietà	8,486	0,013*	

$R^2 = 0,425$ (R^2 corretto = 0,282); * $p = 0,05$

I parametri qualitativi dei vini presi in esame non hanno messo in luce differenze statistiche tra i vini prodotti con le due differenti gestioni (tabella 8). Il Sangiovese, prodotto con le uve di entrambi i sistemi di conduzione, si presenta con ottima struttura, perfetta armonia e ottime qualità analitiche; anche il Trebbiano è risultato di ottima qualità, armonico con acidità fissa ottimale, povero di glicerina. Tuttavia nel corso dei panel test condotti è emersa una maggior gradevolezza per i vini prodotti con uve derivanti dalla gestione biologica, che consentono una maggiore redditività che giustifica i maggiori oneri dovuti all'adozione di questo tipo di tecnica.

Tabella 8. Analisi fisico-chimiche dei vini prodotti nell'Az. Castello di Modanella

	Sangiovese		Trebbiano	
	Biolo gico	Conven zionale	Biolo gico	Conven zionale
Densità a 20°C	0,99	1,00	0,99	0,99
Titolo Alcolico (%)	12,64	12,77	12,46	12,68
Zuccheri riduttori (g/L)	3,10	5,82	5,60	6,05
Polifenoli (mg/L)	1783,33	1901,67	190,00	192,50
pH	3,35	3,39	3,03	3,00
Acidità totale (g/L)	7,18	7,22	6,93	7,55
Acidità volatile (g/L)	0,53	0,41	0,18	0,15
Acidità fissa (g/L)	6,53	6,71	6,70	7,37
Ceneri (g/L)	2,57	2,66	1,44	1,44
Glicerina (g/L)	8,30	8,38	5,20	5,40
Acido malico (g/L)	2,53	1,73	1,70	1,93
Colore	0,74	0,80	-	-

Conclusioni

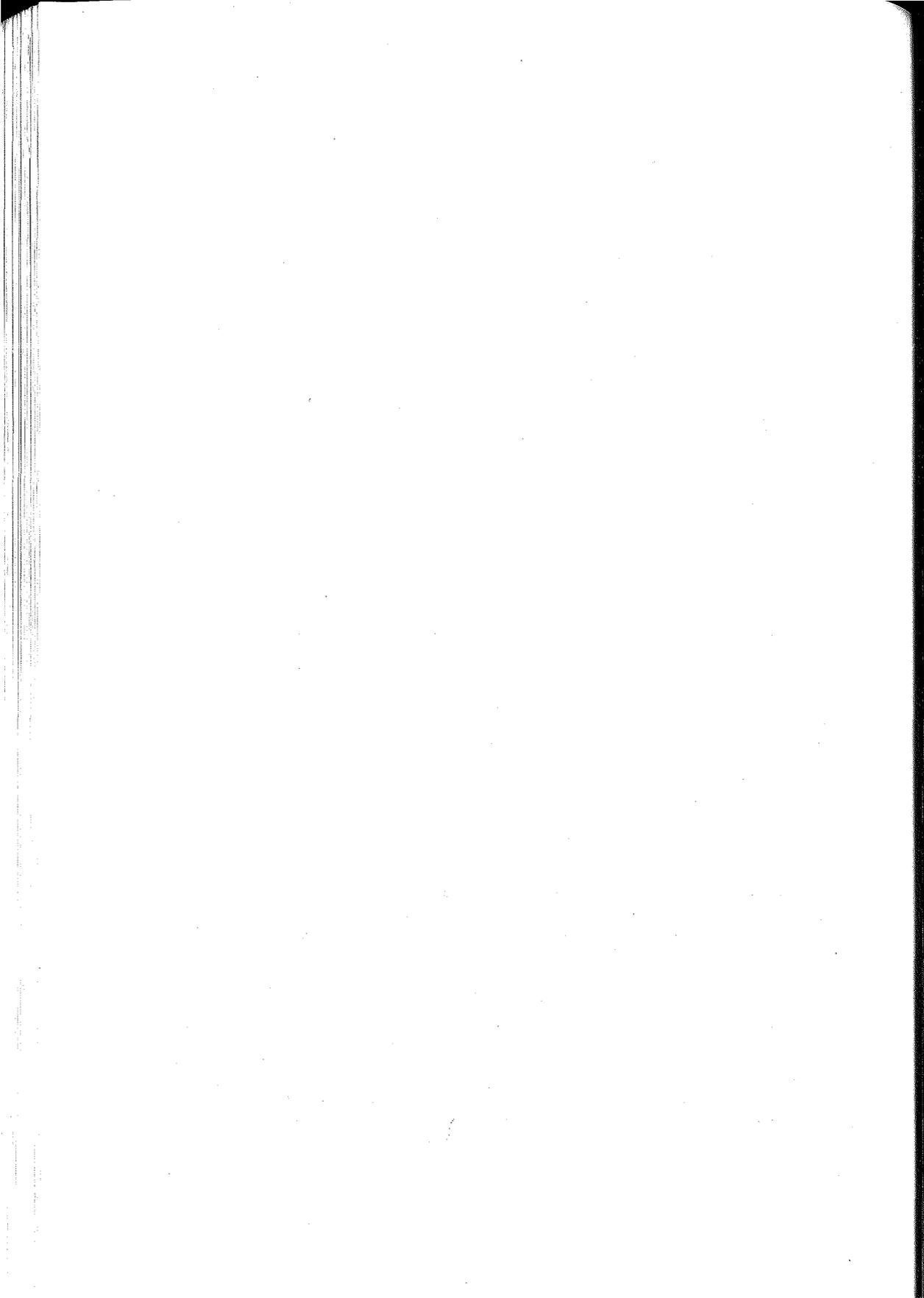
Dal presente lavoro è emerso che la conduzione biologica del vigneto produce uno stress fisico-meccanico superiore rispetto alle tecniche convenzionali, imputabile principalmente al maggior numero di passaggi con il macchinario agricolo per i trattamenti residui necessari soprattutto nella prima fase di riconversione dalla conduzione convenzionale a quella biologica.

Non si sono osservate differenze statisticamente significative nella produzione delle uve con i due sistemi di gestione né nei parametri qualitativi dei vini prodotti, anche se alla prova di degustazione è risultato un ottimo grado di struttura, unito alla perfetta armonia e alla superiore gradevolezza all'assaggio del vino biologico.

Il maggiore apprezzamento del vino biologico fa scaturire la richiesta di tale prodotto in mercati non accessibili al vino convenzionale (paesi del Nord Europa), consentendo inoltre la vendita a prezzi più elevati (circa 16-20% a seconda delle annate). L'incremento di redditività della coltura biologica giustifica i maggiori costi di produzione (circa 8-10%) e garantisce all'azienda produttrice un incremento di valore aggiunto dovuto alla domanda da parte del consumatore attento alla propria salute e alla salvaguardia ambientale.

Bibliografia

- AA.VV. (1994). *Metodi Ufficiali di Analisi Chimica del Suolo*. Ministero delle Risorse Agricole e Forestali. Osservatorio Nazionale Pedologico e per la Qualità del Suolo. Roma.
- AA.VV. (1997). *Metodi Ufficiali di Analisi Fisica del Suolo*. Ministero per le Politiche Agricole. Osservatorio Nazionale Pedologico e per la Qualità del Suolo. Ed. Franco Angeli. Milano.
- Cianetti E. (1998). *La cultura della qualità*. SFF Editore.
- Fujii H. (1992). *Problems between soil and construction machinery with special reference to field compaction*, Journal of Terramechanics 29,1:35-55.
- Gomez K.A., Gomez A.A. (1976). *Statistical procedures for agricultural research*, The international Rice Research Institute, Los Baños, Philippines.
- Greenland D.J. (1977). *Soil damage by intensive arable cultivation: temporary or permanent?*, Philosophical Transactions of the Royal Society of London 281:193-208.
- Håkansson I., Voorhees W.B., Elonen P., Raghavan G.S.V., Lowery B. (1987). *Effect of high axle load traffic on subsoil compaction and crop yield in humid regions with annual freezing*, Soil & Tillage Res. 10:259-268.
- Horn R., Domzal H., Slowinska A., van Ouwerkerk C. (1995). *Soil compaction processes and their effects on the structure of arable soils and the environment*, Soil & tillage Res. 35:23-36.
- Klute A., Dirksen C. (1985). *Hydraulic conductivity and diffusivity: laboratory methods*, In A. Klute (Editore), *Methods of soil Analysis*, Part 1. Second Edn. Am. Soc. Agron. Publ., Madison:687-734.
- Koolen A.J. (1987). *Deformation and compaction of elements soil volumes and effects on mechanical soil properties*, Soil & Tillage Res. 10:5-19.
- Marsili A., Servadio P. (1992). *Prove sul compattamento del terreno agrario con due tipi di pneumatici a confronto*, Rivista di ingegneria Agraria 4:193-199.
- Marsili A., Servadio P. (1996). *Compaction effects of rubber or metal-tracked tractor passes on agricultural soils*, Soil & Tillage Res. 37:37-45.
- Murphy C.P. (1986). *Thin section preparation of soils and sediments*, 1 ed., AB Academic Publishers, Herts.
- 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., Pezzarossa B., La Marca M., Lucamante G. (1988). *Variazioni della porosità del terreno in seguito al compattamento provocato dal passaggio dei trattori*, Rivista di Ingegneria Agraria 2:120-126.



INDUZIONE DI ATTIVITÀ ANTIMUTAGENA IN PIANTINE DI Vicia faba CRESCIUTE SU SUOLI TRATTATI CON FANGHI DI DEPURAZIONE DI ACQUE CIVILI E CON COMPOST DA RSU. NOTA PRIMA

C. De Simone¹, A. Figliolia², C. D'Ambrosio¹, M. Owczarek³, A. De Marco³,
P. Ferrazza², C. Beni², P. Soldati², V. Zoccano¹.

¹ Istituto Sperimentale per lo Studio e la Difesa del Suolo. Sezione di Conservazione del Suolo. Via Casette, 1, 02100 Rieti. e-mail: Claudes@tin.it

² Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante. Sezione di Nutrizione Minerale. Roma.

³ Centro di Genetica Evoluzionistica. CNR. Roma.

Abstract

The aim of this research was to study two different aspects concerning the disposal of the biomasses on agricultural lands. The first purpose was to evaluate the risk linked to the accumulation of mutagenic substances in soils as a consequence of repeated treatments with biomasses of different origin. A further objective was to show the eventual presence of a protective process in *Vicia faba* seedlings grown in such soils. In order to better clarify the influence of the interactions between the organic materials and soils characteristics in regulating the processes under study, the experiments were carried out on soil samples collected from areas with different pedological features, in particular with respect to their organic colloids content.

The research was made in two different areas: 'Marani Experimental Farm' near Ravenna, where three types of waste material were assayed (liquid sludge, dewatered sludge and compost), and 'Experimental Farm of Agronomical Institute of Bari' near Foggia, in which Solid Urban Wastes were tested.

The results obtained showed that no genotoxic effects (micronucleated cells induction) were caused in *Vicia faba* seedlings grown in soil samples coming from both experimental areas. On the contrary, a significant protective activity against a strong mutagenic agent, such as maleic hydrazide (MH), in the seedlings grown in the soils treated with the biomasses studied was observed.

Riassunto

La presente ricerca si è prefissa di affrontare la problematica relativa all'uso agronomico di biomasse sotto due differenti aspetti: la valutazione della possibilità di accumulo di sostanze mutagene in suoli sottoposti a trattamenti pluriennali con reflui di differente origine e la messa in evidenza dell'instaurarsi di eventuali processi protettivi in piantine di *Vicia faba* cresciute su tali suoli. Tali prove sono state condotte su campioni di suolo prelevate da aree molto differenti dal punto di vista pedologico, al fine di studiare l'influenza che le interazioni tra caratteristiche del suolo, in particolare il loro tenore in colloidali organici, e biomassa esercitano sul manifestarsi dei fenomeni studiati.

La ricerca è stata condotta in due differenti aree sperimentali: l'Azienda Marani di Ravenna, interessata da un trattamento decennale con fanghi di depurazione di acque civili nella formulazione liquida, disidratata e compostata e l'Azienda di Foggia dell'Istituto Agronomico di Bari oggetto di un trattamento triennale con RSU.

I risultati ottenuti indicano l'assenza di fenomeni di genotossicità (induzione di cellule micronucleate) nelle piantine cresciute sui campioni di suolo derivanti da entrambe le aree sperimentali, mentre una marcata attività protettiva nei confronti di un forte mutageno, quale l'idrazide maleica (MH), è stata evidenziata nelle piantine cresciute sui suoli trattati con le biomasse in oggetto.

Introduzione

Lo spandimento sul terreno agrario di biomasse di rifiuto di differente origine, quali fanghi di depurazione di acque civili, acque di vegetazione da frantoi oleari, compost da rifiuti solidi urbani, prodotti di rifiuto dalla trasformazione agroalimentare, costituisce una pratica verso la quale si guarda con sempre maggiore interesse per l'indubbia importanza che essa riveste sia dal punto di vista economico che ambientale.

Allo stato attuale delle conoscenze molti dati sono disponibili circa l'effetto indotto dallo spandimento dei fanghi sulle caratteristiche chimiche, fisiche e biologiche del suolo e sulle produzioni di molte colture a seguito di tale pratica agronomica (Pagliai et al., 1981; Genevini et al., 1983; Mangione et al., 1997; Figliola et al., 1999). Diversi studi sono stati, inoltre, condotti per valutare l'accumulo, la tossicità e la dinamica dei metalli pesanti nel suolo e nelle colture (Izza et al., 1994; Figliola et al., 1996), mentre pochi dati sono disponibili circa il pericolo di un accumulo di mutageni nel suolo in seguito allo spandimento delle biomasse (D'Ambrosio et al., 1998). D'altronde, è stata da più parti segnalata (Braude et al., 1975; Harms and Sauerbeck, 1983; Tarradellas and Diercxens, 1983) la presenza, sia nei reflui che nei loro prodotti di compostaggio, di sostanze, quali ad esempio metalli pesanti e PCB, in grado di provocare alterazioni nel materiale genetico degli organismi con cui vengono a contatto. Si è osservato che tali sostanze ed elementi indesiderati sono in grado di stimolare negli organismi viventi specifici meccanismi di difesa attraverso l'attivazione di alcuni sistemi enzimatici di detossificazione (Scheller et al., 1987; Rauser, 1995).

Altre evidenze sperimentali (De Simone et al., 1994) hanno suggerito la capacità di alcune biomasse, particolarmente ricche di acidi umici e fulvici, di stimolare una significativa attività antimutagena che agisce anch'essa mediante l'induzione di meccanismi di difesa endogeni.

Sulla base di queste considerazioni, ci siamo proposti di analizzare l'eventuale induzione di un danno cromosomico in piantule di *Vicia faba*, cresciute su campioni di suolo prelevati da aree sperimentali molto diverse dal punto di vista pedologico e interessate da trattamenti con differenti biomasse. Abbiamo, inoltre, studiato l'eventuale comparsa di un'attività protettiva indotta dalle biomasse studiate, in relazione ad un successivo trattamento con un noto mutageno.

Materiali e Metodi

Sono stati presi in considerazione due suoli sottoposti a trattamenti pluriennali con differenti biomasse. Tali aree sono state accuratamente monitorate, con particolare riferimento alla possibilità di un conseguente accumulo di metalli pesanti, alla loro biodisponibilità, all'asporto vegetale e alla loro speciazione chimica. In Tabella 1 sono riportate le principali caratteristiche del suolo dell'Azienda Marani di Ravenna, sottoposto ad un trattamento decennale con fanghi di depurazione di acque civili in tre differenti formulazioni (liquido,

Tabella 1. Principali caratteristiche chimiche dei suoli dell'Azienda Marani e dell'ISA all'inizio della prova.

Azienda	Marani	ISA
Durata esperienza	10 anni	3 anni
Tipo coltura	Rotazione triennale: mais, frumento, barbabietola.	Rotazione biennale: frumento, barbabietola.
Tipo di biomasse utilizzate	Fanghi di depurazione: forma liquida, disidratata, compostata	Compost da RSU
pH	7.8	8.4
Sostanza Organica%	1.48	2.50
Sabbia g kg ⁻¹	230	416
Limo g kg ⁻¹	550	286
Argilla g kg ⁻¹	220	298
CaCO ₃ totale g kg ⁻¹	210	8.35
P ass mg kg ⁻¹	16	17.09
N tot g kg ⁻¹	1.18	1.2
C.S.C. cmol kg ⁻¹	13.8	32.94
Tessitura	Franco-limoso	Franco-argilloso

disidratato e compostato), nella dose di 15 t ha⁻¹ anno⁻¹, nonché quelle del suolo dell'Azienda di Foggia dell'Istituto Sperimentale per l'Agronomia (ISA), trattato con compost da Residui Solidi Urbani (RSU) a due differenti dosi (13.6, dose H1 e 27.2, dose H2, t ha⁻¹).

Nelle Tabelle 2 e 3 sono stati riportati, rispettivamente, i valori dei metalli pesanti totali e assimilabili (DTPA) in mg kg⁻¹ dei due suoli con i diversi trattamenti e le caratteristiche chimiche delle biomasse utilizzate nel corso della ricerca. Le analisi dei metalli pesanti nei suoli sono state condotte tramite estrazione con miscela nitro-perclorica per l'analisi dei metalli totali (Izza et al, 1994); per quelli in forma assimilabile tramite estrazione in DTPA secondo il metodo di Lindsay & Norvell, 1978. La determinazione dei quantitativi di metallo estratti è stata effettuata mediante spettrometria al plasma (ICP).

Le metodologie adottate per la determinazione delle caratteristiche medie delle biomasse sono state riportate in un precedente lavoro (Cortellini et al., 1996). La determinazione e il frazionamento del carbonio organico sono stati eseguiti secondo i metodi ufficiali di ana-

Tabella 2. Contenuto in metalli pesanti, totali ed estraibili in DTPA (mg kg⁻¹) dei due suoli.

Tesi	Cu	Cu DTPA	Ni	Ni DTPA	Pb	Pb DTPA	Zn	Zn DTPA
Marani controllo	79	14	38	0.44	18	2	95	2
Marani liquido	88	16	41	0.74	19	2	95	4.5
Marani disidratato	89.5	17	40	0.9	21.5	2.4	108	5.5
Marani compostato	90	16.8	41	0.8	20	2.3	110	4.7
ISA controllo	25	1.5	28.5	0.2	15	1.65	59	0.5
ISA dose H1	25.4	1.6	27	0.26	16	1.85	59	0.6
ISA dose H2	25.7	1.4	28	0.28	16	1.7	63	0.68

Tabella 3. Principali caratteristiche chimiche delle biomasse utilizzate.

Parametro	Liquido (L)	Disidratato (D)	Compostato (C)	Compost RSU	Limiti D.L. 27/1/92 n. 99
Sost. secca (g kg ⁻¹)	29.9	243.25	622.3	880	
pH	7.7	8.0	6.9	8.6	
C org. (g kg ⁻¹ s.s.) (TOC)	319	286	222	248.6	>200
C(HA+FA) (g kg ⁻¹)	92.6	101.2	48.7	38.1	
Cu (mg kg ⁻¹ s.s.)	906	934	666	103.8	<1000
Ni (mg kg ⁻¹ s.s.)	202	221	161	10.1	<300
Pb (mg kg ⁻¹ s.s.)	125	118	109	166.3	<750
Zn (mg kg ⁻¹ s.s.)	1514	1574	1140	216	<2500

Tabella 4. Frazionamento della Sostanza Organica delle Biomasse studiate.

Tesi	TOC (%)	TEC (%)	C (HA+FA) (%)	NH (%)
ISA controllo	1.45	0.98	0.78	0.2
ISA H1	1.53	0.93	0.8	0.13
Marani controllo	0.86	0.51	0.33	0.18
Marani compostato	1.08	0.8	0.51	0.29
Marani liquido	1.08	0.6	0.41	0.19
Marani disidratato	1.1	0.71	0.42	0.29

TOC : carbonio organico totale, TEC : carbonio totale estraibile, C(HA+FA) : carbonio umico, NH : sostanza organica non umificata.

lisi chimica del suolo (Mi RAAF, 1994). In particolare, per la determinazione del carbonio totale (TOC) si è fatto riferimento al metodo di Springer e Klee; per l'estrazione, il frazionamento e la determinazione del carbonio organico estratto (TEC) ed umificato C(HA+FA) si sono seguite metodologie proposte da altri autori (Ciavatta et al., 1990; Ciavatta et al., 1991; Sequi et al., 1986). I dati ottenuti sono descritti in Tabella 4.

I semi dell'organismo test (*Vicia faba* var. *minor*) sono stati posti a germinare in vaschette di alluminio (50 semi per bacinella) contenenti 500 g di suolo provenienti dalle parcelle sperimentali prescelte con l'aggiunta di 120 ml di acqua distillata, e conservati in camera climatica a 20 ± 1 °C per 72 ore. Trascorso tale periodo, le piantine sono state suddivise in due gruppi: una parte è stata trapiantata in vaschette contenenti 500 g di un suolo a basso tenore in colloidali organici ed argillosi (classificato come *Typic udifluent* e caratterizzato da pH 7.6, Sabbia 90.3 %, Limo 5.3 %, Argilla 4.4%, Carbonio organico 0.1% e CaCO₃ 8.7%), a cui erano aggiunti 120 ml di una soluzione di idrazide maleica (MH), sostanza ben nota per la sua attività mutagena in sistemi vegetali (Kihlman and Sturelid, 1978); la concentrazione finale del mutageno nel suolo era pari a 1 mg kg⁻¹.

Una seconda parte di piantine è stata trapiantata in simili campioni di suolo con l'aggiunta di 120 ml di acqua deionizzata. I campioni così ottenuti sono stati posti per altre 48 ore in camera climatica a 20 ± 1 °C. Alla fine degli esperimenti, le piantine sono state rimosse, è stata prelevata e misurata la radice primaria, i cui apici sono stati, poi, fissati in una miscela 3:1 (v/v) di alcool etilico ed acido acetico glaciale e preparati per l'osservazione microscopica secondo la tecnica descritta in precedenti lavori (De Marco et al., 1990). Ogni esperimento è stato condotto in doppio. Il grado di tossicità è stato rilevato misurando le differenti lunghezze della radice primaria. Il manifestarsi del danno genotossico e l'eventuale attività antimutagena sono stati valutati attraverso l'incremento della frequenza di cellule micronucleate (i micronuclei sono corpuscoli Feulgen positivi, extranucleari, di dimensioni non maggiori di 1/3 di quelle del nucleo, formati da cromosomi interi, o loro parti, che non hanno avuto una regolare segregazione al momento della divisione mitotica). Per ogni punto

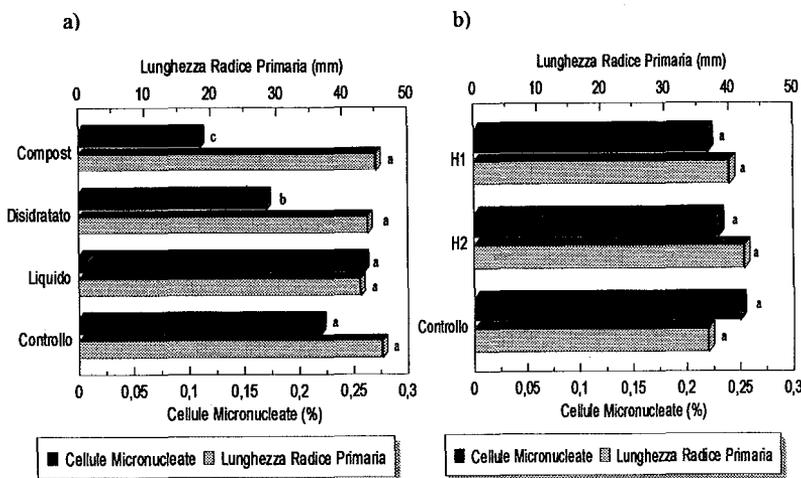


Figura 1. Induzione di cellule micronucleate e allungamento della radice primaria in piantine di *Vicia Faba* cresciute sui suoli dell'Azienda Marani di Ravenna trattati con tre differenti biomasse (fig. 1a), e sui suoli dell'Azienda ISA trattati con compost da RSU in due dosi (H1 = 13.6 t ha⁻¹ e H2 = 27.2 t ha⁻¹) (fig. 1b). Medie indicate con lettere differenti sono risultate significativamente diverse quando saggiate con il Test Multirange di Duncan per p<0.01.

sono state osservate 30.000 cellule (15 apici, 2000 cellule per apice). I risultati ottenuti sono stati analizzati attraverso l'analisi della varianza monovariata e le medie sono state confrontate utilizzando il test di Duncan ($p < 0.01$).

Risultati e Discussione

In Figura 1 viene riportata la frequenza di cellule micronucleate e la lunghezza della radice primaria in piantine di *Vicia faba* cresciute sui campioni di suoli (a - Azienda Marani ; b - Azienda ISA) trattati con le differenti biomasse.

Dal confronto dei grafici relativi all'induzione di micronuclei emerge, complessivamente, un'assenza di attività genotossica, che, in particolare risulta ridotta, rispetto al controllo, nei campioni derivanti dalle parcelle alle quali erano stati applicati i fanghi disidratati e compostati nel suolo dell'Azienda Marani. Per quanto riguarda la radice primaria, nessuna differenza significativa è stata rilevata (fig. 1a e 1b).

In figura 2 è riportata l'induzione di micronuclei e l'allungamento della radice primaria

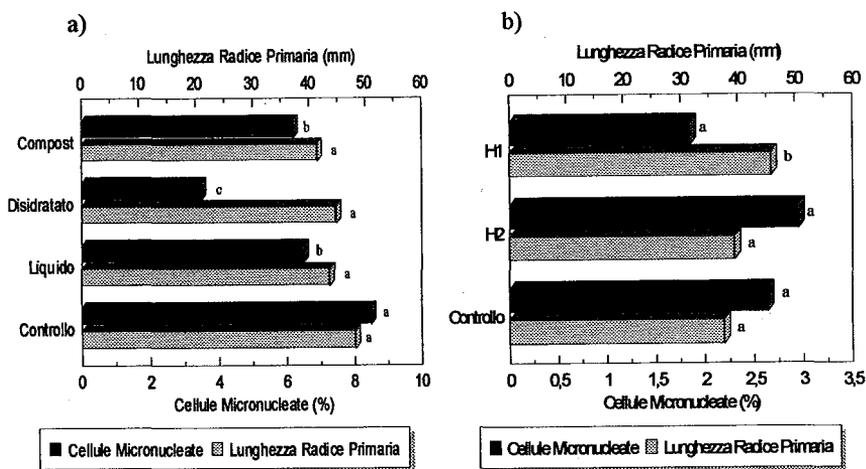


Figura 2. Induzione di cellule micronucleate e allungamento della radice primaria in piantine di *Vicia Faba* trattate con MH e precedentemente cresciute sui suoli dell'Azienda Marani trattati con tre differenti biomasse (fig. 1a), e su suoli dell'Azienda ISA trattati con compost da RSU in due dosi (H1 = 13.6 t ha⁻¹ e H2 = 27.2 t ha⁻¹) (fig. 1b). Medie indicate con lettere differenti sono risultate significativamente diverse quando saggiate con il Test Multirange di Duncan per $p < 0.01$.

in piantine trattate con MH e provenienti dai due tipi di suolo, precedentemente sottoposti ad arricchimento con le diverse biomasse. Dai dati emerge la presenza di un'attività antimutagena e detossificante nei suoli dell'Azienda Marani, mentre un incremento dell'attività genotossica è stato rilevato nel suolo dell'Azienda ISA, relativamente alle parcelle trattate con una dose corrispondente al doppio di quella consentita dalla normativa D.L. 27/1/92 n.99. Confrontando inoltre l'andamento dei due controlli nei grafici a e b si nota una notevole differenza nel suolo dell'azienda ISA, che mostra una netta azione protettiva, rispetto a quello dell'Azienda Marani. Esaminando la tabella 3, che riporta i contenuti in sostanza organica dei vari suoli, si può notare una corrispondenza diretta fra contenuto in sostanza organica umificata e azione antimutagena.

L'utilizzo di biomasse in diversa forma non ha comportato alcun effetto tossico né genotossico, nonostante il contenuto in metalli pesanti, per molti dei quali è stata ampiamente documentata una significativa attività mutagenica in numerosi test (De Flora et al., 1994; Sharma and Talukder, 1987; Godet et al., 1996). D'altro canto, in alcuni casi è stata evidenziata un'attività protettiva nei confronti dell'erbicida idrazide maleica. Dai risultati ottenuti emerge come la presenza di sostanza organica, in particolare quella umificata, conseguente all'arricchimento dei suoli con le biomasse considerate, determina nelle piantine su di essi cresciute una maggiore induzione di meccanismi protettivi (Marani disidratato e compostato; ISA H1). Infatti, si può notare come nei campioni di suolo prelevati dalle due differenti aree sperimentali e non trattati con le biomasse, si manifesti una significativa differenza nella risposta al trattamento con l'MH, che appare marcatamente condizionata dal differente contenuto in sostanza organica dei due suoli (8.45 % di micronuclei sul suolo dell'Azienda Marani con un contenuto in sostanza organica pari a 1.5% e 2.44 % di micronuclei nel suolo dell'Azienda ISA, più ricco in composti organici, con un tenore del 2.5%). Questi dati confermano quanto ottenuto in studi di laboratorio effettuati precedentemente circa le proprietà antitossiche e, soprattutto, antimutageniche della sostanza organica del suolo, in particolare della frazione umica, attraverso meccanismi che sembrano coinvolgere la sintesi del glutathione e, probabilmente, delle fitochelatine (De Simone et al., 1995; De Marco et al., 1999) e sembrano indicare che un tale processo, sia pure più limitato, possa instaurarsi in suoli trattati per più anni con biomasse di diversa origine.

Conclusioni

Quanto riportato nel presente lavoro costituisce la base per ulteriori studi tesi a valutare l'importanza che l'aggiunta di materiale organico al suolo (soprattutto a quelli poveri in colloidali organici) potrebbe assumere nel determinare la risposta delle piante alla presenza ed alla attività di composti mutageni, valutando, nel contempo, il ruolo svolto da alcuni parametri, quali la composizione, le dosi e le modalità di applicazione delle biomasse, nonché della loro interazione con il substrato pedologico sull'evoluzione dei processi di mutagenesi ed antimutagenesi nel sistema suolo; inoltre può aiutare nella scelta dei parametri quantitativi e qualitativi dei compost da utilizzare nei diversi tipi di coltura e suolo. Un approfondimento di questi studi può, quindi, far considerare l'utilizzo di biomasse di rifiuto in una chiave differente da quella del semplice reimpiego con il "minor danno possibile", ma con un effetto protettivo rispetto a sostanze indesiderate che spesso derivano direttamente dall'inquinamento ambientale (atmosferico e industriale). In aggiunta a queste conoscenze è di estremo interesse approfondire quei possibili meccanismi di detossificazione endogena del vegetale per comprendere meglio gli effetti degli inquinanti su più elementi della biosfera.

Ringraziamenti

Il presente lavoro è stato svolto nell'ambito del Progetto Finalizzato Produzione Agricola nella Difesa dell'Ambiente (PANDA). Sottoprogetto 3, Serie 2, n. 93.

Bibliografia

- Braude G. L., Jelinek C. F., Corneliusen P. - 1975. FDA's overview of the potential health hazards associated with the land application of municipal waste-water sludges. In: *Proc. 1975 Natl. Conf. Municipal Sludge Management and Disposal*. Information Transfer, Inc. Rockville, Maryland,

214-217.

- Ciavatta C., Govi M., Vittori Antisari L. and Sequi P. - 1990. Characterization of humified compounds by extraction on solid polyvinylpyrrolidone chromatography. *J. Chromatogr.*, 509 : 141-146.
- Ciavatta C., Govi M., Vittori Antisari L. and Sequi P. - 1991. Determination of organic carbon in aqueous extracts of solid and fertilizers. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 22 : 795-807.
- Cortellini L., Toderi G., Baldoni G., Nassisi A. - 1996. Effects on the Content of Organic Matter, Nitrogen, Phosphorus and Heavy metals in Soil and Plants After Application of Compost and Sewage Sludge. In: *The science of composting*, E.C.I.S. ed. de Bertoldi M. et al. Blackie Academic & Professional, Glasgow.
- D'Ambrosio C., Cortellini L., Owczarek M., De Marco A., De Simone C. - 1998. Valutazione dell'attività fitotossica e genotossica indotta in piantine di *Vicia faba* dal trattamento con fanghi di depurazione di acque civili in tre diverse formulazioni. *Atti XVI Convegno SICA*, 241-248.
- De Flora S., Bennicelli C., Bagnasco M. -1994. Genotoxicity of mercury compounds. A review. *Mutation Res.*, 317, 57-79.
- De Marco A., Boccardi P., De Simone C., Piccolo A., Raglione M., Testa A., Trinca S. - 1990. Induction of micronuclei in *Vicia faba* root tips treated in different soils with herbicides alachlor. *Mutation Res.*, 241: 1-6.
- De Marco A., De Simone C., D'Ambrosio C., Owczarek M. - 1999. Buthionine sulfoximine prevents the reduction of the genotoxic activity of maleic hydrazide by soil humic substances in *Vicia faba* seedlings. *Mutat. Res.*, 438: 89-95.
- De Simone, C., De Marco, A., Raglione, M. - 1994. Valutazione del rischio ambientale legato all'uso delle acque di vegetazione: analisi della genotossicità. *Atti del XII Convegno Nazionale della Società di Chimica Agraria*, 529-532.
- De Simone C., Piccolo A., De Marco A., Rinaldi C. -1995. Antimutagenic activity of soil humic extracts on *Vicia faba*. *Fresenius Envir. Bull.*, 4, 725-730.
- DECRETO LEGISLATIVO 27 GENNAIO 1992 n. 99. Attuazione della Direttiva 86/278/CEE concernente la protezione dell'ambiente, in particolare del suolo, nell'utilizzazione dei fanghi di depurazione in agricoltura. Supplemento ordinario alla *Gazzetta Ufficiale - Serie generale n. 38 del 15/2/92*.
- Figliolia A., Ferrazza P., Pennelli B., Beni C., Aromolo P. - 1999. Esperienze in campo di utilizzo in agricoltura di biomasse di risulta: dinamica dei metalli pesanti, *Conferenza organizzativa della Società di Chimica Italiana "Inquinamento del suolo da metalli pesanti"*. Sassari, 6-7 maggio
- Figliolia A., Mangione D., Izza C., Leita L., Bragato G., De Nobli M. - 1996. Effect of Sewage-Sludge on Heavy Metals Accumulation in Soil and Wheat (*Triticum aestivum* L.). *3rd International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements*, Monaco.
- Genevini, P.L., Vismara, R., Mezzanotte V. - 1983. Utilizzo agricolo dei fanghi di depurazione. *Ingegneria Ambientale*, 12 : 1-133.
- Godet F., Babut M., Burnel D., Veber A.M., Vasseur P. - 1996. The genotoxicity of iron and chromium in electroplanting effluents. *Mutation Res.* 370, 19-28.
- Harms H., Sauerbeck D.R. - 1983. Toxic organic compound in town waste material: their origin, concentration and turn-over in waste compost, soils and plants. In: *Environmental effects of organic and inorganic contaminants in sewage sludges*. Proc. Workshop Stevenage, D. Reidel Pubbl.
- Izza C., Mangione D., Indiati R. and Figliolia A. - 1994. Heavy Metal pollution : Role of the Soil Organic Matter in the Dynamics of Cadmium, Lead, Copper and Zinc, *XXVI Annual ESNA/IUR Meeting Proceedings*. Varna, Bulgaria
- Kihlman B.A., Sturelid S. - 1978. Effects of caffeine on frequency of chromosomal aberrations and sister chromatid exchange induced by chemical mutagens in root tips of *Vicia faba*. *Hereditas*, 88 : 35-41.
- Lindsay W.L., Norvell W. A. - 1978. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 42 : 421-428.
- Mangione D., Felici B., Bellicioni S., Colombo L. and Figliolia A. - 1997. Heavy metals accumulation and movement in an eight year sewage sludge amended soil, *International Symposium for Environmental Biotechnology*.
- Metodi Ufficiali di Analisi Chimica del Suolo - 1994 *Ministero delle Risorse Agricole Alimentari e*

Forestali, ISMEA, ed. 207.

- Pagliari M., Guidi G., Lamarca M., Giachetti M. e Lucamante G. - 1981. Effect of sewage sludge and compost on soil porosity and aggregation. *J. Environ. Qual.*, 10 : 556-561.
- Rauser W.E. - 1995. Phytochelatins and related peptides. *Plant Physiology*. 109 : 1141-1149.
- Sharma A., Talukder G. - 1987. Effects of metals on chromosome of higher organisms. *Environ. Mutagen.* 9, 191-226.
- Scheller H.V., Huang B., Hatch E. and Goldsbrough P.B. - 1987. Phytochelatin synthesis and glutathione levels in response to heavy metals in tomato cells. *Plant Physiology* 85 : 1031-1035.
- Sequi P., De Nobili M., Leita L., and Cercignani G. - 1986. A new index of humification. *Agrochimica*, 30 : 175-179.
- Tarradellas J., Diercxens P. - 1983. Les micropollutants organiques dans les boues d'épuration. *Schweizer Archiv. f. Tierheilkunde*, Bd 125, Heft 10.

APPLICAZIONE DEL SISTEMA ARCVIEW-CROPSYST NELLA VALUTAZIONE DELLA PERCOLAZIONE DI ACQUA E DELLA LISCIVIAZIONE DI NITRATI

R. Francaviglia¹, M. Donatelli², C. Stöckle³, A. Marchetti¹

¹ Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante, Via della Navicella 2,
00184 Roma, r.francaviglia@isnp.it ² Istituto Sperimentale per le Colture Industriali, Via di Corticella 133,
40128 Bologna ³ Dep. of Biological Systems Engineering, WSU, Pullman, WA 99164-6120, USA

Abstract

In this study we considered an area of Latium region in the province of Frosinone, with a surface of approx. 58,000 ha, and avg. yearly rainfall equal to 1,200 mm. With the CropSyst model, some traditional cropping systems, and other innovative systems were simulated for a 50 year period. The predominant effects on the water balance and nitrogen fate were examined in the different systems. Both the basic cartography (soils and slopes maps) and the derived one for each combination soil-crop rotation-fertilisation level (water percolation and nitrogen leaching maps) have been produced; the latter maps have been obtained using the simulation results of the CropSyst model in connection with the GIS Arc/View software. The results have shown that nitrogen leaching presents a high annual variability, and do not actually occur in all the systems, even when nitrogen fertilisation inputs are high, and soil and climatic conditions are unfavourable. This indicates that the use of simulation models can provide information that are effective to minimise the environmental impacts of agricultural practices, without the risk of limiting the crop yield.

Riassunto

Nel presente studio è stata considerata un'area della Regione Lazio in provincia di Frosinone, della superficie di circa 58 000 ha, con precipitazioni atmosferiche medie di circa 1200 mm. Con il modello per sistemi colturali CropSyst sono state simulate per un cinquantennio alcune rotazioni colturali tradizionalmente attuate nell'area in esame, esaminando prevalentemente il bilancio idrico e dell'azoto nei diversi sistemi.

Lo studio ha consentito di produrre sia la cartografia di base (carta dei suoli e delle pendenze), sia una cartografia derivata per ogni combinazione suolo-rotazione colturale-livello di concimazione (carte della percolazione di acqua e della lisciviazione di azoto), quest'ultima ottenuta associando i risultati delle simulazioni del modello CropSyst con il software GIS ArcView. I risultati ottenuti hanno evidenziato che il fenomeno della lisciviazione di azoto presenta un'elevata variabilità annuale e non deve essere attribuito necessariamente a tutti i sistemi colturali, anche in caso di somministrazioni di azoto elevate e di condizioni pedologiche e climatiche sfavorevoli. Questo risultato indica come l'uso di modelli può fornire indicazioni utili a minimizzare l'impatto ambientale delle pratiche agricole, senza rischiare di penalizzare la potenzialità produttiva.

Introduzione

In Italia esistono numerosi esempi di cartografia della vulnerabilità degli acquiferi (Aru *et al.*, 1990; Bellon e Gardi, 1991; Zavatti *et al.*, 1992; Gardi e Vianello, 1993), che esaminano comunque il problema da un punto di vista statico sulla base delle caratteristiche globali dell'ambiente. In questi casi, il suolo è considerato come un fattore generico di attenuazione dell'impatto ambientale delle attività antropiche (Marcolongo e Pretto, 1987). Inoltre le stime di pericolosità dei sistemi colturali, e quindi le pratiche agricole consigliate per limitare i rischi ambientali, sono spesso basate su informazioni che non tengono conto dell'interazione specifica tra clima dell'annata e sistema colturale in atto. I modelli di simulazione consentono invece di:

- valutare quantitativamente le conseguenze di differenti scelte di gestione culturale;
- verificare le scelte agronomiche eseguite su periodi medio-lunghi, tenendo conto della variabilità climatica;
- stimare gli effetti a carico di variabili non misurabili sperimentalmente;
- esaminare in modo rapido ed economico le numerose combinazioni suolo-clima-sistema culturale.

Con il modello per sistemi colturali CropSyst (Stockle e Nelson, 1994; Stockle e Donatelli, 1997; Donatelli *et al.*, 1998) sono state simulate per un cinquantennio alcune rotazioni colturali tradizionalmente attuate nell'area in esame, esaminando prevalentemente il bilancio idrico e dell'azoto nei diversi sistemi. Il software ArcView è stato utilizzato per la cartografia dei risultati delle simulazioni.

CropSyst simula il bilancio idrico e quello dell'azoto nel sistema suolo-pianta, la produzione di sostanza secca e l'accrescimento della copertura vegetale (biomassa ed indice fogliare) e dell'apparato radicale, la produzione e la decomposizione dei residui colturali, l'erosione. Le opzioni di gestione culturale comprendono la scelta della cultivar, la rotazione culturale, l'irrigazione, la fertilizzazione azotata, le lavorazioni e la gestione dei residui colturali.

Materiali e metodi

Come accennato lo studio ha riguardato un'area della provincia di Frosinone con una superficie topografica di circa 58 000 ha, di cui circa 52 000 di utilizzazione agraria e una SAU di circa 39 000 ha. L'area coincide con la Valle del fiume Sacco, interposta tra l'apparato del Vulcano Laziale e le catene montuose dei Monti Lepini ed Ernici. Data la particolare morfologia della zona, le simulazioni sono state eseguite solo sui suoli con pendenza inferiore al 10 %, che rappresentano circa il 60 % della superficie ad utilizzazione agraria e sono occupati prevalentemente da seminativi. I dati pedologici utilizzati nelle simulazioni, sono il risultato di una convenzione tra la Regione Lazio e l'Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante (1985). I dati meteorologici giornalieri (precipitazioni e temperatura massima e minima dell'aria) sono stati generati con il software ClimGen (Stockle e Nelson, 1998) per un periodo di 50 anni a partire dai dati rilevati negli ultimi 15 anni (Si ringrazia l'UCEA per aver messo a disposizione i dati grezzi non elaborati della stazione di rilevamento di Frosinone). I dati giornalieri Le simulazioni sono state effettuate con la versione 2.02.11 del modello CropSyst. In particolare l'evapotraspirazione potenziale è stata valutata con l'equazione Penman-Monteith e la calibrazione dei parametri relativi al ciclo dell'azoto è stata eseguita in modo da ottenere una mineralizzazione netta dall'humus stabile di 40-60 kg/ha/anno di azoto.

Per lo studio sono state considerate sei rotazioni colturali con le colture di silomais, mais da granella, frumento, barbabietola da zucchero, girasole ed erba medica), e due livelli di con-

Tabella 1. Rotazioni simulate (il simbolo ^t indica le colture irrigate) ed apporti medi annuali di azoto in kg/ha/anno

Rotazione	Durata (anni)	Input N "alto"	Input N "medio"
Silomais ^t - silomais ^t - frumento	3	313	237
Frumento - mais ^t - frumento	3	233	137
Barbabietola ^t - silomais ^t - frumento	3	233	167
Barbabietola ^t - frumento	2	165	100
Barbabietola ^t - frumento- girasole- frumento	4	158	95
Barbabietola ^t - frumento - erba medica 4 anni + mais - frumento	7	140	94

cimazione azotata (Tabella 1), per un totale di 480 combinazioni suolo-sistema colturale.

Le concimazioni sono state eseguite tutte in presemmina sulle colture di barbabietola, girasole, mais da granella ed erba medica, in presemmina ed in copertura per il silomais e tutte in copertura per il frumento (due applicazioni). I residui colturali sono stati incorporati nel terreno per tutte le colture, escluso il silomais. Le irrigazioni sono state eseguite con la modalità automatica del modello a 0.5-0.6 di deficit rispetto alla capacità di campo, con volumi corrispondenti a quelli della comune pratica agricola. I valori dei parametri colturali usati nelle simulazioni sono stati ottenuti per calibrazione con i dati sperimentali raccolti nell'area.

Ogni combinazione suolo-sistema colturale è stata simulata per 50 anni senza reiniziare le variabili di stato. Data l'incertezza delle condizioni iniziali in termini di contenuto idrico, nitrati, humus stabile e residui colturali, sono stati analizzati soltanto gli ultimi 40 anni delle simulazioni, considerando che il primo decennio sia sufficiente per raggiungere un equilibrio ragionevole. I risultati sono riferiti in termini di percolazione di acqua e lisciviazione di azoto al fondo del profilo di terreno.

Risultati e discussione

I risultati presentati sono illustrativi del tipo di output che si può ottenere da uno studio di questo tipo. Data la notevole quantità di dati, nella Tabella 2 si riportano i risultati, relativi ai due livelli di concimazione, per percolazione, lisciviazione, irrigazioni ed evapotraspirazione, e per i due terreni estremi (Tabella 3), a bassa e alta capacità di ritenzione idrica (WHC).

La percolazione di acqua è sempre piuttosto elevata (da 386 a 544 mm/anno), e risulta evidente la differenza tra i due terreni estremi, che è dell'ordine dei 100 mm anno. Tra le

Tabella 2. Valori medi annuali di percolazione di acqua, lisciviazione di azoto, irrigazioni ed evapotraspirazione delle rotazioni simulate per il livello medio di concimazione azotata (tra parentesi i valori del livello alto). Precipitazioni medie 1221 mm/anno

Rotazioni	S-S-F	M-M-F	B-S-F	B-F	B-F-G-F	B-F-E+M-F
<i>Percolazione (mm/anno)</i>						
WHC	526	544	518	506	490	521
bassa	(516)	(533)	(512)	(492)	(481)	(513)
WHC	426	449	416	410	408	421
alta	(412)	(433)	(403)	(391)	(386)	(404)
<i>Lisciviazione N (kg/ha/anno)</i>						
WHC	14	22	18	19	18	21
bassa	(19)	(23)	(21)	(21)	(19)	(29)
WHC	13	20	18	19	18	17
alta	(21)	(19)	(20)	(20)	(19)	(24)
<i>Irrigazioni (mm/anno)</i>						
WHC	231	185	204	131	62	86
bassa	(231)	(228)	(226)	(165)	(77)	(91)
WHC	150	120	125	66	32	60
alta	(150)	(149)	(140)	(99)	(44)	(65)
<i>Evapotraspirazione (mm/anno)</i>						
WHC	789	723	767	704	655	653
bassa	(799)	(778)	(796)	(754)	(687)	(665)
WHC	805	751	787	734	707	734
alta	(819)	(796)	(817)	(787)	(740)	(748)

S=silomais; F=frumento; M=mais da granella; B=barbabietola; G=girasole; E=erba medica.

rotazioni, la M-M-F presenta la percolazione più elevata, come era da attendersi visto il lungo periodo in cui il terreno rimane incolto. La Figura 1 mostra un esempio di distribuzioni cumulate delle frequenze per la percolazione di acqua e la lisciviazione di azoto delle varie rotazioni simulate. Per quanto riguarda la percolazione, esiste circa il 10 % di probabilità di superare i 600 mm/anno.

Per la lisciviazione di azoto i risultati delle simulazioni rientrano in un range di 19-29 kg/ha/anno: anche in questo caso la rotazione M-M-F presenta mediamente i valori più elevati. Le quantità medie di azoto lisciviato non sono comunque elevate, anche se la variabilità annuale è molto elevata. Praticamente per tutte le rotazioni esiste il 35-40 % di probabilità di superare un valore di lisciviazione annuale di circa 30 kg/ha (Figura 1). Per le rotazioni B-F, B-F-G-F e B-S-F, il valore massimo di lisciviazione, anche se con un livello di probabilità bassissimo, è dell'ordine dei 40 kg/ha/anno, per S-S-F e M-M-F è di poco superiore a 50 e solo per la rotazione B-F-E+M-F arriva a 70 kg/ha/anno. Le irrigazioni oscillano da circa 30 mm/anno per la rotazione B-F-G-F ai circa 230 mm/anno per S-S-F. L'evapotraspirazione varia da circa 650 per le rotazioni B-F-G-F e B-F-E+M-F a 805 mm/anno per S-S-F.

Tabell 3. Principali parametri idropedologici di input dei due terreni estremi.

Suolo	Pendenza %	Strato cm	S %	L %	A %	da g/cm ³	FC %vo	WP l%vol	pH	CSC cmoli/kg	C org. %
WHC bassa	5-10	0-25	14	32	54	1.32	0.43	0.31	6.50	17.88	1.76
		25-55	4	18	78	1.07	0.46	0.36	6.70	22.38	1.06
		55-100	30	24	46	1.41	0.41	0.29	7.20	18.16	0.76
WHC alta	2-5	0-40	23	54	23	1.35	0.32	0.14	5.88	22.66	2.94
		40-120	18	50	32	1.47	0.37	0.21	5.50	19.52	0.73
		120-150	30	44	26	1.52	0.33	0.19	5.87	26.96	0.43

S=sabbia; L=limo; A=argilla; da=densità apparente; FC=capacità di campo; WP=punto di appassimento; CSC=capacità di scambio cationico

Un ulteriore esempio della variabilità annuale dei parametri studiati è messa in evidenza nella Figura 2. La linea nera continua indica la tendenza negativa della mineralizzazione totale (humus stabile e mineralizzazione dei residui culturali). Probabilmente gli scenari

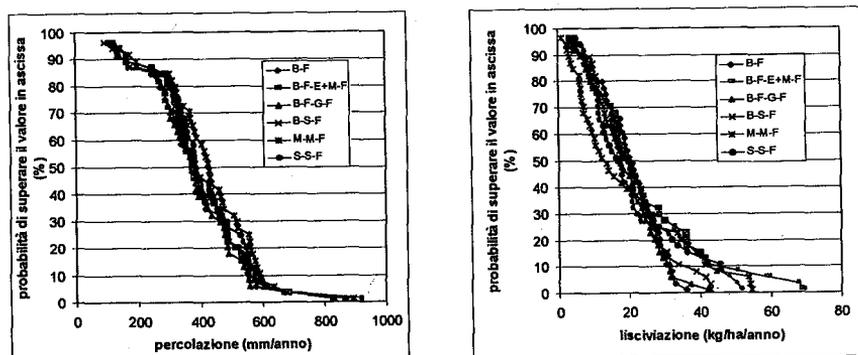


Figura 1. Distribuzioni di probabilità della percolazione di acqua e della lisciviazione di azoto per le simulazioni delle rotazioni con livello "alto" di concimazione e WHC elevata

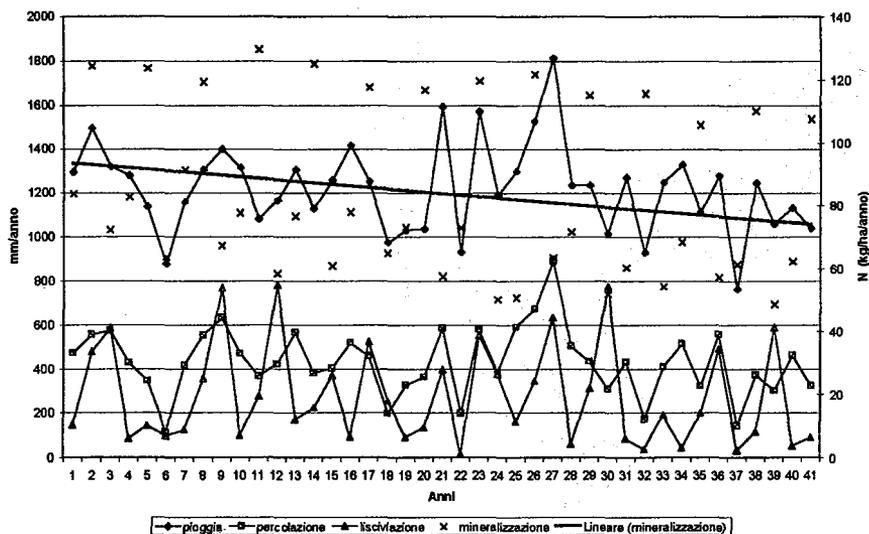


Figura 2. Trend annuali di pioggia, percolazione di acqua, lisciviazione di nitrati e mineralizzazione per la rotazione M-M-F a livello "alto" di concimazione ed a capacità di ritenzione idrica elevata

simulati, nonostante i livelli produttivi relativamente stabili (Figura 3), non sono in equilibrio e hanno la tendenza a spostarsi verso tenori inferiori di sostanza organica.

La cartografia di base (carta dei suoli e delle pendenze) è riportata nella Figura 4. Le simulazioni sono state eseguite solo sui suoli appartenenti alle classi di pendenza I, II e III. La cartografia derivata per ogni combinazione suolo-rotazione colturale-livello di concimazione (carte della percolazione di acqua e della lisciviazione di azoto), è stata ottenuta associando i risultati delle simulazioni del modello CropSyst con il software GIS ArcView. Un esempio è riportato nella Figura 5 (medie di 40 anni di simulazione).

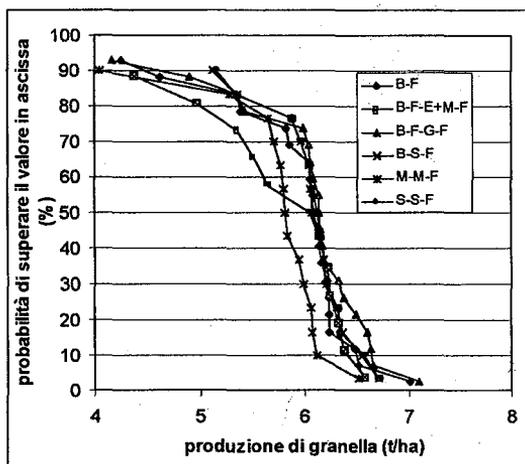


Figura 3. Distribuzioni di probabilità della produzione di granella del frumento per le simulazioni delle rotazioni con livello "alto" di concimazione ed a capacità di ritenzione idrica elevata

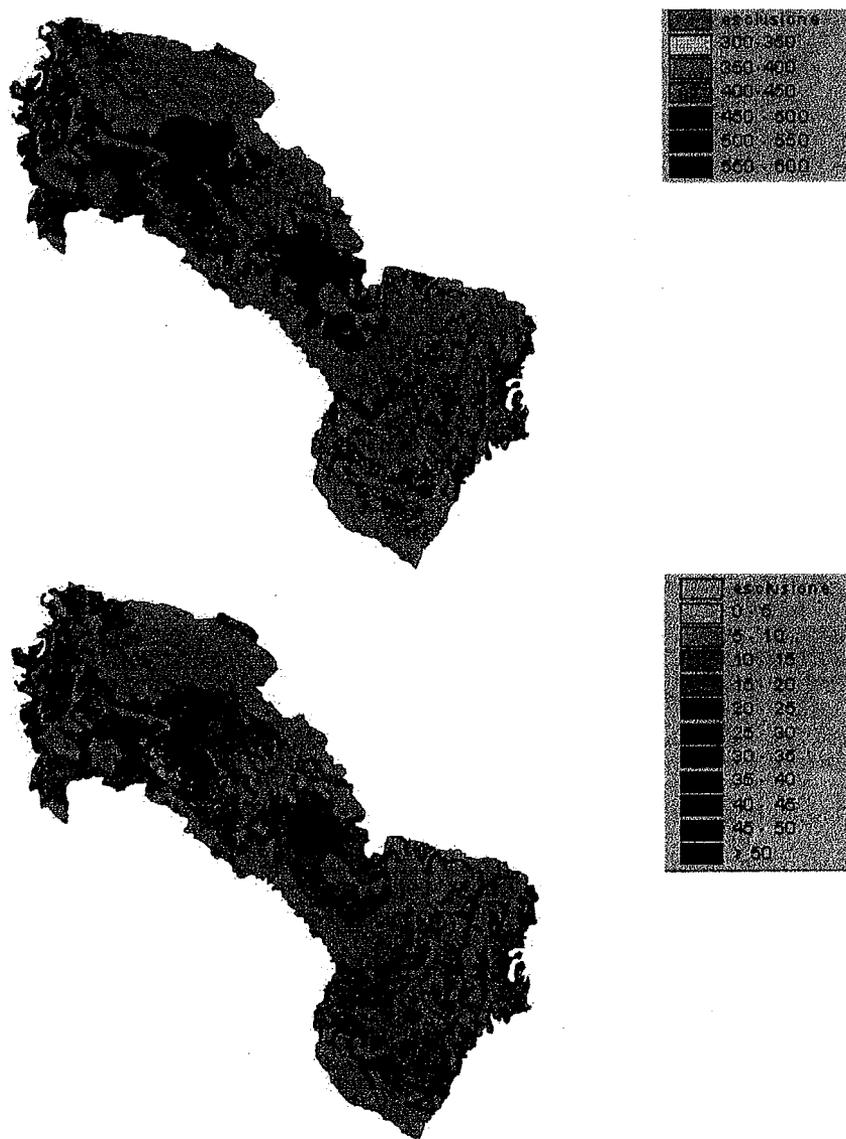


Figura 5. Percolazione di acqua (in alto) e lisciviazione di nitrati (in basso) per la rotazione M-M-F a livello "alto" di concimazione

possibile individuare la rotazione culturale "migliore" in termini assoluti. Ciononostante, anche se la percolazione di acqua per l'area studiata è risultata elevata, i risultati delle simulazioni indicano che la lisciviazione di azoto è molto contenuta come valori medi (da 13 a 29 kg/ha/anno), con punte che nell'esempio discusso della rotazione M-M-F superano di poco i 50 kg/ha/anno ma con probabilità molto bassa (dell'ordine del 10% dei casi).

Nella versione del modello CropSyst utilizzata nello studio, la concimazione è stata effettuata sulla base di dosi fisse per ogni coltura delle rotazioni, ed è venuta a mancare la defini-

zione di livelli ottimali di concimazione azotata dipendenti dalla dinamica del sistema e dalla componente stocastica del clima. Questo significa anche che, come regola generale, per limitare la lisciviazione di azoto non è realistico fornire consigli di concimazione basati sulla produzione attesa di biomassa o su standard prefissati. Un miglioramento di questo aspetto delle simulazioni è già possibile con una versione del modello CropSyst successiva a quella utilizzata, che impiega una caratteristica che permette di dosare la concimazione azotata in rapporto alla quantità di nitrati presente nel suolo alla data in cui si effettua la concimazione. L'attivazione della concimazione vincolata come quantità alla presenza di nitrati nel suolo, può diminuire drasticamente il rischio di lisciviazione anche nei sistemi ad input elevato attuati in suoli superficiali. Quest'ultimo risultato indica che l'uso di modelli fornisce indicazioni utili a minimizzare l'impatto ambientale senza rischiare di penalizzare la potenzialità produttiva. Le possibilità applicative della metodologia utilizzata, ulteriormente sviluppata e perfezionata, ne suggeriscono l'impiego sia come strumento di pianificazione degli ordinamenti colturali, sia per il dosaggio della concimazione azotata.

Progetto Finalizzato PANDA, Sottoprogetto 1, Serie 2, Pubblicazione n. 52

Bibliografia

- Aru A., Barbieri G., Baroccu G., Chiarini E., Pani G., Sanna R.M., Uras G., Vernier A. (1990). *Applicazioni di cartografia automatica per la valutazione della vulnerabilità degli acquiferi di Oristano*. In *Proc. I Conv. Nat. "Protezione e Gestione delle Acque Sotterranee: Metodologie, Tecnologie e Obiettivi"*. Marano sul Panaro 1:41-60.
- Bellon B., Gardi C. (1991). *Utilizzazione di un sistema informativo per la realizzazione di carte della vulnerabilità ambientale*, Boll.Ass. Italiana Cartografia, Todi, 83.
- Donatelli M., Stockle C.O., Nelson R., Francaviglia R. (1998). *Evaluating cropping systems in lowland areas of Italy using the cropping systems simulation model CropSyst and the GIS software ArcView*. In *7th ICCTA Conference, Computer Technology in agricultural management and risk prevention*, Firenze:114-121.
- Donatelli M., Campbell G.S. (1998). *A model to estimate global solar radiation using daily air temperature*. In *Proceedings of the 5th European Society of Agronomy Congress*, Nitra, Slovakia.
- Gardi C., Vianello G. (1993). *Valutazione del grado di vulnerabilità ambientale in funzione dei diversi impatti agricoli ed extragricoli*. In *L'impatto delle agrotecnologie nel bacino del Po*, Franco Angeli, Milano.
- Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante - Regione Lazio, Assessorato Agricoltura, Foreste, Caccia e Pesca (1985). *Produttività potenziale e classificazione dei terreni. Nota I. Valle del fiume Sacco. Allegati n. 4*. Supplemento Annali ISNP, Roma.
- Marcolongo B., Pretto L. (1987). *Vulnerabilità degli acquiferi nella pianura a nord di Piacenza*. Pubbl. GNDCI-CNR, 28, Edizioni grafiche Erre10, Padova.
- Stöckle C.O., Donatelli M. (1997). *The CropSyst Model: A brief description*. In Plentinger, M.C. & F.W.T. Penning de Vries (Ed.). *Rotation models for ecological farming*. CAMASE/PE workshop report. Quantitative Approaches in Systems Analysis No. X. AB-DLO, P.O. Box 14, 6700 AA Wageningen, The Netherlands:35-43.
- Stöckle C.O., Nelson R. (1994). *The CropSyst User's manual*. Biological Systems Engineering Department, Washington State University, Pullman, WA, USA.
- Stöckle C.O., Nelson R. (1998). *ClimGen, a weather generator program. User's Manual*. Biological Systems Engineering Department, Washington State University, Pullman, WA, USA.
- Zavatti A., Grana P., Castagnetti M., Annovi A. (1992). *Carta delle aree di possibile alimentazione delle sorgenti censite nell'Appennino modenese*. Scala 1:50000. GNDCI-CNR pubbl. 4415, Litofototecnica Barbieri, Parma.

INFLUENZA DEL MANTO NEVOSO SULLA DINAMICA DELL'AZOTO IN SUOLI ALPINI: SIMULAZIONI IN LABORATORIO

Freppaz M.¹, A.C. Edwards², B.L. Williams², R. Scalenghe³, E. Zanini¹

¹DIVAPRA Università di Torino - 44, via Leonardo da Vinci I-10095 Grugliasco IT

²Macaulay Land Use Research Institute - Craigiebuckler AB15 8QH Aberdeen UK

³ACEP-Pedologia Università di Palermo IT

Abstract

Soils beneath consistent snow cover remain unfrozen during most of the winter, providing an environment where microorganisms may remain active. A lack of snowcover results instead in colder soil temperature, more extensive soil freezing and an increase in freeze/thaw cycles.

The main objective of the present study was the determination of the influence of simulated subnival soil temperature on changes in soil N.

Soil temperature influence on nitrogen balance between soil ammonification, nitrification and N-immobilization was recorded in two alpine top soils collected above 1500 m a.s.l. under different vegetation cover: larch (*Larix decidua*) and meadow (*Poa alpina*, *Phleum alpinum*, *Luzula lutea*). Soils were incubated at different temperatures simulating late autumn snowpack development (-3° C) and spring snow melting (+3° C). Soils were also subjected to freeze/thaw cycles.

Net ammonification was significantly higher in soil under larch, with a greater carbon content. In both soils net nitrification rate was significantly higher at +3° C and freeze/thaw cycles determined a significant increase in ammonium concentration while have no significant effect on nitrate concentration.

Riassunto

I suoli al di sotto di un cospicuo manto nevoso non gelano durante il periodo invernale, mantenendo un ambiente favorevole all'attività microbica. La mancanza di copertura nevosa determina invece il congelamento del suolo ed un aumento dei cicli gelo/disgelo durante il periodo invernale.

Obiettivo di questo lavoro è determinare, mediante simulazioni condotte in laboratorio, l'influenza della temperatura del suolo indotta dal manto nevoso sulle trasformazioni dell'azoto. I suoli oggetto del presente studio sono stati prelevati a circa 1500 m s.l.m. sotto differenti coperture vegetali: larice (*Larix decidua*) e prato (*Poa alpina*, *Phleum alpinum*, *Luzula lutea*). I suoli sono stati incubati in modo da simulare l'accumulo autunnale del manto nevoso (-3° C) ed il disgelo primaverile (+3° C). I suoli sono stati inoltre sottoposti a cicli gelo/disgelo. La velocità di ammonificazione netta è significativamente maggiore nel suolo più ricco in sostanza organica. In entrambi i suoli la velocità di nitrificazione netta è significativamente maggiore alla temperatura di +3° C. I cicli gelo/disgelo determinano un incremento della concentrazione di azoto ammoniacale mentre non hanno alcun significativo effetto sull'azoto nitrico.

Introduzione

Lo spessore ed il periodo di accumulo del manto nevoso esercitano una notevole influenza sulla temperatura del suolo. Brooks e Williams (1999) hanno evidenziato come uno spessore del manto nevoso di 40 cm sia in grado di isolare il suolo dall'ambiente circostante, creando un ambiente favorevole all'attività microbica. Significativi livelli di attività microbica in suoli coperti dalla neve sono stati riportati da vari autori (Coxson e Parkinson, 1987; Williams *et al.*, 1995a). In particolare, numerose ricerche condotte in campo (e.g. Brooks *et al.*, 1998), hanno preso in considerazione le trasformazioni delle forme di azoto durante il

periodo invernale, ma i fattori che controllano i processi di ammonificazione, nitrificazione e immobilizzazione sono stati poco studiati. Il ritardo nell'accumulo nevoso tardo autunnale, come si è verificato negli ultimi anni lungo l'arco alpino italiano, e lo scioglimento primaverile determinano invece un minor effetto isolante, con una conseguente riduzione della temperatura del suolo ed un aumento dei cicli gelo/disgelo. Numerosi lavori hanno evidenziato come l'alternanza di gelo e disgelo nel suolo determini un aumento dell'attività microbica (e.g. Skogland *et al.*, 1988) ed un incremento della mineralizzazione dell'azoto (De Luca *et al.*, 1992), ma i risultati ottenuti sono stati spesso contrastanti, anche a causa della mancanza di un approccio sperimentale standardizzato.

Obiettivo di questo lavoro è determinare l'influenza del particolare regime termico indotto dalla copertura nevosa sulla dinamica dell'azoto in suoli alpini.

Materiali e metodi

Suoli

I suoli oggetto di studio sono stati prelevati nella Valle del Lys (Valle d'Aosta), nel Comune di Gressoney La Trinitè, ad una quota di circa 1500 m s.l.m. (Figura 1).

I profili sono stati scavati nel fondovalle, in esposizione est, all'interno di un popolamento a prevalenza di larice (*Larix decidua* Mill.) e di un prato polifita (*Dactylis glomerata*, *Poa alpina*, *Phleum alpinum*). Si tratta di destinazioni d'uso del suolo molto comuni nella valle del Lys e nell'intero arco alpino, dove l'estensione dei boschi di larice è di circa 140000 ha.

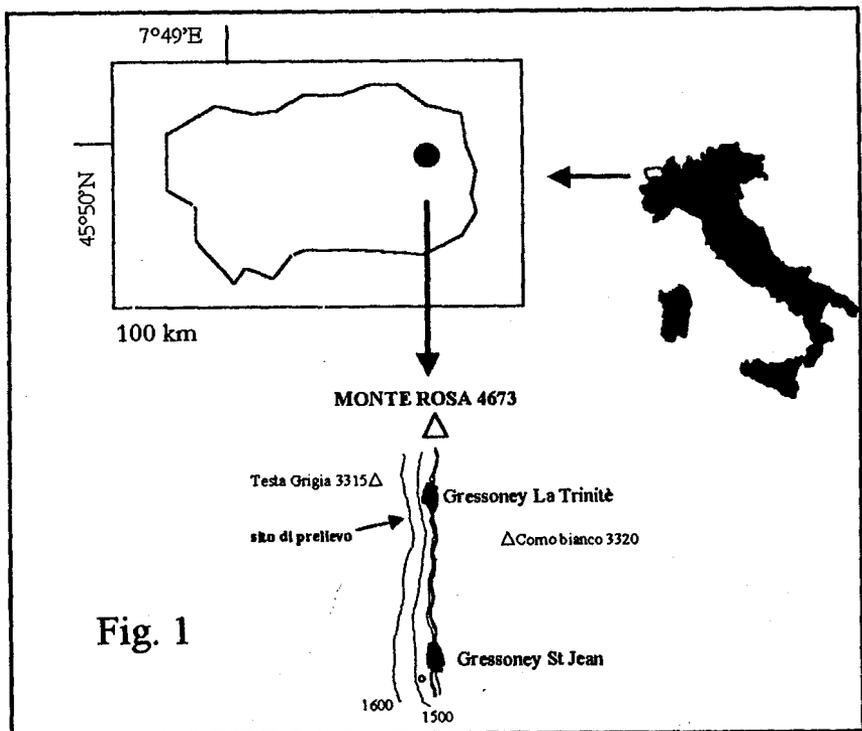


Fig. 1

Le caratteristiche stazionali sono state ampiamente descritte nella guida all'Escursione Pedologica del Convegno SISS del 1999 (Scalenghe e Bonifacio, 1999). In sintesi, l'area in esame è caratterizzata da una temperatura media annua di 4.0 °C, da una piovosità annua pari a 1070 mm, con più del 40% dell'acqua meteorica depositata costituita da neve. I suoli oggetto del presente studio si evolvono su prevalenti calcescisti, serpentinoscisti e prasiniti. Entrambi sono stati classificati secondo l'USDA Soil Taxonomy (Soil Survey Staff, 1998) come Typic Eutrocrept.

Analisi chimico-fisiche

Nel corso del novembre 1999 si sono prelevati gli orizzonti superficiali (0-10 cm) dei due suoli. La caratterizzazione chimico-fisica di base di questi campioni (Tabella 1) è stata effettuata secondo i metodi SISS (1985).

Tabella 1. Principali caratteristiche chimico-fisiche dell'orizzonte A (0-10 cm) dei due suoli

Veg.	pH	scheletro	argilla	limo	sabbia	C _{org}	C/N	CSC
	H ₂ O	g kg ⁻¹ suolo		g kg ⁻¹ terra fine		g kg ⁻¹ suolo		cmol ⁺ kg ⁻¹
prato	6.7	240	20	210	770	32	10	12.8
larice	6.5	500	30	310	660	63	12	24.4

La concentrazione delle forme di azoto inorganico è stata determinata colorimetricamente previa estrazione con una soluzione 0.5 M di K₂SO₄. L'azoto microbico (N_{micr}) è stato determinato mediante la tecnica di fumigazione-estrazione che prevede 18 ore di fumigazione del campione con vapori di cloroformio. L'azoto microbico è stato calcolato impiegando un valore di K_f pari a 0.54 (Brookes *et al.*, 1985).

L'azoto totale negli estratti (filtrati a 0.45 µm) dei campioni di suolo fumigato e non fumigato è stato determinato colorimetricamente dopo ossidazione con potassio persolfato (Williams *et al.*, 1995b). L'azoto organico disciolto (DON) è stato calcolato per differenza fra l'azoto totale disciolto (TDN) e la somma di N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻ negli estratti di suolo. Il carbonio organico totale negli estratti di suolo è stato determinato mediante un rilevatore di carbonio solubile (OI Analytical Model 700). I risultati sono stati espressi sulla base del peso secco (mg N kg⁻¹).

Prove di incubazione

Una aliquota di suolo umido pari a 100 g è stata posta in contenitori di plastica (250 mL), incubati in cella climatica a 2 differenti temperature, in modo da simulare la temperatura del suolo durante l'accumulo del manto nevoso nel periodo autunnale (-3° C) e il disgelo primaverile (+3° C). I campioni sono stati prelevati dopo 3, 7 e 14 giorni ed analizzati per la determinazione delle forme di azoto e dell'azoto microbico.

La velocità di ammonificazione netta (**a**) (N_{org} → NH₄⁺) e di nitrificazione netta (**n**) (NH₄⁺ → NO₃⁻) (mg N kg⁻¹ giorno⁻¹) sono state calcolate con la formula I):

$$I) a, n = (C_f - C_i) / t$$

C_f = concentrazione finale (mg N kg⁻¹) di NH₄⁺ o NO₃⁻; C_i = concentrazione iniziale (mg N kg⁻¹) di NH₄⁺ o NO₃⁻; t = giorni di incubazione

La mineralizzazione netta è stata calcolata facendo la somma dell'ammonificazione netta e della nitrificazione netta.

Cicli gelo/disgelo

I campioni di suolo impiegati nei cicli gelo/disgelo sono stati portati a due differenti livelli di contenuto d'acqua (gravimetrica), in modo da simulare una situazione tardo autunnale (20%) ed il disgelo primaverile (40%).

Ogni ciclo è consistito nel tenere il suolo a -9°C per 12 ore e a $+4^{\circ}\text{C}$ per 12 ore ed è stato imposto ai suoli una e quattro volte.

Risultati e discussione

Pool di azoto

Entrambe le superfici sono pascolate con un apporto di azoto dell'ordine di 40 kg N ha^{-1} nel prato e 20 kg N ha^{-1} nel lariceto.

La concentrazione media di azoto ammoniacale è uguale a 44 mg N kg^{-1} nel prato e 58 mg N kg^{-1} nel lariceto. La concentrazione media di azoto nitrico è pari a 15 mg N kg^{-1} in entrambi i suoli e costituisce il 20 ed il 26 % dell'azoto inorganico rispettivamente nel lariceto e nel prato. La concentrazione di azoto organico disciolto (DON) è pari a 43 mg N kg^{-1} nel lariceto e 44 mg N kg^{-1} nel prato. Tali concentrazioni sono paragonabili alle concentrazioni di N-NH_4^+ nei due suoli, come osservato anche da Mahendrappa (1980) in suoli che si sono evoluti sotto un popolamento di *Picea mariana*. Numerose specie di conifere ed ericacee sono caratterizzate da associazioni micorriziche che rendono possibile l'assorbimento di azoto organico (Northup *et al.*, 1995). La capacità di sfruttare questa forma di azoto può rappresentare una importante strategia per la sopravvivenza delle specie vegetali in ambiente alpino, dove le ridotte temperature rallentano i processi di mineralizzazione della componente organica. L'azoto microbico è pari a 53.3 mg N kg^{-1} nel prato e 24.9 mg N kg^{-1} nel lariceto. Si tratta di valori simili a quelli osservati da Fisk e Schmidt (1995) in praterie alpine a dominanza di *Carex scopulorum* e *Kobresia myosuroides*. Il rapporto C/N microbico è compreso fra 13 nel lariceto e 16 nel prato, valori di poco superiori a quelli riportati da Smolander *et al.* (1994) in suoli prelevati in popolamenti di *Picea abies*.

Prove di incubazione

Nel lariceto l'ammonificazione netta a $+3^{\circ}\text{C}$ è significativamente maggiore ($p < 0.05$) rispetto ai valori registrati a -3°C , mentre nel prato non si sono osservate significative differenze (Tabella 2).

Tabella 2. Velocità di ammonificazione e nitrificazione nette ($\text{mg N kg}^{-1}\text{giorno}^{-1}$) alle due temperature di incubazione. Le medie nella stessa colonna seguite dalla medesima lettera non sono significativamente differenti ($p < 0.05$)

suoli	temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	ammonificazione	nitrificazione
larice	+3	1.90 a	0.45 a
	-3	0.64 b	0.06 b
prato	+3	0.15 c	0.80 c
	-3	0.28 c	0.33 d

Ad entrambe le temperature la velocità di ammonificazione netta è significativamente superiore ($p < 0.05$) nel suolo sotto larice, caratterizzato da un maggiore contenuto di sostanza organica. La velocità di nitrificazione netta, invece, è significativamente superiore ($p < 0.05$) nel prato. Nei due suoli la nitrificazione netta è maggiore alla temperatura di $+3^\circ\text{C}$.

La mineralizzazione netta dell'azoto alla temperatura di -3°C è pari $0.70\text{ mg N kg}^{-1}\text{ giorno}^{-1}$ nel lariceto e $0.61\text{ mg N kg}^{-1}\text{ giorno}^{-1}$ nel prato. Tali valori sono inferiori a quanto osservato da Holmes e Zak (1994) in suoli forestali durante il tardo autunno. In entrambi i suoli l'accumulo delle forme di azoto inorganico nel corso del periodo invernale, quando le piante sono in riposo vegetativo ed i movimenti dell'acqua sono limitati, può costituire una fonte di ioni lisciviabili durante il disgelo primaverile.

La concentrazione di DON nel prato non è significativamente differente dopo 14 giorni di incubazione alle due temperature. Nel suolo sotto larice la concentrazione di DON è significativamente maggiore ($p < 0.05$) dopo 14 giorni di incubazione ad entrambe le temperature. La concentrazione di azoto microbico non cambia significativamente nel corso dell'incubazione nel lariceto ad entrambe le temperature e nel prato alla temperatura di -3°C . Nel prato alla temperatura di $+3^\circ\text{C}$ si è osservato un sensibile incremento della concentrazione di azoto microbico, a cui corrisponde una ridotta velocità di ammonificazione netta. Si può quindi supporre che una parte dell'ammonio prodotto, oltre ad essere nitrificato, sia stata immobilizzata dalla biomassa microbica del suolo.

Cicli gelo/disgelo

• N-NH_4^+ e N-NO_3^-

Nel nostro lavoro ad un minore tenore di umidità un ciclo gelo/disgelo determina un significativo aumento della concentrazione di azoto ammoniacale in entrambi i suoli (Figura 2), in accordo con quanto riportato ad esempio da Hinman (1970). Cicli multipli determinano un significativo ulteriore aumento della concentrazione di N-NH_4^+ nel prato. L'azione dei cicli gelo/disgelo, come riportato da Lehrsch et al. (1991), può esporre nuove superfici scambianti che possono determinare un aumento della disponibilità di elementi nutritivi oppure una riduzione in seguito a processi di scambio.

Ad un maggiore tenore di umidità sia un ciclo che cicli multipli determinano un significativo aumento della concentrazione di azoto ammoniacale.

L'effetto dell'alternanza di gelo e disgelo non ha avuto alcun effetto sul rilascio di N-NO_3^- , in accordo con quanto osservato da Edwards e Cresser (1992).

• DON e N_{micr}

L'azoto organico disciolto (DON) può rappresentare una cospicua fonte di azoto nei suoli forestali, come riportato ad esempio da Smith et al. (1998).

Ad un minore tenore di umidità un ciclo gelo/disgelo ha determina-

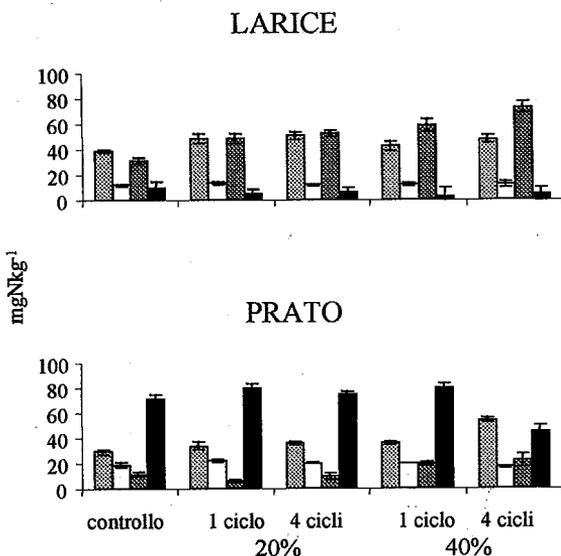


Figura 2. Effetto dei cicli gelo/disgelo sul rilascio di N-NH_4^+ (■), N-NO_3^- (□), DON (■) e N_{micr} (■) ai 2 differenti livelli di umidità

to un significativo incremento della concentrazione di DON nel suolo più ricco in sostanza organica. Cicli multipli non determinano alcun ulteriore effetto in entrambi i suoli. Ad una umidità maggiore in entrambi i suoli sia un ciclo che cicli multipli determinano un significativo incremento della concentrazione di azoto organico disciolto.

Nel lariceto i cicli gelo/disgelo non hanno determinato alcun effetto sull'azoto microbico ad entrambi i livelli di umidità, così come nel prato a minore tenore di umidità. Solo nel prato ad umidità maggiore e per effetto di cicli multipli, si è osservata una significativa diminuzione di N microbico. I cicli gelo/disgelo possono determinare una lisi delle cellule microbiche con il conseguente rilascio di enzimi ed elementi nutritivi. Skogland *et al.* (1988) hanno evidenziato come un singolo ciclo gelo/disgelo possa eliminare anche più del 50% della biomassa microbica, rilasciando elementi nutritivi disponibili per i microrganismi sopravvissuti e la nutrizione vegetale (Brooks *et al.*, 1998). Okano *et al.* (1987) hanno osservato numerose specie erbacee alpine in grado di iniziare l'attività vegetativa prima dello scioglimento completo del manto nevoso, utilizzando l'azoto reso disponibile dall'alternanza di gelo e disgelo nel suolo (Mullen e Schmidt, 1993).

Conclusioni

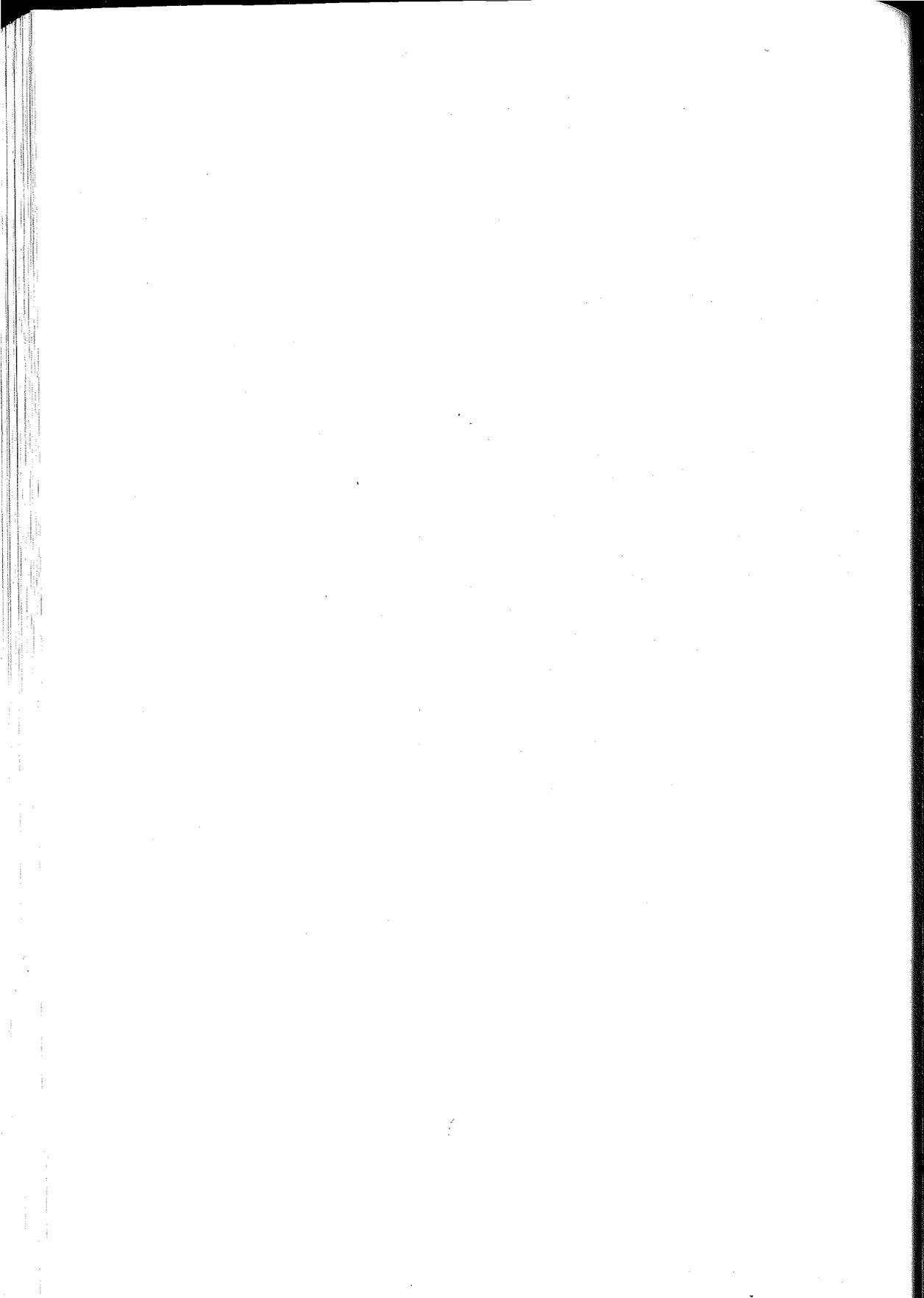
I risultati ottenuti da questa simulazione consentono di affermare che l'azione isolante del manto nevoso rende possibili le trasformazioni dell'azoto in entrambi i suoli oggetto di studio. La velocità di ammonificazione netta ad entrambe le temperature di incubazione è significativamente superiore nel suolo a maggiore contenuto di sostanza organica. La velocità di nitrificazione netta è significativamente maggiore alla temperatura di +3° C in entrambi i suoli. Durante il periodo invernale, quando le piante sono in riposo vegetativo ed i movimenti dell'acqua sono limitati, si può quindi verificare l'accumulo di azoto inorganico, potenzialmente lisciviabile durante il disgelo primaverile.

I cicli gelo/disgelo autunnali, conseguenti ad un ritardo dell'accumulo del manto nevoso, e primaverili, durante il disgelo, determinano un incremento della concentrazione di azoto ammoniacale in entrambi i suoli mentre non hanno alcun effetto sull'azoto nitrico. L'alternanza di gelo e disgelo a minore tenore di umidità ha determinato un significativo aumento della concentrazione di DON soltanto nel suolo a maggiore contenuto di sostanza organica mentre non ha alcun significativo effetto sull'azoto microbico. A maggiore tenore di umidità cicli gelo/disgelo multipli determinano una significativa riduzione di N microbico nel prato.

Bibliografia

- Brookes P.C., Landman A., Pruden G., Jenkinson D.S. (1985). *Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: a rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil*. Soil Biol. Biochem. 17:837-842.
- Brooks P.D., Williams M.W., Schmidt S.K. (1998). *Inorganic nitrogen and microbial biomass dynamics before and during spring snowmelt*. Biogeochemistry 43:1-15.
- Brooks P.D., Williams M.W. (1999). *Snowpack controls on nitrogen cycling and export in seasonally snow-covered catchments*. Hydrological Processes 13:2177-2190.
- Coxson D.S., Parkinson D. (1987). *Winter respiratory activity in aspen woodland forest floor litter and soils*. Soil Biol. Biochem. 19:49-59.
- De Luca T.H., Keeney D.R., McCarty G.W. (1992). *Effect of freeze/thaw events on mineralization of soil nitrogen*. Biol. Fertil. Soils. 14:116-120.
- Edwards A.C., Cresser M.S. (1992). *Freezing and its Effect on Chemical and Biological Properties of Soil*. Advances in Soil Science 18:59-79.
- Fisk M.C., Schmidt S.K. (1995). *Nitrogen mineralization and microbial biomass nitrogen dynamics in three alpine tundra communities*. Soil Sci. Soc. Am. J. 59:1036-1043.

- Hinman W.C. (1970). *Effects of freezing and thawing on some chemical properties of three soils*. Can. J. Soil Sci. 50:179-182.
- Holmes W.E., Zak D.R. (1994). *Soil microbial biomass dynamics and net nitrogen mineralization in northern hardwood ecosystems*. Soil Sci. Soc. Am. J. 58:238-243.
- Lehrsch G.A., Sojka R.E., Carter D.L., Jolley P.M. (1991). *Freezing effects on aggregate stability affected by texture, mineralogy and organic matter*. Soil Sci. Soc. Am. J. 51:860-867.
- Mahendrappa M.K. (1980). *Relationships between different estimates of mineralizable N in the organic material under black spruce stands*. Canadian Journal Forest Research 10:517-522.
- Mullen R.B., Schmidt S.K. (1993). *Mycorrhizal infection, phosphorus uptake and phenology in Ranunculus adoneus: implications for the functioning of mycorrhizae in alpine systems*. Oecologia 94:229-234.
- Northup R.R., Yu Z., Dahlgren R., Vogt K.A. (1995). *Polyphenol control of nitrogen release from pine litter*. Nature 377:227-229.
- Okano S., Nishio M., Savada Y. (1987). *Turnover rate of soil biomass nitrogen in the root layer of pasture*. Soil Science and Plant Nutrition.
- Scalenghe R., Bonifacio E. (1999). *SISS Convegno Annuale Gressoney St Jean (AO) 22-25 giugno 1999*. Guida all'Escursione Pedologica.
- SISS (1985). *Metodi normalizzati per l'analisi del suolo*. Edagricole, Bologna. pp. 100.
- Skogland T., Lomeland S., Gokoyr J. (1988). *Respiratory burst after freezing and thawing of soil: experiments with soil bacteria*. Soil Biol. Biochem. 20:851-856.
- Smith C.K., Munson A.D., Coyea M.R. (1998). *Nitrogen and phosphorus release from humus and mineral soil under black spruce forests in central Quebec*. Soil Biol. Biochem. 30:1491-1500.
- Smolander A., Kurka A., Kitunen V., Malkonen E. (1994). *Microbial biomass C and N, and respiratory activity in soil of repeatedly limed and N- and P- fertilized Norway Spruce stands*. Soil Biol. Biochem. 26:957-962.
- Soil Survey Staff (1998). *Keys to Soil Taxonomy*. Eight Edition. USDA, Natural Res. Cons. Service, Washington DC (USA).
- Williams B.L., Shand C.A., Hill M., O'Hara C., Smith S., Young M.E. (1995b). *A procedure for the simultaneous oxidation of total soluble nitrogen and phosphorus in extracts of fresh and fumigated soils and litters*. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 26:91-106.
- Williams M.W., Bales R.C., Melack J., Brown A. (1995a). *Fluxes and transformations of nitrogen in a high elevation catchment, Sierra Nevada*. Biogeochemistry 28:1-31.



INFLUENZA DEL TIPO DI LAVORAZIONE SULLA DINAMICA STAGIONALE E SULLA LISCIVIAZIONE INVERNALE DEI NITRATI IN VARI ORDINAMENTI COLTURALI

Papini R., Panichi A., Piovanelli C., Brandi G., Montagna G.

*Istituto Sperimentale per lo Studio e la Difesa del Suolo, Piazza D'Azeglio 30,
51121 • Firenze, r.papini@dada.it*

Abstract

A field study was conducted on a loam typic Udifluent soil to determine the effects of tillage practices on $N-NO_3^-$ dynamics during the growing season and on soil profile residual $N-NO_3^-$. Conventional tillage was compared with shallow tillage in a maize single crop and in a rotation (maize-wheat-faba bean). Soil samples were taken periodically for a two year period. Results showed that the plots under minimum tillage maintained significantly higher $N-NO_3^-$ amounts both in 0-20 cm depth during the growing season and in 100 cm depth after the harvest in maize and wheat crop. This increased the $N-NO_3^-$ losses by leaching during fall and winter in minimum tillage plots, especially with maize. Instead the faba bean showed different results in the two year and $N-NO_3^-$ content was more influenced by climatic conditions. These results suggest that in this soil and climate it would be better practice to a reduce the amount of nitrogen applied when reduced tillage systems are employed.

Riassunto

Vengono presentati i risultati di una prova di campo condotta su un suolo franco, Udifluent tipico, per di valutare l'effetto del tipo di lavorazione sulla dinamica dei $N-NO_3^-$ durante il ciclo colturale e sulla quantità di $N-NO_3^-$ residuo a fine coltura. Il confronto ha riguardato una aratura convenzione e una lavorazione minima in una monocoltura di mais ed in una rotazione mais-frumento-favino. I campioni di suolo sono stati prelevati periodicamente nel corso di due anni. I risultati mostrano che le parcelle sottoposte a lavorazione minima, coltivate a mais e frumento, hanno un contenuto di $N-NO_3^-$ superiore sia durante il ciclo colturale, nello strato 0-20 cm, che dopo la raccolta, nei 100 cm di profilo campionati. Questo provoca un'aumento delle perdite di $N-NO_3^-$ per lisciviazione durante l'autunno e l'inverno, soprattutto per il mais. Nel favino invece i risultati sono diversi nelle due annate considerate e il contenuto di $N-NO_3^-$ è risultato più influenzato dall'andamento climatico. Questo mette in rilievo come nelle condizioni pedoclimatiche della nostra prova, al fine di ridurre in maniera efficace l'impatto ambientale delle diverse agrotecniche, occorra abbinare la lavorazione minima con riduzione della concimazione azotata.

Introduzione

Le ricerche nel campo agricolo sono sempre più incentrate sulla necessità di ridurre l'impatto ambientale causato da una agricoltura intensiva, che provoca elevate perdite di nutrienti dai campi coltivati, favorite da un largo ricorso a fertilizzanti e pesticidi, insieme ad una sempre più intensa meccanizzazione. Ciò ha contribuito al declino della qualità del suolo e delle acque verificatosi negli ultimi 20 anni (Follet, 1989). In particolare, l'aumento del contenuto dei nitrati che si è riscontrato nelle acque potabili di alcuni paesi europei, tra cui

l'Italia, (Borin, 1997), ha reso e rende di grande interesse gli studi volti a evidenziare le principali cause di rilascio nell'ambiente di questo nutriente. Anche se l'incremento dei nitrati è coinciso con il maggior impiego dei fertilizzanti azotati in agricoltura, è stato ampiamente dimostrato che non è questa la sola causa, ed in alcuni casi neppure la principale, delle perdite di azoto nitrico dal terreno (Addiscott, 2000; Goss, 1988). L'uso del suolo infatti spesso incide sulle perdite dei nitrati più della stessa concimazione, e uno dei fattori che senza dubbio più influisce sulla dinamica dei nitrati è la lavorazione (Dowdell *et al.*, 1983; Patruno *et al.*, 1986). L'aratura infatti incrementa la mineralizzazione del carbonio e dell'azoto presenti nella sostanza organica, esponendo nuovi strati all'attacco della microflora, provocando nello stesso tempo una variazione della struttura del suolo e del suo regime idrico (Pagliai *et al.*, 1995, Varshney *et al.*, 1993, che influenzano a loro volta le condizioni di vita della microflora, responsabile dei processi di nitrificazione (Addiscott, 2000). Risulta pertanto evidente che qualsiasi cambiamento nel tipo di lavorazione determina variazioni, che si riflettono direttamente sulla dinamica e sul movimento dei nitrati nel suolo, che sono influenzate anche da un gran numero di fattori quali il drenaggio, la tessitura del suolo, il clima, il tipo di coltura e la quantità di fertilizzante applicata (Shipitalo *et al.*, 2000). L'effetto di lavorazioni ridotte sulla produzione e sul movimento dei nitrati è molto variabile da ambiente ad ambiente e non deve pertanto meravigliare il fatto che l'introduzione di una lavorazione minima rispetto a quella tradizionale, abbia effetti discordanti sulle perdite invernali dei nitrati per lisciviazione, provocandone, in alcuni casi un aumento (Tyler e Thomas, 1977), in altri una diminuzione (Goss *et al.*, 1988) ed in altri ancora non mostrando alcun effetto (Groffman *et al.*, 1987).

Scopo della presente ricerca è stato quello di studiare l'influenza dell'aratura tradizionale (A) e della lavorazione minima (LM) sulla distribuzione dei nitrati nello strato esplorato dalle radici, nonché sulla quantità residua di tale ione al termine del ciclo colturale in una monocoltura di mais e in una rotazione mais-grano-favino, in un ambiente caratteristico dell'agricoltura intensiva dell'Italia Centrale. In tal modo l'effetto della riduzione della lavorazione è stato valutato su due sistemi colturali di diversa intensità e in colture aventi diversi input azotati e cicli colturali.

Materiali e Metodi

Disegno sperimentale

La prova, iniziata nel 1994 e attualmente ancora in corso, si svolge a Scarperia (FI), presso un'Azienda Sperimentale dell'Istituto Sperimentale per lo Studio e la Difesa del Suolo, su un suolo franco, classificato come Udifluent tipico (Soil Survey Staff 1996) (tab. 1). L'area ha un regime climatico temperato, con estate secca e piovosità media annua di 1024 mm.

Lo schema sperimentale consiste di 24 parcelle di 10x50 m, poste in un blocco a randomizzazione completa. Queste parcelle, coltivate a mais dal 1970, sono state oggetto di due diversi tipi di lavorazione, lavorazione convenzionale (A) e lavorazione minima (LM); all'interno di ciascun tipo di lavorazione metà parcelle sono state coltivate a mais continuo e metà sono state sottoposte ad una rotazione triennale mais-grano-favino.

Tabella 1. Caratteristiche chimico-fisiche del terreno esaminato, nello strato 0-60 cm

Scheletro %	Sabbia %	Limo %	Argilla %	pH (H ₂ O)	N tot. %	S.O. %	K scamb. ppm	P ass. ppm
5	24	60	16	7.8	0.12	1.8	83.3	28.4

La lavorazione convenzionale è consistita in un'aratura a circa 40 cm di profondità ed in una erpicatura per preparare il terreno alla semina; la lavorazione minima in due passaggi con un erpice a dischi, che smuove il terreno nei primi 10 cm, il primo per la lavorazione principale ed il secondo per la preparazione del letto di semina.

Il mais (*Zea mays* L.) è stato seminato alla fine di aprile ed ha ricevuto 60 kg N ha⁻¹, come 8:24:24, e 170 kg N ha⁻¹, come urea, alla semina; è stato sarchiato e concimato con 50 kg N ha⁻¹ come nitrato di ammonio in giugno e raccolto alla fine di ottobre. Il frumento (*Triticum spp* L.) è stato seminato in novembre, ha ricevuto 60 kg N ha⁻¹ come, 8:24:24 alla semina, e 60 kg N ha⁻¹, come nitrato di ammonio, alla levata ed è stato raccolto all'inizio di luglio. Il favino (*Vicia faba* L.) è stato seminato a novembre e raccolto a luglio e non ha ricevuto nessuna fertilizzazione. I residui colturali di tutte le colture sono stati incorporati al suolo.

Nel presente lavoro vengono riportati i dati relativi ad un biennio di rilievi e precisamente dal novembre 1996 al marzo 1998.

Metodo di campionamento ed analisi

Allo scopo di determinare la dinamica stagionale dei nitrati i campioni di suolo sono stati prelevati con una periodicità mensile durante il periodo vegetativo delle colture, a due diverse profondità (0-20 e 20-40 cm), in tre diversi punti per ogni parcella.

Per stimare le perdite invernali di nitrati nel mese di novembre e nel marzo successivo si sono effettuati campionamenti fino ad 1 m di profondità, procedendo sempre di 20 in 20 cm. Nel 1997 il campionamento ad 1 m di profondità è stato effettuato agli inizi di dicembre, dato il prolungarsi della siccità estiva. I campioni di terreno così raccolti sono stati posti in sacchetti di plastica e conservati in congelatore fino al momento dell'analisi.

I nitrati sono stati estratti dal terreno con una soluzione di KCl 2M (rapporto suolo/estraente 1:5), agitando la sospensione per un'ora (Keeney e Nelson 1982). La concentrazione di N-NO₃⁻ è stata determinata mediante reazione colorimetrica con un Autoanalyzer Technicon II. Tale reazione prevede la riduzione a nitriti attraverso il passaggio su una colonna di cadmio ramato e la reazione con sulfanilamide, che dà luogo alla formazione di un azocomposto colorato.

L'umidità è stata determinata con il metodo gravimetrico, tramite essiccazione in stufa a 105°C. Le concentrazioni di N-NO₃⁻ sono state riferite al terreno secco.

Analisi statistica

Con l'analisi statistica l'effetto dei due tipi di lavorazione sul contenuto di nitrati e sull'umidità è stato visto per i due sistemi colturali (monocoltura, rotazione), e quindi all'interno della rotazione per ogni coltura. L'elaborazione statistica dei dati è avvenuta con analisi della varianza a due vie completamente randomizzata; i fattori presi in esame sono stati le lavorazioni e le date di campionamento per ciascun anno di prova e per ciascuna profondità. Le medie sono state confrontate utilizzando il test di Duncan. L'analisi statistica di N-NO₃⁻ è stata preceduta da trasformazione logaritmica dei dati per normalizzare la distribuzione delle frequenze, mentre i valori nei grafici e nelle tabelle sono medie aritmetiche dei valori naturali.

Risultati

Andamento climatico

Nell'anno '96-'97 sono caduti 1243 mm di pioggia, mentre nel '97-'98 la piovosità totale è stata di 904 mm. La distribuzione delle piogge nei vari mesi è risultata diversa nelle due

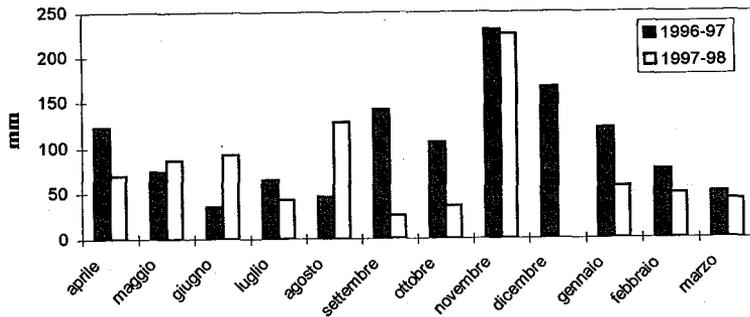


Figura 1. Decorso pluviometrico per le annate 1996-97 e 1997-98

annate oggetto di studio (fig. 1): in particolare nel '96-'97 i periodi di maggiore piovosità si sono registrati in primavera ed autunno, mentre nel '97-'98 si è avuta una maggiore piovosità estiva (agosto) ed una drastica riduzione della pioggia nei mesi di settembre ed ottobre.

Contenuto dei nitrati e dell'umidità

Nelle parcelle a monocoltura il tipo lavorazione (Tab. 2) ha influenzato il contenuto medio di $N-NO_3^-$ nei primi 20 cm in entrambe le annate; il test di Duncan infatti ha messo in evidenza un contenuto di $N-NO_3^-$ più elevato nella LM. Nello strato 20-40 cm invece non sono state riscontrate differenze significative fra le lavorazioni nel primo anno, mentre nel secondo il contenuto medio $N-NO_3^-$ è risultato più elevato nella A. Nelle parcelle a rotazione la LM ha evidenziato un contenuto di $N-NO_3^-$ più elevato nel primo anno ad entrambe le profondità, al contrario non si sono riscontrate differenze significative nel secondo anno in nessuno strato.

Tabella 2. Analisi della varianza e test di Duncan del contenuto medio in $N-NO_3^-$ del suolo nella monocoltura di mais e nella rotazione, per le due annate in esame

Anno	Strato	Monocoltura				Rotazione			
		1996	1997	1996	1997	1996	1997	1996	1997
		0-20	20-40	0-20	20-40	0-20	20-40	0-20	20-40
		cm	cm	cm	cm	cm	cm	cm	cm
		N-NO ₃ ⁻ (mg kg ⁻¹)				N-NO ₃ ⁻ (mg kg ⁻¹)			
Effetti	g.l								
lavorazione	1	*	ns	**	*	*	*	ns	ns
data	7	***	***	***	***	***	***	**	*
Interazione									
lav x data	7	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Lavorazione									
Aratura		28.2	27.3 a	24.6 b	15.0 a	9.6 b	8.8 b	12.7 a	7.7 a
			b						
Lav.		33.2	26.6 a	34.9 a	11.1 b	14.1	13.7 a	11.9 a	6.6 a
Minima		a				a			

Per quanto ha riguardato l'umidità (Tab. 3) del terreno nelle parcelle a monocoltura l'effetto della lavorazione è stato sempre significativo, fatta eccezione per lo strato 0-20 cm nel primo anno. Il test di Duncan ha evidenziato un contenuto di H_2O significativamente maggiore nelle parcelle arate. Nelle parcelle a rotazione invece, differenze significative si avuto solo nello strato 20-40 cm. Anche in questo caso il test di Duncan ha evidenziato un contenuto di H_2O maggiore nelle parcelle arate.

Tabella 3. Analisi della varianza e test di Duncan del contenuto medio in H₂O del suolo nella monocoltura di mais e nella rotazione, per le due annate in esame

Anno Strato	g.l.	Monocoltura				Rotazione			
		1996		1997		1996		1997	
		0-20 cm	20-40 cm	0-20 cm	20-40 cm	0-20 cm	20-40 cm	0-20 cm	20-40 cm
		N-NO ₃ - (mg kg ⁻¹)							
Effetti principali									
lavorazione	1	ns	***	*	***	ns	***	ns	***
data	7	***	***	***	***	***	***	***	***
Interazione									
lav x data	7	ns	ns	ns	*	ns	*	ns	ns
Lavorazione									
Aratura		16.6 a	17.4 a	15.9 a	17.4 a	17.1 a	17.9 a	16.1 a	17.6 a
Lav. Minima		16.2 a	15.5 b	15.0 b	14.8 b	16.5 a	15.6 b	15.2 a	15.2 b

All'interno della rotazione nel primo anno (Tab.4) i terreni con LM hanno mostrato un contenuto di N-NO₃⁻ superiore sia nel mais che nel frumento in entrambi gli strati, mentre nel favino tale differenza è risultata significativa solamente nello strato 20-40 cm. Nel secondo anno invece tale andamento si è confermato solamente nel frumento per lo strato 0-20 cm, mentre nello strato 20-40 cm si è avuto un contenuto di N-NO₃⁻ significativamente maggiore nelle tesi A sia nel mais che nel favino.

Il contenuto di H₂O del terreno è risultato significativamente maggiore nelle tesi A, ad esclusione dello strato 0-20 cm del mais, dove in entrambi le annate non si sono riscontrate differenze fra le lavorazioni.

Tabella 4. Analisi della varianza e test di Duncan del contenuto in N-NO₃⁻ del suolo nelle diverse colture della rotazione, per le due annate in esame

Strato	g.l.	N-NO ₃ - mg kg ⁻¹							
		0-20 cm		20-40 cm		0-20 cm		20-40 cm	
		Mais		Frumento		Favino			
		1996							
Effetti principali									
lavorazione	1	***	***	**	***	ns	***	***	***
data	7	***	***	*	***	***	***	***	***
Interazione									
lavorazione per data	7	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
lavorazione aratura		22.2 b	19.2 b	3.5 b	3.2 b	3.8 a	3.2 b	3.8 a	3.2 b
lav. minima		32.3 a	32.4 a	4.4 a	4.9 a	4.4 a	5.1 a	4.4 a	5.1 a
		1997							
Effetti principali									
lavorazione	1	ns	ns	***	***	ns	**	***	**
data	6	***	***	***	***	***	***	***	***
Interazione									
lav x data	6	*	*	**	***	***	***	***	***
Lavorazione									
Aratura		30.5 a	16.9 a	3.2 b	3.6 a	3.6 a	3.9 a	3.6 a	3.9 a
Lav. Minima		29.1 a	12.7 b	5.4 a	3.8 a	3.4 a	3.2 b	3.4 a	3.2 b

Dinamica stagionale dei nitrati

Passando ad esaminare l'andamento stagionale del contenuto di $N-NO_3^-$ nelle varie colture (Fig. 2) espresso come somma dei valori nei primi 40 cm, si può notare come nel mais sia in monocoltura che in rotazione, nel primo anno, si raggiungano nei mesi estivi più siccitosi, contenuti di nitrati maggiori rispetto al secondo anno, caratterizzato da una maggiore piovosità in tale periodo.

Nel mais in monocoltura la LM (Fig. 2A) evidenzia in entrambe le annate una maggiore concentrazione di $N-NO_3^-$ rispetto alla A, a partire dalla concimazione effettuata al momento della semina (Aprile). Tale differenza scompare a Luglio, mese corrispondente al periodo di massimo assorbimento azotato per la coltura, per manifestarsi nuovamente nei campiona-

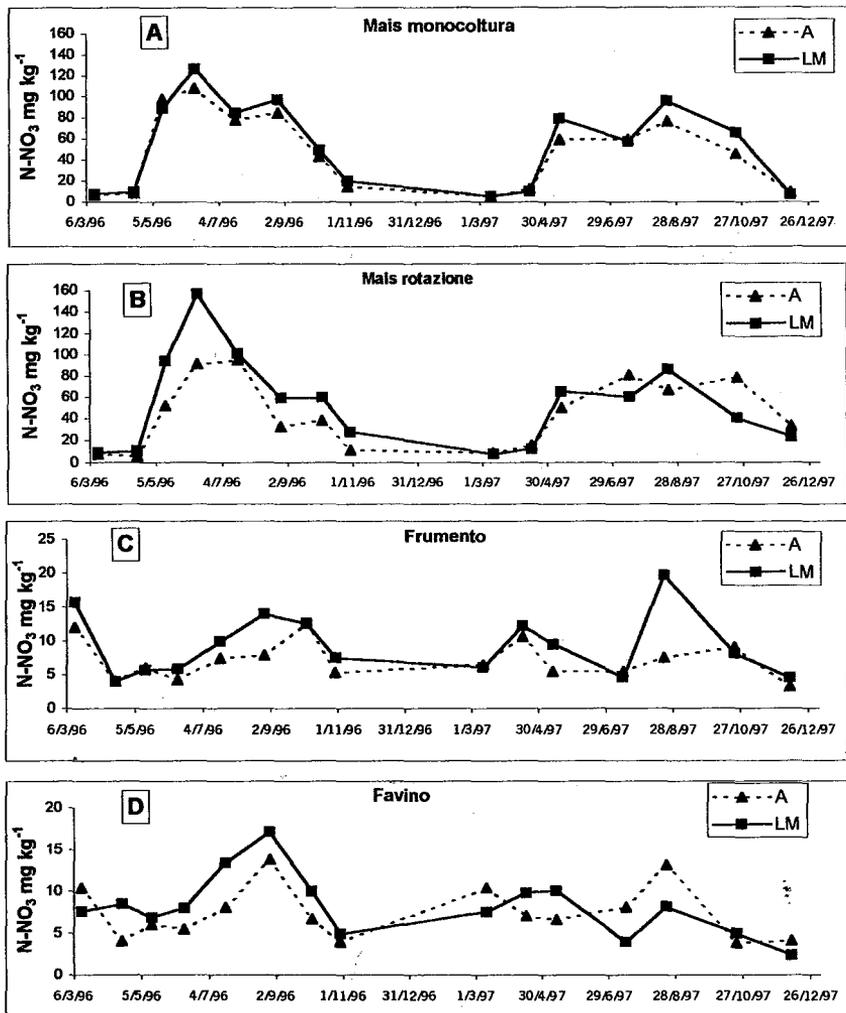


Figura 2. Dinamica stagionale di $N-NO_3^-$ in 0-40 cm, nel mais in monocoltura (A), nel mais in rotazione (B), nel frumento (C) e nel favino (D), durante il 1996-97

menti successivi, fino alle prime abbondanti piogge autunnali (fine Ottobre nel '96 ed inizi Dicembre nel '97).

Nel mais in rotazione (Fig. 2B) le differenze fra i due tipi di lavorazione sono molto più accentuate nel '96, dove, salvo per il campionamento di luglio, persistono anche a fine ottobre, mentre nel '97 il contenuto di $N-NO_3^-$ risulta più alto talvolta in LM, talvolta in A.

Nel frumento le parcelle a LM hanno un maggior contenuto di nitrati in tutte le epoche di prelievo, fatta eccezione per i campionamenti fatti nei periodi di massimo assorbimento azotato (fine Maggio-Giugno) e la differenza fra le due tesi aumenta dopo la raccolta, quando nel terreno nudo si accumula nitrato prodotto per mineralizzazione della sostanza organica. La dinamica di $N-NO_3^-$ nel favino è piuttosto simile a quella del frumento nel primo anno, dove si ha un contenuto di $N-NO_3^-$ nelle tesi a LM costantemente superiore, mentre nel secondo anno sono le parcelle sottoposte ad aratura ad evidenziare i contenuti più elevati di $N-NO_3^-$ dopo la raccolta.

Nitrati residui nel profilo

La quantità di $N-NO_3^-$, espressa in $kg\ ha^{-1}$ di $N-NO_3^-$ residuo nel profilo dopo la raccolta ed alla fine dell'inverno, è stata determinata moltiplicando la concentrazione di $N-NO_3^-$ per la densità specifica media di 1.5, misurata nell'appezzamento in precedenti prove.

Nonostante il campionamento dell'intero profilo (100 cm) sia stato effettuato a novembre nel '96 e a dicembre nel '97, per avere una corretta stima del movimento dei nitrati nel suolo è stato preso in esame anche il contenuto di $N-NO_3^-$ presente nei primi 60 cm di suolo, misurato ad ottobre. Infatti in questo periodo le parcelle con il frumento ed il favino sono prive di vegetazione, il mais, anche se ancora in campo, non assorbe più azoto, per cui i $N-NO_3^-$ contenuti nel suolo in questo periodo, sono suscettibili di essere persi per lisciviazione, all'arrivo delle prime piogge.

Tabella 5. Contenuto di $N-NO_3^-$ ($kg\ ha^{-1}$) nel profilo di terreno in autunno e a fine inverno nelle due annate esaminate

Coltura	Lav.	$N-NO_3^-$ ($kg\ ha^{-1}$)					
		1996-97			1997-98		
		4/10/1996	1/11/1996	11/3/1997	22/10/1997	10/12/1997	9/3/1998
	*	**	**	*	**	**	
Mais mono	A	211	156	32	162	95	60
	LM	258	196	37	228	112	60
Mais rotaz.	A	199	92	45	182	156	92
	LM	274	175	55	275	193	96
Frumento	A	32	43	35	43	17	40
	LM	59	41	38	37	22	36
Favino	A	48	40	56	16	26	41
	LM	52	35	39	21	14	40

* 0-60 cm; ** 0-100 cm

Il tipo di lavorazione ha influenzato il contenuto di $N-NO_3^-$ nel profilo del terreno nel mais in monocoltura, sia ad ottobre che a novembre: infatti il contenuto dei nitrati nelle parcelle a LM è risultato in entrambe le annate più alto (tab.4) e tale differenza si è accentuata nel secondo anno, più siccitoso. Agli inizi di marzo invece il contenuto di $N-NO_3^-$ nel profilo risulta notevolmente più basso di quello dei precedenti campionamenti, e non sussistono più differenze degne di rilievo fra i due tipi di lavorazione. Andamento simile si ha nel mais

in rotazione, in entrambi le annate, solo che a marzo la quantità di $N-NO_3^-$ è sistematicamente più alta che non in quelle o monocultura, perché nel mese di novembre queste parcelle vengono concimate per la semina del frumento.

Nel frumento il contenuto di $N-NO_3^-$ nel profilo delle parcelle a LM è risultato più elevato soltanto nel '96 ad Ottobre; nel favino il contenuto di $N-NO_3^-$ a fine coltura non risulta influenzato dal tipo di lavorazione. In entrambe le colture a Marzo il contenuto di $N-NO_3^-$ non risulta influenzato dal tipo di lavorazione ed è sostanzialmente uguale a quello di novembre.

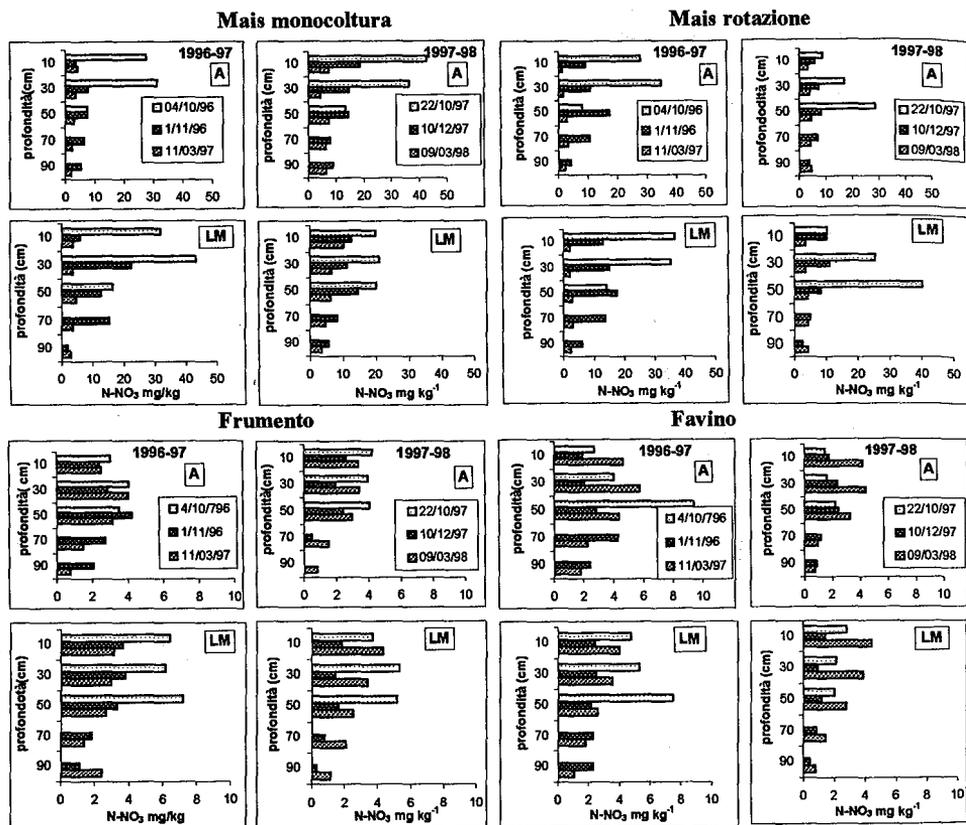


Figura 3. $N-NO_3^-$ residui del suolo in autunno e nella successiva primavera nel mais in monocultura, nel mais in rotazione, nel frumento e nel favino nei due sistemi di lavorazione

Prendendo in esame la distribuzione di $N-NO_3^-$ nel profilo del mais sia in monocultura che in rotazione (Fig. 3, A e B), si può notare uno spostamento di $N-NO_3^-$ dallo strato superficiale a quelli più profondi, che presentano nei campionamenti, rispettivamente di novembre '96 e dicembre '97, le concentrazioni di nitrati più elevate. Al termine del periodo invernale invece, non si osservano più differenze di rilievo nel contenuto di $N-NO_3^-$ nei due tipi di lavorazione ed alle varie profondità nel mais in monocultura in entrambe le annate, nel mais in rotazione soltanto nel marzo '97. In questi casi infatti i valori riscontrati non superano i 5 mg/kg di $N-NO_3^-$ lungo l'intero profilo. Nel mais in rotazione nel secondo anno, a marzo, il profilo del suolo mostra una maggior quantità di $N-NO_3^-$. I dati sperimentali met-

tono quindi in evidenza nel mais un movimento discendente di $N-NO_3^-$ nel periodo autunno-invernale, che fa presupporre consistenti perdite di $N-NO_3^-$ per lisciviazione, maggiori per le parcelle a LM, che avevano un contenuto di nitrati residui in autunno più elevato.

Anche nel frumento e nel favino si nota un arricchimento degli strati più profondi che mette in evidenza lo spostamento dei nitrati lungo il profilo fra Ottobre e Novembre-Dicembre. A Marzo invece in alcuni casi il contenuto dei $N-NO_3^-$ è risultato superiore a quello del precedente prelievo, il che fa presumere eventuali perdite per lisciviazione con le prime piogge autunnali.

Discussione

La maggiore quantità di $N-NO_3^-$ riscontrata con LM nelle parcelle coltivate a mais e favino nello strato 0-20 cm, può essere attribuita all'influenza che il diverso tipo di lavorazione esercita sulla struttura del suolo e di conseguenza sulla sua capacità idrica, sul movimento dell'aria e dell'acqua al suo interno (Patrino *et al.*, 1986). In queste stesse parcelle infatti è stato riscontrato nella tesi LM un miglioramento della macroporosità e della conducibilità idraulica nei primi 10 cm (Pagliai *et al.*, 1998), unitamente ad un aumento dell'attività microbica, in particolare dell'attività respiratoria, dell'indice di mineralizzazione e della biomassa (Papini *et al.*, 1998). Da tali risultati si desume che la ridotta alterazione della struttura, dovuta alla lavorazione minima, e l'incremento della macroporosità assicurano una migliore circolazione di acqua ed aria nel primo strato di suolo, creando condizioni più favorevoli sia all'attività nitrificante che alla mineralizzazione della sostanza organica, alle quali si può imputare la maggiore quantità di $N-NO_3^-$ riscontrata in LM, soprattutto nei periodi in cui tale attività è più intensa. Un contenuto maggiore di nitrati durante la stagione vegetativa in parcelle sottoposte a lavorazione minima è stato peraltro riscontrato anche da Riley (1998) in un suolo franco coltivato a frumento ed orzo. Da vari autori è stato inoltre rilevato come, a causa dell'incremento della macroporosità, la quantità di acqua piovana che entra e si muove nei macropori è maggiore nei suoli con lavorazione ridotta rispetto a quelli con aratura tradizionale (Shipitalo *et al.*, 2000); ciò spiega, nel nostro caso, anche il minor contenuto di umidità riscontrato nel terreno delle parcelle a LM, soprattutto nello strato 20-40 cm, che non è stato alterato da vari anni. Le modificazioni indotte dalla riduzione della lavorazione sulle caratteristiche idrologiche del suolo hanno, in alcune circostanze, causato un lieve incremento della quantità $N-NO_3^-$ lisciviata, mettendo in evidenza la necessità di modificare insieme alla lavorazione anche la strategia della concimazione azotata (Power e Schepers, 1989).

Il sistema di lavorazione ha però manifestato una diversa influenza sul contenuto di nitrati nel suolo, nelle varie colture, e tali differenze sono da imputarsi sia al ciclo delle colture in esame, sia all'influenza dei diversi precedenti colturali. Il mais in monocoltura infatti è caratterizzato dalla presenza ogni anno di una abbondante quantità di residui colturali con un elevato rapporto C/N difficilmente mineralizzabili (Blevins *et al.*, 1984), mentre il mais nella rotazione segue il favino che lascia nel suolo una quantità minore di residui, con basso rapporto C/N, facilmente mineralizzabili. L'azoto dei legumi inoltre è risultato in varie sperimentazioni più disponibile per le colture di quello dei fertilizzanti applicato in grande quantità. (Hesterman *et al.*, 1987). Questo potrebbe spiegare, da un lato il comportamento più uniforme nei due anni del mais in monocoltura, dall'altro l'accentuarsi dei processi di mineralizzazione nelle parcelle a LM nel mais in rotazione nel primo anno con un andamento climatico più favorevole ai processi di nitrificazione e mineralizzazione della sostanza organica. Alla mineralizzazione dei residui colturali è d'altronde da attribuire anche l'incremento dei nitrati nel profilo che si verifica nel favino dal Novembre al Marzo successivo, dato che le parcelle in esame non ricevono fra i due campionamenti nessun apporto di concime.

La maggiore variabilità riscontrata nel favino, che fissa azoto dall'atmosfera, mette in

evidenza in questa coltura una forte interazione fra clima e lavorazione: quest'ultima infatti ha un effetto sulla dinamica dell'azoto diverso a seconda dell'andamento climatico.

Conclusioni

I risultati sperimentali mettono in rilievo l'incidenza del tipo di lavorazione sulla quantità di $N-NO_3^-$ presenti nel suolo durante il ciclo colturale e dopo la raccolta, anche se in modo diverso per le colture prese in esame. La maggiore concentrazione di $N-NO_3^-$ che si è riscontrata con la lavorazione minima in entrambe le annate, ha influenzato in modo consistente la quantità di nitrati presenti a fine coltura nel mais, sia in monocoltura che in rotazione, in tale tesi. Peraltro, considerato che la produzione del mais non è risultata influenzata dal tipo di lavorazione, la maggiore disponibilità di $N-NO_3^-$ nella lavorazione minima ha causato un incremento delle perdite invernali di azoto per lisciviazione, che sono cospicue per il mais in questo ambiente. Nel frumento e nel favino invece le differenze fra i due tipi di lavorazione sono risultate minori, e di scarsa rilevanza sulle perdite per lisciviazione dei nitrati, che, dove presenti, sono state di lieve entità.

Questo mette in rilievo come nelle condizioni pedoclimatiche della nostra prova, al fine di ridurre in maniera efficace l'impatto ambientale delle diverse agrotecniche, occorra abbinate la lavorazione minima con una diversa strategia della concimazione azotata.

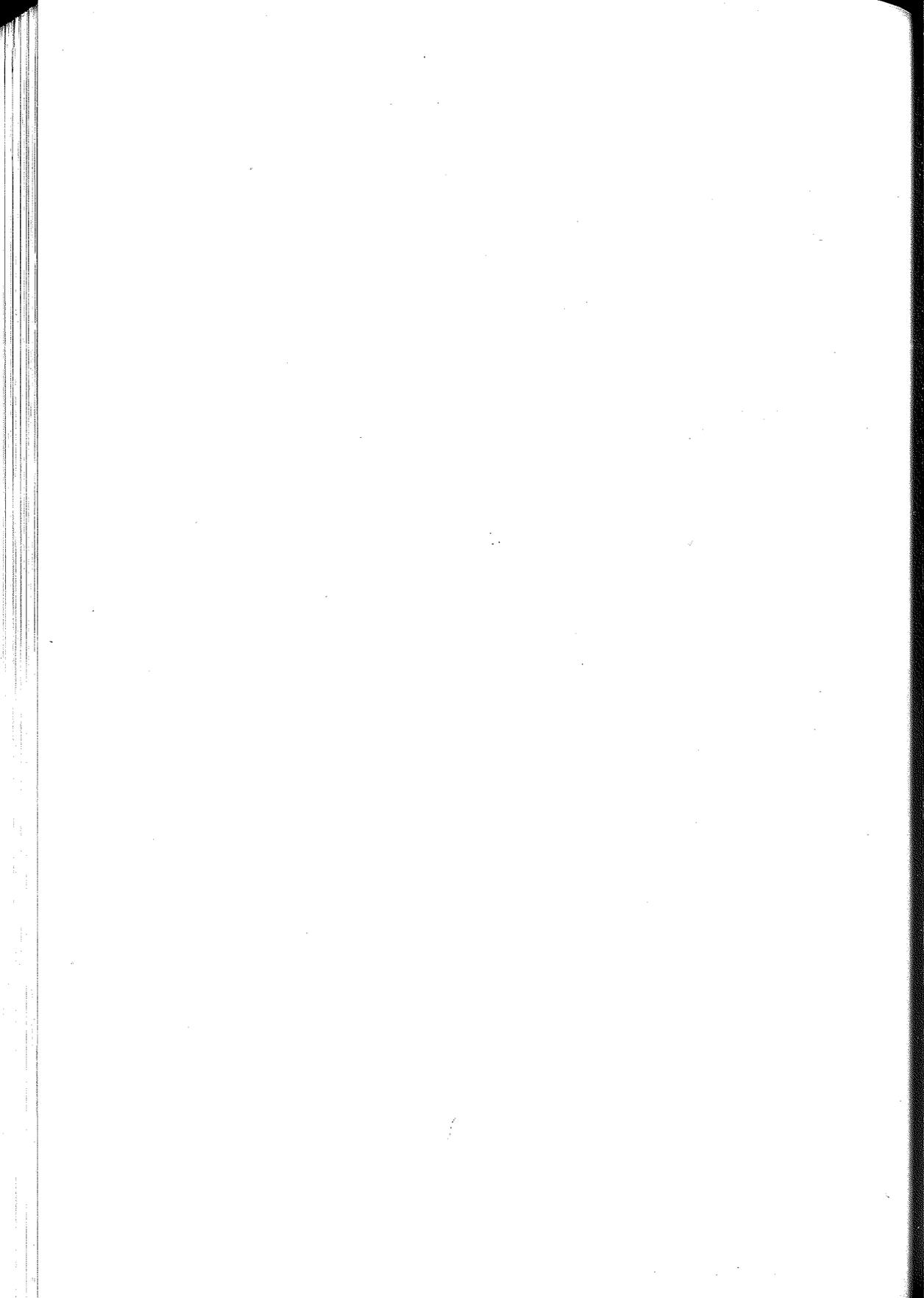
Contributi

PAPINI R.: Impostazione della ricerca e della metodologia di analisi, elaborazione statistica e stesura del testo. PIOVANELLI C.: Impostazione e gestione della prova in campo. BRANDI G.: Campionamento ed analisi. MONTAGNA G.: Campionamento ed analisi.

Bibliografia

- Addiscott T.M. (2000). *Tillage, mineralization and leaching*. Soil & Tillage Research 53:163-165.
- Borin M. (1997). *Effects of agricultural practices on nitrate concentration in groundwater in north east Italy*. Ital. J. Agron. 1:47-54.
- Blevins, R.L., Smith, M.S., Thomas, G.W. (1984). *Changes in soil properties under no-tillage*. In: *No-Tillage Agriculture; Principals and Pratices*. Phillips, R.E., Phillips, S.H. (Eds), Van Nostrand Reinhold Co., New York:190-225.
- Follett R.F. (1989). *Nitrogen management and groundwater protection*. Elsevier Science Publishers B.V., Amsterdam, The Netherlands.
- Goss M.J., Colbourne P., Harris G.L., Howse K.R. (1988). *Leaching of nitrogen under autumn-sown crops and the effect of tillage*. In: *Nitrogen efficiency in agricultural soils*. Jenkinson D.S., Smith K.A. (Eds.). Elsevier Applied Science, Barking (UK):269-282.
- Groffman P.M., Hendrix P.F., Crossley D.A. (1987). *Nitrogen dynamics in conventional and no-tillage agroecosystems with inorganic fertilizer or legume nitrogen inputs*. Plant Soil 97:315-332.
- Hesterman O.B., Ruselle M.P., Shaeffer C.C., Heichel G.H. (1987). *Nitrogen utilization from fertilizer and legume residues in legume-corn rotations*. Agron. J. 78:19-23.
- Keeney D.R., Nelson D.W. (1982). *Nitrogen-inorganic forms*. In: *Methods of Soil Analysis*, Part 2, ed. A.L., Madison, WI, USA:643-698.
- Pagliai M., Raglione M., Panini T., Maletta M., La Marca M. (1995). *The structure of two alluvial soils in Italy after 10 years of conventional and minimum tillage*. Soil & Tillage Research 34:209-223.
- Pagliai M., Rousseva S., Vignozzi N., Piovanelli C., Pellegrini S., Miclaus N. (1998). *Tillage Impact on Soil Quality. I. Soil Porosity and Related Physical Properties*. Italian Journal of Agronomy 2,1:11-20.

- Papini R., Piovanelli C., Brandi G., Miclaus N. (1998). *Tillage effects on seasonal nitrate dynamics, leaching and microbial activity in continuous maize production*. Fresenius Envir. Bull. 7:472-477.
- Patruno A., Cavazza L., Pistelli E. (1986). *Variazione del contenuto in azoto nitrico del terreno. Influenza della lavorazione, della coltura e del decorso meteorico*. Riv. di Agron. 20(2-3):204-217.
- Power J.F., Schepers N. (1989). *Nitrate contamination of groundwater in North America*. Agric. Ecosist. Environ. 26:165-187.
- Soil Survey Staff (1996). *Keys to Soil Taxonomy -7th Edition*. Pocahontas Press, Blacksburg (VA, USA).
- Shipitalo M.J., Dick W.A., Edwards W.M. (2000). *Conservation tillage and macropore factors that affect water movement and the fate of chemicals*. Soil & Tillage Research 53:167-183.
- Tyler D.D., Thomas G.W. (1977). *Lysimeter measurements of nitrate and chloride losses from soil under conventional and no-tillage corn*. J. Environ. Qual. 6:63-66.
- Varshney P., Kanwar R.S., Baker J.L., Anderson C.E. (1993). *Tillage and nitrogen management effects on nitrate-nitrogen in the soil profile*. Am. Soc. of Agric. Eng. 36(3):783-789.



MODIFICAZIONI INDOTTE DA DIVERSE LAVORAZIONI SU ALCUNE ATTIVITÀ BIOCHIMICHE DEL SUOLO E SULL'INDICE PENETROMETRICO IN PARCELLE COLTIVATE A MAIS CONTINUO

Gamba C., Pellegrini S., Piovanelli C., Vignozzi N.

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

Abstract

This paper presents the results of a long-term trial aimed at evaluating the differences caused by different tillage systems on some biochemical and physical characteristics of a loamy-sand soil in the hilly environment of central Italy. The following soil tillage systems were compared: disk harrowing (DS), ripper subsoiling (RP), conventional deep ploughing (AP) and superficial ploughing (AS). The organic carbon, the soil respiration, the microbial biomass, the rate of C mineralization and the metabolic quotient were determined in the 0-20 cm and 20-40 cm layers of soil. The penetrometric index (Cone Index - CI) was determined after the harvesting of the maize, on undisturbed soil and on the tracks of the harvester. As a consequence of different soil tillage, the crop residues have different distribution and a different rate of C mineralization along the profile. The metabolic activities of the soil microbial biomass do not seem to be affected by the soil tillage. Only the superficial ploughing presents a high metabolic quotient, showing a stress of the biomass. The penetrometric resistance does not indicate any significant differences in the compaction determined by the agricultural machines. The main CI differences are related to the tillage depths. The AP and RP treatments show good values of CI during the whole growing season.

Riassunto

Scopo del presente lavoro è valutare e quantificare le differenze indotte nel suolo da diversi tipi di lavorazioni tramite l'impiego di alcuni indici biochimici e fisici. Sono state confrontate le seguenti lavorazioni: discatura superficiale (DS), rippatura profonda (RP), aratura profonda (AP) e aratura superficiale (AS). Le analisi microbiologiche sono state effettuate su terreno prelevato a 0-20 e 20-40 cm di profondità, in diverse date durante il ciclo colturale del mais. L'indice penetrometrico (Cone Index - CI) è stato determinato dopo la raccolta del mais, sia su suolo non compattato sia in corrispondenza delle tracce della mietitrebbia. Le diverse lavorazioni determinano una diversa distribuzione di residui colturali lungo il profilo, che subiscono una diversa mineralizzazione, funzione anch'essa delle diverse lavorazioni. Nel complesso le attività metaboliche della biomassa microbica del suolo non sembrano essere state alterate dalle diverse lavorazioni. Fa eccezione la lavorazione AS che presenta un elevato quoziente metabolico, indice di un affaticamento della biomassa. La resistenza penetrometrica non ha generalmente evidenziato differenze significative riguardo all'azione costipante delle macchine agricole. Per tutte le tesi le differenze di CI, qualora presenti, sono funzione delle diverse profondità di lavorazione, ad esempio, per le tesi DS e AS si osserva una netta differenza del compattamento fra strato lavorato e non. I trattamenti AP e RP sono risultati i più efficaci nel garantire buoni valori di CI per l'intera durata del ciclo produttivo.

1. Introduzione

L'impatto delle lavorazioni sulle qualità del suolo è tuttora un argomento ampiamente dibattuto, anche perché le risposte agronomiche sono strettamente dipendenti dall'ambiente pedologico in cui si opera (Chang e Hulugalle, 1999). Le lavorazioni, attraverso il rimesco-

lamento del suolo e l'incorporazione dei residui colturali, possono influenzare la risposta produttiva delle colture tramite il loro effetto sui caratteri strutturali del suolo, sulla germinazione dei semi, sullo sviluppo degli apparati radicali, sul bilancio dei nutrienti e sullo sviluppo delle infestanti.

Da molti anni ormai la sperimentazione agraria è orientata verso lo studio di tecniche di lavorazione del terreno definite ecosostenibili, operanti in difesa dell'ambiente senza al contempo compromettere eccessivamente le rese produttive. La tradizionale aratura profonda oggi è spesso messa di discussione in quanto, oltre a richiedere un notevole dispendio di energia, può essere causa di un impoverimento di sostanza organica e lisciviazione di inquinanti e nitrati (Patrino *et al.*, 1986; Papini *et al.*, 1998), può inoltre accentuare fenomeni erosivi per effetto della formazione di strati compatti lungo il profilo (suola di aratura), della riduzione della stabilità strutturale (Pagliai *et al.*, 1996) e della conseguente formazione di croste superficiali (Unger *et al.*, 1991).

Lo scopo del presente lavoro è verificare e valutare, le differenze microbiologiche e fisiche indotte nel suolo da diversi tipi di lavorazioni mediante alcuni indici biochimici e fisici. Per quanto riguarda i parametri microbiologici sono stati determinati la respirazione specifica del suolo e la biomassa C, i cui valori sono riconosciuti essere molto sensibili alle variazioni che si verificano nel suolo (Powlson *et al.*, 1987; Brookes, 1995; Kaiser *et al.*, 1995); soprattutto la biomassa C è frequentemente impiegata nel confronto di diversi trattamenti agronomici (Lynch e Panting, 1980; Drury *et al.*, 1991; Smith *et al.*, 1995). Il quoziente metabolico (qCO_2), proposto da Anderson e Domsch (1985), rappresentato dal rapporto fra respirazione basale e biomassa del suolo, è un bioindicatore molto sensibile alle perturbazioni dell'ecosistema (Anderson e Domsch, 1990).

L'indice di mineralizzazione del carbonio, espresso dal rapporto fra respirazione e contenuto di carbonio organico, è stato impiegato per valutare l'accumulo o il depauperamento della sostanza organica nel suolo (Dommergues, 1960; Florenzano, 1983).

Per quantificare gli effetti delle diverse modalità di lavorazione sulle proprietà fisico-meccaniche del terreno si è determinato l'indice di resistenza penetrometrica (Cone Index - CI). Questo indice è ampiamente utilizzato nella sperimentazione agraria per la capacità di fornire indicazioni circa la resistenza opposta dal terreno agli organi lavoranti o all'accrescimento delle strutture ipogee delle colture (Taylor e Brar, 1991) e per valutare il compattamento del suolo operato dal passaggio delle macchine agricole (Carter, 1988).

Inoltre, considerando che in un terreno lavorato il volume dei pori diminuisce dalla preparazione del letto di semina al raccolto, sia per cause naturali (occlusione dei pori grossolani con la pioggia) che per il passaggio delle macchine necessarie per eseguire i lavori colturali e la raccolta, si è cercato di valutare quest'ultima causa di compattamento effettuando misure di resistenza penetrometrica, sia su terreno non compattato che in corrispondenza delle tracce della mietitrebbia.

2. Materiali e Metodi

2.1. Piano sperimentale

Il piano sperimentale prevede quattro tipi di lavori principali in un suolo a tessitura franco sabbiosa (Eutric Cambisol) rappresentativo dell'ambiente collinare toscano: lavorazione minima (discatura superficiale con erpice a dischi) a 10-15 cm (DS), rippatura profonda a 40-50 cm (RP), aratura profonda a 40-45 cm (AP), aratura superficiale a 20-25 cm (AS). Le diverse tesi sono state ripetute tre volte in parcelle randomizzate di m 10x50, coltivate fin dal 1970 con mais in monosuccessione nelle quali tutte le operazioni, compresa la raccolta, sono state effettuate meccanicamente.

2.2. Analisi biochimiche

I campioni di terreno per le analisi microbiologiche sono stati prelevati nello strato 0-20 e 20-40 cm, in diverse date durante il ciclo colturale del mais. Il carbonio organico (C.O.) è stato determinato per ossidazione a caldo con bicromato di potassio, in presenza di acido solforico, e successiva titolazione con sale di Möhr (Yeomans e Bremner, 1988). La determinazione dell'attività respiratoria del suolo è stata effettuata secondo il metodo proposto da Edwards (1982). La biomassa microbica è stata determinata mediante fumigazione-incubazione (Jenkinson e Powlson, 1976). Dal rapporto fra la respirazione, misurata su 7 giorni, ed il contenuto di carbonio organico si evince il coefficiente di mineralizzazione del carbonio. Il quoziente metabolico (qCO_2) è espresso dal rapporto fra C- CO_2 emessa dal suolo in 24 ore e C della biomassa (Anderson e Domsch, 1985).

Tutte le misure microbiologiche sono state effettuate in triplo. I risultati sono stati elaborati statisticamente con analisi a blocchi completamente randomizzati, le medie sono state comparate impiegando il test di Duncan.

2.3. Analisi fisiche

L'indice penetrometrico (Cone Index - CI) è stato determinato dopo la raccolta del mais utilizzando un penetrometro elettronico manuale (RIMIK mod. CP20) con punta conica di 12 mm di diametro, angolo di apertura di 30° e lunghezza utile di 60 cm. L'acquisizione dello sforzo penetrometrico e della profondità è avvenuto ad intervalli di 15 mm. In ogni parcella sono state effettuate misure di resistenza penetrometrica che hanno interessato i primi 60 cm di terreno, sia su terreno non costipato durante l'intero ciclo colturale che in corrispondenza delle tracce della mietitrebbia. In accordo con quanto previsto dalle norme ASAE (ASAE, 1994), l'indagine non ha riguardato i valori relativi ai primi 4,5 cm di suolo; sui rimanenti dati l'analisi statistica (test di Duncan) ha interessato le medie degli strati 4-16, 16-28, 28-40, 40-52 e 52-60 cm.

3. Risultati e Discussione

3.1. Attività biochimiche

Il contenuto di C.O. e le attività microbiche del suolo sono risultati significativamente correlati al tipo di lavorazione effettuata, alla profondità di campionamento e alla data di campionamento (analisi ANOVA, Tab. 1).

L'influenza della lavorazione è legata sia al tipo di movimento di terreno operato dallo strumento che alla profondità raggiunta dallo stesso. La lavorazione con aratro, sia superficiale che profonda, alzando e rimescolando le zolle di terreno, provoca una omogenea distribuzione dei residui colturali nel profilo del

Tab. 1 - ANOVA (valore di P) per le variabili biochimiche.

Fattori	Profondità			Data
	lavorazione	campionamento	campionamento	
Variabili				
C.O.	***	***		***
Biomassa C	***	*		***
Respirazione	***	***		***
Mineralizzazione C	***	***		***
qCO_2	n.s.	***		***

(* P < 0,05; *** P < 0,001)

Tab. 2 - ANOVA (valore di P) per il fattore profondità di prelievo (0-20 e 20-40 cm) per i parametri biochimici analizzate nelle diverse lavorazioni.

Variabili	DS	RP	AP	AS
C.O.	***	*	n.s.	n.s.
Biomassa C	**	*	n.s.	**
Respirazione	***	***	***	***
Mineralizzazione C	***	***	***	***
qCO_2	n.s.	***	***	*

(* P < 0,05; ** P < 0,01; *** P < 0,001)

suolo interessato dalle lavorazioni (Campbell *et al.*, 1996; Costantini *et al.*, 1996). Con le operazioni di taglio verticale operate dal ripper e, maggiormente, con la lavorazione di discatura i residui rimangono concentrati nello strato superficiale. Questo comporta differenze, fra le varie lavorazioni, nel contenuto di C.O. ed attività della biomassa microbica, soprattutto in funzione della profondità di campionamento. Nella tesi AP, grazie all'apporto di sostanza organica fresca ed all'ossigenazione di tutto lo strato 0-40 cm, non si osservano differenze significative nel contenuto totale di carbonio organico e di biomassa C al variare della profondità (Tab. 2).

Le maggiori differenze nel contenuto di C.O. in funzione della profondità si hanno per le lavorazioni DS e RP. Nella tesi AS invece tali differenze non sono significative in quanto il maggior consumo di C.O. in superficie, ad opera della biomassa microbica, viene bilanciato, in profondità, da un minor depauperamento della sostanza organica in seguito ad una bassa mineralizzazione. Questa minore attività in profondità è probabilmente dovuta alla carenza di ossigeno, tipica di un ambiente non lavorato; è invece risaputo che, negli strati superficiali, la mineralizzazione del carbonio è favorita dall'aratura del terreno, sia ridotta che profonda (Kern e Johnson, 1993).

Osservando le variazioni del contenuto di C.O. durante il ciclo colturale del mais (Fig. 1), appare evidente all'inizio della primavera un accumulo nello strato 0-20 cm della tesi DS dovuto alla scarsa degradazione dei residui colturali durante i mesi invernali, nei quali le basse temperature inducono una stasi della biomassa microbica e delle sue attività. Con lo stagionale innalzamento della temperatura si ha un aumento della biomassa (Fig. 2) che interessa particolarmente gli strati profondi delle tesi RP e AS e quello superficiale di DS (Tab. 1). Il contemporaneo aumento della respirazione (Fig. 3) e della mineralizzazione del carbonio (Fig. 4), particolarmente intense negli strati superficiali di tutte le tesi, determina, in estate, una diminuzione generalizzata del carbonio organico. La biomassa, in tutte le tesi, subisce una diminuzione nei mesi più caldi e siccitosi, provocando un aumento del quoziente metabolico (Fig. 5). Quest'ultimo, indice dello stato di affaticamento della biomassa, non pre-

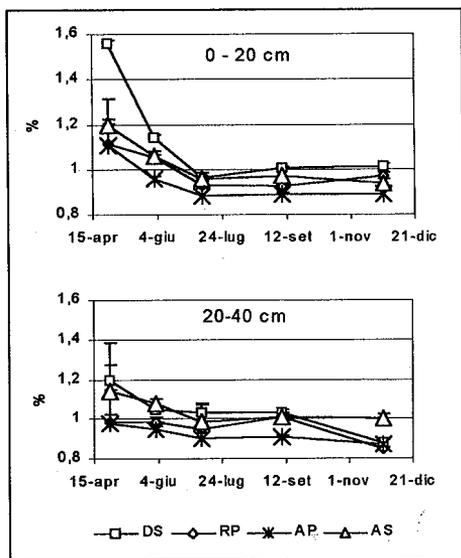


Figura 1. Contenuto di carbonio organico nel suolo sottoposto a diverse lavorazioni

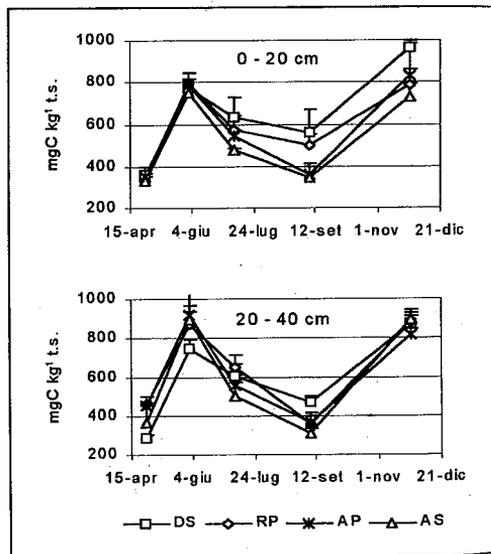


Figura 2. Biomassa microbica C nel suolo sottoposto a diverse lavorazioni

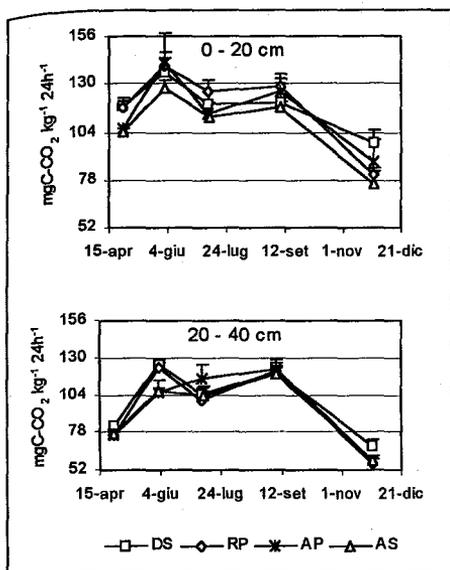


Figura 3. Attività respiratoria del suolo nelle parcelle sottoposte a diverse lavorazioni

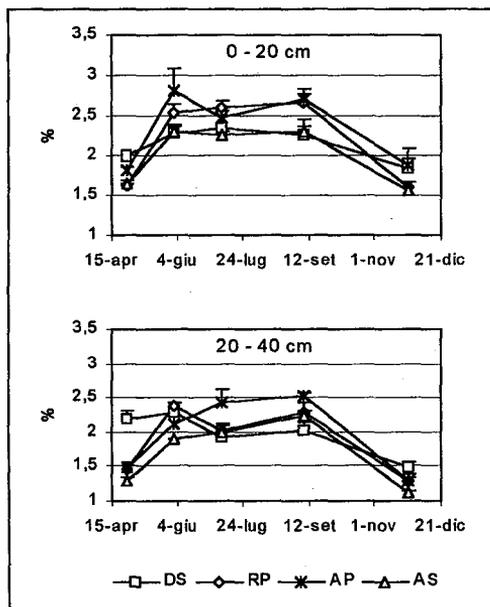


Figura 4. Coefficiente di mineralizzazione del carbonio del suolo per le diverse lavorazioni

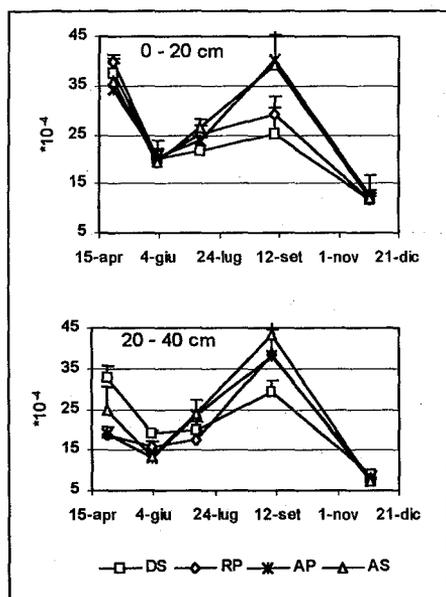


Figura 5. Quoziente mabolico della microflora del suolo per le diverse lavorazioni

senta nel complesso variazioni significative nei diversi sistemi colturali, anche se mostra valori particolarmente intensi nella tesi AS a fine estate. Le condizioni di minor affaticamento della biomassa microbica ($q\text{CO}_2$ basso) si riscontrano per la tesi DS, indipendentemente dalla profondità, e nello strato superficiale di RP.

Bisogna comunque constatare come in tutti i trattamenti non si siano osservati valori eccessivamente elevati; questo indica che nel complesso le diverse lavorazioni, come riscontrato da Wardle et al. (1999), non hanno determinato sensibili alterazioni dell'attività microbica del suolo.

3.2. Resistenza penetrometrica

L'analisi dei dati di resistenza penetrometrica ha evidenziato differenze minime, nelle diverse lavorazioni, riguardo all'azione costipante delle macchine agricole utilizzate per la raccolta (Tab.3).

La tesi RP presenta, negli strati compresi fra 16 e 40 cm di profondità, valori di CI statisticamente più elevati in corrispondenza delle

tracce della mietitrebbia. Questo potrebbe testimoniare una minore capacità ad opporsi al compattamento, da parte del suolo lavorato con il ripper. Tale comportamento può forse essere spiegato considerando la dinamica della lavorazione: l'azione di taglio operata dal ripper potrebbe non essere altrettanto efficace nell'opporre alle pressioni generate dal transito delle macchine agricole rispetto al rovesciamento ottenuto con l'aratura. Negli strati superficiali (4-16 e 16-28 cm) della tesi DS si sono riscontrati valori di CI inferiori nelle superfici compattate rispetto a quelle non compattate (Tab. 3). Una possibile spiegazione di tale comportamento può essere ricercata nella maggiore umidità del terreno registrata in corrispondenza delle tracce della mietitrebbia.

Tab. 3 - Effetto di lavorazioni diverse sui valori di Cone Index (kPa) per strato e per aree compattate dal passaggio della mietitrebbia (c) ed aree adiacenti non compattate (nc).

Tesi Profondità	DS		RP		AP		AS	
	c	nc	c	nc	c	nc	c	nc
04-16 cm	1952,4 a	2025,3 a	1117,2 a	986,9 a	1242,7 a	1176,1 a	1112,8 a	1171,6 a
16-28 cm	1668,1 b	1963,3 a	1401,1 a	1104,4 b	1255,2 a	1165,7 a	1811,5 a	1778,7 a
28-40 cm	1856,0 a	1867,7 a	1838,6 a	1540,7 b	1434,1 a	1212,0 a	2372,6 a	2137,5 a
40-52 cm	2653,0 a	2747,8 a	2300,4 a	2195,2 a	2274,7 a	2072,0 a	2632,0 a	2571,3 a
52-60 cm	2566,5 a	2732,5 a	2107,6 a	2092,4 a	2338,5 a	2364,4 a	2612,3 a	2303,4 a

Valori, per singola tesi e strato, contrassegnati da lettera uguale non sono significativamente diversi secondo Duncan (P<0,05).

Confrontando, per singolo strato, gli effetti delle lavorazioni sulla resistenza alla penetrazione si può constatare come le differenze nei valori di CI, qualora presenti, siano funzione delle diverse profondità raggiunte dagli organi lavoranti, tanto nelle aree non compattate che in quelle interessate dal passaggio delle macchine (Tab. 4 e 5).

La tesi DS mostra valori di CI, relativi allo strato 4-16 cm, significativamente maggiori rispetto a tutti gli altri trattamenti, indipendentemente dal grado di compattamento. Un comportamento non dissimile è stato osservato anche da Tebrügge e Düring (1999), seppur su suoli diversi, in parcelle con lavorazione nulla e minima confrontate con le lavorazioni tradizionali. Sembra potersi ipotizzare, confortati anche dai risultati dell'analisi della distribuzione dimensionale dei pori, riportata dai suddetti autori, che questo tipo di lavorazione favorisca la formazione di micropori, originando una struttura favorevole alla vita della microflora ma che al contempo offre una maggior resistenza alla penetrazione rispetto ad una struttura caratterizzata da pori di dimensioni maggiori. Il trattamento AS ha evidenziato un aumento del CI nello strato 16-28 cm, in corrispondenza del limite inferiore di lavorazione. Le tesi AP e RP non mostrano evidenti differenze nei valori di resistenza penetrometrica lungo il profilo; soltanto nello strato 28-40 cm i valori di CI sono risultati significativamente più bassi in AP rispetto a RP.

Tab. 4 - Effetto di lavorazioni diverse sui valori di Cone Index (kPa) nelle aree compattate.

Tesi Profondità	DS	RP	AP	AS
04-16 cm	a	b	b	b
16-28 cm	ab	bc	c	a
28-40 cm	b	b	c	a
40-52 cm	a	a	a	a
52-60 cm	a	a	a	a

I dati numerici sono riportati in Tab. 3. Separazione delle medie, per singolo strato, secondo Duncan (P<0,05)

Tab. 5 - Effetto di lavorazioni diverse sui valori di Cone Index (kPa) nelle aree non compattate.

Tesi Profondità	DS	RP	AP	AS
04-16 cm	a	b	b	b
16-28 cm	a	b	b	a
28-40 cm	a	b	c	a
40-52 cm	a	bc	c	ab
52-60 cm	a	b	ab	ab

I dati numerici sono riportati in Tab. 3. Separazione delle medie, per singolo strato, secondo Duncan (P<0,05)

4. Conclusioni

Nel complesso, nelle condizioni pedo-climatiche considerate, le attività metaboliche della biomassa microbica del suolo, non sembrano aver subito sensibili alterazioni in funzione delle diverse lavorazioni effettuate ripetutamente da sei anni al terreno. Una sostanziale, ed intuitiva, differenza in funzione delle diverse lavorazioni si ha nella diversa distribuzione del carbonio organico lungo il profilo, che subisce poi una diversa mineralizzazione, funzione anch'essa delle diverse lavorazioni, generalmente più intensa nello strato di suolo interessato dalla lavorazione d'aratura.

Le lavorazioni di discatura ed aratura superficiale determinano una netta differenza, nel compattamento del suolo, fra strato lavorato e quello sottostante; tale differenza si riflette anche sulle caratteristiche biochimiche, senza tuttavia raggiungere condizioni critiche per la microflora, almeno nella discatura, grazie alla natura abbastanza sciolta del terreno.

L'aratura profonda, operando una migliore ossigenazione e distribuzione dei residui colturali in tutto il profilo, presenta minori differenze nel contenuto di C organico e di biomassa microbica, fra strato superficiale e profondo. Per questa lavorazione, e per la rippatura profonda, si rilevano valori ottimali di CI (< 2.0 MPa, Schäfer *et al.*, 1992) per l'intera durata del ciclo produttivo e per uno spessore di suolo non limitante lo sviluppo della coltura. Riguardo ai rischi di compattamento provocato dal passaggio delle macchine agricole, si può affermare che questo tipo di suolo, nelle condizioni della prova, non sembra avere un'elevata vulnerabilità.

Si sottolinea comunque come le sole misure di resistenza penetrometrica non possano fornire risposte esaustive sul comportamento fisico-meccanico e sui caratteri strutturali del suolo, affette come sono da una serie di variabili che comprende, ad esempio, il tenore di umidità, la tessitura, la massa volumetrica apparente e il contenuto di sostanza organica del suolo. Una più completa comprensione degli effetti di differenti modalità di gestione del terreno sui caratteri fisici può ottenersi tramite il contemporaneo ricorso a tecniche capaci di dare indicazioni sulla morfologia e sulla distribuzione dimensionale della porosità, nonché sul comportamento idrologico e meccanico dei suoli, che sono in corso di studio.

Bibliografia

- ASAE (1994). *Soil cone penetrometers*. S313.2. Standards Engineering Practices Data. St. Joseph, MI, USA, ASAE Standards, 446 pp.
- Anderson T.H., Domsch K.H. (1985). *Determination of eco-physiological maintenance requirements of soil microorganisms in a dormant state*. Biol. Fertil. Soils 1:81-89.
- Anderson T.H., Domsch K.H. (1990). *Application of ecophysiological quotient (qCO₂ and qD) on microbial biomass from soil of different cropping histories*. Soil Biol. Biochem. 22:251-255.
- Brookes P.C. (1995). *Le proprietà microbiologiche come potenziali indicatori del monitoraggio dell'inquinamento del suolo*. Bollettino S.I.S.S. 6:89-122.
- Campbell C.A., McConkey B.G., Zentner R.P., Selles F., Curtin D. (1996). *Tillage and crop rotation effects on soil organic C and N in a coarse-textured Typic Haploboroll in southwestern Saskatchewan*. Soil Till. Res. 37:3-14.
- Carter M.R. (1988). *Penetration resistance to characterize the depth and persistence of soil loosening in tillage studies*. Can. J. Soil Sci. 68:657-668.
- Chang K.Y., Hulugalle N.R. (1999). *Changes in some soil properties due to tillage practices in rain-fed hardsetting Alfisol and irrigated Vertisols of eastern Australia*. Soil Till. Res. 53:49-57.
- Costantini A., Cosentino D., Segat A., (1996). *Influence of tillage systems on biological properties of a Typic Argiudoll soil under continuous maize in central Argentina*. Soil Till. Res. 38:265-271.
- Dommergues Y. (1960). *La notion du coefficient de minéralisation du carbone dans les sols*. L'Agronomie tropicale Vol. 15 N° 1.

- Drury C.F., Stone J.A., Findlay W.I. (1991). *Microbial biomass and soil structure associated with corn, grass and legumes*. Soil Sci. Am. J. 55:805-811.
- Edwards N.T. (1982). *The use of soda-lime for measuring respiration rates in terrestrial systems*. Pedobiologia 23:321-330.
- Florenzano G. (1983). *Fondamenti di microbiologia del terreno*. REDA, Roma.
- Jenkinson D.S., Powlson D.S. (1976). *The effects of biocidal treatment on metabolism in soil. V. A method for measuring soil biomass*. Soil Biol. Biochem. 8:209-213.
- Kaiser E.A., Martens R., Heinemeyer O. (1995). *Temporal changes in soil microbial biomass carbon in an arable soil: consequences for soil sampling*. Plant and Soil 170:287-295.
- Kern J.J., Johnson M.G. (1993). *Conservation tillage impacts on national and atmospheric carbon levels*. Soil Sci. Soc. Am. J. 57:200-210.
- Lynch J.M., Panting L.M., (1980). *Cultivation and soil biomass*. Soil Biol. Biochem. 12:29-33.
- Pagliai M., Barbaferri M., Benetti A. (1996). *Riflessi dei sistemi colturali sulle caratteristiche fisiche del terreno. Sistemi colturali alternativi in maiscoltura*, CNR-Università degli Studi di Pisa:89-108.
- Papini R., Piovanelli C., Brandi G., Miclaus N. (1998). *Tillage effects on seasonal nitrate dynamics, leaching and microbial activity in continuous maize production*. Fresenius Envir. Bull. 7:472-477.
- Patruno A., Cavazza L., Pistelli E. (1986). *Variazione del contenuto in azoto nitrico del terreno. Influenza della lavorazione, della coltura e del decorso meteorico*. Riv. di Agronomia 2:204-217.
- Powlson D.S., Brookes P.C., Jenkinson D.S. (1987). *Measurement of soil microbial provides an early indication of changes in total soil organic matter due to straw incorporation*. Soil Biol. Biochem. 19:159-164.
- Schäfer R.L., Johnson C.E., Koolen A.J., Gupta S.C., Horn R. (1992). *Future research needs in soil compaction*. Trans. ASAE 35:1761-1770.
- Smith J.L., Halvorson J.J., Bolton H.Jr. (1995). *Determination and use of a corrected control factor in the chloroform fumigation method of estimating soil microbial biomass*. Biol. Fertil. Soils 19:287-291.
- Taylor H.M., Brar G.S. (1991). *Effect of soil compaction on root development*. Soil Till. Res. 19:111-119.
- Tebrügge F., Düring R.A. (1999). *Reducing tillage intensity – a review of results from a long-term study in Germany*. Soil Till. Res. 53:15-28.
- Unger P.W., Cassel D.K. (1991). *Tillage implement disturbance effects on soil properties related to soil and water conservation: a literature review*. Soil Till. Res. 19:363-382.
- Yeomans J.C., Bremner M. (1988). *A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil*. Comm. in Soil Sci. Plant Anal. 19(13):1467-1476.
- Wardle D.A., Yeates G.W., Nicholson K.I., Bonner-Watson R.N. (1999). *Response of soil microbial biomass dynamics, activity and plant litter decomposition to agricultural intensification over a seven-year period*. Soil Biol. Biochem. 31:1707-1720.

MODIFICAZIONI INDOTTE DA DIVERSI TIPI DI LAVORAZIONE SU ALCUNE CARATTERISTICHE CHIMICHE DI UN SUOLO TYPIC XEROFLUVENT

Mazzoncini M.¹, Bonari E.², Risaliti R.¹, Piccotino D.³, Pezzarossa B.⁴

¹ Centro Interdipartimentale di Ricerche Agro-ambientali "E. Avanzi", Università degli Studi di Pisa

² Scuola Superiore di Studi Universitari e Perfezionamento Sant'Anna, Pisa

³ Dipartimento di Agronomia e Gestione dell'Agro-Ecosistema, Università degli Studi di Pisa

⁴ Istituto per la Chimica del terreno, CNR, Pisa

Summary

In order to evaluate the effect of tillage systems on soil fertility, soil chemical and biological characteristics were monitored in a long-term experiment. The field trial was located at a flat site of central Italy (Pisa), on an alluvial soil, where five tillage systems (deep ploughing 50 cm deep -A50-, shallow ploughing 25 cm deep -A25-, two-layer ploughing - 25 cm chiseling + 25 cm ploughing - A2ST-, chisel plough 50 cm deep -D50- and disk harrowing 10-15 cm deep -LM) have been applied since 1981. Two soil layers (0-15 cm, and 15-45 cm) were monitored, soil samples were collected 3, 5, 9 and 13 years from the beginning of the field trial. Reduced tillage was effective in maintaining soil organic carbon concentration in the upper soil layer. Total Nitrogen content was less influenced by soil tillage technique, while an ongoing decrease was recorded under A50. The highest Olsen P concentrations were recorded under LM, on the opposite a significantly lower P level was observed in deep ploughed plots. Thirteen years from the beginning of the field trial soil acid phosphatase was measured, the plots submitted to LM showed the higher concentration.

Riassunto

In una ricerca di lungo periodo in corso dal 1981, è stata valutata l'evoluzione di alcune caratteristiche chimiche del terreno determinate da cinque diversi sistemi di lavorazione: aratura profonda a circa 50 cm di profondità (A50), aratura superficiale a circa 25 cm (A25), lavorazione minima realizzata con erpice a dischi a circa 15 cm (LM), discissura a 50 cm (D50), aratura a due strati (A2ST), 25 cm di aratura + 25 cm di discissura, realizzata in un unico passaggio con aratro ripuntatore. Il terreno è stato campionato a due diverse profondità (0-15 e 15-45 cm), in quattro diverse epoche, rispettivamente a 3, 5, 9 e 13 anni dall'inizio dell'esperimento. I campioni sono stati analizzati per determinare i contenuti in sostanza organica (S.O.), azoto totale e P assimilabile (Olsen). Nello strato più superficiale del terreno, la lavorazione minima ha consentito di mantenere costante la percentuale di S.O.. Il contenuto di N totale è stato influenzato dalle tecniche di lavorazione in modo meno evidente, anche se, col trascorrere degli anni, è stata osservata una progressiva riduzione nelle parcelle arate a 50 cm. Le più elevate concentrazioni di P assimilabile sono state registrate nelle parcelle sottoposte a LM, mentre l'aratura profonda ha espresso i valori più bassi. A 13 anni dall'inizio della ricerca, l'attività fosfatase del terreno lavorato con erpice a dischi è risultata statisticamente superiore a quella dei terreni lavorati con le altre tecniche.

Introduzione

Il ricorso a differenti tecniche di lavorazione, e quindi la diversa gestione dei residui colturali, può produrre nel tempo sensibili variazioni delle caratteristiche fisiche chimiche e microbiologiche del terreno, la cui entità è maggiormente apprezzabile in prove sperimentali di lungo periodo.

Tra i vari parametri chimici, il contenuto in sostanza organica del terreno, ed il contenuto in N totale, risultano essere quelli maggiormente influenzati dalla tecnica di lavorazione adottata. Numerose ricerche condotte sull'argomento (Bauer e Black, 1981; Blevins *et al.*,

1977; Blevins e Frye, 1983; Blevins *et al.*, 1983a; Blevins *et al.*, 1983b; Campbell *et al.*, 1991; Campbell *et al.*, 1995; Campbell *et al.*, 1996; Carter, 1992; Dick, 1983; Dick e Daniel, 1987; Doran, 1980; Doran *et al.*, 1985; Ehlers e Claupein, 1994; Fleige e Baeumer, 1974; Horne *et al.*, 1992; Juo e Lal, 1979; Lal, 1976 e 1989; Lal *et al.*, 1994; Moschler *et al.*, 1975; Powlson e Jenkinson, 1981; Rasmussen e Collins, 1991; Riley *et al.*, 1994; Smettem *et al.*, 1992; Smith e Blevins, 1987; Unger e Cassel, 1991) hanno evidenziato come la ripetuta applicazione di tecniche di lavorazione semplificate, quali la lavorazione minima e la non-lavorazione, consentano di conservare o incrementare il contenuto in sostanza organica del terreno. Tale effetto è stato osservato con maggiore evidenza negli orizzonti più superficiali (da 0 a 5-15 cm di profondità).

L'entità di tali effetti ed il tempo necessario al loro manifestarsi, dipendono dall'ambiente pedoclimatico, dalla quantità e qualità dei residui colturali interrati o lasciati sulla superficie del terreno e dal periodo di adozione delle tecniche semplificate. In alcuni casi, non è stato possibile evidenziare apprezzabili variazioni del contenuto in sostanza organica in sistemi caratterizzati da scarsi apporti di residui colturali (Carter e Rennie, 1982); stessi risultati sono stati osservati in suoli sottoposti da pochi anni a tecniche anche fortemente differenziate tra loro come l'aratura e la non-lavorazione (Voltan, 1989).

L'effetto prodotto dalle tecniche di lavorazione sul contenuto in P assimilabile, data la scarsa mobilità di questo elemento, è spesso connesso al grado di rimescolamento ed al volume di terreno lavorato. Nei terreni comunque arati il fosforo tende a distribuirsi in modo omogeneo lungo il profilo interessato dalla lavorazione; al contrario, l'adozione di tecniche di "minimum tillage" o "no-tillage", riducendo o annullando il rimescolamento del suolo, provoca spesso un sensibile e rapido arricchimento degli strati più superficiali del terreno (Eckert e Johnson, 1985; Moschler *et al.*, 1972; Triplett e Van Doren, 1969; Fink e Wesley, 1974; Lal *et al.*, 1994).

Oltre alla rilevanza agronomica, tali modificazioni possono rivestire notevole importanza anche dal punto di vista ambientale. Basti pensare che l'incremento in S.O. dello strato più superficiale del terreno può determinare benefici effetti sull'ambiente sia in termini di controllo indiretto dell'erosione idrica ed eolica (Bonari *et al.*, 1996) sia come forma "alternativa" di sequestro del C atmosferico contribuendo quindi alla riduzione dell'effetto serra (Lal, 1997). In ogni caso questi effetti possono essere studiati soltanto in ricerche di lungo periodo dove le stesse tecniche di lavorazione del terreno si ripetono sui medesimi appezzamenti per più anni. La ricerca in corso dal 1981 presso il Centro Interdipartimentale di Ricerche Agro-Ambientali "Enrico Avanzi" dell'Università degli Studi di Pisa ha consentito di analizzare l'evoluzione di alcune caratteristiche chimiche del terreno al variare delle tecniche di lavorazioni per un periodo di 13 anni.

Materiali e metodi

La ricerca, tuttora in corso, è stata realizzata su terreni alluvionali (Typic xerofluent) non irrigui rappresentativi dei suoli della bassa valle dell'Arno (tabella 1) che dal 1981 sono

Tabella 1. Caratteristiche fisico-meccaniche e chimiche medie del terreno, determinate nel 1984

Argilla	(%)	14.1	Metodo U.S.D.A.
Limo	(%)	39.6	Metodo U.S.D.A.
Sabbia	(%)	46.3	Metodo U.S.D.A.
pH		8.4	Metodo Potenzimetrico
C.E.C.	(meq/100g)	12.4	
Conducibilità idraulica	(mm/h)	0.1	

lavorati secondo le seguenti metodologie: aratura profonda a circa 45-50 cm (A50), aratura superficiale a 25-30 cm (A25), aratura a due strati (25-30 cm di aratura + 25 cm di ripuntatura realizzate in un unico passaggio con aratro ripuntatore) (A2ST), discissura a circa 45-50 cm (D50), lavorazione minima con solo erpice a dischi a circa 10-15 cm di profondità (LM).

Dal 1981 al 1989 sono stati praticati diversi avvicendamenti (tabella 2); a partire dal 1990 è stata introdotta la coltura del mais in omosuccessione.

Tabella 2. Aspetti della gestione agronomica della ricerca di lungo periodo

	1981-1985	1985-1987	1987-1989	dal 1990
Avvicendamento	Frumento t.-Girasole	Frumento t.-Soia	Orzo-Soia	Mais continuo
Lavorazione	Aratura profonda (45-50 cm); Aratura superficiale (25-30 cm); Lavorazione a due strati (aratura 25-30 cm + discissura 25-30 cm); Discissura (40-50 cm); Erpicatura (10-15 cm)			
Fertilizzazione inorganica (k/ha)	Frumento N160; P ₂ O ₅ 80; K ₂ O 80	Frumento N 160; P ₂ O ₅ 80; K ₂ O 80	Orzo N160; P ₂ O ₅ 120; K ₂ O	Mais N 200; P ₂ O ₅ 150; K ₂ O 150
	Girasole N 155; P ₂ O ₅ 150; K ₂ O 150	Soia N 0; P ₂ O ₅ 120; K ₂ O 120	Soia N 0; P ₂ O ₅ 120; K ₂ O 120;	
Gestione dei residui colturali	interramento annuale dei residui di ogni coltura in avvicendamento			

La concimazione minerale (azotata, fosfatica e potassica) non si è differenziata tra le tecniche di lavorazione ma è variata in funzione della coltura; in ogni caso i fertilizzanti fosfatici e potassici sono stati distribuiti al momento della preparazione del letto di semina, interrando il concime nei primi 10-15 cm di profondità. I residui colturali al termine di ogni ciclo non sono mai stati asportati. Dal 1990, date le caratteristiche di instabilità strutturale del terreno sabbio-limoso che ha ospitato la prova, le lavorazioni principali, compresa la LM, sono state effettuate tra la fine di febbraio ed i primi di marzo. Ulteriori dettagli relativi alla gestione agronomica della ricerca sono stati riportati da Bonari e Mazzoncini (1986), Pagliari *et al.* (1989) e Mazzoncini *et al.* (1996).

Il disegno sperimentale adottato è stato quello a blocchi randomizzati con 3 replicazioni, su parcelle elementari di 140 m² (10x14).

Il terreno è stato campionato a due diverse profondità (0-15 e 15-45 cm) in quattro diversi periodi, rispettivamente a 3, 5, 9 e 13 anni dall'inizio dell'esperimento. I campioni di suolo prelevati in autunno, al termine del ciclo biologico della coltura da rinnovo, in due diverse aree della parcella, sono stati successivamente miscelati tra loro e sottoposti ad analisi chimica per la determinazione della concentrazione di carbonio organico (Nelson e Sommers, 1982), N totale (Bremner e Mulvaney, 1982) e P assimilabile (Olsen e Sommers, 1982). In corrispondenza dell'ultimo campionamento è stata misurata l'attività fosfatica, al fine di stimare l'effetto delle lavorazioni sul tasso di mineralizzazione del P organico. È stato utilizzato il metodo proposto da Cervelli (Cervelli *et al.*, 1973), il risultato è stato espresso in microgrammi di PNF (paranitrofenolo) idrolizzato per gr di suolo per ora.

I risultati ottenuti sono stati elaborati per ogni singolo anno e ricombinati per un'analisi poliennale previa determinazione della omogeneità della varianza degli errori (Gomez e

Gomez, 1984). L'analisi della varianza è stata impostata secondo un modello misto in cui gli anni sono stati considerati come fattore casuale e le lavorazioni come fattore fisso; prima dell'elaborazione, i dati relativi al contenuto in P assimilabile e N totale sono stati trasformati come $\sqrt{(x+1)}$ per omogeneizzarne la varianza. L'analisi statistica è stata eseguita impiegando la procedura GLM del programma SAS (SAS\STAT, 1990). Per la comparazione fra le medie è stato adottato il test di Duncan.

Risultati e discussione

L'analisi statistica dei risultati non ha evidenziato, per le caratteristiche considerate e per i diversi strati di terreno analizzati, significative interazioni tra le tecniche di lavorazione e gli anni, quindi il confronto tra tecniche di lavorazione è stato effettuato all'interno di ciascuna annata, tenendo conto che non si dispone di dati analitici attendibili per il 1981, anno in cui la ricerca ha avuto inizio. Non è stato possibile quindi fare direttamente riferimento ai valori iniziali dei parametri considerati, sembra comunque legittimo evidenziare eventuali tendenze determinatesi nel corso degli anni in funzione delle tecniche di lavorazione saggiate, anche in relazione ai cambiamenti intervenuti a seguito della variazione degli avviamenti culturali.

Sostanza organica

Dall'analisi dei risultati relativi allo strato di terreno più superficiale (0-15 cm) (tabella 3) emerge chiaramente la tendenza ad una maggiore stabilità del contenuto in S.O. nel terreno sottoposto a LM. Tale tendenza contrasta con la progressiva riduzione della S.O. osservata nei terreni lavorati con le altre tecniche ed in particolare con l'aratura profonda (A50); quest'ultima ha fatto registrare nel 1986, 1990 e 1994 concentrazioni inferiori a quelle delle altre tecniche. Pertanto, le lievi differenze osservate nel 1984 (non statisticamente significative), alla luce dell'andamento osservato nel decennio successivo, possono essere interpretate non tanto come differenze iniziali nel contenuto di S.O. delle diverse parcelle, bensì come un primo, debole effetto delle tecniche saggiate. Nel caso di A25, A2ST e D50, la tendenza alla riduzione del contenuto in S.O. sembra essersi arrestata a partire dal 1990, anno in cui è stata introdotta la coltura del mais, capace di apportare al terreno quantità di residui culturali anche doppie rispetto a quelle prodotte dalle colture delle precedenti rotazioni.

La concentrazione della S.O. nello strato di terreno più profondo (15-45 cm) è risultata significativamente influenzata dalle tecniche di lavorazione soltanto nel 1986 e 1990; in particolare, A25 e A2ST sono risultate quelle maggiormente in grado di contenerne la generalizzata riduzione, osservata fino al 1990, rispetto a tecniche che non permettono un interrimento profondo dei residui culturali (LM e D50) o favoriscono eccessivamente i processi di mineralizzazione (A50). È comunque interessante notare che in questo strato, a partire dal 1990, i contenuti in S.O. registrati con LM non si sono significativamente differenziati da quelli dell'aratura profonda e si sono poi uniformati a quelli di tutte le altre tecniche nel 1994. In questo caso, a fronte dei benefici effetti da molti riconosciuti alle tecniche semplificate di lavorazione del terreno in termini di incremento o mantenimento del contenuto in S.O. dello strato più superficiale del terreno, non è stata osservata alcuna riduzione di questo componente negli strati sotto-superficiali.

Confrontando le variazioni del contenuto in S.O. dal 1984 al 1994 nei diversi strati di terreno considerati, sembra possibile individuare un collegamento tra entità della riduzione del contenuto in S.O. e livello di "disturbo del terreno" e/o di "diluizione" dei residui culturali lungo il profilo lavorato; nello strato più superficiale l'aratura profonda ha fatto registrare

Tabella 3. Effetto delle tecniche di lavorazione sul contenuto in sostanza organica (%) del terreno

Profondità di campionamento (cm)	1984	1986	1990	1994
<i>Orizzonte 0-15</i>				
A50	1.75	1.51	1.42	1.20
D50	2.08	1.96	1.71	1.67
LM	2.20	2.19	2.09	2.06
A25	1.96	1.93	1.78	1.81
A2ST	2.12	2.05	1.77	1.80
	n.s.	**	**	**
<i>Orizzonte 15-45</i>				
A50	1.64	1.46	1.44	1.54
D50	1.80	1.54	1.27	1.51
LM	1.89	1.57	1.51	1.73
A25	1.98	1.88	1.72	1.78
A2ST	2.04	1.92	1.67	1.67
	n.s.	**	**	n.s.
<i>Orizzonte 0-45</i>				
A50	1.68	1.48	1.43	1.43
D50	1.89	1.68	1.42	1.56
LM	1.99	1.78	1.70	1.84
A25	1.97	1.89	1.74	1.79
A2ST	2.06	1.96	1.70	1.71
	n.s.	**	**	**

Lettere diverse indicano differenze statisticamente significative all'interno della stessa epoca di campionamento per $P \leq 0,05$ (*) e per $P \leq 0,01$ (**)

Tabella 4. Effetto delle tecniche di lavorazione sul contenuto in azoto totale (%) del terreno

Profondità di campionamento (cm)	1984	1986	1990	1994
<i>Orizzonte 0-15</i>				
A50	0.12	0.12	0.11	0.12
D50	0.15	0.13	0.12	0.14
LM	0.14	0.15	0.14	0.15
A25	0.14	0.13	0.12	0.15
A2ST	0.14	0.14	0.14	0.15
	n.s.	n.s.	**	*
<i>Orizzonte 15-45</i>				
A50	0.12	0.11	0.11	0.12
D50	0.13	0.11	0.11	0.14
LM	0.13	0.11	0.11	0.13
A25	0.15	0.14	0.13	0.14
A2ST	0.14	0.14	0.13	0.15
	n.s.	*	n.s.	*
<i>Orizzonte 0-45</i>				
A50	0.12	0.11	0.11	0.12
D50	0.13	0.12	0.11	0.14
LM	0.13	0.12	0.12	0.14
A25	0.14	0.13	0.12	0.14
A2ST	0.14	0.14	0.13	0.15
	n.s.	n.s.	*	*

Lettere diverse indicano differenze statisticamente significative all'interno della stessa epoca di campionamento per $P \leq 0,05$ (*) e per $P \leq 0,01$ (**)

una riduzione del 31%, la discissura del 20%, l'aratura a due strati del 15%, l'aratura superficiale del 7% e la lavorazione minima del 5%; nell'intero strato considerato (0-45 cm di profondità) le riduzioni sono risultate rispettivamente del 15, 17, 17, 9 e 8%.

Azoto totale

Nel complesso questa caratteristica chimica del terreno è risultata influenzata dalle tecniche di lavorazione in misura minore rispetto alla S.O. (tabella 4). Anche in questo caso, nello strato più superficiale, la LM insieme alla A2ST si è dimostrata la tecnica più adatta a conservare invariato negli anni il contenuto in N totale. Nel primo caso, la stabilità della concentrazione in N totale potrebbe essere imputabile al corrispondente mantenimento del contenuto in S.O., nel secondo si potrebbe invece attribuire alla maggiore mineralizzazione del terreno ara-ripuntato. I risultati del 1994 indicano scarse differenze tra le tecniche di lavorazione ad eccezione dell'aratura profonda (A50) che ha fatto registrare valori di N totale significativamente inferiori a tutte le altre tecniche.

Nello strato di terreno compreso tra 15 e 45 cm di profondità, l'andamento del contenuto in N totale sembra ricalcare quello del contenuto in S.O. riportato in tabella 3; in questo caso però le differenze tra le tecniche sono risultate significative soltanto nel 1986 e 1994. Nel 1986 i terreni lavorati con A25 e A2ST hanno evidenziato contenuti maggiori di N totale mentre nel 1994, dopo 5 anni di monosuccessione di mais, si è assistito ad un generale incremento dei valori del nutriente che ha determinato una scarsa differenziazione tra le tecniche ad eccezione dell'aratura profonda che ha continuato a manifestare valori inferiori alla discissura e all'aratura a due strati.

Analoghe considerazioni possono valere per l'intero strato considerato (0-45 cm).

Tabella 5. Effetto delle tecniche di lavorazione sul contenuto in P assimilabile (ppm) del terreno in diversi orizzonti.

Profondità di campionamento	1984		1986		1990		1994	
<i>Orizzonte 0-15</i>								
A50	12.0	b	10.5	c	13.7	c	16.6	c
D50	22.8	a b	23.0	b	26.7	b	28.7	b
LM	28.5	a	33.8	a	39.7	a	48.1	a
A25	19.5	a b	22.8	b	25.7	b	24.6	b
A2ST	21.0	a b	24.2	b	28.3	b	26.6	b
	**		**		**		**	
<i>Orizzonte 15-45</i>								
A50	9.3		6.8	b	11.9	b	10.2	b
D50	11.8		6.3	b	10.1	b	14.4	a b
LM	9.5		7.8	b	10.2	b	12.7	a b
A25	12.5		12.6	a	18.8	a	17.9	a
A2ST	13.5		12.0	a	21.3	a	19.3	a
	n.s.		**		**		*	
<i>Orizzonte 0-45</i>								
A50	10.2		8.0	b	12.5	b	12.3	b
D50	15.4		11.9	a	15.6	b	19.2	a
LM	15.8		16.4	a	20.0	a	24.5	a
A25	14.8		16.0	a	21.1	a	20.1	a
A2ST	16.0		16.1	a	23.7	a	22.2	a
	n.s.		**		**		**	

Lettere diverse indicano differenze statisticamente significative all'interno della stessa epoca di campionamento per $P \leq 0,05$ (*) e per $P \leq 0,01$ (**)

Fosforo assimilabile

Sulla base dei risultati dell'analisi della varianza, il contenuto in P assimilabile è risultato fortemente influenzato dalle tecniche di lavorazione che rappresentano lo strumento più efficace per distribuire il nutriente, di per sè notoriamente poco mobile, lungo tutto il profilo colturale (tabella 5). Nello strato più superficiale del terreno, le differenze tra le tecniche sono risultate chiaramente evidenti fin dal 1984, ad indicare la rapidità con la quale tale parametro tende a variare in funzione della lavorazione del terreno adottata. A questa data, significative differenze sono emerse soltanto tra la tecnica di lavorazione più superficiale (LM) e quella che, tra le più profonde, prevede l'inversione ed il rimescolamento del terreno (A50). Negli anni successivi, le differenze tra le tecniche si sono ulteriormente diversificate, tracciando una scala di valori che si è confermata nel tempo (dal 1986 al 1994). Secondo questa scala, la LM risulta essere la tecnica che ha determinato al più alto contenuto in P assimilabile nei primi 15 cm di terreno a differenza della A50 che ha determinato un effetto opposto; le altre tecniche (A25, A2ST e D50) si collocano ad un livello intermedio e non differiscono tra loro. Nello strato di terreno compreso tra 15 e 45 cm di profondità, nel 1986 e nel 1990 soltanto le due tecniche che prevedono un rovesciamento superficiale del terreno (A25 e A2ST) hanno determinato valori di P assimilabile maggiori rispetto alle altre. Nel 1994, invece, i livelli di P assimilabile rilevati nei terreni sottoposti a queste due tecniche non si sono statisticamente differenziati da quelli delle parcelle trattate con discissura e con lavorazione minima. In analogia con quanto riportato nella discussione relativa al contenuto in S.O., questo risultato riveste notevole importanza poiché dimostra che non sempre l'adozione di una tecnica semplificata implica un impoverimento del fosforo negli strati sotto-superficiali.

Considerando il contenuto medio di P assimilabile nello strato compreso tra 0 e 45 cm di profondità, fin dal 1986, i valori rilevati sul terreno semplicemente erpicato non si sono diversificati da quelli delle parcelle arate superficialmente o con aratro a due strati. Confrontando i valori del 1984 con quelli del 1994, l'aratura profonda ha fatto registrare un incremento di P assimilabile di circa il 21%, la discissura profonda del 24%, l'aratura a due strati del 39%, l'aratura superficiale del 36% e la lavorazione minima del 55%.

In questo strato di terreno, è interessante osservare come la LM e la D50 (tecniche che non prevedono un rovesciamento sostanziale del terreno) abbiano determinato un progressivo incremento della frazione assimilabile del fosforo dal 1986 in avanti, a differenza delle altre tecniche che prevedono l'aratura (profonda, superficiale e a due strati) che dal 1990 hanno fatto registrare valori costanti del fosforo assimilabile. Dato che i livelli di asportazione dei nutrienti da parte delle colture di mais, dal 1990 al 1994, non si sono sostanzialmente diversificati tra le tecniche di lavorazione (Mazzoncini *et al.*, 1996), la diversa tendenza osservata nelle parcelle arate rispetto a quelle non arate, potrebbe essere imputabile ad un generale effetto depressivo sulla fertilità microbiologica del terreno indotto dal ripetuto interrimento dei residui colturali del mais.

Attività fosfataseica

Nel 1994, è stata condotta una ulteriore indagine relativa al rapporto tra attività fosfataseica del terreno e sistemi di lavorazione adottati.

L'analisi ha riguardato solo lo strato più superficiale del terreno, in cui si concentra l'attività enzimatica. I risultati ottenuti (tabella 6) hanno evidenziato una maggiore attività della fosfatasi nel terreno trattato con lavorazione minima, mentre valori statisticamente inferiori sono stati misurati nei terreni lavorati con A50, A2ST e A25. I livelli di fosfatasi sembrano essere inversamente proporzionali alla intensità del "disturbo" prodotto dalla lavorazione del terreno; nel caso della discissura, che implica la rottura della massa terrosa fino a 45-50 cm di

Tabella 6. Effetto delle tecniche di lavorazione sull'attività fosfatase del terreno misurata nell'orizzonte 0-15 cm

Tecnica di lavorazione	$\mu\text{g h}^{-1} \text{g}^{-1\tau}$	
A50	785	c
D50	940	b
LM	1153	a
A25	847	b c
A2ST	756	c

τ l'attività fosfatase è espressa in microgrammi di p-nitrofenolo prodotto per g di terreno secco per ora

profondità, i valori di fosfatasi si sono attestati su livelli intermedi tra LM e le altre tecniche; tale risultato potrebbe essere in relazione con il mancato rovesciamento dello strato più superficiale del terreno. Nei terreni sottoposti ad A50, D50 ed LM, la concentrazione dell'enzima è risultata direttamente proporzionale alla concentrazione del C organico (Tatabai, 1982).

Conclusioni

I risultati ottenuti hanno in gran parte confermato quanto riportato in letteratura in merito alla capacità delle tecniche di lavorazione minima di conservare il contenuto in sostanza organica negli strati più superficiali del terreno e di arricchirli in P assimilabile. Rispetto alle esperienze, in gran parte realizzate fuori dall'Italia, che costituiscono la base bibliografica di questo lavoro e che hanno posto a confronto tecniche semplificate di lavorazione del terreno con un unico tipo di aratura (quella a 20-25 cm di profondità), la nostra ricerca ha permesso di valutare con maggiore attenzione gli effetti prodotti da altre tecniche di aratura diffuse nel nostro Paese (aratura profonda e a due strati). Sotto questo aspetto i risultati ottenuti hanno evidenziato, nel loro insieme, un effetto depressivo dell'aratura profonda, ancora oggi molto utilizzata in Italia, nei confronti del contenuto in sostanza organica e P assimilabile del terreno.

La possibilità di operare confronti tra tecniche di lavorazione in un periodo di tempo così ampio ha consentito inoltre di verificare che non sempre il ricorso a tecniche di lavorazione minima implica un impoverimento della sostanza organica e del fosforo negli strati sottosuperficiali non raggiunti dalla lavorazione del terreno e quindi non arricchiti di fertilizzanti e soprattutto di residui colturali. La completa confrontabilità dei livelli di sostanza organica e di P assimilabile rilevati per le diverse tecniche di lavorazione nello strato di terreno più profondo, apre però nuovi interrogativi sulla effettiva mobilità dei nutrienti all'interno del profilo colturale e, soprattutto, sulla dinamica della catena del detrito in suoli diversamente lavorati. In adeguate condizioni edafiche, quest'ultima potrebbe infatti fungere da naturale "rimescolatore" dello strato attivo del terreno confidando sull'azione combinata di microflora, micro, meso e macrofauna terricola.

Bibliografia

- Alef K., Nannipieri P., Trazar-Cepeda C. (1995). *Phosphatase activity*. In Alef K., Nannipieri P. (Eds). *Methods in applied soil microbiology and biochemistry*. Academic press, London.
- Bauer, A., Black A.L. (1981). *Soil carbon, nitrogen and bulk density comparison in two cropland tillage systems after 25 years and in virgin grassland*. Soil Sci. Soc. Am. J. 45:1166-1170.
- Blevins R.L., Thomas G.W., Cornelius D.L. (1977). *Influence of no-tillage and nitrogen fertilization on certain soil properties after 5 years of continuous corn*. Agron. J., 69:383-386.

- Blevins R.L., Thomas G.W., Smith M.S., Frye W.W., Cornelius D.L. (1983a). *Changes in soil properties after 10 years continuous non-tilled and conventionally tilled corn*. Soil and Tillage Research 3:135-146.
- Blevins R.L., Smith M.S., Thomas G.W., Frye W.W. (1983b). *Influence of conservation tillage on soil properties*. J. Soil Water Conserv. 38:301-305.
- Blevins R.L., Frye W.W. (1993). *Conservation tillage: an ecological approach to soil management*. Adv. Agron. 51:33-78.
- Bonari E., Mazzoncini M. (1986). *Primi risultati sperimentali sulle lavorazioni del terreno in suoli tendenzialmente limosi del litorale tirrenico*. Rivista di Agronomia 2-3:277-287.
- Bonari E., Mazzoncini M., Ginanni M., Menini S. (1996). *Influenza delle tecniche di lavorazione del terreno sull'erosione idrica dei terreni argillosi della collina toscana*. Rivista di Agronomia 3:470-477.
- Bremner, J.M., Mulvaney, C.S. (1982). *Nitrogen-total*. In: Page A.L., Miller R.H., Keeney D.R. (Eds.), *Methods of soil analysis. Part 2: Chemical and Microbiological Properties*. Second Edition, ASA-SSSA, Madison, Wisconsin, USA.
- Campbell C.A., Biederbeck, V.O., Zentner, R.P., Lafond, G.P. (1991). *Effect of crop rotations and cultural practices on soil organic matter, microbial biomass and respiration on a thin Black Chernozem*. Can. J. Soil Sci. 71:363-376.
- Campbell C.A., McConkey B.G., Zentner R.P., Selles F., Curtin D. (1995). *Carbon sequestration in a Brown Chernozem as affected by tillage and rotation*. Can. J. Soil Sci. 75:449-458.
- Campbell C.A., McConkey B.G., Zentner R.P., Selles F., Curtin D. (1996). *Tillage and crop rotation effects on soil organic C and N in a coarse-textured Typic Haploboroll in southwestern Saskatchewan*. Soil Tillage Res. 37:3-14.
- Carter M.R., Rennie D.A. (1982). *Changes in soil quality under zero-tillage farming systems: distribution of microbial biomass and mineralizable C and N potentials*. Can. J. Soil Sci. 62:587-597.
- Carter M.R. (1992). *Influence of reduced tillage systems on organic matter, microbial biomass, macro-aggregate distribution and structural stability of the surface soil in a humid climate*. Soil Tillage Res. 23:361-372.
- Cervelli S., Nannipieri P., Ceccanti B., Sequi P. (1973). *Michaelis constant of soil acid phosphatase*. Soil Biol. Biochem. 5:841-845
- Dick W.A. (1983). *Organic carbon, nitrogen and phosphorus concentrations and pH in soil profiles as affected by tillage intensity*. Soil Sci. Soc. Am. J. 47:102-107.
- Dick W.A., Daniel T.C. (1987). *Soil chemical and biological properties as affected by conservation tillage: Environmental implications*. In Logan T.J., Davidson J.M., Baker J.L., Overcash M.R. (Eds), *Effects of conservation tillage on groundwater quality: nitrates and pesticide*. Lewis Pub., Chelsea (MI.), pp. 125-147.
- Doran J.W. (1980). *Soil microbial and biochemical changes associated with reduced tillage*. Soil Sci. Soc. Am. J. 44:765-771.
- Doran J.W., Mielke L.N., Power J.F. (1985). *Tillage imposed changes in the agricultural ecosystem*. Proc. 10th I.S.T.R.O. Conference, Guelph, Ontario.
- Eckert D.J., Johnson J.W. (1985). *Phosphorus fertilization in no-tillage corn production*. Agron. J. 77:789-792.
- Ehlers W., Claupein W. (1994). *Approaches toward conservation tillage in Germany*. In Carter M.R. (Ed.), *Conservation tillage in temperate Agroecosystems*. CRC Press, Inc., Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.
- Fink R.J., Wesley D. (1974). *Corn yield as affected by fertilization and tillage system*. Agron. J. 66:70-71.
- Fleige H., Baumer K. (1974). *Effect of zero-tillage on organic carbon and total nitrogen content and their distribution in different N-fractions in Loessial soils*. Agroecosystem 1:19-29.
- Garcia C., Hernandez T., Costa C., Ceccanti B., Masciandaro G., Ciardi C. (1993). *A study of biochemical parameters of composted and fresh municipal wastes*. Bioresource Technology 44:17-23.
- Gee G.W., Bauder J.W. (1982). *Particle-size analysis*. In Klute A. (Ed.), *Methods of soil analysis. Part 1: Physical and Mineralogical Methods*. Second Edition, ASA-SSSA, Madison, Wisconsin, USA.
- Gomez A.K. (1984). *Statistical procedures for agricultural research*. Second edition. J. Wiley & Sons, New York.
- Horne D.J., Ross C.W., Hughes K.A. (1992). *Ten years of a maize/oats rotation under three tillage systems on a silt loam in New Zealand. 1. A comparison of some soil properties*. Soil Tillage Res. 22:131-143.
- Juo A.S.R., Lal R. (1979). *Nutrient profile in a tropical Alfisol under conventional and no-till systems*. Soil

- Sci. 127:168-173.
- Knudsen D., Peterson G.A., Pratt P.F. (1982). *Lithium, Sodium, and Potassium*. In Page A.L., Miller R.H., Keeney D.R. (Eds.), *Methods of soil analysis. Part 2: Chemical and Microbiological Properties*. Second Edition, ASA-SSSA, Madison, Wisconsin, USA.
- Lal R. (1976). *No-tillage effects on soil properties under different crops in western Nigeria*. Soil Sci. Soc. Am. J. 40:762-768.
- Lal R. (1989). *Conservation tillage for sustainable agriculture: tropics versus temperate environments*. Advance in Agronomy 42:85-197.
- Lal R., Logan T.J., Eckert D.J., Dick W.A., Shipitalo M.J. (1994). *Conservation tillage in the corn belt of the United States*. In Carter M.R. (Ed.), *Conservation tillage in temperate Agroecosystems*. CRC Press, Lewis Publishers, Boca Raton (Florida).
- Lal R. (1997). *Residue management, conservation tillage and soil restoration for mitigating greenhouse effect by CO₂-enrichment*. Soil and Tillage Research 43:81-107.
- Mazzonocini M., Bonari E., Coli A. (1996). *Le alternative nelle lavorazioni del mais*. In *Sistemi colturali alternativi in maiscoltura*, E. Bonari, M. Pagliai (Ed.). Centro Stampa CNR-Pisa:39-62.
- Mc Lean E.O. (1982). *Soil pH and lime requirement*. In Page A.L., Miller R.H., Keeney D.R. (Eds.), *Methods of soil analysis. Part 2: Chemical and Microbiological Properties*. Second Edition, ASA-SSSA, Madison (Wisconsin).
- Moschler W.W., Shear G.M., Martins D.C., Jones G.D., Wilmouth R.R. (1972). *Comparative yield and fertilizer efficiency of no-tillage and conventionally tilled corn*. Agron. J. 64:229-231.
- Moschler W.W., Martens D.C., Shear G.M. (1975). *Residual fertility in soil continuously field cropped to corn by conventional and no-tillage methods*. Agron. J. 67:45-48.
- Nannipieri P., Ceccanti B., Cervelli S., Matarese E. (1980). *Extraction of Phosphatase, Urease, Proteases, Organic carbon and Nitrogen from soil*. Soil Sci. Soc. Am. J. 44:1011-1016.
- Nelson D.W., Sommers L.E. (1982). *Total carbon, organic carbon, and organic matter*. In Page A.L., Miller R.H., Keeney D.R. (Eds.), *Methods of soil analysis. Part 2: Chemical and Microbiological Properties*. Second Edition, ASA-SSSA, Madison, Wisconsin (USA).
- Olsen S.R., Sommers L.E. (1982). *Phosphorus*. In Page A.L., Miller R.H., Keeney D.R. (Eds.), *Methods of soil analysis. Part 2: Chemical and Microbiological Properties*. Second Edition, ASA-SSSA, Madison, Wisconsin (USA).
- Pagliai M., Pezzarossa B., Bonari E., Mazzonocini M. (1989). *Effects of tillage on porosity and micro-structure of a loam soil*. Soil Technology 2:345-358.
- Powelson D.S., Jenkinson D.S. (1981). *A comparison of the organic matter, biomass, ATP and mineralizable N contents of ploughed and direct-drilled soil*. J. Agric. Sci. 97:713-721.
- Rasmussen P.E., Collins H.P. (1991). *Long-term impacts of tillage, fertilizer, and crop residue on soil organic matter in temperate semiarid regions*. Advance in Agronomy 45:93-134.
- Riley H., Borresen T., Ekeberg E., Rydberg T. (1994). *Trends in Reduced tillage research and practice in Scandinavia*. In Carter M.R. (Ed.), *Conservation tillage in temperate Agroecosystems*. CRC Press, Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.
- Smettem K.R.J., Rovira A.D., Wace B.R., Wilson B.R., Simon A. (1992). *Effect of tillage and crop rotation on the surface stability and chemical properties of a red-brown earth (Alfisol) under wheat*. Soil Tillage Res. 22:27-40.
- Smith M.S., Blevins R.L. (1987). *Effect of conservation tillage on biological and chemical soil conditions: regional and temporal variability*. In: Logan T.J., Davidson J.M., Baker J.L., Overcash M.R. (Eds.), *Effects of conservation tillage on groundwater quality: nitrates and pesticide*. Lewis Pub., Chelsea, MI., pp. 149-168.
- Tatabai M.A. (1982). *Soil enzymes*. In: Page A.L., Miller R.H., Keeney D.R. (Eds.), *Methods of soil analysis. Part 2: Chemical and Microbiological Properties*. Second Edition, ASA-SSSA, Madison, Wisconsin, USA.
- Triplett G.B.Jr., Van Doren D.M. (1969). *Nitrogen, phosphorus and potassium fertilization of non-tilled maize*. Agron. J. 61:637-639.
- Unger P.W., Cassel D.K. (1991). *Tillage implement disturbance effects on soil properties related to soil and water conservation: a literature review*. Soil Tillage Res. 19:363-382.
- Voltan R. (1989). *Variazioni di alcune caratteristiche chimico-fisiche in un terreno di grana media-sabbiosa diversamente lavorato*. Riv. di Agron. 2:150-155.

SISTEMI CULTURALI COMPATIBILI CON LE ESIGENZE DI TUTELA DELL'AMBIENTE IN AREE PROTETTE

Silvestri N.¹, Coli A.², Risaliti R.², Ginanni M.², Pampana S.¹

¹Dipartimento di Agronomia e Gestione dell'Agro-Ecosistema, Università degli Studi di Pisa

²Centro Interdipartimentale di Ricerche Agro-Ambientali, "E. Avanzi", Università degli Studi di Pisa

Abstract

Alternative farming systems main objective concern with farmers income protection, production quality enhancement, environmental risk reduction and soil fertility conservation. The last two objective became the most important inside protected areas, like the "Parco Regionale Migliarino-San Rossore-Massaciuccoli". This paper describes the result of a pluriennial reasearch dealing with the input reduction effects on soil quality and crop nutrient uptake. The field trial was carried out inside the Park area. A three year rotation, corn-corn-soybean, was conducted according to three farming systems, characterized by a different use of mechanical and chemical inputs: conventional system (SC), reduced input system (SR) and protective system (SP). In the first three years, the application of the different farming systems didn't affect soil organic matter content and total N concentration. Soil P concentration in the topsoil showed the higher results in the plots conducted according to the less intensive farming system (SP). Plant analysis results followed the same trend, corn and soybean P concentration was higher under protective farming system.

Riassunto

Gli obiettivi che si intendono conseguire attraverso l'adozione di modelli produttivi alternativi possono riguardare la salvaguardia dei redditi degli agricoltori, il miglioramento del livello qualitativo delle produzioni ottenute, la riduzione dei rischi ambientali e la conservazione della fertilità del suolo.

All'interno di aree protette, caratterizzate da particolare rilievo naturalistico, sono proprio queste ultime due esigenze ad assumere un valore preminente ed a porre gli interrogativi più importanti anche in termini di pianificazione dell'attività agricola. Nella presente nota si riportano i risultati di una ricerca condotta allo scopo di valutare l'impatto di sistemi culturali alternativi sulla qualità del suolo e sulle asportazioni operate dalle colture in un'area sperimentale localizzata all'interno del territorio del Parco Regionale Migliarino-San Rossore-Massaciuccoli. I sistemi culturali posti a confronto, caratterizzati da un diverso impiego di input chimici e meccanici e pertanto condotti secondo diverse "filosofie" di comportamento tecnico-economico, sono stati realizzati su una rotazione triennale mais-mais-soia.

Nell'arco del triennio di prova, il ricorso ai sistemi culturali meno intensivi non ha determinato effetti negativi sulla fertilità chimica del terreno e sulle capacità di assorbimento dei nutrienti da parte delle colture. Al contrario, la concentrazione del fosforo assimilabile nello strato più superficiale del suolo è risultata maggiore nelle parcelle gestite con il minimo ricorso ad interventi meccanici. Inoltre, le colture gestite secondo questo sistema hanno fatto registrare maggiori concentrazioni di P totale in tutte le componenti della pianta.

Introduzione

All'interno di aree protette risulta prioritario armonizzare le scelte culturali operate dagli agricoltori con le esigenze di tutela del territorio e delle risorse naturali. L'ampia diffusione di colture intensive nel territorio del Parco Naturale Migliarino-San Rossore-Massaciuccoli,

dettata sia dalle attuali prospettive di mercato, sia dalla "vocazionalità" del comprensorio, potrebbe essere considerata poco compatibile con le condizioni di elevata vulnerabilità del territorio, legate a fattori climatici, alla natura dei terreni ed alla presenza di particolari emergenze naturali, quali il Lago di Massaciuccoli (Bonari *et al.*, 1996; Cini *et al.*, 1997; Pensabene *et al.*, 1997). In tali condizioni appare particolarmente importante riuscire a valutare l'impatto ambientale associato ai sistemi colturali adottati, nel tentativo di definire modelli agricoli più "compatibili" con la salvaguardia del territorio.

A questo scopo è stata avviata, con il contributo finanziario dell'ARSIA (Azienda Regionale per lo Sviluppo e l'Innovazione in Agricoltura) della Regione Toscana, una ricerca di pieno campo che poneva a confronto tre diversi sistemi colturali, riconducibili ad altrettanti possibili comportamenti dell'agricoltore rispetto alle problematiche ambientali. Ad un sistema colturale "convenzionale", costruito sulla base delle scelte usualmente operate dagli agricoltori della zona, sono stati contrapposti due sistemi meno intensivi, denominati rispettivamente sistema "ridotto" e sistema "protettivo" in cui il minor ricorso ai fattori produttivi era sostanzialmente volto a conseguire un significativo contenimento dell'impatto ambientale (Bonari *et al.*, 1996).

La sperimentazione, avviata nel 1996, ha avuto la durata di tre anni ed in questa sede sono discussi i risultati relativi all'assorbimento dei nutrienti da parte delle colture e gli effetti indotti sulle principali caratteristiche chimiche dei terreni.

Materiali e metodi

Caratteristiche dell'ambiente di sperimentazione

L'azienda che ha ospitato la ricerca è situata nella parte nord-orientale del Parco Regionale Migliarino-San Rossore-Massaciuccoli (PI), nelle immediate vicinanze del lago di Massaciuccoli.

L'area è caratterizzata da un clima tipicamente mediterraneo, con piovosità media di circa 900 mm annui, concentrati nei mesi invernali e primaverili. La temperatura media annua è pari a 15 °C, con escursioni termiche limitate, le temperature massime medie mensili possono superare i 25 °C nel periodo estivo, le minime medie mensili raramente scendono al di sotto dello zero (fig. 1).

I terreni, un tempo sommersi e soggetti alla decomposizione anaerobica della componente organica, sono stati restituiti all'utilizzazione agricola in seguito ad interventi di bonifica idraulica per sollevamento. Possono essere definiti torbosi, caratterizzati da pH acido e da frequenti condizioni di saturazione idrica (tab. 1). Tali condizioni limitano fortemente la coltivazione delle colture a ciclo autunno-vernino, tanto che la diffusione dei cereali a paglia risulta nel comprensorio piuttosto ridotta, superando di poco il 10% della SAU. Per questi motivi è stato scelto un avvicendamento colturale basato esclusivamente sulle due colture primaverili estive più rappresentative dell'areale: mais e soia, che occupano oltre il 50% della SAU.

Tabella 1. Principali caratteristiche fisico-meccaniche e chimiche del terreno nell'orizzonte 0-45 cm

argilla (%)	limo (%)	sabbia (%)	pH	conducibilità $\mu\text{S}/\text{cm}$	C.C. -0,33 bar (%) peso	P.A. -15 bar (%) peso
23,4	42,3	34,3	5,5	307,7	54,5	33,0

Organizzazione della ricerca

La prova sperimentale ha riguardato un avvicendamento triennale mais-mais-soia. Nell'ottica di ridurre l'influenza del fattore climatico sui risultati produttivi delle colture la rotazione è stata sviluppata sia nel tempo sia nello spazio, in modo che ogni anno fosse possibile valutare il comportamento di tutti i termini dell'avvicendamento.

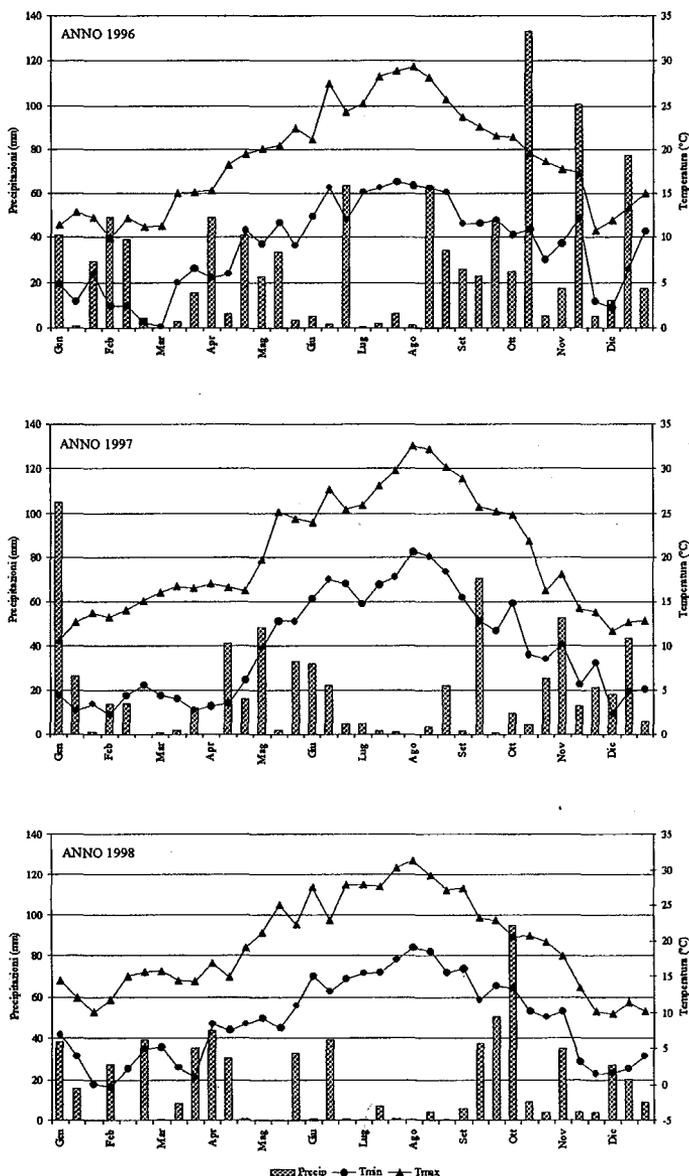


Figura 1. Andamento decadico delle precipitazioni e delle temperature minime e massime nel triennio di prova

I tre sistemi colturali adottati sono stati:

– “sistema convenzionale” (“SC”), basato sulle tecniche usualmente adottate nel comprensorio che mirano all’ottenimento di una soddisfacente resa delle colture attraverso il sostenimento degli ordinari costi di gestione;

– “sistema ridotto” (“SR”), il cui obiettivo è il contenimento dell’impatto ambientale, realizzato secondo una strategia passiva, basata su una significativa riduzione dell’impiego dei fattori produttivi, in linea con quanto previsto dal Reg. UE 2078/92;

– “sistema protettivo” (“SP”), mirato alla massima riduzione del rischio ambientale da realizzare sia attraverso l’impiego localizzato dei fattori produttivi (coltivazione in banda), sia mediante l’adozione di una strategia “attiva” che include il ricorso ad accorgimenti agronomici rivolti esclusivamente al controllo dell’impatto ambientale (coltivazione di fasce inerbite lungo le scoline per il contenimento del ruscellamento superficiale) (Van Dijk *et al.*, 1996; Dewald *et al.*, 1996; Webster e Shaw, 1996).

Queste indicazioni di principio sono state tradotte in precisi itinerari di conduzione agronomica delle colture procedendo ad una diversificazione di tutti i principali segmenti della tecnica colturale, con l’unica eccezione dell’irrigazione e della scelta del materiale genetico da impiegare (tab. 2 e 3) (Peterson *et al.*, 1993).

Lo schema sperimentale adottato è stato il blocco randomizzato con quattro replicazioni, la superficie complessivamente interessata è stata di cinque ettari.

Rilievi sperimentali

I rilievi sperimentali hanno riguardato la valutazione del comportamento agronomico delle singole colture relativamente alla produzione utile ed alla biomassa totale. È stata inoltre determinata la concentrazione di azoto (N) e fosforo (P) in ciascuna componente della

Tabella 2. Principali interventi previsti nella conduzione del mais

	SC	SR	SP
Lavorazione principale	Aratura superficiale (30 cm circa)	Lavorazione minima (10-15 cm circa)	Non lavorazione* (semina su sodo)
Cultivar	Ibrido classe FAO 600 [^]		
Modalità di semina	Investimento pari a 8,3 semi m ⁻² ; distanza tra le file 50 cm		
Date di semina	08 maggio 1996 18 aprile 1997 29 aprile 1998		
Concimazione (kg ha ⁻¹)	N 280 (200+80) ⁽¹⁾ P ₂ O ₅ 140 ⁽²⁾ K ₂ O 140 ⁽³⁾	N 170 (120+50) ⁽¹⁾ P ₂ O ₅ 90 ⁽²⁾ K ₂ O 60 ⁽³⁾	N 170 (120+50) ⁽¹⁾ § P ₂ O ₅ 90 ⁽²⁾ § K ₂ O 60 ⁽³⁾ §
Diserbo chimico	Pre-emergenza # Post-emergenza ++	Post-emergenza ++	Pre-emergenza localizzata #
Lavorazioni consecutive	Sarchiatura		
Irrigazione	Richiamo delle acque del Lago di Massaciuccoli all’interno della rete scolante		

* Realizzata con una seminatrice dotata di piccole frese operanti su 10 cm di larghezza; [^] Ibrido Samantha nel 1996 e nel 1997, ibrido Kelada nel 1998; § Il quantitativo di N distribuito in pre-semina è localizzato su una banda di 25 cm a cavallo della fila, quello in copertura è distribuito a pieno campo; il quantitativo di P₂O₅ e di K₂O distribuito è localizzato sulla fila; # Metolachlor; + Terbutylazine; ++ Rimsulfuron; ¹⁾ 30.0.0 per la distribuzione in pre-semina, Urea per la distribuzione in copertura; ²⁾ Perfosfato triplo; ³⁾ Solfato potassico

pianta: granella, stocco e tutolo per il mais, granella e residui colturali per la soia. La determinazione di N totale è stata eseguita utilizzando il metodo Kjeldhal; il P totale è stato invece estratto tramite attacco acido con H_2SO_4 , in presenza di H_2O_2 , la successiva determinazione è stata effettuata per via spettrofotometrica (Jones *et al.*, 1991).

Al fine di verificare gli effetti indotti dai diversi sistemi colturali sulle principali caratteristiche chimiche del terreno sono stati effettuati due campionamenti in corrispondenza dell'inizio della ricerca (maggio 1996) e dopo un intero ciclo di avvicendamento (marzo 1999). In entrambi i casi è stato esplorato l'orizzonte 0-45 cm, procedendo per strati successivi di 15 cm; ciascuno dei 108 campioni analizzati (3 sistemi colturali x 3 termini dell'avvicendamento x 4 repliche x 3 strati) è stato ottenuto dalla omogeneizzazione di tre sub-campioni prelevati casualmente.

I campioni essiccati e successivamente setacciati a 2 mm, sono stati sottoposti ad analisi fisico-chimiche. Il pH è stato determinato con il metodo potenziometrico (Mc Lean, 1982); l'analisi granulometrica ha seguito il metodo della pipetta (Patrino *et al.*, 1997), la cui applicazione è stata resa difficoltosa dall'elevato contenuto in sostanza organica dei terreni, che non ha consentito la completa dispersione degli aggregati organo-minerali. La misura della capacità di campo è stata effettuata secondo il metodo descritto da Cavazza (1997), mentre la determinazione dell'azoto totale è stata eseguita attraverso il metodo Kjeldhal (Bremner e Mulvaney, 1982). Per la valutazione del contenuto in sostanza organica si è adottato il metodo Walkley e Black, che prevede l'ossidazione con $K_2Cr_2O_7$ in ambiente acido e la successiva analisi colorimetrica (Nelson e Sommers, 1982), il fosforo assimilabile è stato estratto secondo il metodo Bray e Kurtz e determinato per via colorimetrica (Olsen e Sommers, 1982).

Risultati e discussione

Contenuto di nutrienti nei vegetali

I risultati medi del triennio di sperimentazione relativi alla concentrazione di nutrienti nella granella, nello stocco e nel tutolo del mais sono riportati in tabella 4.

Il contenuto in azoto nelle tre matrici analizzate non è stato influenzato in maniera statisticamente significativa dal sistema colturale adottato. Le differenze riscontrate risultano infatti, inferiori allo 0,1 in termini assoluti (+0,03 nella granella del "SP"; +0,05 negli stocchi del "SC"; +0,02 nei tutoli del "SC" e del "SP").

Decisamente diverso appare il comportamento della coltura riguardo all'assorbimento del fosforo, la cui concentrazione risulta sempre più elevata in corrispondenza del sistema "protettivo". Si sono riscontrate differenze statisticamente significative rispetto al "SC" sia relativamente alla granella che ai tutoli (+0,43 e +0,09, rispettivamente).

Le concentrazioni dei due nutrienti nella granella e nei tutoli sembrano sostanzialmente in linea con quanto riportato da altri Autori (Toderi *et al.*, 1999), mentre le concentrazioni registrate per gli stocchi risultano decisamente più contenute.

Per quanto riguarda la soia (tab. 5), l'adozione di sistemi che prevedevano il ricorso alle lavorazioni del terreno ("SC" e "SR"), ha comunque determinato un incremento significativo del contenuto in azoto della granella (+1,19 nel "SC" rispetto al "SP" e +0,8 nel "SR" rispetto al "SP"). Tale comportamento potrebbe essere messo in relazione ad una maggiore attività e/o colonizzazione delle radici da parte di *Rhizobium spp.*, che avrebbe consentito alla leguminosa un migliore assorbimento del nutriente. Una situazione analoga si osserva

anche a carico dei residui colturali, dove il "SR" (0,48%) fa registrare valori statisticamente intermedi tra il "SC" (0,61%) ed il "SP" (0,40%).

Tabella 3. Principali interventi previsti nella conduzione della soia

	SC	SR	SP
Lavorazione principale	Aratura superficiale (30 cm circa)	Lavorazione minima (10-15 cm circa)	Non lavorazione* (semina su sodo)
Cultivar	Gruppo I ^		
Modalità di semina	Investimento pari a 50 semi m ⁻² ; distanza tra le file 50 cm		
Date di semina	08 maggio 1996 18 aprile 1997 29 aprile 1998		
Concimazione (kg ha ⁻¹)	N 30 ⁽¹⁾ P ₂ O ₅ 100 ⁽²⁾ K ₂ O 100 ⁽³⁾	N 0 P ₂ O ₅ 80 ⁽²⁾ K ₂ O 0	N 0 P ₂ O ₅ 80 ⁽²⁾ § K ₂ O 0
Diserbo chimico	Pre-emergenza # Post-emergenza ++	Post-emergenza ++	Pre-emergenza localizzata #
Lavorazioni consecutive	Sarchiatura		
Irrigazione	Richiamo delle acque del Lago di Massaciuccoli all'interno della rete scolante		

* Realizzata con una seminatrice dotata di piccole frese operanti su 10 cm di larghezza; ^ cv Agata; § Il quantitativo distribuito è localizzato sulla fila; # Metolachlor; + Pendimetalin; ++ Imazethapyr; ¹⁾ Urea; ²⁾ Perfosfato triplo; ³⁾ Solfato potassico

Tabella 4. Effetto dei sistemi colturali sul contenuto di N e P nella granella, nello stocco e nel tutolo di mais

	contenuto di azoto (%)			contenuto di fosforo (‰)		
	granella	stocco	tutolo	granella	stocco	tutolo
SC	1,38 ns	0,56 ns	0,40 ns	2,34 Bc	0,51 ab	0,42 Bb
SR	1,38 ns	0,51 ns	0,38 ns	2,60 Ab	0,47 b	0,44 Bb
SP	1,41 ns	0,55 ns	0,40 ns	2,77 Aa	0,57 a	0,51 Aa

I valori che non hanno in comune lettere uguali sono significativamente diversi (SNK test). Lettera maiuscola per P≤0,01; lettera minuscola per P≤0,05

Tabella 5. Effetto dei sistemi colturali sul contenuto di N e P nella granella e nei residui colturali della soia

	contenuto di azoto (%)		contenuto di fosforo (‰)	
	granella	residui	granella	residui
SC	5,93 Aa	0,61 a	5,55 Bc	0,95 Bb
SR	5,54 Aa	0,48 ab	5,96 Bb	0,73 Bb
SP	4,74 Bb	0,40 b	7,15 Aa	1,73 Aa

I valori che non hanno in comune lettere uguali sono significativamente diversi (SNK test). Lettera maiuscola per P≤0,01; lettera minuscola per P≤0,05

Relativamente al fosforo, il "SP" sembra confermare l'effetto positivo sull'assorbimento del nutriente già osservato per il mais; la concentrazione rilevata nella granella risulta infatti significativamente più elevata sia rispetto al "SR" (+1,19), sia rispetto al "SC" (+1,6). Un

comportamento sostanzialmente simile si registra anche per i residui colturali; le concentrazioni di P rilevate in corrispondenza dei sistemi ridotto e convenzionale risultano fra loro equivalenti (0,95‰ per il "SC" e 0,73‰ per il "SR") e significativamente inferiori a quelle del "SP" (1,73‰). Tale comportamento potrebbe essere messo in relazione alla maggiore disponibilità di fosforo negli orizzonti più superficiali del terreno sottoposto al sistema protettivo.

Evoluzione delle principali caratteristiche chimiche dei terreni

Nel corso del periodo di sperimentazione, il diverso impiego di fattori produttivi corrispondente ai tre sistemi colturali non sembra aver influenzato significativamente le caratteristiche chimiche del terreno. I diversi interventi meccanici (aratura, lavorazione minima, semina su sodo), i diversi livelli e sistemi di fertilizzazione non hanno determinato variazioni statisticamente rilevanti a carico del contenuto in sostanza organica, azoto totale, fosforo assimilabile e pH dello strato di terreno monitorato. Dal punto di vista della fertilità chimica, l'adozione di sistemi colturali ispirati al Reg. 2078/92 (secondo quanto recepito dal regolamento attuativo della regione Toscana) non sembra aver determinato, nel breve periodo, alcuna variazione significativa rispetto ai modelli produttivi tradizionali. Alcuni parametri analitici considerati (sostanza organica ed azoto totale) possono infatti presentare cicli di fluttuazione di lungo periodo, la cui individuazione potrebbe sfuggire completamente in intervalli di tempo così brevi.

La conferma di quanto detto può essere tratta dall'osservazione delle tabelle 6 e 7, nelle quali sono riportati i valori delle determinazioni analitiche effettuate all'inizio ed alla fine della ricerca e le corrispondenti elaborazioni statistiche.

L'unica eccezione all'omogeneità osservata a carico delle tre tesi sperimentali è costituita dal contenuto in fosforo assimilabile misurato nell'orizzonte più superficiale, in corrispondenza del secondo campionamento (effettuato nel marzo del 1999). La presenza del nutriente risulta infatti significativamente più elevata nei terreni gestiti con il "SP" (9,61 mg kg⁻¹), rispetto a quelli condotti secondo la tecnica tradizionale (7,08 mg kg⁻¹); il "SR" ha fatto registrare valori intermedi (8,11 mg kg⁻¹). Le differenze riscontrate potrebbero essere attri-

Tabella 6. Caratteristiche chimiche del terreno nell'orizzonte 0-45 cm (anno 1996)

		sostanza organica (%)	azoto totale (%)	fosforo assimilabile (mg kg ⁻¹)	pH
SC		17,45 ns	0,69 ns	11,12 ns	5,22 ns
SR	0-15 cm	17,48 ns	0,68 ns	10,49 ns	5,47 ns
SP		18,49 ns	0,70 ns	11,51 ns	5,55 ns
SC		16,70 ns	0,78 ns	10,01 ns	5,29 ns
SR	15-30 cm	16,21 ns	0,68 ns	9,77 ns	5,29 ns
SP		18,54 ns	0,75 ns	11,23 ns	5,76 ns
SC		18,98 ns	0,71 ns	9,72 ns	5,15 ns
SR	30-45 cm	17,63 ns	0,75 ns	8,78 ns	5,24 ns
SP		18,65 ns	0,80 ns	9,87 ns	5,74 ns
SC		17,71 ns	0,73 ns	10,28 ns	5,22 ns
SR	0-45 cm	17,11 ns	0,70 ns	9,68 ns	5,33 ns
SP		18,56 ns	0,75 ns	10,87 ns	5,68 ns

I valori all'interno della stessa profondità che non hanno in comune lettere uguali sono significativamente diversi (SNK test). Lettera maiuscola per P≤0,01; lettera minuscola per P≤0,05

Tabella 7. Caratteristiche chimiche del terreno nell'orizzonte 0-45 cm (anno 1999)

		sostanza organica (%)	azoto totale (%)	fosforo assimilabile (mg kg ⁻¹)	pH
SC		17,17 ns	0,66 ns	7,08 b	5,22 ns
SR	0-15 cm	17,30 ns	0,68 ns	8,11ab	5,47 ns
SP		18,83 ns	0,74 ns	9,61a	5,55 ns
SC		17,03 ns	0,66 ns	7,62 ns	5,16 ns
SR	15-30 cm	16,24 ns	0,64 ns	6,41 ns	5,21 ns
SP		18,87 ns	0,76 ns	6,84 ns	5,33 ns
SC		17,58 ns	0,71 ns	7,64 ns	5,11 ns
SR	30-45 cm	16,61 ns	0,65 ns	6,11 ns	5,23 ns
SP		18,62 ns	0,75 ns	7,42 ns	5,40 ns
SC		17,26 ns	0,68 ns	7,44 ns	5,15 ns
SR	0-45 cm	16,72 ns	0,66 ns	6,88 ns	5,18 ns
SP		18,77 ns	0,75 ns	7,96 ns	5,37 ns

I valori all'interno della stessa profondità che non hanno in comune lettere uguali sono significativamente diversi (SNK test). Lettera maiuscola per $P \leq 0,01$; lettera minuscola per $P \leq 0,05$

buite all'influenza delle modalità di lavorazione principale del terreno sulla distribuzione del nutriente lungo il profilo. Nel caso del "SC" l'aratura determina infatti una diluizione del fertilizzante lungo il profilo del terreno lavorato, la lavorazione minima ("SR") comporta un'incorporazione del concime limitata ad una minore quantità di substrato, infine nel "SP", caratterizzato dall'assenza di una qualsiasi azione di interramento, il fertilizzante rimane confinato negli orizzonti più superficiali del terreno.

Bilancio apparente dei nutrienti

Allo scopo di verificare l'effettiva rispondenza agronomica delle dosi di fertilizzanti utilizzate, si è ritenuto utile procedere alla stesura dei bilanci apparenti dei nutrienti (ad esclusione di quello azotato sulla soia) basati sugli apporti effettivamente distribuiti con le concimazioni e sulle asportazioni, stimate a partire dalle produzioni e dai contenuti in azoto e fosforo delle diverse parti della pianta (tabb. 8, 9 e 10).

Le asportazioni vengono valutate diversamente nei bilanci di breve e di lungo periodo. Nel breve periodo, ove non si può ritenere completo il processo di mineralizzazione dei residui di raccolta, appare corretto considerare le asportazioni operate dalla pianta intera (prodotto utile + residui di raccolta). Nell'ottica di lungo periodo, si può supporre che gli elementi nutritivi presenti nei residui colturali risultino completamente disponibili, quindi si considerano soltanto le asportazioni ascrivibili al solo prodotto utile, effettivamente allontanato dall'appezzamento.

In generale l'adozione del sistema convenzionale sembra determinare un surplus teorico di nutrienti nel terreno. Tali quantità, piuttosto elevate in una prospettiva di breve periodo (+69 kg ha⁻¹ di N e +68 kg ha⁻¹ di P₂O₅ per il mais e +57 kg ha⁻¹ di P₂O₅ per la soia), divengono decisamente elevate qualora si accetti l'ipotesi di un completo "riciclo" degli elementi nutritivi presenti nei residui colturali (+125 kg ha⁻¹ di N e +80 kg ha⁻¹ di P₂O₅ per il mais e +61 kg ha⁻¹ di P₂O₅ per la soia). Ciò significa che, pur con le semplificazioni che un siffatto approccio inevitabilmente comporta, i livelli di concimazione minerali definiti per il sistema convenzionale non sembrano adeguati alle prestazioni produttive delle colture nelle

Tabella 8. Bilancio apparente dell'azoto del mais

	produzione (t ha ⁻¹ di s. s.)				asportazioni di N (kg ha ⁻¹)				apporti di N con la fertilizzazione (kg ha ⁻¹)	bilancio apparente nel breve periodo	bilancio apparente nel lungo periodo
	granella	stocco	tutolo	totale	granella	stocco	tutolo	totale			
SC	11,27	8,93	1,36	21,56	155,43	50,32	5,44	211,20	280	68,80	124,57
SR	10,15	7,44	1,24	18,83	139,81	37,81	4,75	182,37	170	-12,37	30,19
SP	9,86	7,07	1,19	18,12	138,96	39,05	4,76	182,77	170	-12,77	31,04

Tabella 9. Bilancio apparente del fosforo del mais

	produzione (t ha ⁻¹ di s. s.)				asportazioni di P ₂ O ₅ (kg ha ⁻¹)				apporti di P ₂ O ₅ con la fertilizzazione (kg ha ⁻¹)	bilancio apparente nel breve periodo	bilancio apparente nel lungo periodo
	granella	stocco	tutolo	totale	granella	stocco	tutolo	totale			
SC	11,27	8,93	1,36	21,56	60,39	10,38	1,32	72,08	140	67,92	79,61
SR	10,15	7,44	1,24	18,83	60,46	8,06	1,26	69,77	90	20,23	29,54
SP	9,86	7,07	1,19	18,12	62,56	9,20	1,40	73,17	90	16,83	27,44

Tabella 10. Bilancio apparente del fosforo della soia

	produzione (t ha ⁻¹ di s. s.)			asportazioni di P ₂ O ₅ (kg ha ⁻¹)			apporti di P ₂ O ₅ con la fertilizzazione (kg ha ⁻¹)	bilancio apparente nel breve periodo	bilancio apparente nel lungo periodo
	granella	residui	totale	granella	residui	totale			
SC	3,06	1,88	4,94	38,88	4,10	42,98	100	57,02	61,12
SR	3,16	2,05	5,21	43,14	3,44	46,58	80	33,42	36,86
SP	2,81	2,15	4,96	46,01	8,53	54,54	80	25,46	33,99

specifiche condizioni sperimentali. Le possibili conseguenze economiche ed ambientali sono l'aggravio dei costi di gestione e l'incremento dei rischi di contaminazione delle acque.

Gli altri due sistemi culturali considerati mostrano un comportamento decisamente diverso, facendo registrare nel breve periodo un modesto deficit nel caso dell'azoto su mais (12 e 13 kg ha^{-1} di N rispettivamente per SR e SP) ed un sostanziale pareggio nel caso del fosforo, variabile da $+17 \text{ kg ha}^{-1}$ (per il mais condotto con il sistema protettivo) a $+33 \text{ kg ha}^{-1}$ di P_2O_5 (nella soia condotta con il sistema ridotto).

È necessario evidenziare che le indicazioni scaturite da questo tipo di analisi sono da considerare solamente orientative, assolutamente inadeguate ad esprimere un giudizio sulla correttezza agronomica degli interventi di fertilizzazione, la cui efficacia è influenzata da fenomeni complessi e di difficile valutazione. La particolare natura del terreno che ha ospitato la prova, suggerisce di valutare con la dovuta cautela i risultati dell'analisi condotta. Il pH decisamente acido influisce infatti sulla solubilità del fosforo (Verhoeven *et al.*, 1990; Scagnozzi e Levi Minzi, 1997) e sul tasso di mineralizzazione della sostanza organica (Tribis, 1990).

Conclusioni

Riguardo ai parametri analitici del suolo, i trattamenti sperimentali non hanno evidenziato conseguenze apprezzabili sulle caratteristiche considerate, anche a causa della brevità del periodo di ricerca. L'unico effetto osservabile riguarda l'incremento della concentrazione del fosforo nello strato più superficiale (0-15 cm) delle parcelle gestite con il sistema protettivo.

Le analisi effettuate sui vegetali hanno fatto registrare concentrazioni di P statisticamente maggiori in corrispondenza del "SP" per entrambe le colture e per tutte le componenti della pianta. Nel caso dell'azoto le differenze hanno riguardato esclusivamente la soia per la quale il contenuto del nutriente è risultato significativamente più elevato nel "SC".

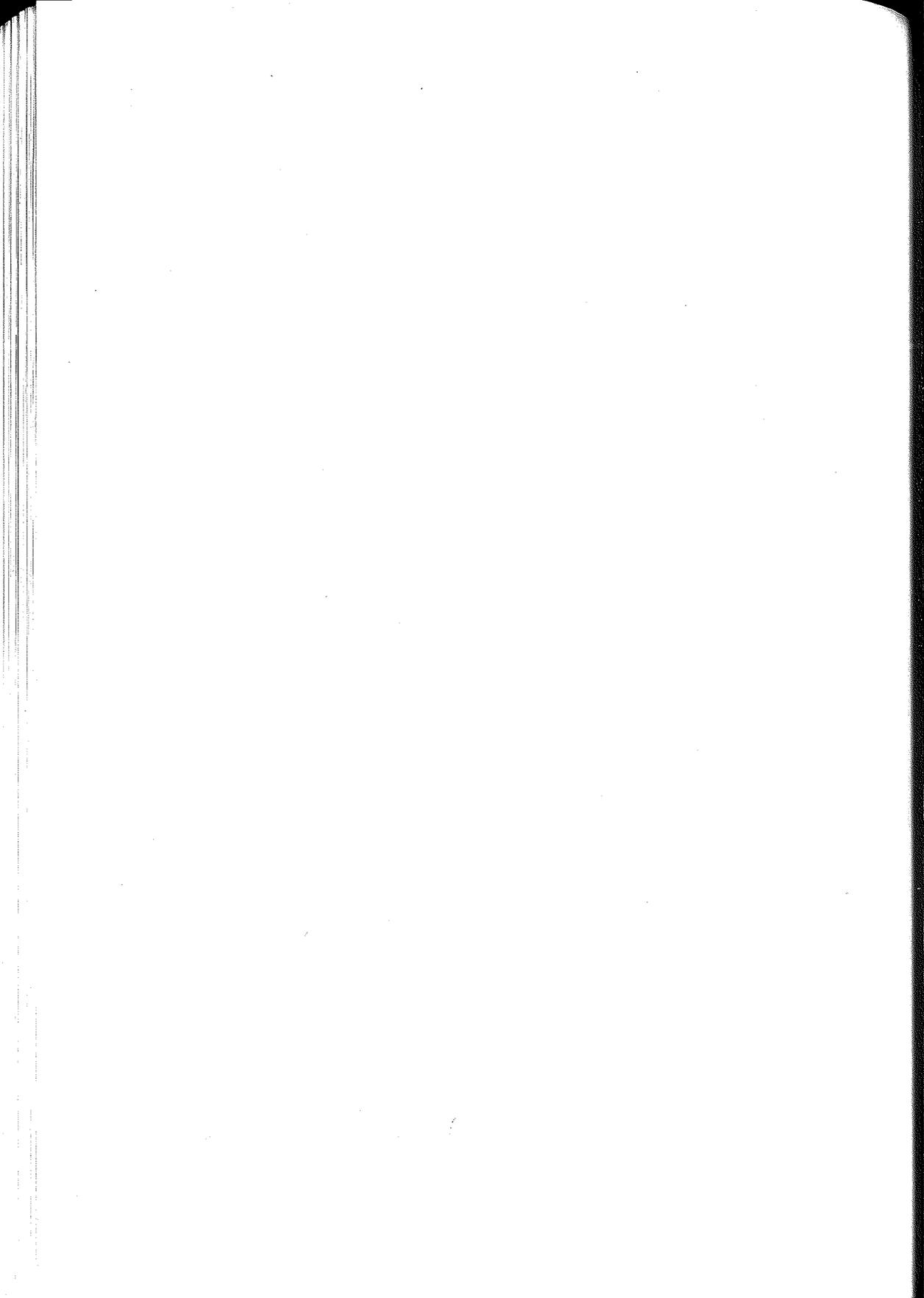
Il tentativo di stilare un bilancio dei nutrienti non ha evidenziato uno scostamento sensibile tra i quantitativi degli elementi apportati con le fertilizzazioni e quelli asportati dalle colture; solamente il sistema convenzionale sembra determinare non trascurabili condizioni di surplus trofico che comunque devono essere attentamente valutate alla luce delle particolari condizioni del terreno che ha ospitato la ricerca.

Il ricorso a sistemi culturali alternativi a quelli usualmente adottati nel comprensorio non sembra dunque determinare, nell'arco del periodo considerato, effetti negativi sulla fertilità chimica del terreno e sulle capacità di assorbimento dei nutrienti da parte delle colture, confermando la percorribilità degli itinerari tecnici derivati dall'attuazione del Reg. UE 2078/92.

Bibliografia

- Bonari E., Silvestri N., Pampana S. (1996). *Alcune riflessioni agronomiche sull'agricoltura all'interno delle aree protette. Il caso del parco Naturale di Migliarino, San Rossore e Massaciuccoli. In La valorizzazione dell'agricoltura ecocompatibile nei parchi naturali.* Felici Editore, Pisa: 13-24.
- Bremner J.M., Mulvaney C.S. (1982). *Nitrogen-total.* In Page A.L., Miller R.H., Keeney D.R., (Eds.), *Methods of soil analysis. Part 2: Chemical and Microbiological Properties.* Second Edition, ASA-SSSA, Madison, Wisconsin, USA.
- Cini C., Nottoli R., Cafalà A., Manzione R., Giaconi V. (1997). *Valutazione della concentrazione di*

- nutrienti nel Lago di Massaciuccoli. In *Lago di Massaciuccoli, 13 ricerche finalizzate al risanamento secondo contributo*. Felici Editore, Pisa:115-130.
- Cavazza L. (1997). *Capacità idrica di campo*. In *Metodi di analisi fisica del suolo, parte III, 1, Osservatorio Nazionale Pedologico e per la Qualità del suolo*. Franco Angeli:131-141.
- Dewald C.L., Henry J., Bruckerhoff S., Ritchie J., Dabney S., Shepherd J., Douglas J., Wolf D. (1996). *Guidelines for establishing warm season grass hedges for erosion control*. Journal of soil and water conservation 1:16-20.
- Jones Jr., Benton J., Wolf B., Mills H.A. (1991). *Plant analysis handbook*. Micro-Macro Publishing, Inc.
- Mc Lean E.O. (1982). *Soil pH and lime requirement*. In Page A.L., Miller R.H., Keeney D.R. (Eds.), *Methods of soil analysis. Part 2: Chemical and Microbiological Properties*. Second Edition, ASA-SSSA, Madison (Wisconsin, USA).
- Nelson D.W., Sommers L.E. (1982). *Total carbon, organic carbon, and organic matter*. In Page A.L., Miller R.H., Keeney D.R. (Eds.), *Methods of soil analysis. Part 2: Chemical and Microbiological Properties*. Second Edition, ASA-SSSA, Madison (Wisconsin, USA).
- Olsen S.R., Sommers L.E. (1982). *Phosphorus*. In Page A.L., Miller R.H., Keeney D.R. (Eds.), *Methods of soil analysis. Part 2: Chemical and Microbiological Properties*. Second Edition, ASA-SSSA, Madison (Wisconsin, USA).
- Patrino A., Cavazza L., Castrignanò A. (1997). *Granulometria, Metodi di analisi fisica del suolo, parte III, 1*, In *Osservatorio Nazionale Pedologico e per la Qualità del suolo*. Franco Angeli:1-26.
- Pensabene G., Frascari F., Cini C. (1997). *Valutazione quantitativa del carico di nutrienti e di solidi sospesi immesso nel Lago di Massaciuccoli dai comprensori di bonifica di Vecchiano e Massaciuccoli*. In *Lago di Massaciuccoli, 13 ricerche finalizzate al risanamento, secondo contributo*. Felici Editore, Pisa:131-147.
- Peterson, G.A., Westfall, D.G., Cole, C.V. (1993). *Agroecosystem approach to soil and crop management research*. Soil Sci. Soc. Am. J. 57:1354-1360.
- Scagnozzi A., Levi Minzi R. (1997). *Il fosforo di alcuni terreni del parco naturale di Migliarino-San Rossore Massaciuccoli*. In *Lago di Massaciuccoli, 13 ricerche finalizzate al risanamento, secondo contributo*. Felici Editore, Pisa:149-158.
- Toderi G., Giordani G., Comellini F., Guermandi M. (1999). *Effetti di un trentennio di apporto di materiali organici di diversa origine e della concimazione azotata su alcune componenti della fertilità del terreno*. Riv. Agron. 33:1-7.
- Tribis V.P. (1990). *Determination of the rate of mineralization of organic matter in peat soils*. Soviet soil science 22(4).
- Van Dijk F.J., Kwaad P.M., Klapwijk M. (1996). *Retention of water and sediment by grass strips*. Hydrological processes 10:1069-1080.
- Verhoeven J.T.A., Maltby E., Schmitz M.B. (1990). *Nitrogen and phosphorus mineralization in fens and bogs*. Journal of Ecology 78(3).
- Webster E., Shaw D.R. (1996). *Impact of vegetative filter strips on herbicide loss in runoff from Soybean (Glycine max)*. Weed Science 44:662-671.



EFFETTO DELLA SOMMINISTRAZIONE DI REFLUI ZOOTECNICI SUL LIVELLO DI FOSFORO ASSIMILABILE DEL SUOLO E SULLA PERDITA POTENZIALE DI P NEL RUNOFF

Indiati R., A. Figliolia, L. Ceteroni

Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante-MiPAF. Via della Navicella 2-4, 00184 Roma.

Abstract

Soils that contain high levels of phosphate (P) can become a primary source of dissolved P in runoff, and thus contribute to accelerated eutrophication of surface waters. High applications of manure produced by intensive animal husbandry often result in levels of soil available P above crop requirements. In this research, the P status of these kinds of soils is examined and discussed from an environmental point of view.

Riassunto

I suoli che contengono elevati livelli di fosfato (P) possono diventare una fonte primaria di P disciolto nelle acque di *runoff* e contribuire, quindi, ad un'accelerata eutrofizzazione delle acque superficiali. Le aziende agricole con allevamenti zootecnici di tipo industriale spesso presentano terreni con livelli di P ben al di sopra del fabbisogno delle colture. Il presente lavoro riporta i risultati di una ricerca che ha avuto come obiettivo quello di valutare lo stato di dotazione fosfatica di terreni "overfertilized" nell'ottica del potenziale impatto di P del suolo sugli altri comparti ambientali.

Introduzione

Il fosforo (P) è un elemento essenziale per tutte le forme di vita perché è coinvolto in numerosi ed importanti processi fisiologici e biochimici, primi tra tutti, quelli che sovrintendono agli scambi energetici. La produzione vegetale e, di conseguenza, quella animale, risulta dunque fortemente condizionata dallo stabilirsi di un'adeguata concentrazione di P nel terreno, che deve essere mantenuta con la somministrazione di fertilizzanti minerali e concimi organici. L'agricoltura intensiva praticata in Europa e negli USA è caratterizzata, come è noto, da un'elevata produzione vegetale e da un'alta densità di allevamento zootecnico. Se si pensa che per ogni capo di bestiame (bovini) le quantità medie giornaliere di nutrienti eliminati negli escreti, assommano rispettivamente a circa 150 g di azoto (N), 45 g di fosforo (P) e 130 g di potassio (K), ci si può facilmente rendere conto della enorme mole di elementi nutritivi da smaltire. Normalmente, i reflui zootecnici sono somministrati in quantità tale da soddisfare le esigenze nutrizionali delle colture per quanto riguarda l'azoto. Poiché il rapporto azoto-fosforo dei reflui è significativamente più basso (N/P @ 3) del rapporto N/P delle asportazioni da parte delle colture (N/P @ 6, per una coltura come il mais), si può verificare, nel tempo, un accumulo notevole di P nel suolo (Barberis et al., 1996; Dormaar and Chang, 1995). La somministrazione, per esempio, ad un terreno di reflui zootecnici in misura tale da apportare 250 kg N/ha (quantità annua permessa dalla Legge Regionale per il Piemonte-DGR 48/91), comporta l'introduzione contemporanea di circa 83

kg P/ha x anno, contro un asporto medio di circa 30 kg P/(ha x anno). Ciò provoca un arricchimento di P del suolo di circa 50 kg P/(ha x anno). Associato all'aumento del livello di P nel terreno si può verificare un incremento del rischio di trasporto del P del suolo nelle acque di *runoff* e di drenaggio, e quindi un aumento potenziale della vulnerabilità dei corpi idrici (laghi, fiumi, mari) che ricevono tali acque, per effetto della eutrofizzazione (Sharpley *et al.*, 1996).

Diversi ricercatori, analizzando campioni di suolo e di acqua di *runoff* proveniente da suoli agrari, hanno trovato una correlazione diretta tra il livello di P del suolo e la concentrazione di P nell'acqua di scorrimento (Magdoff *et al.*, 1999; Pote *et al.*, 1996, 1999).

Tabella 1. Proprietà chimico-fisiche dei campioni di terreno studiati (n=29)

Proprietà	Unità di misura	Media	Intervallo	Deviaz. Stand.
pH (H ₂ O)		7.3	6.6-7.7	0.31
Sabbia	g kg ⁻¹	228	160-620	82.3
Limo	g kg ⁻¹	466	160-620	86.5
Argilla	g kg ⁻¹	305	180-420	57.6
Carbonati tot ^a .	g kg ⁻¹	31	5-80	27
CSC	cmol kg ⁻¹	22.7	18.5-31.7	2.9
Carbonio org.	g kg ⁻¹	14.5	6.4-23.8	6.1
Azoto tot.	g kg ⁻¹	1.6	0.8-2.6	0.4

^aI carbonati sono presenti in 11 campioni di suolo.

Poiché il controllo del livello di P nelle acque che fuoriescono dai campi coltivati viene spesso indicato come il mezzo più efficace per ridurre i rischi di eutrofizzazione delle acque superficiali (Indiati e Rossi, 1999), si comprende come in diversi Paesi Europei, così come in alcuni Stati degli USA, si stanno effettuando studi per definire i livelli di soglia dei *tests* di P del suolo al di sopra dei quali si verifica un arricchimento eccessivo (e comunque inaccettabile, dal punto di vista dell'impatto sulla qualità delle acque) del P disciolto nel *runoff*. In molte zone sono state già adottate delle linee guida per la gestione ed interpretazione dei *soil P tests* dal punto di vista dell'impatto ambientale, con lo scopo di diminuire la concentrazione di P del suolo e di ridurne il trasporto. Per esempio, lo Stato dell'Arkansas (USA) ha posto un valore critico per il Mehlich3-P pari a 150 mg P kg⁻¹ di terreno, mentre gli Stati del Michigan e del Wisconsin hanno stabilito un livello di Bray1-P pari a 75 mg P kg⁻¹ di suolo; comunque, per lo stesso tipo di *soil test*, altri Stati hanno dato una stima molto diversa del livello critico di P nel terreno (il Texas, per esempio, ha stabilito un livello di Bray1-P pari a 200 mg P kg⁻¹ di suolo).

A parte l'evidente necessità di validare l'uso del *soil P test* come indicatore di P nel *runoff*, la determinazione dei livelli critici di P è, a tutt'oggi, oggetto di controversie, in quanto i dati che correlano il *soil P test* al P nel *runoff* sono limitati finora ad un ristretto numero di suoli e di colture (da qui la riluttanza ad estendere la validità di questi studi ad altre situazioni). Le implicazioni economiche insite nello stabilire livelli critici che possono limitare le applicazioni dei concimi e/o degli ammendanti organici rivestono un'importanza fondamentale, in quanto, basare la somministrazione di questi materiali in funzione del loro tenore in P, di quello del suolo, nonché delle asportazioni di P da parte delle colture (piuttosto che del contenuto di azoto, come è di regola allo stato attuale) può ridurre la velocità di raggiungimento dei livelli critici per il P.

Nel presente lavoro vengono riportati i risultati di una ricerca condotta su campioni di terreni sottoposti, negli ultimi 3-4 decenni, a ripetute applicazioni di reflui zootecnici. Gli obietti-

vi di questo studio sono stati: (i) verificare, mediante l'impiego di alcuni *soil P tests* convenzionali (Olsen e Mehlich3) ed innovativi (strisce di carta impregnata con ossidi di ferro e membrane di resina a scambio anionico), l'effetto della somministrazione di detti reflui sul livello di P assimilabile del suolo, e, (ii) studiare le correlazioni tra i dati di P assimilabile e la capacità potenziale di rilascio di P nel *runoff*, stimata attraverso misure di P estraibile in acqua distillata.

Materiali e Metodi

I campioni di terreno esaminati (n=29), riconducibili al tipo pedologico *fine silty, mixed, mesic Aquic Haplustalfs*, provenivano da vari siti in Emilia-Romagna sottoposti a ripetute applicazioni di alte quantità di reflui zootecnici (circa 4-5 UB ha⁻¹ anno⁻¹). Una UB (Unità Bestiame) equivale, come è noto, alla quantità di refluo prodotto annualmente da un bovino adulto, e corrisponde a circa 50 kg di N e 15 di P per anno.

Tabella 2. Metodi di estrazione del P assimilabile dei suoli

Metodo	Soluzione estraente	Rapporto suolo/sol. (g/ml)	Tempo di estrazione	Bibliografia
Olsen (Ols-P)	0.5M NaHCO ₃	1:20	30 min	Olsen <i>et al.</i> (1954)
Fe-strip (Pi-P)CaCl ₂	0.01M + 1 striscia di carta impregnata con ossidi	1:40	16 ore	Menon <i>et al.</i> (1988)
AEM (AEM-P)	H ₂ O + 1 membrana di resina anionica (in forma HCO ₃ ⁻)	1:30	16 ore	Saggar <i>et al.</i> (1990)
Acqua (Pw)	H ₂ O	1:25	1 ora	Pote <i>et al.</i> (1999)

Pur non potendo effettuare un calcolo esatto del P complessivo asportato dalla biomassa vegetale, è però abbastanza verosimile ritenere, considerando il tipo di colture che si sono avvicendate negli ultimi 3-4 decenni (mais da foraggio, frumento, medica), che il bilancio apporti/asporti di P sia stato a vantaggio degli apporti, con conseguente accumulo di questo nutriente nei terreni.

Tabella 3. Dati di P assimilabile e di P estraibile in acqua (Pw) per i campioni analizzati

METODO	Unità di misura	Media	Intervallo	Deviaz. Stand.
Olsen (Ols-P)	mg P kg ⁻¹	84	9-252	63
Mehlich3 (M3-P)	mg P kg ⁻¹	155	3-1080	216
Fe-strip (Pi-P)	mg P kg ⁻¹	43	5-145	32
Resina anionica (AEM-P)	mg P kg ⁻¹	87	9-274	61
H ₂ O (Pw)	mg P l ⁻¹	0.5	0.1-2.1	0.5

Questo risultava confermato dai valori, in genere molto elevati, di P estratto secondo le varie procedure analitiche impiegate (Tabella 3). La caratterizzazione chimico-fisica dei suoli è stata effettuata sui campioni seccati all'aria e vagliati a 2 mm, secondo le metodiche della Società Italiana della Scienza del Suolo (S.I.S.S., 1985). Il livello di P assimilabile dei campioni di terreno è stato determinato secondo una metodica tradizionale (Olsen) e due "innovative" (strisce di carta impregnata con ossidi di ferro e membrane di resina a scambio anionico), i cui dettagli analitici sono descritti in Tabella 2, insieme ai rispettivi riferimenti bibliografici. La quantità potenziale di P rilasciabile dai terreni nel runoff è stata determinata con estrazione dei campioni con acqua distillata (Pote *et al.*, 1999). La misura del P presente nelle varie soluzioni è stata effettuata per via colorimetrica con il metodo di Murphy e Riley (1962). Le determinazioni sono state eseguite in triplo e la concentrazione di P è stata espressa come valore medio. La deviazione standard delle medie è risultata, in ogni caso, inferiore al 5%.

Risultati e discussione

I terreni presi in esame (di medio impasto tendenti al limoso, con reazione neutra o leggermente alcalina e con un medio-basso contenuto in carbonato di calcio) mostravano, in media, una buona capacità di scambio cationico ed una buona, a volte molto elevata, dotazione di fosforo assimilabile (Tabelle 1 e 3). In Tabella 4 viene riportata la distribuzione dei campioni in studio in funzione della concentrazione di P estratto con il metodo Olsen. Se si assume per tale metodo un valore del livello di sufficienza per le colture pari a 20 mg P kg⁻¹ suolo (soglia di concentrazione di P assimilabile al di sopra della quale un'ulteriore aggiunta di fertilizzante fosfatico non provoca un significativo incremento di produzione vegetale), si osserva che solo in un caso non veniva raggiunto detto livello, mentre 9 campioni presentavano un valore 5 volte superiore. Adottando il criterio proposto da Barberis *et al.* (1996), secondo cui un terreno può essere considerato "P overfertilized" quando presenta una concentrazione di P assimilabile pari a più del doppio del livello di sufficienza, ci si rende facilmente conto che ben il 76% dei terreni esaminati in questo studio possono essere valutati come particolarmente ricchi in P. Mediamente, la soluzione di Olsen mostrava la stessa efficienza di estrazione di P delle resine a scambio anionico (AEM-P @ Ols-P), mentre le strisce di carta impregnata con ossidi di ferro estraevano la minore quantità di P dai suoli (Pi-P @ 0.5 x Ols-P). Tutti i *soil P tests* impiegati erano comunque in grado di separare i campioni di terreno a più basso contenuto in P rispetto a quelli che presentavano le più alte concentrazioni del nutriente. Inoltre, tutte le procedure usate fornivano valori di P estratto significativamente correlati tra loro ($r = 0.94 \text{ } \Pi 0.98$; $n = 29$), ed in particolare, i più alti valori dei coefficienti di correlazione sono stati ottenuti per la relazione tra i due "P sink methods" ($r = 0.98$; $n = 29$).

A differenza delle soluzioni estraenti usate nei *soil P tests* tradizionali, le resine e le strisce di carta all'ossido di ferro sono in grado di desorbire il P effettivamente "labile" del suolo, cioè quello debolmente legato ai colloidali del terreno. Sia le membrane di resina, infatti, che le strisce di carta reattive non reagiscono con i componenti del suolo ma si comportano da serbatoio (*sink*) per il P che passa in soluzione. In questo modo, la concentrazione del nutriente in questione nella soluzione stessa risulta costantemente mantenuta a livelli tali da non inibire il rilascio ulteriore di P dal suolo.

Altro vantaggio non trascurabile presentato dalle resine e dalle strisce deriva dal fatto che la loro azione risulta non dipendere dal tipo di terreno, il che rende ottimale il loro uso sia su suoli acidi che alcalini e calcarei (Menon *et al.*, 1988).

Tabella 4. Distribuzione dei campioni di terreno in funzione del loro contenuto in P assimilabile (Olsen-P)

Olsen-P (mg kg ⁻¹)	Numero di campioni	Percentuale dei campioni
< 20	1	3
20-40	6	21
41-60	7	24
61-80	3	10
81-100	3	10
> 100	9	31

La concentrazione di P desorbito dall'acqua distillata (Pw) variava, per i campioni analizzati, da 0.1 a 2.1 mg P l⁻¹ (media = 0.5 mg P l⁻¹) (Tabella 3). Pw risultava significativamente correlato a tutti i soil P tests usati, e specialmente a AEM-P (r = 0.98; n = 29) e Pi-P (r = 0.99; n = 29) (Fig. 1-). Pote e collaboratori (1996) hanno riportato i risultati di uno studio in cui hanno usato un apparecchio "simulatore di pioggia" per valutare la concentrazione di P disciolto (DRP-dissolved reactive P) nelle acque di runoff provenienti da suoli a diverso contenuto in P. In detti esperimenti, gli autori hanno verificato una buona correlazione tra i valori di DRP nel runoff ed i corrispondenti valori di P estraibile in acqua (Pw). Il range di Pw oscillava tra circa 0.6 e 4.4 mg P l⁻¹, mentre i relativi valori di DRP variavano tra 0.2 e 1.5 mg P l⁻¹, (Pw/DRP @ 3). Negli Stati Uniti è stato proposto per il runoff di provenienza agricola (no point source P) lo stesso limite di P disciolto accettato per il runoff proveniente da sorgenti puntiformi (scarichi di origine industriale e urbana), e cioè 1 mg P l⁻¹. Dallo studio citato (Pote et al. 1996) si evince che il valore di M3-P del suolo corrispondente a 1 mg P l⁻¹ nel runoff era di circa 250 mg P kg⁻¹.

Utilizzando le equazioni di regressione tra la concentrazione di P estraibile in acqua (Pw) e i vari soil P tests impiegati nel presente studio (Ols-P, AEM-P e Pi-P), troviamo che ad una concentrazione di P negli estratti acquosi pari a 1 mg P l⁻¹, corrispondono circa 100 mg kg⁻¹ di Olsen-P, 107 mg kg⁻¹ di AEM-P e 60 mg kg⁻¹ di Pi-P, rispettivamente (Fig. 1-). Se prendiamo per buona la stima effettuata da Pote e Collaboratori, in base alla quale ad una concentrazione di 3 mg P l⁻¹ negli estratti acquosi corrisponde 1 mg P l⁻¹ nel runoff, ne consegue che, per avere una concentra-

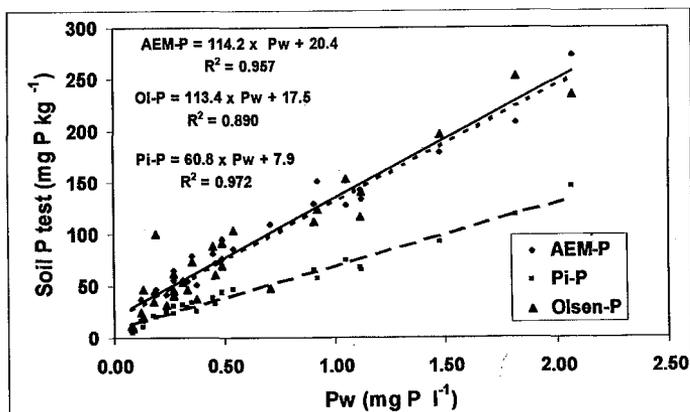


Figura 1. Relazione tra il P assimilabile del suolo determinato secondo le diverse procedure usate ed il P estraibile in acqua distillata (Pw), per i suoli esaminati

zione di P disciolto nel runoff superiore al limite proposto dall'ente statunitense per la protezione dell'ambiente (EPA), i campioni di suolo presi in esame dovrebbero presentare livelli dei soil P tests pari a circa 300 mg kg⁻¹ di Olsen-P e AEM-P e 180 mg kg⁻¹ di Pi-P, valori questi più elevati rispetto a quello sperimentati da Pote e collaboratori nel lavoro già citato.

I valori dei soil P tests riportati sopra sono

da considerare comunque sovrastimati se si pensa che ad un livello di circa 100 mg kg⁻¹ Olsen-P per gli stessi campioni esaminati (Indiatì e Rossi 1999) corrispondeva un grado di saturazione fosfatica (DPS = rapporto tra il P attualmente adsorbito dai colloidi del suolo e la capacità massima di adsorbimento) pari a circa il 25%, valore soglia, questo, proposto dalle Autorità Olandesi per discriminare terreni sensibili al trasporto (e quindi alla perdita) di P lungo il profilo del suolo (leaching).

Conclusioni

Lo stato di fertilità fosfatica di molti terreni agrari dovrebbe essere ridotta a livelli che risultino accettabili dal punto di vista dell'impatto ambientale del P, e nel contempo adeguati per le necessità nutrizionali delle varie colture. I risultati del presente studio hanno mostrato che i diversi soil P tests usati erano ben correlati tra loro e con i valori di P estraibile in acqua distillata (Pw). L'impiego delle equazioni di regressione usate da ricercatori statunitensi per il calcolo di P disciolto nelle acque di runoff in base a misurazioni di P estraibile in acqua, hanno fornito valori poco attendibili per i vari soil P tests presi in considerazione in questo studio. Ulteriori studi sembrano necessari per approfondire la conoscenza dei meccanismi di rilascio di P nel runoff anche in funzione dei diversi tipi di suolo.

Bibliografia

- Barberis E., Ajmone Marsan F., Scalanghe R., Lammers A., Schwertmann U., Edwards A.C., Maguire R., Wilson M.J., Delgado A., Torrent J. (1996). *European soils overfertilized with phosphorus: Part 1. Basic properties*. Fert. Res. 45:199-207.
- Dormaar J.F., Chang C. (1995). *Effects of 20 annual application of excess feedlot manure on labile soil phosphorus*. Can. J. Soil Sci. 75:507-512.
- Indiatì R., Rossi N. (1999). *Extractability of residual phosphorus from highly manured soils*. Italian J. of Agronomy 3:63-73.
- Magdoff F.R., Hryshko C., Jokela W.E., Bu Y. (1999). *Comparison of phosphorus soil test extractants for plant availability and environmental assessment*. Soil Sci. Soc. Am. J. 63:999-1006.
- Mehlich A. (1984). *Mehlich 3 soil test extractant: A modification of Mehlich 2*. Commun. Soil Sc. Plant Anal. 15:1409-1416.
- Menon R.G., Hammond L.L., Sissing H.A. (1988). *Determination of plant available phosphorus by the iron hydroxide-impregnated filter paper (Pi) soil test*. Soil Sci. Soc. Am. J. 53:110-115.
- Murphy J., Riley J.P. (1962). *A modified single solution method for the determination of phosphate in natural water*. Anal. Chem. Acta 27:31-36.
- Olsen S.R., Cole C.V., Watanabe F.S., Dean L.A. (1954). *Estimation of available phosphorus in soils by extracting with sodium bicarbonate*. USDA Circ. 939. U.S. Gov. Print. Office (Washington D.C.).
- Pote D.H., Daniel T.C., Sharpley A.N., Moore P.A., Edwards D.R., Nichols D.J. (1996). *Relating extractable soil phosphorus to phosphorus losses in runoff*. Soil Sci. Soc. Am. J. 60:855-859.
- Pote D.H., Daniel T.C., Nichols D.J., Sharpley A.N., Moore P.A., Miller D.M., Edwards D.R. (1999). *Relationship between phosphorus levels in three Ultisols and phosphorus concentration in runoff*. J. Environ. Qual. 28:170-175.
- S.I.S.S. (1985). *Metodi normalizzati di analisi del suolo*. Società Italiana della Scienza del Suolo, Edagricole, Bologna, Italy.
- Saggar S.M., Hedley J., White R.E. (1990). *A simplified resin membrane technique for extracting phosphorus from soils*. Fert. Res. 24:173-180.
- Sharpley A.N., Daniel T.C., Sims J.T., Pote D.H. (1996). *Determining environmentally sound soil phosphorus levels*. J. Soil Water Conserv. 51:160-166.

ANALISI DELLE POTENZIALITÀ DI INNESCO DI MATRICI AGROINDUSTRIALI NELLA PRODUZIONE DI COMPOST DI QUALITÀ

Pinzari F.¹, Tittarelli F.¹, Benedetti A.¹, Insam H.²

¹Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante di Roma, Via della Navicella, 2-00184 Roma, Italia
²Institut für Mikrobiologie, Innsbruck Universität, Technikerstr. 25, 6020 Innsbruck, Austria

Abstract

In this study changes in the microbial functional diversity during composting were analysed, and compared with the microbial pattern of the matrices used to produce the compost. Seven samples corresponding to (i) three different residues used in composting (sludges, citrus industrial processing waste, green wastes) and (ii) four different stages of compost maturity were compared by their "community level physiological profiles" (CLPP) (Garland & Mills, 1991). CLPP succeeded in defining the role of different residues in the functional diversity of the mature compost. The microbial physiological profile of the sludge was found in the final product, while no clear "metabolic" traces of the other two matrices were found. Moreover, the samples corresponding to the different stages of the composting process were well characterised by their CLPPs, showing an increase in the metabolic diversity during the stabilisation process.

Riassunto

In questo lavoro sono stati presi in esame i cambiamenti nella diversità funzionale delle comunità microbiche durante un processo di compostaggio, ed è stato effettuato un confronto fra il prodotto a differenti livelli di maturazione e le matrici di partenza con cui è stato prodotto il compost. Sette tesi corrispondenti a i) tre matrici agroindustriali (fanghi da industria agrumaria, residui della lavorazione degli agrumi e residui verdi) e ii) quattro fasi di maturazione del compost con esse prodotto sono state analizzate con il metodo del CLPP (Community Level Physiological Profiling), che permette di confrontare il profilo fisiologico delle comunità microbiche nei diversi campioni. L'analisi del CLPP ha permesso di discriminare in modo significativo i campioni fra loro, individuando nel compost maturo la più elevata diversità fisiologica. L'analisi in componenti principali ha evidenziato nei campioni di compost un progressivo aumento delle versatilità metabolica con la maturazione ed un'elevata somiglianza dei profili metabolici dei compost con il profilo del fango.

Introduzione

Nei processi di compostaggio l'attività dei microrganismi è fondamentale ed a seconda delle diverse matrici organiche di partenza talvolta le comunità microbiche presenti all'inizio del processo, durante e nel prodotto finito, possono essere molto diverse. Conoscere le potenzialità di innesco delle differenti matrici e la "biodiversità metabolica" delle comunità microbiche dei compost maturi costituisce un obiettivo di sicuro interesse (Insam e Rangger, eds. 1997). Nelle prime fasi del compostaggio, le matrici organiche utilizzate nella preparazione del cumulo vengono decomposte interamente o solo parzialmente da molte specie di microrganismi poiché offrono un'elevata varietà di sostanze prontamente assimilabili. Le

specie che danno luogo alla successione ecologica del processo mimano ciò che avviene a carico delle matrici vegetali in un sistema naturale (es. la lettiera di un suolo). In questo modo si avvicendano organismi sempre più specialisti che al termine del processo, ovvero a compost maturo, lasciano substrati di difficile ulteriore decomposizione, assai simili all'humus dei suoli e corrispondenti alla frazione più stabile della sostanza organica naturale. Le specie microbiche presenti o prevalenti nel compost durante la sua maturazione variano al variare delle caratteristiche chimiche del substrato che diviene man mano di sempre maggiore complessità. È pertanto possibile ipotizzare il prevalere (sia qualitativo, che quantitativo) nei compost maturi di specie microbiche dotate di un metabolismo in grado di utilizzare substrati "difficili". La tecnica dell'analisi dell'impronta metabolica di comunità (CLPP, Community Level Physiological Profiling) consente, nel caso del compost, di valutare la diversità fisiologica delle comunità microbiche presenti nelle matrici di partenza e nel prodotto (Insam *et al.*, 1996).

Il metodo del CLPP è stato messo a punto da Garland e Mills (1991) e consiste nell'utilizzo di piastre per microbiologia contenenti fino a 95 substrati differenti ed un sistema redox di colorazione in risposta all'utilizzo del substrato da parte dei microrganismi. Nelle piastre, vendute dalla ditta Biolog Inc. (CA-USA), viene inoculato un estratto ottenuto direttamente dalla matrice ambientale (nel caso specifico, il compost e le matrici iniziali) e contenente pertanto più specie di microrganismi in forma di spore, cellule vitali, cellule resistenti. Il risultato della colorazione della piastra rappresenta l'attività metabolica dell'insieme di microrganismi presenti nell'estratto ed in grado di crescere nelle condizioni stabilite dall'esperimento (substrati, temperatura, tempi d'incubazione, densità dell'inoculo, etc.). In ogni pozzetto vengono cioè inoculate cellule microbiche rappresentative della comunità microbica presente nella matrice naturale. L'analisi delle cinetiche di colorazione dei pozzetti (ottenibili attraverso letture delle piastre nel tempo per mezzo di uno spettrofotometro) e lo studio dei *pattern* di colorazione permettono di confrontare la struttura delle comunità microbiche in matrici differenti. Per ogni campione si ottiene in altre parole l'impronta metabolica della "comunità microbica estratta" (Garland, 1997).

L'esperimento riportato è consistito nello studio di tre matrici organiche, due derivanti dalla lavorazione degli agrumi, il fango ed il pastazzo (polpa e buccia esauste, prodotte con la spremitura dei frutti), una dalla coltivazione degli agrumi (residui di potatura), e di quattro fasi di maturazione del compost prodotto attraverso la miscelazione dette tre matrici.

Materiali e metodi

Sono stati analizzati con la tecnica della CLPP (Community Level Physiological Profile) il campione di fango, di residui di potatura e di pastazzo e quattro campioni di compost rispettivamente al tempo zero (appena miscelato) e dopo circa 30, 60, 90 giorni di processo. Nella Tabella 1 sono riportate alcune caratteristiche dei campioni considerati; i contenuti di azoto e carbonio sono valori medi di tre repliche.

Le cellule microbiche sono state estratte dalle matrici e dai compost seguendo i primi due passaggi del metodo di estrazione di Hopkins *et al.* (1991). Dalle matrici, seccate all'aria e sminuzzate in condizioni atte a limitarne la contaminazione con spore di altra origine, sono stati pesati 2,5 g di materiale e posti in tubi da centrifuga sterili. Ciascun campione è stato estratto prima con una soluzione sterile, fredda (4°C), di sodio colato 0,1% (sale dell'acido colico) e quindi con Tris Buffer a pH 7,4. Ciascuna soluzione ottenuta è stata diluita 2 volte ed utilizzata per inoculare tre piastre del tipo Eco-plates^R (BiologTM) per un totale di 6 repli-

che per campione. Le piastre utilizzate sono caratterizzate dall'aver ciascuna un set di 31 differenti substrati, in altrettanti pozzetti, più un pozzetto di controllo, senza substrato, ripetuti tre volte (ogni piastra ha infatti 96 pozzetti). Le piastre sono state incubate per 8 giorni e le letture della densità ottica di ciascun pozzetto sono state eseguite ogni 8 ore (24 misurazioni). L'analisi dei dati è stata effettuata sulle misure di densità ottica sottratte della densità ottica al tempo zero. Il confronto fra i campioni è stato condotto sia sulla base della matrice di dati originaria (substrati x tempo) che dei dati sottratti del bianco e ridotti della dimensione "tempo" per mezzo del calcolo delle aree sottese alle curve cinetiche di sviluppo del colore, come indicato da Guckert *et al.* (1996).

Tabella 1. Date di campionamento, temperatura al momento del prelievo, contenuto in carbonio ed azoto totali dei campioni e rapporto carbonio/azoto (n.d = misura non effettuata)

N°	Campione	Data prelievo	T °C	N% totale	C% totale	C/N
1	Fango agrumi	13/02/99	n.d.	3,6	30,5	8,6
2	Pastazzo agrumi	13/02/99	n.d.	1,4	46,7	33,6
3	Residui di potatura	13/02/99	n.d.	0,6	50,8	80,6
4	Compost fase uno	13/02/99	42	1,4	44,2	30,7
5	Compost fase due	17/03/99	61	1,8	40,0	21,7
6	Compost fase tre	19/04/99	56	1,9	35,8	18,6
7	Compost fase quattro	14/05/99	53	2,1	35,2	16,8

Sono inoltre stati considerati per ciascun campione i valori di AWCD (Average Well Colour Development) nel tempo (24 osservazioni). Il valore medio di colorazione dei pozzetti (AWCD) è stato il primo metodo di analisi dei dati proposto per quantificare la diversità funzionale delle comunità microbiche in matrici ambientali per mezzo delle piastre Biolog™ (Garland et Mills, 1991). Si tratta di una misura di "attività totale", che riassume per ogni piastra la risposta metabolica dei microrganismi e consiste nella media aritmetica dei valori di densità ottica a 590 nm (OD₅₉₀) misurata per ciascuna delle fonti di carbonio presenti nella piastra (31 per le Eco-plates^R). Dal valore ottenuto per ciascun pozzetto e per un determinato tempo di incubazione, viene sottratto il valore del "bianco" (OD₅₉₀ del pozzetto senza substrato); i valori ottenuti, al netto del bianco, vengono poi sommati e la somma divisa per il numero dei pozzetti:

$$AWCD = \sum_{(i=1,31)} (Ri - C)/31$$

dove C è il valore di OD₅₉₀ del pozzetto di controllo ed Ri è il valore di OD₅₉₀ dell'i-esimo pozzetto dei 31 contenuti nella piastra. Per ogni piastra e ad ogni tempo di lettura si ottiene un valore di AWCD.

L'espressione utilizzata per calcolare matematicamente le aree sottese alle curve cinetiche di sviluppo del colore è invece la seguente (Guckert *et al.*, 1996):

$$Area = \sum_{i=1}^N ((v_i + v_{i-1})/2) \cdot (t_i + t_{i-1})$$

dove v_i è il valore di OD₅₉₀ ottenuto per il pozzetto i-esimo al tempo t_i, e così via, ed N è il numero di substrati di una piastra. Il vantaggio di questo metodo consiste nel ridurre le informazioni da bidimen-

sionali (densità ottica x tempo) ad un'unica dimensione (più semplici da gestire) pur conservandone il contenuto informativo. L'analisi statistica dei dati è stata condotta per mezzo dell'analisi in componenti principali (PCA) e dell'analisi discriminante con il programma SPSS (1998).

Risultati

Analisi in componenti principali

L'analisi fattoriale è stata utilizzata come analisi esplorativa. La Figura 1 mostra il grafico a dispersione basato sulle prime 2 componenti che assieme spiegano l'83% della varianza. L'analisi è stata effettuata sui valori delle 24 letture (una ogni 8 ore) di ciascun pozzetto (31 substrati), sottratti ciascuno del valore di densità ottica al tempo T0. Poiché ogni campione è stato analizzato in 6 repliche, la matrice di dati utilizzata per il test PCA ha dimensioni di "1008 x 31". Nella matrice di dati è conservata la variabile "tempo" che necessariamente assume importanza nell'analisi. La seconda dimensione tiene invece conto dello sviluppo di colore nei pozzetti e quindi dell'utilizzo dei diversi substrati da parte delle "comunità" microbiche inoculate nelle piastre. I campioni separati in modo significativo sono "residui di potatura", "pastazzo", "compost fase quattro" e "compost fase tre". Sono meno separati fra loro, ma distinti dai precedenti, il "fango" e le fasi uno e due del compost.

Analisi discriminante

Allo scopo di evidenziare maggiormente le differenze fra i campioni, si è cercato di ridurre le dimensioni della matrice dei dati:

- i) utilizzando l'AWCD come variabile e conservando pertanto la variabile "tempo", riassumendo nella "colorazione media dei pozzetti" le informazioni ottenute dai 31 substrati (Garland, 1997);
- ii) eliminando l'effetto "tempo" e conservando le informazioni dei singoli substrati, per mezzo del calcolo delle aree sottese alle cinetiche di utilizzo dei singoli substrati (Guckert *et al.*, 1997).

Nei grafici i campioni sono numerati da 1 a 7 come esplicitato nella tabella 1. Le due matrici risultanti sono state utilizzate per l'analisi discriminante (Rosswall e Kvillner, 1978).

Nella figura 2 è riportato il grafico a dispersione dell'analisi discriminante in cui sono stati utilizzati i valori di AWCD. Sia la funzione uno che la due discriminano

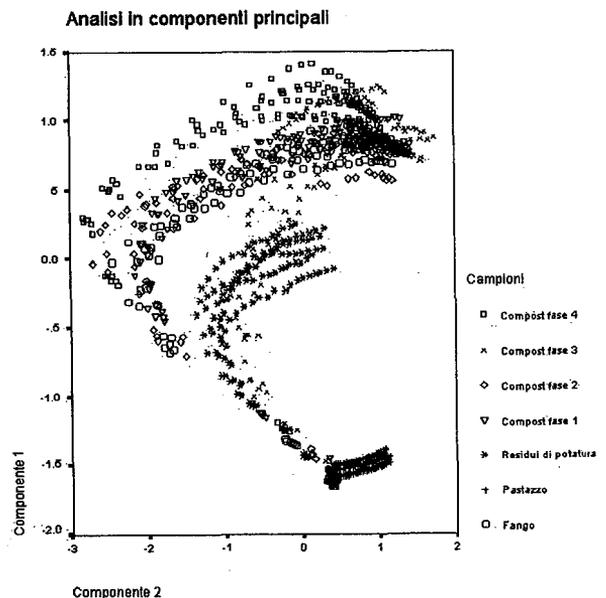


Figura 1. Analisi in componenti principali

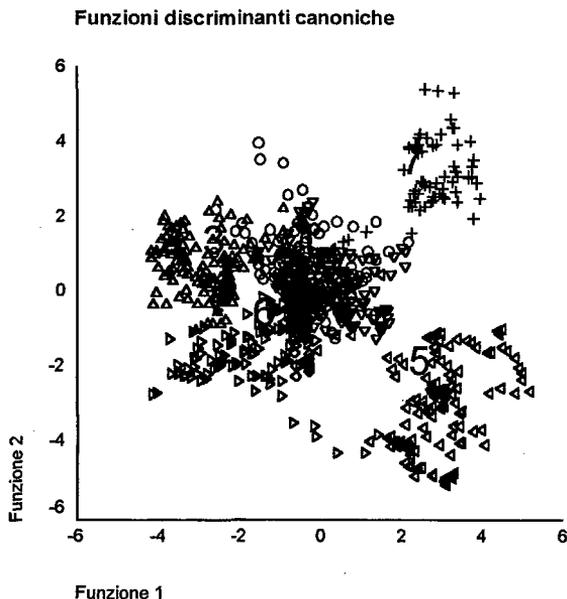


Figura 2. Analisi discriminante effettuata sui valori dell'AWCD nel tempo (24 osservazioni)

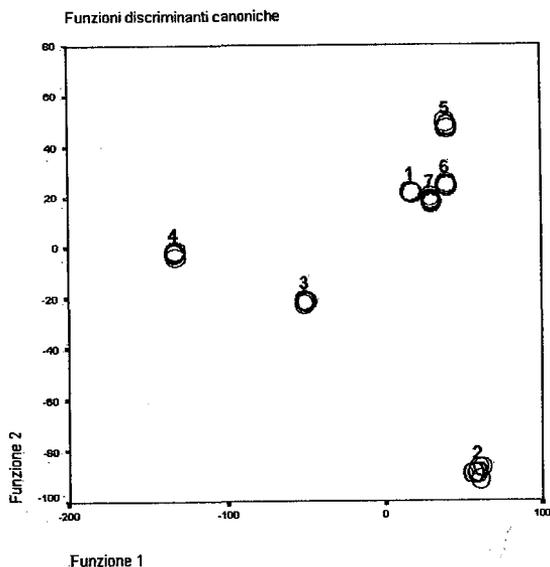


Figura 3. Analisi discriminante effettuata sui valori delle aree calcolate sulle cinetiche di sviluppo di colore per i singoli substrati

alcuni campioni in modo significativo: le maggiori differenze rispetto alla funzione 1 si osservano fra il campione "residui di potatura" (numero 3 nel grafico) e i compost fase tre e fase due (numeri 7 e 5, rispettivamente, nel grafico); il compost fase quattro e fase due non sono fra loro separati sulla funzione uno ma lo sono fortemente sulla due. Il fango (numero 1) ed il compost fase uno (numero 4) non sono separati fra loro.

Nella figura 3 è invece riportato il grafico a dispersione dell'analisi discriminante in cui sono stati utilizzati i valori delle aree sottese alle cinetiche di utilizzo dei singoli substrati. Non essendo rappresentato il fattore "tempo" la separazione dei campioni è decisamente più efficace e l'analisi molto più leggibile.

La riduzione dei dati per mezzo del metodo matematico proposto da Guckert et al. (1997) si è dimostrato, in questo caso, efficace avendo permesso la semplificazione dell'analisi e la conservazione di informazioni sui singoli campioni in grado di permetterne una buona discriminazione.

Dal grafico a dispersione emerge come quasi tutti i campioni siano fra loro distinti su entrambe le funzioni: solo i campioni "compost fase due" e "fase tre" (5 e 6 nel grafico) non si separano sulla funzione 1. Il campione "residui di potatura" (3 nel grafico) è ben distinto dagli altri al pari del campione "pastazzo" (2 nel grafico) e del compost fase uno (4 nel grafico). Il campione "fango" (numero 1 nel grafico) invece presenta punteggi molto prossimi a quanto evidenziato dai campioni di compost nelle fasi successive alla prima. Ciò rispecchia verosimilmente quanto osservato nell'analisi in componenti principali effettuata sui dati non ridotti.

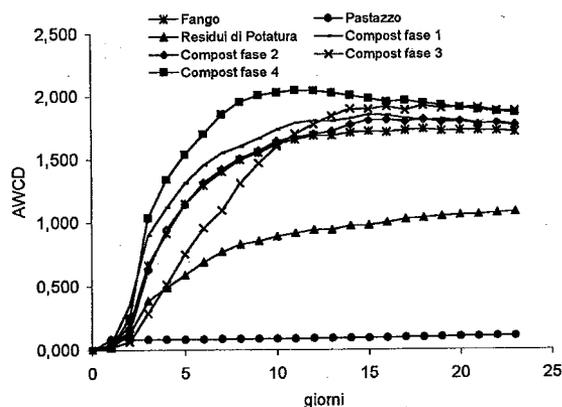


Figura 4. Curve cinetiche dell'AWCD in funzione del tempo

I valori di AWCD nel tempo

Nella figura 4 sono riportati i valori medi (su sei repliche) di AWCD per ciascun campione. Fra i sette campioni si osservano alcuni valori di plateau delle cinetiche significativamente differenti (oneway ANOVA, 95% intervallo di confidenza): i campioni "pastazzo", "fango" e "residui di potatura" mostrano infatti cinetiche ben distinte.

Sono invece più vicine fra loro le curve del compost nelle prime due fasi e la curva del fango. Le cinetiche del compost nelle fasi tre e quattro sono pure differenti fra loro e rispetto alle fasi uno e due.

Essendo stati utilizzati per tutti i campioni 2,5 g di materiale nel preparare l'inoculo ed essendo state effettuate per tutti i campioni lo stesso numero di diluizioni, i valori di AWCD massimi (punto di plateau delle curve cinetiche) possono essere utilizzati per confrontare i campioni quantitativamente rispetto al contenuto totale in biomassa microbica. Il plateau è raggiunto in tempi diversi dai campioni: il compost fase quattro, ovvero il compost "maturo" ottenuto al termine del processo presenta una fase lag (tempo necessario a raggiungere una crescita esponenziale) molto breve e raggiunge il massimo valore di AWCD dopo 8-9 giorni di incubazione. Il compost della fase precedente (fase tre) impiega molto più tempo per arrivare al plateau (15-16 giorni).

Substrati con elevato potere discriminante

Alcuni substrati presentano un'elevata capacità discriminante fra i campioni. In particolare due composti fenolici (l'acido 2-idrossibenzoico e l'acido 4-idrossibenzoico) sono decomposti in modo differente dalle comunità microbiche dei campioni esaminati. Nella figura 5 sono riportati i valori dell'area sottesa alle cinetiche di utilizzo dei due composti nei sette campioni (sono mostrate le sei repliche).

Pur trattandosi di sostanze chimicamente equivalenti, la loro utilizzabilità come substrati è differente. In particolare l'acido 2-idrossibenzoico è meno facilmente degradabile del 4-idrossibenzoico (nel 2-idrossibenzoico è possibile un'interazione fra il gruppo carbossilico e l'idrossilico che rende più stabile il composto rispetto al 4-idrossibenzoico, in cui i due sostituenti sono in posizione "para"). Dal grafico emerge come le comunità microbiche del fango, del pastazzo e del compost nelle fasi due, tre e quattro pur essendo capaci di utilizzare (sebbene in misura diversa) l'acido 4-idrossibenzoico, non utilizzano di fatto il 2-idrossibenzoico. La comunità microbica del pastazzo non è in grado di utilizzare nessuno dei due com-

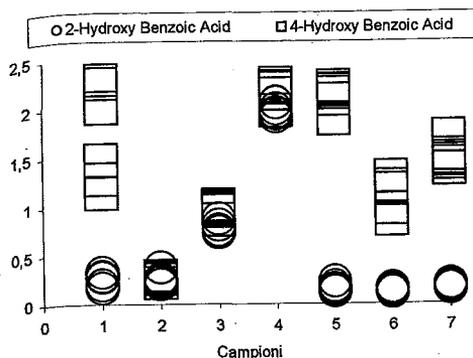


Figura 5. Confronto fra i sette campioni sulla base del grado di'utilizzo (area sottesa alla curva cinetica di sviluppo del colore) dei composti fenolici (acido 2-idrossibenzoico e 4-idrossibenzoico); maggiore è il valore dell'area, sulle ordinate, e maggiore è l'utilizzo

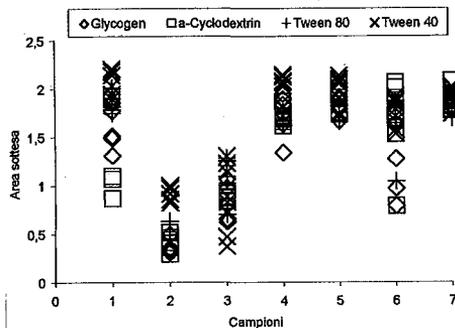


Figura 6. Confronto fra i sette campioni sulla base del grado di utilizzo (area sottesa alla curva cinetica di sviluppo del colore) dei composti polimerici

polimeri assieme si ha nel compost maturo (numero 7 sulle ascisse), i valori meno ripetitivi si hanno nel compost nella fase tre (numero 6 sulle ascisse, nel grafico) e nel fango (numero 1, sulle ascisse, nel grafico), i microrganismi del pastazzo (numero 2) sono anche in questo caso i meno efficienti nell'utilizzo del substrato.

Discussione

Sia dall'analisi in componenti principali che dal confronto fra le cinetiche di colorazione complessiva (AWCD) delle piastre inoculate con i diversi campioni è emerso il ruolo determinante del fango nella definizione del *pattern* metabolico della comunità microbica del compost maturo. I profili metabolici ottenuti per le altre due matrici sono risultati diversi fra loro e rispetto al profilo del fango. L'analisi discriminante ha evidenziato come il compost appena miscelato sia caratterizzato da un complesso microbico funzionalmente molto differente da quello presente nel compost a fine processo. Ciò è esemplificato nelle differenti

posti, mentre le comunità microbiche dei residui di potatura e del compost nella fase 1 utilizzano entrambi i substrati. Nel complesso si può ipotizzare la presenza di gruppi microbici capaci di decomporre l'acido 2-idrossibenzoico solo nel campione "residui di potatura".

Il compost appena miscelato contiene quindi sia i microrganismi dei residui di potatura che del fango e la comunità risultante utilizza entrambi i substrati. Nel compost delle fasi successive evidentemente i microrganismi responsabili dell'utilizzo dell'acido 2-idrossibenzoico soccombono, forse a causa delle temperature elevate del processo, mentre i microrganismi che degradano l'acido 4-idrossibenzoico resistono anche nel compost dell'ultima fase.

Un'analisi simile può essere condotta relativamente ai substrati polimerici presenti nelle piastre utilizzate. Nelle Eco-plates^R sono presenti a-ciclodestrina, glicogeno, Tween-80 e Tween-40. Nella Figura 6 sono mostrati i valori dell'area sottesa alle cinetiche di utilizzo dei quattro composti nei sette campioni: all'aumentare del valore dell'area sottesa, sulle ordinate, aumenta l'utilizzo del substrato da parte delle comunità microbiche nella piastra. Complessivamente va sottolineato come il grado di utilizzo dei 4 polimeri cambi notevolmente fra le differenti fasi di maturazione del compost (da 4 a 7 sulle ordinate) e sia comunque differente nelle tre matrici di partenza. La massima utilizzazione di tutti i

capacità di utilizzo dei composti fenolici o dei composti polimerici. La matrice "residui di patatura" sembra possedere una comunità microbica assai peculiare e funzionalmente in grado di utilizzare substrati di particolare complessità (es. acido 2-idrossibenzoico) ma la sua impronta funzionale non contribuisce a definire il *pattern* del compost finale. Complessivamente comunque si osserva nei campioni di compost un progressivo aumento della versatilità metabolica con la maturazione accompagnato anche da un aumento quantitativo della biomassa microbica.

Ringraziamenti

Il lavoro è stato condotto su finanziamento dell'Azione COST 831 nell'ambito di una missione "STM" della Dr.ssa Pinzari presso l'Istituto di Microbiologia dell'Università di Innsbruck. Gli autori desiderano ringraziare il Dr. Francesco Intrigliolo dell'Istituto di Agricoltura di Acireale (Catania) per aver fornito le matrici ed i campioni di compost.

Bibliografia

- Garland J.L. (1997). *Analysis and interpretation of community-level physiological profiles in microbial ecology*. FEMS Microbial Ecology 24:289-300.
- Garland J.L., Mills A.L. (1991). *Classification and Characterization of heterotrophic microbial communities on the basis of patterns of Community-Level Sole-Carbon-Source Utilization*. Applied and Environmental Microbiology 57:2351-2359.
- Guckert J.B., Carr G.J., Johnson T.D., Hamm B.G., Davidson D.H., Kumagai Y. (1996). *Community analysis by Biolog: curve integration for statistical analysis of activated sludge microbial habitats*. Journal of Microbiological Methods 27:183-197.
- Hopkins D.W., MacNaughton S.J., O'Donnell A.G. (1991). *A dispersion and differential centrifugation technique for representatively sampling microorganisms from soil*. Soil Biology & Biochemistry 23:217-225.
- Insam H, Ranggner A. (eds) (1997). *Microbial Communities. Functional Versus Structural Approaches*. Springer. Heidelberg, 261 pp.
- Insam H., Amor K., Renner M., Crepaz C. (1996). *Changes in functional abilities of the microbial community during composting of manure*. Microbial. Ecology 31:77-87.
- Rosswall T., Kvillner E. (1978). *Principal Component and Factor Analysis for the description of microbial populations*. Advances in Microbial Ecology 2:1-48.
- SPSS (1998). *Statistical package of the Social Sciences*. SPSS Inc. Chicago.

INFLUENZA DI DIFFERENTI GESTIONI DEL SUOLO SULLA PERDITA DI NUTRIENTI E SULLA PRODUZIONE DI UN ULIVETO IN AMBIENTE COLLINARE DELL'ITALIA MERIDIONALE

Raglione M.¹, Toscano P.², Lorenzoni P.¹, Angelini R.¹, Briccoli-Bati C.², Spadoni M.¹,
De Simone C.¹

¹Istituto Sperimentale per lo Studio e la Difesa del Suolo - Sezione di Conservazione del Suolo, via Casette, 1- 02100 Rieti, mraglio@tin.it; ²Istituto Sperimentale per l'Olivicoltura- Sezione di Propagazione e Tecniche Colturali, contrada Li Rocchi - Vermicelli - 87036 Rende (CS)

Abstract

The results of a research, which started in april 1997 and is still in progress, carried out in a ten year old experimental olive-grove located in a hilly area of the Calabria (Italy) are reported. The aim of the present study was to evaluate the influence of two different soil management methods, namely permanent cover crop and ploughing, on runoff, soil and some nutrient losses, such as K, Na, nitrates, phosphates, available P and organic matter. In addition, the behaviour of the main vegetative and productive characteristics of the olive trees (annual growth rate, flowering, fruit set, fruit drop and yield) is reported. The obtained results were analysed by a one-way variance analysis. In order to evaluate the response of the two management systems assayed on the erosive processes trend for every runoff event, a discriminant analysis was also applied. The results reported showed an highly significant improvement of all erosive parameters when permanent cover crop management system was used. Moreover, the data coming from the discriminant analysis, showing a very high percentage (92.7 %) of cases correctly classified by the model, underlined the different behaviour of the two soil management methods also at the single events level.

Riassunto

Vengono riportati i risultati di una ricerca, iniziata nell'aprile del 1997 e tuttora in corso, condotta in un oliveto di dieci anni dell'Istituto Sperimentale per l'Olivicoltura, situato in un'area collinare della Calabria. L'indagine ha per scopo la valutazione degli effetti di due differenti pratiche di gestione del suolo, Inerbimento Permanente e Lavorazione Meccanica, sui deflussi, sulle perdite di suolo e di alcuni nutrienti (potassio, sodio, nitrati, fosfati, fosforo assimilabile, e Sostanza Organica), nonché sui principali parametri produttivi e vegetativi (accrescimento annuale, differenziazione a fiore, allegagione, cascola e produzione) delle piante di olivo. I risultati ottenuti sono stati analizzati mediante analisi della Varianza univariata. È stata, inoltre, utilizzata l'Analisi Discriminante al fine di valutare l'influenza delle pratiche agronomiche applicate sull'andamento del processo erosivo in ogni singolo deflusso avvenuto. I risultati ottenuti mediante Analisi della varianza evidenziano un significativo miglioramento di tutti i parametri erosivi nelle tesi inerbite rispetto a quelle lavorate, mentre quelli derivanti dall'applicazione dell'Analisi discriminante confermano come il differente comportamento dei due sistemi di gestione si manifesti anche a livello di ogni singolo evento, con il 92,7% di casi correttamente classificati dal modello. Anche per quanto riguarda i parametri vegetativi delle piante, è stato riscontrato un andamento significativamente più positivo nelle tesi inerbite.

Introduzione

L'erosione è uno dei fattori maggiormente responsabili dei processi di degradazione del suolo nell'ambiente mediterraneo. Per quanto concerne, in particolare, il settore olivicolo, va

ricordato che circa i due terzi dell'olivicoltura italiana è situata in terreni collinari, talora ad elevata pendenza, in cui l'olivo rappresenta l'unica alternativa colturale ai seminativi. Tali terreni, privi di adeguate sistemazioni, sono esposti a marcati processi erosivi, responsabili della perdita irreversibile di terreno e di nutrienti, con conseguenti ripercussioni sulla fertilità chimica del suolo, sui livelli di inquinamento dei corpi idrici e sul valore stesso dei terreni agricoli (Pagliai *et al.*, 1983; Chisci e Spallacci, 1984; Sharpley, 1985; Chisci e Boschi, 1988).

In questi ultimi anni, tra le diverse alternative possibili nella coltivazione e nella gestione del suolo, il ricorso ad idonee tecniche di inerbimento si è dimostrato efficace nella riduzione delle perdite di suolo e di nutrienti a seguito dei processi erosivi (Stein *et al.*, 1986; West *et al.*, 1991; Bradford J.M., Huang C., 1994; Rasiah, Kay, 1995; Raglione *et al.*, 1997). Nei succitati ambienti non va, d'altra parte, trascurata la possibilità che, in presenza di un inerbimento permanente, la non adeguata gestione dello stesso possa manifestare, nei confronti della coltura principale, fenomeni di competizione per l'acqua e per i nutrienti (Pastor, 1989; Sicher *et al.*, 1989).

In questo lavoro vengono riportati i risultati preliminari di una ricerca, iniziata nell'aprile del 1997 e tuttora in corso, tesa a valutare l'influenza di due differenti tecniche colturali (inerbimento permanente, e lavorazioni meccaniche), sulle perdite di suolo e di alcuni nutrienti (Sostanza Organica, fosforo assimilabile, fosfati, nitrati, potassio e sodio), nonché sulla produttività di un giovane oliveto collinare dell'Italia meridionale, situato presso l'Istituto Sperimentale per l'Olivicoltura di Cosenza.

Materiali e Metodi

L'indagine, tuttora in corso, è iniziata nell'aprile del 1997, in un oliveto collinare di dieci anni di età della *cultivar* Carolea, con sesto di impianto di m 6 x 4, condotto in asciutto.

Sono state poste a confronto, con due ripetizioni, due differenti tecniche colturali: Inerbimento Permanente (tesi IP1 e IP2) e lavorazioni meccaniche (tesi L1 e L2).

Nella tesi inerbita è stato seminato, il primo anno, un miscuglio commerciale per prati composto da *Festuca arundinacea* (55%), *Lolium perenne* (35%) e *Poa pratensis* (10%), per favorire la copertura del suolo, mentre negli anni successivi si è lasciata sviluppare la flora spontanea autoctona.

La gestione del suolo è consistita per le tesi "L" in una fresatura primaverile, in concomitanza della concimazione delle piante, ed in una erpicatura nel periodo estivo, mentre nelle tesi inerbite si è provveduto alla sola trinciatura del cotico al termine della stagione piovosa (fine primavera).

In entrambe le tesi ciascuna pianta ha ricevuto le medesime cure colturali: potatura normale di produzione prima del risveglio primaverile, fertilizzazione con circa 1 kg di concime ternario (20-10-10), e successiva distribuzione di circa 1/2 kg di urea alla mignolatura, spollonatura estiva.

Le quattro unità idrologiche hanno una pendenza media del 18%, con dimensioni areali di 460 m² (m 76,7 x 6) per le parcelle inerbite e di 443 m² (m 73,8 x 6) per quelle lavorate.

L'indagine pedologica è stata eseguita prima dell'inizio dell'esperienza mediante l'apertura di un profilo ed il successivo controllo, con prelievo di 8 campioni di suolo per parcella a due differenti profondità: 0÷20 cm e 20÷40 cm. Il suolo, classificato come *Dystric Fluventic Xerochrept* (*Soil Taxonomy*, 1997), presenta una tessitura franco argilloso sabbiosa nell'orizzonte Ap e franco sabbiosa negli orizzonti sottosuperficiali. Il substrato pedogenetico è costituito da un sedimento di origine alluvionale, derivato dall'erosione di rocce metamorfiche e cristalline.

I campioni di suolo sono stati seccati all'aria e setacciati a 2 mm. La tessitura della terra fine è stata determinata con il metodo della pipetta, dopo dispersione con sodioesametafosfato ed utilizzando una strumentazione automatica (granulometro mod. M24 della Ditta Megg).

Il pH è stato determinato utilizzando un rapporto acqua-suolo pari a 2,5:1 (v/p).

Il Carbonio organico totale (COT) è stato analizzato con il metodo di Walkley-Black, mentre per la determinazione del fosforo assimilabile è stato utilizzato il metodo di Olsen (Olsen *et al.*, 1954).

Le precipitazioni giornaliere sono registrate mediante una stazione meteorologica all'interno dell'area sperimentale. Negli interfilari sono stati delimitati, mediante lamiera zincate embriate e parzialmente interrate, gli invasi per il convogliamento delle acque di ruscellamento superficiale in vasche per la raccolta dei deflussi (due per ogni parcella).

Per ogni evento che produce ruscellamento viene misurato il volume del deflusso e sono raccolti due campioni di torbida da 1 litro ciascuno per ogni vasca. La concentrazione dei sedimenti ($\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) viene ottenuta mediante centrifugazione a 5000 rpm per 10 minuti. Il residuo solido viene seccato all'aria e pesato; in esso si determina il contenuto in Sostanza Organica con il metodo di Walkley-Black e quello in fosforo assimilabile con il metodo Olsen. Nella parte liquida si misura, oltre al pH ed alla conducibilità, il contenuto in fosfati e in nitrati mediante spettrofotometria visibile e UV (letture rispettivamente a 650 nm e a 210 nm), e in potassio e in sodio mediante fotometria a fiamma.

Per ogni parcella sperimentale viene studiato il comportamento vegetativo e produttivo di 10 piante (accrescimento annuale, espresso come numero di nuovi palchi, differenziazione a fiore, allegazione, cascola e produzione).

I dati ottenuti sono stati analizzati mediante il pacchetto statistico SPSS (SPSS inc.), confrontando le medie mediante Analisi della Varianza univariata. E' stata, inoltre, utilizzata l'Analisi Discriminante, al fine di valutare l'influenza delle pratiche agronomiche studiate sull'andamento del processo erosivo a livello di ogni singolo evento.

Va, infine, ricordato che le elaborazioni statistiche presentate in questo lavoro sono state condotte prendendo in considerazione solamente quegli eventi piovosi che hanno dato luogo a deflusso in tutte e quattro le parcelle.

Risultati e Discussione

Un elevato grado di omogeneità pedologica tra le quattro unità idrologiche è confermato dai valori riportati in Tabella 1 ed inerenti alle principali caratteristiche dei suoli rilevate all'inizio della prova.

Tabella 1. Principali caratteristiche chimico-fisiche dell'orizzonte Ap delle quattro parcelle sperimentali. Sono riportate le medie e gli errori standard (in parentesi)

Profondità (cm)	Sabbia (%)	Limo (%)	Argilla (%)	COT (%)	pH H ₂ O	P assimilabile (mg·kg ⁻¹)
0-20	51,6 (1,8)	23,2 (1,0)	25,1 (1,0)	0,48 (0,10)	6,11 (0,06)	1,10 (0,19)
20-40	53,2 (2,3)	22,0 (0,8)	24,8 (1,7)	0,32 (0,05)	6,13 (0,15)	1,06 (0,18)

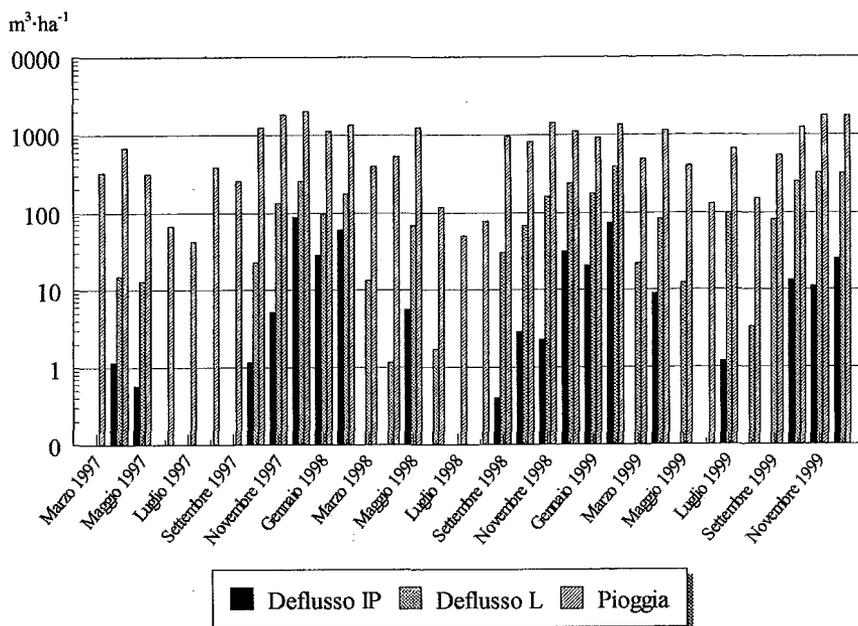


Figura 1. Precipitazioni e deflussi, calcolati su base mensile ed espressi entrambi in $m^3 \cdot ha^{-1}$, che si sono avuti nelle quattro unità idrologiche durante il periodo marzo 1997-dicembre 1999

Tabella 2. Influenza delle due differenti gestioni del suolo sui principali parametri vegetativi e produttivi delle piante di olivo nei tre anni di prova. Sono riportate le medie e le deviazioni standard (in parentesi)

Tesi	Accrescimento (N° nodi)	Differenziazione (%)	Allegagione (%)	Cascola (%)	Produzione (kg/pianta)
anno 1997					
IP	6,4 (3,35) a	58,6 (16,26) a	1,8 (0,98) a	39,8 (37,31) a	7,6 (3,38) a
L	5,3 (2,95) b	61,6 (13,11) a	1,5 (0,80) b	39,9 (44,03) a	9,7 (4,87) a
anno 1998					
IP	4,3 (1,56) a	46,0 (18,04) a	2,3 (1,14) a	51,2 (33,09) a	12,8 (4,78) a
L	4,3 (2,09) a	30,3 (18,03) b	1,4 (1,11) b	80,3 (28,35) b	2,4 (2,72) b
anno 1999					
IP	6,6 (3,39) a	61,9 (26,16) a	1,4 (1,62) a	35,5 (39,42) a	13,4 (4,04) a
L	7,9 (6,38) b	81,2 (18,04) b	0,8 (1,13) b	54,6 (40,63) b	20,6 (12,66) a

IP = Inerbimento Permanente; L = Lavorazione meccanica. Le medie seguite da lettere differenti sono risultate statisticamente differenti per $p \leq 0,05$ quando sottoposte ad Analisi della Varianza. Il confronto è stato condotto solo all'interno dei singoli anni.

In Figura 1 sono invece riportati, espressi in $m^3 \cdot ha^{-1}$, le piovosità mensili ed i deflussi originatisi dalle quattro unità idrologiche durante il periodo considerato. E' stata utilizzata la scala logaritmica al fine di ottenere una maggiore chiarezza nella presentazione dei dati.

In totale, durante il periodo in esame (marzo 1997-dicembre 1999), si sono avuti 327 eventi piovosi che hanno generato 48 deflussi (14,7%) nelle tesi inerbite e 125 deflussi (38,2%) in quelle sottoposte a lavorazione meccanica.

In Tabella 2 sono riportati i risultati dei rilievi eseguiti sui principali parametri vegetativi e produttivi delle piante di olivo presenti nelle quattro aree in studio. Dagli stessi si evidenzia come le piante della tesi inerbita sembrano non aver risentito della competizione idrica dovuta alla presenza del cotico, nonostante la conduzione in "asciutto"; piuttosto, si nota un progressivo miglioramento della produttività delle stesse, con scomparsa del fenomeno dell'alternanza di produzione, tipico dell'olivo, molto marcato, invece, nelle piante della tesi sottoposta a lavorazioni meccaniche. La spiegazione di questo fenomeno potrebbe ricondursi sia ad un migliore equilibrio nutrizionale, sia alle maggiori quantità di acqua infiltrata in occasione delle piogge durante i periodi siccitosi, nonché alla minore perdita di umidità del suolo per evapotraspirazione. Lo stress idrico estivo è il fattore predisponente più alti valori di cascola, come rilevato nelle piante delle tesi soggette a lavorazione.

In relazione all'influenza delle due tecniche colturali sulle perdite di suolo e di alcuni nutrienti, a causa dei processi erosivi, in Tabella 3 sono riportati i valori medi delle asportazioni per ogni singolo deflusso avvenuto. Essi mostrano un significativo decremento di tutti i parametri considerati nella tesi inerbita, rispetto a quella lavorata. Se si considera, inoltre, che nel periodo in esame nelle tesi inerbite si sono avuti globalmente 48 deflussi ed in quelle lavorate 125, tale diverso comportamento viene vieppiù esaltato. I risultati conseguiti costituiscono una conferma di quanto emerso in una precedente nota degli stessi autori (Ragione et al., 1999), ma riferita ad un periodo di osservazione più breve; essi indicano come le due gestioni del suolo applicate si diversifichino drasticamente per la loro risposta ai processi erosivi, sia in merito alle perdite di suolo che a quelle di nutrienti.

Tabella 3. Influenza delle due tecniche colturali su alcuni parametri erosivi e sulla perdita di nutrienti nei tre anni considerati. Sono riportate le medie relative ai singoli eventi di deflusso e, in parentesi, le deviazioni standard

Tesi	Deflusso ($m^3 \cdot ha^{-1}$)	Asportazioni solide ($kg \cdot ha^{-1}$)	Nitrati ($g \cdot ha^{-1}$)	Fosfati ($g \cdot ha^{-1}$)	Potassio ($g \cdot ha^{-1}$)	Sodio ($g \cdot ha^{-1}$)	Fosforo assimi- labile ($g \cdot ha^{-1}$)	COT ($kg \cdot ha^{-1}$)
IP	10,2 a (12,8)	23,1 a (83,0)	25,3 a (31,1)	0,7 a (1,2)	31,0 a (30,0)	40,3 a (55,8)	0,6 a (1,7)	1,4 a (0,7)
L	44,0 b (27,0)	2191,5 b (3186,4)	283,5 b (358,6)	2,6 b (3,1)	74,5 b (52,0)	201,7 b (186,4)	36,4 b (59,0)	37,2 b (40,1)

IP= Inerbimento Permanente; L= Lavorazione meccanica. Le medie seguite da lettere differenti sono risultate statisticamente differenti per $p \leq 0,05$ quando sottoposte ad Analisi della Varianza.

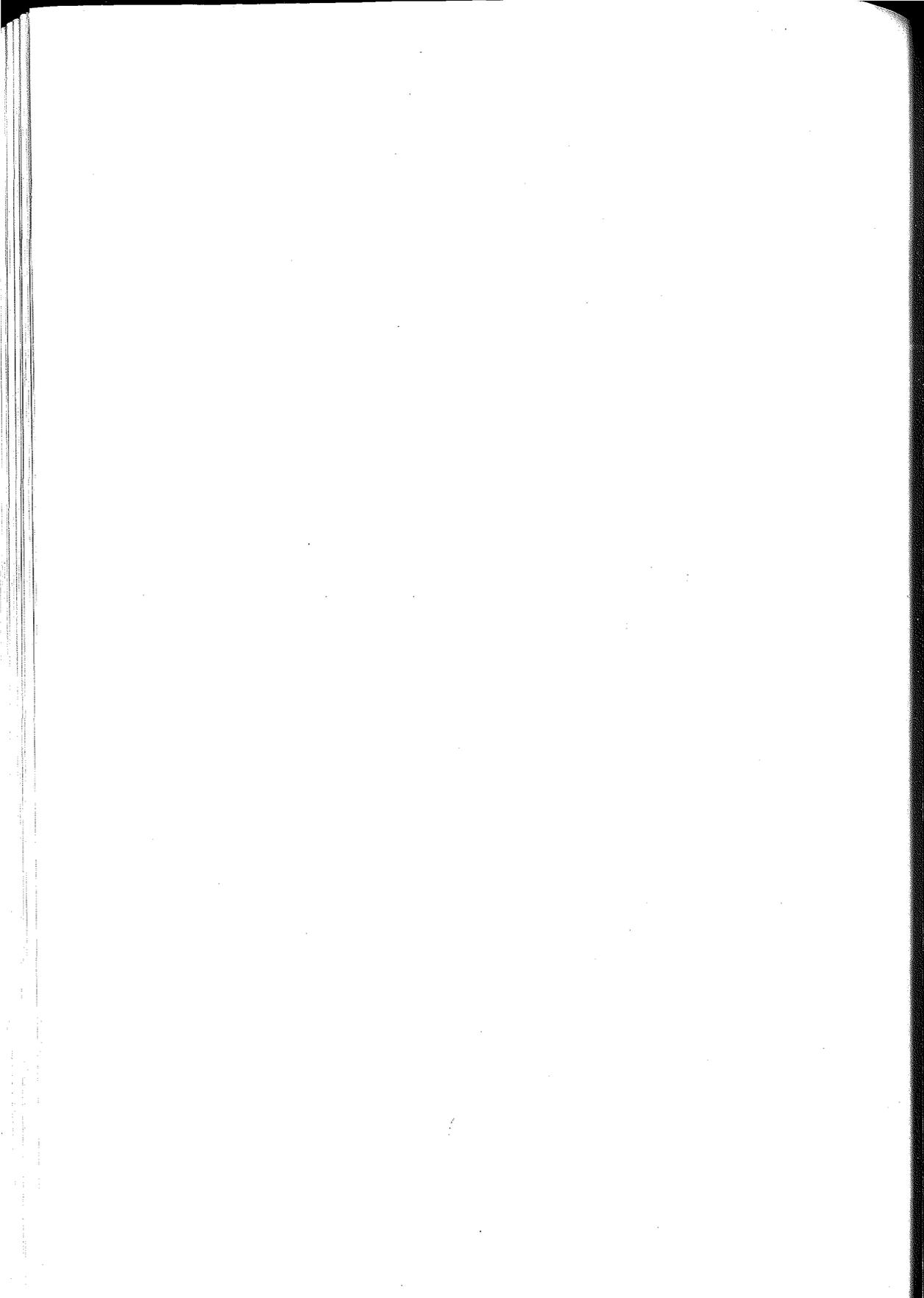
Le elaborazioni statistiche, eseguite su tutti gli eventi piovosi che hanno originato deflusso anche soltanto su una tesi gestionale, hanno mostrato di condurre a risultati sostanzial-

La possibile competizione idrica e nutrizionale del cotico erboso, prospettata da diversi autori per gli ambienti meridionali, nel caso in esame non sembra manifestarsi. Si nota invece una notevole efficacia del cotico nel favorire l'infiltrazione dell'acqua piovana, con conseguente aumento della disponibilità idrica nei periodi siccitosi e netta diminuzione dei fenomeni erosivi. Nelle piante delle tesi con inerbimento controllato, queste azioni sembrano favorire la fruttificazione, ridurre la cascola, ed evitare l'alternanza di produzione tipica dell'olivo.

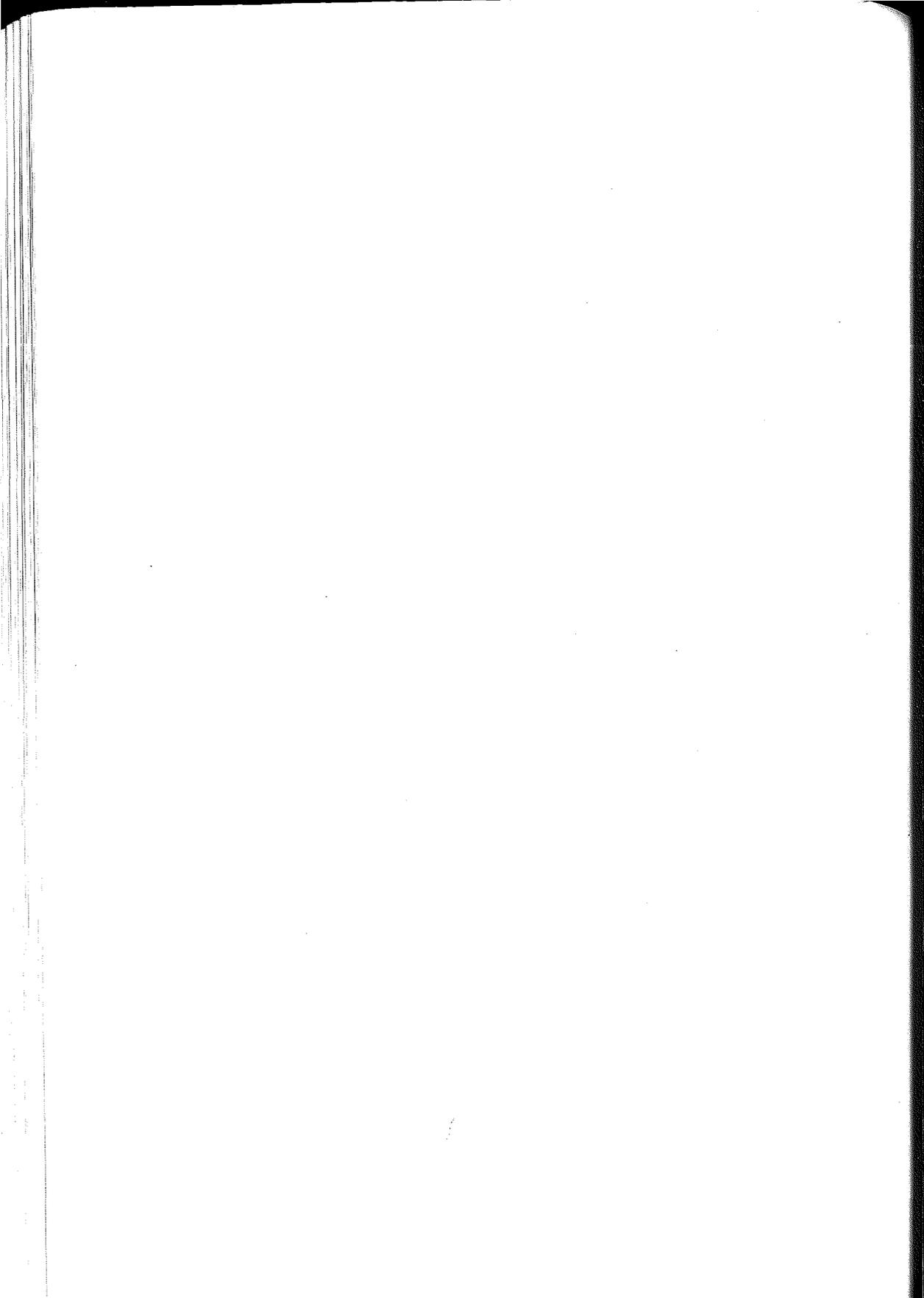
In sintesi, l'analisi dei risultati finora ottenuti porta ad affermare, pur con le riserve legate al breve periodo di osservazione, che la tecnica dell'inerbimento controllato in oliveti di ambiente mediterraneo, può essere adottata sui terreni declivi ed in impianti privi di sistemi irrigui, poiché mostra effetti positivi sulla biologia fiorale, sulla cascola, sulla produttività delle piante, sul controllo dell'erosione, nonché nella riduzione dei costi di gestione e dell'impatto ambientale.

Bibliografia

- Bradford J.M., Huang C.H. (1994). *Interrill soil erosion as affected by tillage and residue cover*. Soil Tillage Res. 31:353-361.
- Chisci G., Spallacci P. (1984). *Nutrient losses by leaching and run-off and possibilities of their control*. In 18th Coll. Int. Potash Institute. Bern:137-155.
- Chisci G., Boschi V. (1988). *Runoff and erosion control with hill farming in the sub-coastal apennines climate*. Soil & Tillage Research 12:105-120.
- Olsen S.R., Cole C.V., Watanabe F.S., Dean L.A. (1954). *Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate*. USDA Cir. 939. U.S. Government Printing Office, Washington (DC).
- Pagliai M., La Marca M., Lucamante G. (1983). *Micromorphometric and Micromorphological investigations of a clay loam soil in viticulture under zero and conventional tillage*. J. Soil Sci. 34:391-403.
- Pastor M. (1989). *Incidenza delle male erbe sull'evoluzione del contenuto d'acqua del suolo in oliveto di seccagno*. Olivae 28:32-37.
- Raglione M., De Simone C., Rinaldini L., Francia U. (1997). *L'erosione del suolo in aree collinari. Influenza di differenti tipi di cotico e confronto tra modelli di pascolamento e seminativi*. Riv. Agron. XXXI,1:341-345.
- Raglione M., Toscano P., Angelini R., Briccoli Bati C., Spadoni M., De Simone C., Lorenzoni P. (1999). *Olive yield and soil loss in hilly environment of Calabria (Southern Italy). Influence of permanent cover crop and ploughing*. In Atti del "6th International Meeting on Soils with Mediterranean Type of Climate", Barcellona (Spagna), 4-9 luglio 1999:1038-1040.
- Rasih V., Kay B.D. (1995). *Runoff and soil loss as influenced by selected stability parameters and cropping and tillage practices*. Geoderma 68:321-329.
- Sharpley A.N. (1985). *The selective erosion of plant nutrients in runoff*. Soil Sci. Soc. Am. J. 49:1527-1534.
- Sicher L., Venturelli M., Agnolin C. (1989). *Importanza della tecnica colturale del terreno nel sistema arboreo poliennale*. Riv. di Frutticoltura 6:33-37.
- Stein O.R., Neibling W.H., Logan T.J., Moldenhauer W.C. (1991). *Runoff and soil loss as influenced by tillage and residue cover*. Soil Sci. Soc. Am. J. 50:1527-1531.
- U.S.D.A. (1997). *Keys to Soil Taxonomy*, 7th Edition. Pocahontas Press, Inc. Blacksburg, Virginia: 544 pp.
- West L.T., Miller W.P., Langdale G.W., Bruce R.R., Laflen J.M., Thomas A.W. (1991). *Cropping system effects on interrill soil loss in the Georgia Piedmont*. Soil Sci. Soc. Am. J. 55:460-466.



III SESSIONE
SISTEMI GEOMORFOLOGICI E S.I.T.



METODOLOGIA DI RILIEVO DI UN INDICATORE DI STATO DI TILLAGE EROSION BASATA SULL'AERO-FOTOGRAMMETRIA DI PRECISIONE

Bazzoffi P.

*Ministero delle Politiche Agricole e Forestali. Istituto Sperimentale per lo Studio e la Difesa del Suolo
P.zza D'Azeglio, 30 - 50121 Firenze, bazzoffi@issds.it*

Abstract

This paper presents a methodology to detect the spatial distribution of territory morphology changes due to the prevailing action of soil translocation induced by tillage and other human activities. It also enables the balance measure of the soil flux over a long-term period (tillage erosion) at watershed scale. The methodology has been set up by using the comparison of different Digital Terrain Models (DTM) derived from two sets of aerial photos, respectively taken in the years 1981 and 1998 of an hilly area of 9.5 ha, with soils derived from Pliocene marine deposits, cultivated with cereal and fodder, at Vicarello (Volterra, Tuscany). The methodology novelties are: 1) the over determination of topographic points for the placement of stereoscopic models 2) the use of parameters for point acquisition (min/max vector) normally used for the scale 1:1000 or larger 3) the use of 3 aerial photogrammetric DTM replicates for each of the two years. The methodology, that has been tested through statistic analyses, is innovative to define a state indicator of tillage erosion. In the experimental condition of this study (scale of the aerial pictures 1:8000 and soil without tree vegetation) it was possible to precisely ($p \leq 0.05$) define about 65% of the DTM nodes where occurred an increase or a decrease of the terrain levation. From the analysis of the 9 possible combinations of subtraction of DTM replicates it was possible to measure a tillage erosion of 11.5 ± 4.9 cm ($p \leq 0.05$) in 17 years in the studied area. When only one replicate per year is used the precision of the measurement becomes ± 15.6 cm ($p \leq 0,05$).

Riassunto

Nel presente lavoro viene presentata una metodologia di rilievo della distribuzione spaziale delle modificazioni di morfologia del territorio causate dall'azione prevalente della traslocazione laterale del suolo indotta dalle lavorazioni e da altre azioni antropiche e che consente pure la quantificazione del bilancio medio poliennale del flusso di suolo (tillage erosion) a scala di bacino. La metodologia è stata messa a punto basandosi sulla comparazione di modelli digitali del terreno (DTM) del medesimo territorio riferiti al 1981 ed al 1998 di un'area agricola collinare di circa 9,5 ha in località Vicarello, nei pressi di Volterra, coltivata a cereali e prato, su suoli argillosi di origine pliocenica con pendenza media del 12,6 %. Le novità metodologiche consistono: 1) nella iperdeterminazione dei punti topografici per il piazzamento e l'appoggio dei modelli stereoscopici 2) nell'uso di parametri d'acquisizione dei punti (vettore min/max e angolo) che normalmente sono usati per rilievi alla scala 1:1000 e superiori; 3) nell'esecuzione di tre repliche di fotorestituzione per ciascun anno. La metodologia è stata testata in maniera rigorosa attraverso differenti analisi statistiche e viene presentata come innovativa al fine della definizione di un "indicatore di stato" di tillage erosion. Nelle condizioni sperimentali del presente studio, cioè con fotogrammi in scala 1:8000 e su una zona priva di vegetazione arborea, è possibile definire con certezza ($p \leq 0,05$) circa il 65% delle zone (nodi del DTM) di abbassamento e di sollevamento del terreno. L'analisi delle 9 possibili combinazioni di sottrazioni fra le repliche di DTM ha consentito di valutare un abbassamento medio della superficie studiata pari a $-11,5 \pm 4,9$ cm ($p \leq 0,05$) nei 17 anni. Usando una sola replica per anno la precisione della misura di differenza di DTM è risultata pari a $\pm 15,6$ cm ($p \leq 0,05$).

Introduzione

Le lavorazioni del suolo, soprattutto quelle effettuate in collina con aratro a versoio, sono responsabili di movimenti di massa per traslocazione laterale che determinano, a lungo andare, importanti modificazioni del paesaggio.

Il flusso di suolo per unità di superficie, detto erosione da lavorazione o tillage erosion, può eccedere notevolmente la quantità di suolo asportate nei processi di erosione idrometeorica superficiale (Lindstom *et al.*, 1990, 1992; Govers *et al.*, 1993, 1994; Lobb *et al.*, 1995; Quine *et al.* 1993, 1994, 1997) e rappresenta un fattore importante di degradazione del suolo (Govers *et al.*, 1996).

La traslocazione laterale del suolo mostra un pattern di ridistribuzione in campo del materiale assai diverso da quello determinato dall'erosione idrometeorica. Infatti le lavorazioni determinano, in genere, la perdita di suolo sulle convessità (dove invece l'erosione idrometeorica è minima) e forti accumuli nelle concavità ove, al contrario, l'erosione idrometeorica è elevata per la concentrazione del deflusso (De Jong *et al.*, 1983; Quine e Walling, 1993). Questo diverso andamento è determinato non solamente dal rotolamento a valle delle zolle ma anche dalla volontà degli agricoltori che tendono a colmare le vallecole, spianando i fondovalle, per rendere possibile l'operatività di macchine ingombranti come le mietitrebbiatrici.

Nonostante i primi studi sulla traslocazione laterale del suolo risalgano all'inizio degli anni '40, solo a partire dall'inizio degli anni '90 le ricerche su questa forma degradativa del territorio si sono fortemente intensificate (Govers, 1999; Mech e Free, 1942). Questo perché la tillage erosion ha manifestato i suoi effetti in modo visibile solo dopo qualche decennio dall'introduzione della meccanizzazione in agricoltura; cioè quando le discontinuità di paesaggio sono diventate molto evidenti.

In ambiente mediterraneo si può frequentemente osservare un abbassamento del piano di campagna a valle del bordo dei campi, soprattutto fra confini di proprietà diverse; mentre nella parte a monte del confine si osserva un sollevamento del suolo per l'accumulo di materiale (Papendick e Miller, 1977; Govers *et al.*, 1996).

Quando la differenza di livello diventa abbastanza marcata, nella parte a valle della scarpata viene spesso realizzata una strada campestre e fra la strada e la scarpata si crea un impluvio.

Govers *et al.* (1994, 1999) hanno descritto la traslocazione meccanica come una funzione lineare della pendenza come segue: $Q = kS$; ove Q è il flusso di suolo causato dalla lavorazione (kg passaggio^{-1}), k è un coefficiente di trasporto che rappresenta il rapporto fra la massa di suolo traslocata e la distanza percorsa dal centro di massa del materiale traslocato ad ogni operazione di lavorazione del suolo ($\text{kg m}^{-1} \text{passaggio}^{-1}$) ed S è la pendenza (%).

Molti fattori entrano in gioco nel determinare la traslocazione, quali: il tipo di strumento lavorante usato, la velocità della trattrice, la profondità di lavorazione, il gradiente di pendenza, la curvatura della superficie del suolo (concavità, convessità), le caratteristiche fisiche del suolo. ecc. Comunque, sulle pendici caratterizzate da variazioni di pendenza, e dal susseguirsi di concavità e convessità più o meno accentuate, la mancanza di una forte dipendenza fra questi fattori e la traslocazione sembra dovuta al modo in cui l'agricoltore effettua la lavorazione, in relazione alla possibilità operativa della macchina (Lobb *et al.*, 1999). Durante le lavorazioni si osserva, infatti, la continua modificazione della velocità e della direzione di avanzamento della trattrice e la variazione della profondità dell'organo lavorante nel suolo rendendo aleatoria la stima della tillage erosion mediante modelli previsionali.

Un'altra forma di traslocazione del suolo, tipica degli ambienti mediterranei ed ancora poco studiata nei suoi effetti sul suolo e sull'ambiente, è causata dal livellamento del terreno, effettuato in preparazione all'impianto di colture specializzate, soprattutto arboree (Bazzoffi *et al.*, 1989; Bazzoffi e Chisci 1999, 1995). L'estendersi delle superfici interessate dai livellamenti ha reso sempre più evidenti le discontinuità morfologiche di pendio e non è difficile osservare, nella collina italiana, la presenza di piani inclinati uniformi, che contrastano con la morfologia naturale circostante e che hanno determinato una modificazione profonda del paesaggio rurale.

La modellistica attuale considera solo l'effetto delle coltivazioni ordinarie come componente della tillage erosion; mentre, soprattutto in Italia, i livellamenti del terreno determinano notevoli modificazioni del paesaggio collinare dovuti a questa particolare forma di traslocazione meccanica.

Uno dei metodi attualmente più promettenti, per la misura della traslocazione effettiva, consiste nell'utilizzazione del radioisotopo Cs¹³⁷ quale tracciante (Quine *et al.*, 1997; Vanden Berghe e Gulinck, 1987; De Roo, 1991; Quine *et al.*, 1994). Purtroppo questa metodologia non si presta a studi territoriali a piccola scala, essendo costosa e complessa sia dal punto di vista analitico che interpretativo; inoltre fornisce una valutazione media su un periodo di 35 anni (tempo di dimezzamento del radionuclide) e ciò non risponde alle necessità dei decisori politici.

Per la definizione di un indicatore di stato (OCSE, 1999) è necessario disporre di misure dirette in campo che siano in grado di rilevare tutte le forme di traslocazione effettuate in relazione dell'uso agricolo del territorio. Per questo motivo con il presente studio viene proposta la messa a punto e la validazione di una metodologia di stima della tillage erosion, a scala di versante o di bacino idrografico, basata sulla comparazione di modelli digitali del terreno derivanti da riprese aeree distanziate nel tempo, utilizzando tecniche operative largamente conosciute.

La novità metodologica consiste nella modalità di esecuzione della fotorestituzione, dell'inquadramento topografico e dello sviluppo del calcolo. Infatti, lo studio delle modificazioni della morfologia superficiale del terreno attraverso l'aerofotogrammetria è stato intrapreso in passato da molti autori, applicandola alla quantificazione dell'erosione del suolo (Morgan e Nalepa, 1982; Stephens *et al.*, 1985) e allo studio dell'evoluzione dei rigagnoli superficiali e delle incisioni profonde (burrioni o gully) sia a scala di campo che di bacino idrografico (Welch e Jordan, 1983; Spomer and Mahurin, 1984; Thomas *et al.*, 1986); mentre poche sono le applicazioni della metodologia allo studio della tillage erosion (Vandaele *et al.*, 1996) e alla quantificazione delle masse di suolo asportate o accumulate nei lavori di livellamento per l'impianto di colture specializzate.

Materiali e metodi

La zona oggetto del presente studio (Figura 1) è limitrofa al centro sperimentale dell'Istituto Sperimentale per lo Studio e la Difesa del Suolo di Firenze, in località Vicarello nel comune di Volterra. L'area copre un intero versante di 9,54 ha con pendenza media del 12,63% e si trova all'interno del bacino del botro Cavalcanti, tributario del fiume Era, la cui parte più elevata, pari a circa 62,36 ha, drena in un laghetto artificiale.

Il clima della stazione è espresso, secondo la classificazione di Pinna (1977), con la sigla Csa cioè mesotermico, umido, mediterraneo. La temperatura media annua è di 12,7°C, con valori estremi che possono raggiungere i -10°C ed i +40°C; la piovosità media annua è di 678 mm, con precipitazioni concentrate in autunno e primavera.

I suoli del bacino, sono classificati secondo la Soil Taxonomy come Vertic Xerorthents e Vertic Xerochrepts. (Delogu e Lulli, 1982). Possiedono tessitura argilloso-limosa e si sono evoluti da sedimenti argillosi pliocenici di origine marina. Sono moderatamente profondi e contengono carbonati e solfati di calcio con accumuli di gesso in profondità; inoltre presentano una notevole difficoltà di drenaggio durante la stagione umida, per effetto dei fenomeni di rigonfiamento provocati dai minerali argillosi a reticolo espandibile (Mbagwu e Bazzoffi, 1989) e per contro un elevato potere drenante durante il periodo estivo attribuibili al crepacciamento, che si manifesta nel suolo e prosegue talvolta anche nel substrato (Lulli e Ronchetti, 1973).

Il bacino idrografico è stato sempre coltivato in avvicendamento cerealicolo-foraggero, per mezzo della rotazione triennale tipica di queste zone, nella quale al grano duro, all'orzo o all'avena segue il prato di sulla o di medica, talvolta pascolato dopo l'unica fienagione primaverile-estiva. Con l'avvento delle integrazioni comunitarie di sostegno ai prezzi dei cereali, anche in quest'area si è assistito ad un aumento delle monosuccessioni cerealicole.

L'aratura viene eseguita ad una profondità di circa 40-45 cm, ove possibile a rittochino e la frangizolatura, che precede la semina, viene generalmente eseguita con andamento perpendicolare alle linee di massima pendenza. Di solito non vengono effettuate opere di sistemazione idraulico-agraria, ad esclusione di solchi acquai temporanei di scarsa efficacia.

Il rilievo aerofotogrammetrico dell'area è stato eseguito utilizzando foto aeree del 1981 e del 1998 effettuate dalla Compagnia Generale Riprese Aeree, utilizzando la medesima macchina fotogrammetrica (focale 150 mm) nei due anni e seguendo scrupolosamente il medesimo piano di volo, alla quota di 1200 metri s.l.m., con produzione di fotogrammi in scala 1:8000. Considerando che la precisione ottenibile è compresa $2-3 \cdot 10^{-4}$ h (ove h è l'altezza di volo) (Fryer *et al.*, 1994) la precisione dovrebbe risultare di circa $\pm 24-36$ cm.

Per ridurre al massimo la variabilità dovuta a fattori non controllabili, il rilievo aereo del 1998 è stato effettuato nel medesimo mese del volo del 1981 (novembre) ed alla medesima ora, in modo da disporre di condizioni simili di luce (radiazione ed incidenza) e di copertura vegetale.

Per eseguire il rilievo fotogrammetrico si è usata una rete di inquadramento, da utilizzare per il piazzamento e l'appoggio dei modelli stereoscopici, costituita da 8 punti topografici esterni e 3 interni all'area; cioè in numero superiore a quello necessario a coprire totalmente e uniformemente la zona oggetto di studio, al fine di aumentare la precisione.

I punti sono stati rilevati in campagna con metodo celerimetrico di alta precisione usando un GPS geodetico differenziale a doppia frequenza (Trimble 4700 RTK) che consente una precisione di 2 ppm sulle coordinate X e Y e 4 ppm sulle quote, corrispondenti, rispettivamente, a 0,2 e 0,4 mm. Per raggiungere tali precisioni la stazione base GPS è stata piazzata all'interno dell'area di rilievo ed è stata allacciata a tre vertici della nuova rete GPS dell'IGM. I punti sono stati rilevati con un tempo di acquisizione di 15 minuti in condizioni di visibilità satellitare ottimale, pianificata consultando le effemeridi GPS.

La superficie geodetica locale è stata definita secondo il punto GPS IGM n° 113702, allacciato a un caposaldo di livellazione della nuova rete IGM di alta precisione.

La fotogrammetria è stata realizzata con uno strumento stereorestitutore analitico GALILEO DIGICART 40 dotato di software GALILEO GPM/MACROS. La successiva elaborazione dei dati fotogrammetrici e la conversione in file X Y Z, è stata effettuata con software GEOSOFT G-CARTO.

Nella presente fotorestituzione sono state prima tracciate le curve ogni 5 metri, per poter meglio raffigurare il terreno durante le fasi di lavoro e quindi sono state tracciate, ad integrazione, le curve ogni metro. L'accuratezza è stata quindi superiore rispetto ad un rilievo

simile per scala dei fotogrammi; infatti, sono stati usati dei parametri d'acquisizione dei punti (vettore min/max e angolo) che normalmente sono usati per rilievi a scala $\geq 1:1000$. Infine sono battuti alcuni punti quota al fondo di selle o sulla sommità di cocuzzoli che altrimenti sarebbero rimasti esclusi. Pertanto è da attendersi una precisione migliore rispetto a quella attesa per rilievi finalizzati alla realizzazione della normale cartografia tecnica.

Al fine della verifica della precisione ottenibile, il medesimo operatore ha effettuato la fotorestituzione per tre volte, sia per il volo del 1981 che per il volo del 1998. I 6 files, contenenti le coordinate e le quote, sono stati quindi elaborati con un software di interpolazione (SURFER 6.0, Golden Software) per la produzione di altrettanti modelli digitali del terreno (DTM).

Per l'interpolazione si è scelto l'algoritmo TIN (Triangulated Irregular Network) che descrive la superficie del terreno per mezzo di una serie di triangoli e che fornisce risultati molto fedeli al rilievo a condizione che si disponga di punti ben distribuiti sulla superficie. Nel presente studio i punti sono stati acquisiti secondo un passo di un metro, rendendo applicabile l'algoritmo TIN.

Ciascuno dei 6 DTM è stato prodotto sulla medesima griglia di coordinate X,Y costituita da 99695 nodi utili pertanto, per ciascun nodo, è stato possibile calcolare la differenza di quota sottraendo dal valore Z del 1998 il corrispondente valore di quota al 1981. Valori positivi della differenza indicano un innalzamento di quota e, viceversa, valori negativi indicano un abbassamento.

Nelle tabelle che seguono, le differenti repliche sono indicate nel modo che segue: P81, S81 e T81, rispettivamente: prima, seconda e terza replica del 1981; P98, S98 e T98, rispettivamente: prima seconda e terza replica del 1998.

La miglior stima possibile delle modificazioni della superficie è stata ottenuta sottraendo dalla media dei DTM del 1998 la media dei DTM al 1981.

Disponendo di 3 DTM per ciascuno dei due anni, si sono effettuate alcune analisi statistiche al fine di determinare le variazioni di livello del terreno e l'attendibilità delle misure. Per le elaborazioni statistiche si è utilizzato il software STATISTICA PER WINDOWS V. 5.1 (StatSoft).

In primo luogo si è verificata il limite di precisione della fotorestituzione. A tal fine, per ciascuno dei due anni, si è proceduto all'analisi statistica delle differenze delle repliche, nelle loro diverse combinazioni, determinando quanto la media ed i suoi limiti fiduciali ($p \leq 0,05$) si discostassero dallo zero (condizione teorica ottimale di coincidenza delle repliche).

Successivamente si è verificata l'attendibilità della stima delle modificazioni della superficie del terreno fra il 1981 ed il 1998. Tale analisi è stata effettuata attraverso l'elaborazione statistica di tutte le possibili combinazioni di sottrazioni dei tre DTM del 1981 dai tre DTM del 1998.

Le combinazioni di sottrazioni hanno pure reso possibile la stima del grado di univocità del segno della variazione di livello del terreno (Tabella 3). A ciascun nodo del DTM, si è attribuito il valore 1 o 2 alla variabile denominata "Univocità della differenza". Tale valore è stato pari a 1, se vi era concordanza di segno fra i limiti fiduciali inferiore e superiore ($p \leq 0,05$) della media delle combinazioni-sottrazioni. Vale a dire, quando sussisteva la probabilità del 95% di non sbagliare affermando che nel nodo si era verificato un innalzamento o un abbassamento di quota. Quando invece i limiti fiduciali apparivano di segno discordante si è attribuito il valore 2; con il significato di "non attendibilità" del valore di differenza di DTM sul nodo.

Infine, le modificazioni superficiali prodottesi in 17 anni sono state correlate ad alcuni parametri morfologici e metrici della superficie del terreno che, in base alla letteratura risul-

terebbero correlate alla tillage erosion (De Jong *et al.*, 1983; Quine e Walling, 1993).

Tali parametri, che sono stati determinati per ciascun nodo del DTM 1981 (media delle tre repliche), sono: 1) la pendenza %, 2) la curvatura planare del terreno, che indica il tasso di cambiamento dell'angolo di aspetto del terreno rispetto al piano orizzontale (tale valore, se positivo, indica una concavità o impluvio e, se negativo, indica che il nodo si trova in una convessità o displuvio), 3) la differenza di quota rispetto alla quota massima del versante (che indica, anche se approssimativamente, la posizione più o meno a valle del punto).

Risultati e discussione

Nella Tabella 1 sono mostrate le statistiche descrittive delle diverse combinazioni di sottrazioni di DTM relative a ciascuno dei due anni (senza incrocio fra anni diversi). Dall'analisi si evidenzia che la ripetibilità della fotorestituzione è elevata; infatti in 4 casi su 6 il valore medio delle sottrazioni non supera i 6,7 cm. Solo la seconda replica del 1998 sembra contenere quote che si discostano in maniera significativa da quelle delle altre due repliche del medesimo anno. Infatti, nelle due combinazioni-sottrazioni P98-S98 e S98-T98 il valore assoluto medio delle differenze è rispettivamente di 18,5 cm e 12,5 cm.

Tabella 1. Statistiche descrittive delle diverse combinazioni di sottrazioni di DTM relative ai medesimi anni. (P81, S81 e T81, rispettivamente: prima, seconda e terza replica del 1981; P98, S98 e T98, rispettivamente: prima, seconda e terza replica del 1998). Medie su 99695 nodi

Combinazioni di sottrazioni di DTM (stessi anni)	Medie (val ass.) m	Dev. Std.	Limiti fid. ($p \leq 0,05$) $\pm m$	Min. m	Max m	Asimm.	Curtosi
P81-S81	0,012	0,145	0,0013	-0,640	1,155	0,608	2,000
P81-T81	0,003	0,188	0,0016	-1,104	1,185	0,378	0,917
S81-T81	0,015	0,200	0,0018	-1,521	1,001	0,122	0,955
P98-S98	0,185	0,212	0,0016	-0,880	1,316	0,476	0,644
P98-T98	0,060	0,254	0,0020	-1,011	1,255	0,113	0,192
S98-T98	0,125	0,295	0,0026	-1,144	1,203	0,025	-0,325
Media generale	0,067						
Limiti fid. \pm ($p \leq 0,05$)	0,078						

I valori della distribuzione di frequenza delle differenze mostrano un coefficiente di asimmetria molto basso e valori di curtosi accettabili compresi entro i limiti di ± 2 . Ciò dimostra la normalità di distribuzione dell'errore; ossia, che non sono stati effettuati errori sistematici nelle misure.

Dalla Tabella 1 risulta che la media delle differenze (valori assoluti) delle sei combinazioni-sottrazioni per i medesimi anni è di soli 6,7 cm mentre i suoi limiti fiduciali al 95% sono di $\pm 7,8$ cm. Questo valore rappresenta l'incertezza di determinazione ($p \leq 0,05$) della quota media della singola fotorestituzione. Pertanto, sottraendo i DTM dei due anni diversi ed utilizzando una sola replica per anno, si può dedurre che la precisione della stima della tillage erosion sull'area sia $\pm 15,6$ cm ($p \leq 0,05$); cioè il doppio dei limiti fiduciali, in quanto si utilizzano due DTM.

L'analisi delle 9 possibili combinazioni di sottrazioni fra le tre repliche del 1998 e quelle del 1981 (Tabella 2), consente di valutare un abbassamento medio di $11,5 \pm 4,9$ cm ($p \leq 0,05$) della superficie nei 17 anni, con limiti fiduciali migliori. Pertanto, disponendo di tre repliche per anno, la precisione passa da $\pm 15,6$ cm a $\pm 4,9$ cm ($p \leq 0,05$).

Tutte le medie in Tabella 2 sono ben definite all'interno di limiti fiduciali stretti, dell'ordine di ± 3 mm. L'abbassamento massimo osservato sul DTM è di 2,49 m mentre l'innalzamento massimo è risultato di 2,09 m.

L'analisi dell'univocità del segno delle differenze di DTM è stata fatta utilizzando quattro gruppi di combinazioni sottrazioni di DTM (Tabella 3). Il primo gruppo contiene le 9 combinazioni possibili utilizzando le tre repliche del 1998 e le tre repliche del 1981. Ciascuno dei gruppi: 2, 3 e 4 contiene, invece, le combinazioni che si possono ottenere utilizzando, a turno, due sole delle tre repliche disponibili per anno.

Tabella 2. Statistiche descrittive delle diverse combinazioni di sottrazioni di DTM fra anni diversi. Medie su 99695 nodi. Per i simboli, vedi nota Tabella 1

Combinazioni sottrazioni DTM 1998 -DTM1981	Media m	Dev. Std.	Confid. $\pm 95\%m$	Minimo m	Massimo m
<i>P98-P81</i>	-0,106	0,284	0,002	-1,583	1,594
P98-S81	-0,033	0,307	0,002	-1,577	1,988
P98-T81	-0,017	0,349	0,003	-1,692	2,000
S98-P81	-0,207	0,347	0,003	-1,760	1,780
S98-S81	-0,219	0,342	0,003	-1,748	1,851
S98-T81	-0,203	0,390	0,003	-1,727	2,093
T98-P81	-0,082	0,359	0,003	-2,192	1,693
T98-S81	-0,094	0,360	0,003	-2,265	1,907
T98-T81	-0,078	0,361	0,003	-2,494	1,751
Media generale	-0,115				
Limiti fid. $\pm (p \leq 0,05)$	0,049				

Dalla Tabella 3 appare evidente che, utilizzando solo due repliche per ciascun anno, la percentuale di nodi per i quali si è riscontrata una differenza di quota dello stesso segno (con il 95% di probabilità di non sbagliare) varia dal 51 al 69% circa; mentre l'analisi del gruppo contenente tutte le 9 combinazioni-sottrazioni mostra una percentuale del 64,7% di nodi validi. Da ciò si deduce che la metodologia, per essere efficace, deve prevedere un numero adeguato di repliche di fotorestituzione in modo da poter definire le zone con valori affidabili delle differenze. Quindi, l'utilizzo delle repliche consente sia di aumentare la certezza dei risultati sia di rappresentare in cartografia, in modo affidabile, le zone ove si è verificato un cambiamento di morfologia.

Poiché uno dei gruppi nei quali si sono utilizzate due repliche (gruppo 2, Tabella 3) ha evidenziato un numero maggiore di nodi validi (68,6%), si può ipotizzare che con 3 repliche già si sia raggiunta la miglior definizione possibile, nelle condizioni di lavoro attuali.

In Figura 1 si può osservare la morfologia del versante oggetto del presente studio e le modificazioni di quota verificatesi nei 17 anni intercorsi fra i due rilievi aerofotogrammetrici.

Tabella 3. Percentuale di nodi per i quali si è riscontrata una differenza di quota dello stesso segno (Univocità) nelle diverse combinazioni-sottrazioni di DTM fra anni diversi (stesso segno dei limiti fiduciali della media, $p \leq 0,05$). Per i simboli vedi nota Tabella 1

Gruppi di combinazioni-sottrazioni di DTM	Univocità %	
Gruppo 1	Tutte le nove combinazioni-sottrazioni	64,7
Gruppo 2	P98-P81; P98-S81; S98-P81; S98-S81	68,6
Gruppo 3	S98-S81; T98-S81; S98-T81; T98-T81	50,4
Gruppo 4	T98-T81; T98-P81 ; P98-T81 ; P98-P81	52,7

I valori riportati in forma grafica derivano dalla sottrazione delle medie delle 3 repliche del 1981 dalla media delle 3 repliche del 1998 e, prudenzialmente, sono solo quelli >5 cm e < -5 cm; cioè solo quei dati che sicuramente non sono compresi nella fascia dei valori sotto il limite di precisione ottenibile, pari a $\pm 4,9$ cm (vedi Tabella 2). Bisogna comunque considerare che, essendo stata provata l'assenza di errori sistematici nella fotorestituzione, sono significative, ai fini dell'interpretazione qualitativa dell'evoluzione superficiale, anche zone omogenee ove si osservano valori sempre in accumulo o in scavo sotto il limite di 4,9 cm, essendo altamente improbabile che su tali zone sia occorso sempre un errore dello stesso segno.

Nella Tabella 4 è mostrata la matrice di correlazione fra le differenze di quota di DTM osservate e le variabili morfometriche: dislivello da monte, pendenza e curvatura del terreno. Nonostante le correlazioni non siano elevate (Lobb *et al.*, 1999) esse sono risultate altamente significative.

La curvatura del terreno presenta la migliore correlazione con le variazioni di quota. All'aumentare della curvatura (concavità del suolo) aumenta l'accumulo di terreno; mentre nelle convessità si osserva una diminuzione di quota. Ciò, oltre a confermare le osservazioni di altri Autori, relativamente all'influenza di questo parametro sulla tillage erosion (De

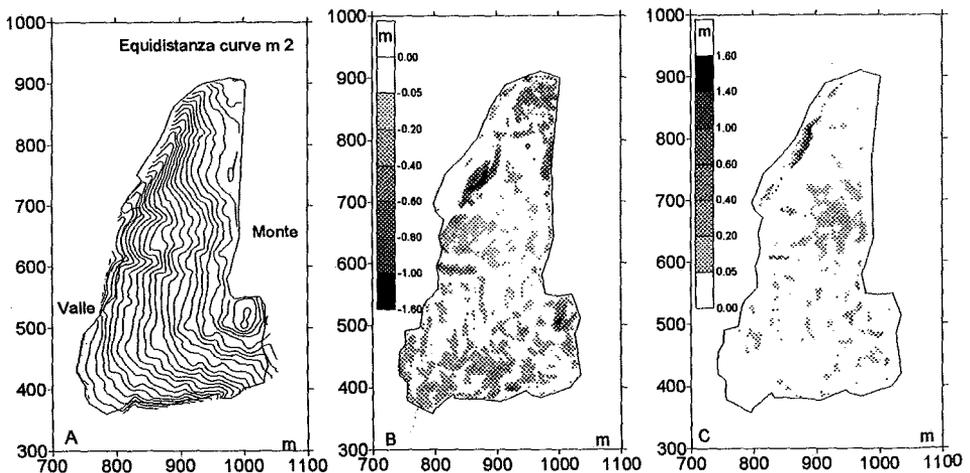


Figura 1. Planimetria del versante (A) e valori metrici dell'abbassamento (B) e dell'innalzamento (C) della superficie osservati nell'intervallo di tempo 1981-1998 (solo dati >5 cm e < -5 cm)

Jong *et al.*, 1983; Quine e Walling, 1993), consente di ipotizzare che, anche sul versante studiato, l'azione preminente di modellamento delle pendici sia da imputare alla traslocazione laterale del suolo (Bollinne, 1971; Papendick and Miller, 1977).

Anche la correlazione negativa fra variazione di quota e dislivello da monte (che, come detto, fornisce una misura della posizione del nodo lungo la pendice) è in accordo con quanto osservato in Belgio da Vandaele *et al.* (1996), che hanno evidenziato, su suoli evolutisi su loess, come nelle zone a monte si verificano i maggiori abbassamenti di quota, mentre gli accumuli si verificano prevalentemente a valle. Ciò non è assolutamente ovvio, infatti la traslocazione laterale non è un fenomeno naturale e su di essa gioca un ruolo importante la volontà dell'agricoltore di spostare il suolo in direzioni diverse, entro limiti imposti dalla morfologia (lavorazioni a colmare o a scolmare lungo direzioni determinate).

Come era prevedibile, l'attendibilità della misura è maggiore ove le variazioni di quota, positive o negative, sono più elevate (correlazione positiva), mentre la pendenza, a differenza di quanto avviene per l'erosione idrica, non sembra avere un ruolo di rilievo.

Tabella 4. Matrice di Correlazione fra i parametri derivanti dall'analisi dei DTM. Tutti i valori di R sono altamente significativi ($p < 0,01$)

	Dislivello da monte	Pendenza	Curvatura	Univocità della differenza
Differenza DTM	-0,132**	0,035**	0,341**	0,323**
Dislivello da monte		0,033**	0,068**	-0,019**
Pendenza			0,056**	0,051**
Curvatura				0,110**

Conclusioni

I risultati del presente studio mettono in evidenza che la metodologia di rilievo della tillage erosion, basata sulla comparazione dei modelli digitali del terreno riferiti ad epoche diverse e sulla replica della fotorestituzione è efficace purché le riprese aeree siano pianificate in modo adeguato a rilevare le differenze di quota verificatesi nel periodo.

La differenza di DTM ha consentito di valutare un abbassamento medio della superficie nei 17 anni pari a 11,5 cm con limiti fiduciali ($p \leq 0,05$) di $\pm 15,6$ cm nel caso si utilizzi una sola replica per anno e di $\pm 4,9$ cm disponendo di tre repliche per anno. Comunque, anche zone omogenee ove si osservano valori di differenza dello stesso segno, entro i limiti fiduciali, forniscono una indicazione qualitativamente apprezzabile, essendo altamente improbabile che su tali aree occorra un errore sempre dello stesso segno.

La precisione $\pm 4,9$ cm, ottenuta utilizzando la metodologia proposta, è risultata migliore di quella calcolata secondo la formula di Fryer *et al.* (1994), pari a $\pm 24-36$ cm. Inoltre è stato possibile verificare, attraverso l'utilizzo delle repliche, che nelle condizioni sperimentali del presente studio, cioè con fotogrammi in scala 1:8000 e su una zona priva di vegetazione arborea, è possibile definire circa il 65% delle zone di abbassamento e di sollevamento del suolo, con il 95% di probabilità di non sbagliare.

L'utilizzo delle repliche di fotorestituzione è risultata utile sia per migliorare la precisione e l'affidabilità della misura di tillage erosion sia per la rappresentazione cartografica delle zone ove è altamente probabile ($p \leq 0,05$) che sia verificato un cambiamento di morfologia.

Ringraziamenti

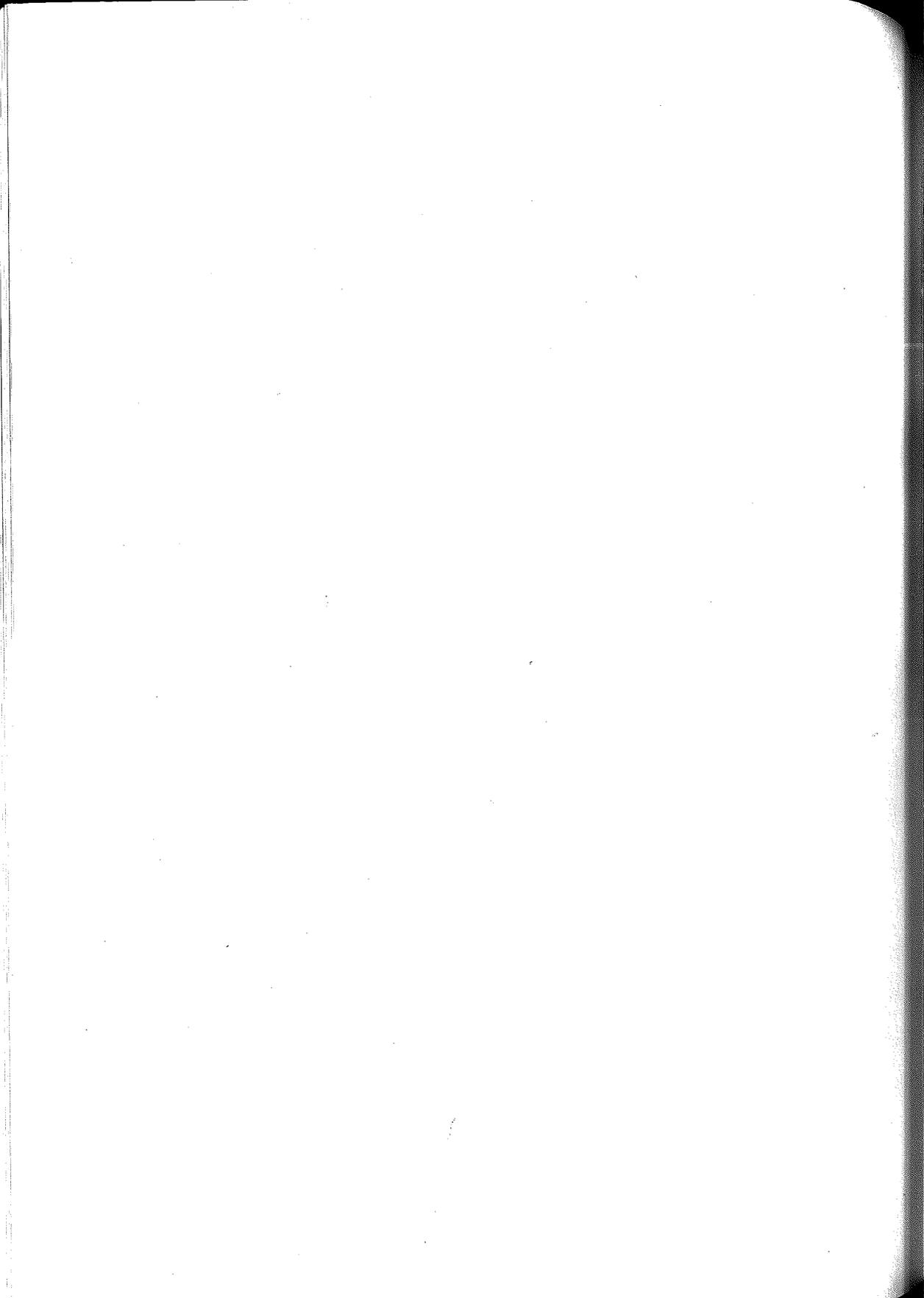
Lavoro svolto nell'ambito del progetto Europeo TERON (Tillage EROsion: current state, future trends and prevention) contratto UE n. FAIR CT96 1478. L'Aerofotogrammetria è stata eseguita dal Geom. Massimo Barzon. Il rilievo topografico celerimetrico è stato eseguito dal Dr. Alessandro Fatighenti.

Bibliografia

- Bazzoffi P., Chisci G. (1999). *Tecniche di conservazione del suolo in vigneti e pescheti della collina cesenate*. Rivista di Agronomia 3:177-184.
- Bazzoffi P., Chisci G. (1995). *Fruttiviteicoltura di collina, limitazione dell'erosione e dell'inquinamento. Rischi idrologici ed erosivi*. Agricoltura. Mensile Assessorato Agricoltura Regione Emilia Romagna Ott. 1995:34-36.
- Bazzoffi P., Chisci G., Missere D. (1989). *Influenza delle opere di livellamento e scasso sull'erosione del suolo nella collina cesenate*. Rivista di Agronomia XXIII,3:213-221.
- Bollinne A. (1971). *Les rideaux en Hesbaye Gembloutoise*, Bulletin de la Société Geographique de Liège 7:61-67.
- De Jong, E., Begg, C.B.M., Kachanoski R.G. (1983). *Estimates of soil erosion and deposition for some Saskatchewan soils*. Can. J. Soil Sci. 63:607-617.
- De Roo A.P.J. (1991). *The use of ¹³⁷Cs as a tracer in an erosion study in south Limburg (the Netherlands) and the influence of Chernobyl fallout*. Hydrologica Processes 5:215-227.
- Delogu F., Lulli L. (1982). *Nota pedologica su cinque piccoli bacini sperimentali della Valdera (Pisa)*. Annali Istituto Sperimentale per lo Studio e la Difesa del Suolo. Firenze:141-145.
- Fryer J.G., Chandler J.H., Cooper M.A.R. (1994). *Short Communication: On the accuracy of heighting from aerial photographs and maps: implications to process modellers*, Earth Surface Processes and Landforms 19:577-583.
- Govers G., Quine T.A., Desmet P.J.J., Walling D.E. (1996). *The relative contribution of soil tillage and overland flow erosion to soil redistribution on agricultural land*, Earth Surface Processes and Landforms 21:929-946.
- Govers G., Quine T.A., Walling D.E. (1993). *The effect of water erosion and tillage movement on hillslope profile development: a comparison of field observations and model results*. In Wicherek S. (Ed.), *Farmland Erosion in Temperate Plains Environment and Hills*, Elsevier, Amsterdam:285-300.
- Govers G., Vandaele K., Desmet P.J.J., Poesen J., Bunte K. (1994). *The role of tillage in soil redistribution on hillslopes*. European Journal of Soil Science 95:469-478.
- Govers G. (1999). *Tillage erosion and tillage translocation*. Soil & Tillage Research 51 special Issue. Govers G., Lobb D., Quine T. (eds.). pp. 361.
- Lindstrom M.J., Nelson W.W., Schumacher T.E., Lemme G.D. (1990). *Soil movement by tillage as affected by slope*, Soil and Tillage Research 17:255-264.
- Lindstrom M.J., Nelson W.W., Schumacher T.E. (1992). *Quantifying tillage erosion rates due to moldboard plowing*. Soil and Tillage Research 24:243-255.
- Lobb D.A., Kachanoski R.G., Miller M.H. (1999). *Tillage translocation and tillage erosion in the complex upland landscapes of southwestern Ontario, Canada*. Soil & Tillage Research 51:189-209.
- Lobb D.A., Kachanoski R.G., Miller, M.H. (1995). *Tillage translocation and tillage erosion on shoulder slope landscape positions measured using ¹³⁷Cs as a tracer*. Canadian Journal of Soil Science 75:211-218.
- Lulli L., Ronchetti G. (1973). *Prime osservazioni sulla crepacciatura dei suoli delle argille plioceniche marine della valle dell'Era (Pisa)*. Annali Istituto Sperimentale per lo Studio e la Difesa del Suolo. Firenze:143-149.
- Mbagwu J.S.C., Bazzoffi P. (1989). *Effect of antecedent matric potential on the stability of soil aggregates subjected to cyclic freezing and thawing as evaluated by three structural indices*. 1989. Soil

Technology 2:59-70.

- Mech S.J., Free G.A. (1942). *Movements of soil during tillage operations*. Agric. Eng. 23:379-382.
- Morgan K.M., Nalepa R. (1982). *Application of aerial photographic and computer analysis to the USLE for area wide erosion studies*. Journal of Soil and Water Conservation 6:347-350.
- OCSE (1999). *Environmental Indicators for Agriculture*. Vol. I and II. OECD, ed. pp. 45 and pp. 213.
- Papendick R.I., Miller M.H. (1977) *Conservation Tillage in the Pacific Northwest*. Journal of soil and water conservation 32:49-56.
- Pinna M. (1977). *Climatologia*. UTET, Torino.
- Quine T.A., Desmet P.J.J., Govers G., Vandaele K., Walling D.E. (1994). *A comparison of the roles of tillage and water erosion in landform development and sediment export on agricultural land near Leuven, Belgium*. In Olive L. (ed.), *Variability in Stream Erosion and Sediment Transport (Proc. Canberra Symposium, December 1994)*, IAHS Publication 224:77-86.
- Quine T.A., Govers S., Walling D.E., Zhang X., Desme P.J.J, Zhang Y., Vandaele K. (1997). *Erosion processes and landform evolution on agricultural land-New perspectives from Caesium-137 measurements and topographic-based erosion modelling*. Earth Surface Processes and Landforms 22:799-816.
- Quine T.A., Walling D.E., Zhang X. (1993). *The role of tillage in soil redistribution within fields on the Loess Plateau, China: an investigation using cesium-137*, In Banasik K., Zbikowski A. (Eds). *Runoff and Sediment Yield Modelling*, Warsaw Agricultural University Press, Warsaw, 149-155.
- Quine T.A., Walling D.E. (1993). *Use of Caesium-137 measurements to investigate relationships between erosion rates and topography*. In Thomas D.S.G., Allison R.J. (eds.), *Landscape sensitivity*. Wiley, Chichester, pp. 31-48.
- Spomer R.G., Mahurin R.L. (1984). *Time-Lapse remote sensing for rapid measurement of changing landforms'*, Journal of Soil and Water Conservation 6:397-401.
- Stephens P.R., Macmillan J.K., Daigle J.L., Cihlar J. (1985). *Estimating universal soil loss equation factor values with aerial photography*. Journal of Soil and Water Conservation 3:293-296.
- Thomas A.W., Welch R., Jordan T.R. (1986). *Quantifying concentrated flow erosion on cropland with aerial photogrammetry*. Journal of Soil and Water Conservation 4:249-252.
- Vandaele K., Vanommeslaeghe J., Muylaert R., Govers G. (1996). *Monitoring soil redistribution patterns using sequential aerial photographs*. Earth Surface processes and landforms 21:353-364.
- Vanden Berghe I., Gulinck H. (1987). *Fallout 137CS as a tracer for soil mobility in the landscape framework of the Belgian Loamy region*. Pedologie 37(1):5-20.
- Welch R., Jordan T.R. (1983). *Analytical non-metric close-range photogrammetry for monitoring stream channel erosion*. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing 49(3):367-374.



LE LINEAZIONI NELL'ANALISI INTEGRATA DEL PAESAGGIO: LORO RELAZIONI CON FORME DI DEGRADAZIONE DEL SUOLO

Busoni, E. & Colica, A.

C.N.R. Istituto per la Genesi e l'Ecologia del Suolo, P.le delle Cascine 15/28; 50144 Firenze

Abstract

In order to interpret soil degradation, both erosional and gravitational as well as their distributive models, lineament directional pattern has been rarely used to bring about an integrated landscape analysis. A lineament is a linear sequence of small talwegs, streams, small depressions, and others, read by remote sensing interpretation, related to a set of joints on the ground. Man activity may hide lineament expressions and their relations with soil degradation forms. The lineaments may affect morphodynamic processes which act by affecting both pedogenetic and, to a greater extent, landscape evolution. This occurs particularly in fragile landscapes such as that of the Neogenic basins of Central Italy. Clayey and sandy Pliocenic lithologies mainly characterize these basins, intersected by wide-spread lineament networks. On a sample area extending over 173 km², located in Upper Val d'Asso (Siena, Italy), different distributive lineament patterns and soil degradation forms have been recognized. Among these erosional features, biancane (B) have been mainly analyzed. Among gravitational forms, shallow seated gravitational deformations (SSGD) have been considered. The analysis carried out on territorial units extending over 1 km² each, has pointed out a relation between the major axis direction of these forms (dam) and the mean direction of the lineaments (dml). The relative slope position of each form, and the angular difference (Sdv) between the slope direction (dv) and the dam, pointed out that the shown relation does not change along the slope. Consequently, if morphologies are subjected to mass wasting processes, the SSGDs belong only to the translative typology. In the study area, the local tectonics, by mainly affecting the physical and mechanical characteristics of the lithology, participate to soil genesis by creating the preferential ways to water infiltration and salts leaching, through the joints network. Pedogenetic evolution involves ongoing stages of truncation and burial by erosion and depositional events. In general, the pedo-landscape presents young soils, whose distribution is characterized by sequences influenced by morphogenetic processes, as well as by anthropic activity. In soils on clayey lithologies, the tectonical effects are less evident due to soil resilience enhanced by clays physical-chemical properties. In sandy soils, or in sand and clay stratified layers, the joint network more clearly contributes to the pedogenetic retrogradation. These soils are characterized by a lower resilience, due to their physical-chemical properties and to the sediment tectonical fractures.

Riassunto

Nell'analisi integrata del territorio, raramente il pattern direzionale delle lineazioni è stato considerato strumento per l'interpretazione delle forme di degradazione del suolo (forme di erosione e gravitative) e dei loro modelli distributivi. In particolare, una lineazione è individuata per fotointerpretazione da un allineamento di piccole incisioni, di zone umide, di corsi d'acqua, di depressioni, di selle, etc., e corrisponde sul terreno a fasci di diaclasi. L'azione antropica può mascherare l'espressione delle lineazioni e delle loro relazioni con le forme. Le lineazioni possono influenzare i processi morfodinamici che gestiscono da una parte l'evoluzione pedogenetica e dall'altra, più in generale, quella del paesag-

gio. Ciò avviene in modo particolarmente evidente in paesaggi di loro natura fragili come i bacini neogenici dell'Italia centrale. Questi, in genere caratterizzati da litologie prevalentemente argillose e sabbiose plioceniche, sono interessati da estesi reticoli di lineazioni. Su un'area campione di circa 173 km², in alta Val d'Asso (SI), sono stati riconosciuti differenti pattern distributivi di lineazioni e di forme di degradazione del paesaggio; in particolare tra le forme di erosione sono state analizzate le biancane (B) e tra le gravitative, le deformazioni gravitative poco profonde (SSGD). L'analisi condotta su superfici unitarie di un km², ha evidenziato la relazione esistente fra la direzione dell'asse maggiore delle forme (dam) e la direzione media delle lineazioni (dml). Lo studio per ciascuna forma della propria posizione sul versante e della deviazione angolare (Sdv) tra direzione del versante (dv) e la dam ha dimostrato che quest'ultima non varia a seconda della posizione sul versante; ne consegue che se le morfologie sono interessate da processi gravitativi, questi sono solo di tipo traslativo. Nell'ambiente analizzato, la tettonica locale, influenzando soprattutto le caratteristiche fisico-meccaniche della litologia, partecipa alla pedogenesi fornendo, attraverso il reticolo di diaclasi, le vie preferenziali all'infiltrazione idrica e della lisciviazione dei sali. L'azione antropica, talora, ha agito sulle forme prese in esame livellandole completamente (BL e SSGDL). L'evoluzione pedogenetica è sottoposta a continui ringiovanimenti, espressi da troncamenti e ricoprimenti, dovuti ad eventi di erosione e deposizione. Il pedo-paesaggio presenta suoli generalmente ai primi stadi evolutivi con pattern distributivi caratterizzati da sequenze influenzate dai processi morfogenetici e dall'attività antropica. Nei suoli sulle litologie argillose, tali processi appaiono meno evidenti a causa della resilienza del suolo favorita dall'attività pedogenetica delle argille, mentre in quelli su sabbie, o sulle argille intercalate da sabbie, il reticolo di diaclasi, attraverso i processi da esso indirizzati, contribuisce più chiaramente alla retrogradazione evolutiva. Le sabbie, a causa della loro minore capacità dinamica pedoevolutiva, presentano una bassa resilienza pedologica, diminuita, ancor più, dalla fratturazione tettonica del sedimento.

Introduzione

L'analisi integrata del paesaggio, soprattutto di quelli che maggiormente si presentano fragili, è lo strumento di base per ricercare e prevedere le cause di possibili processi di degrado ambientale. Ciò a maggior ragione in un'epoca caratterizzata da grandi variazioni ambientali e socio-economiche (Global Change, Greenhouse effect, globalizzazione dell'informazione e dell'economia, etc.). In Italia, i bacini neogenici e le formazioni plioceniche marine sono da sempre stati riconosciuti tra i paesaggi a maggior rischio di degrado. Se sulla genesi delle forme di erosione e gravitative si sono impegnati molti Autori, italiani e stranieri, ricercandone le cause legate alla mineralogia, alle caratteristiche geotecniche, alla erodibilità, alla suscettività ai movimenti di massa, al clima, all'uso del suolo, poco è stato fatto, invece, per verificare quanto la struttura tettonica locale influenzi le evenienze di dette morfologie. In tali paesaggi le relazioni tra pattern distributivo di queste forme e trend evolutivo dei suoli appaiono dipendere dalla dinamica morfologica e soprattutto dall'influenza che su di essi esprime l'attività antropica attraverso l'uso e la gestione del suolo e dell'ambiente (Calzolari *et al.*, 1993 e 1995).

Con la presente ricerca si è voluto controllare quale potesse essere l'influenza delle lineazioni nell'evoluzione di alcune forme e dei suoli. A tal fine il paesaggio di un'area dell'alta Val d'Asso (Siena) è stato analizzato mediante l'utilizzo di coperture aeree effettuate dalla Regione Toscana negli anni 1976 e 1994 (foto a scala 1 :13.000).

Inquadramento generale

L'area oggetto di studio, ubicata nella parte nord della Val d'Asso, occupa 8 sezioni della carta tecnica regionale a scala 1:10.000: Asciano, Castemuzio, Chiusure, Monte Follonico,

San Gimignano, S. Giovanni d'Asso, Trequanda, Monterongriffoli; ha come vertici: a NW Asciano, a NE S. Gimignano, a SW Monterongriffoli ed a SE Montefollonico, copre una superficie di 173 km² ed è interessata da una morfologia prevalentemente collinare.

Geologia

L'area è impostata principalmente su sedimenti marini pliocenici neoautoctoni, con giacitura orizzontale o suborizzontale, la cui composizione media mineralogica è esposta in Tabella 1, insieme a quella dei suoli che ne derivano (Colica, 1992).

Tabella 1. Composizione mineralogica media dei sedimenti pliocenici e dei suoli (Q = Quarzo, F = Feldspati, Cal = Calcite, D = Dolomite, Cao = Caolinite, Clo = Clorite, I = Illite, Int = Interstrat I/S, Th = Thenardite; + ≈ 10%; (+) ≈ 5%; tr = tracce)

	Q	F	Cal	D	Cao	Clo	I	Int	Th
Roccia	++(+)	(+)	++	(+)	+(+)	(+)	+	+(+)	tr
Suolo	++(+)	(+)	++	tr	+(+)	(+)	+	++	tr

Rocce preneogeniche appartenenti alla Serie Toscana affiorano a NNE e ad E. I sedimenti quaternari sono caratterizzati dalle alluvioni del torrente Asso, e del Borro La Copra, dai travertini, da depositi eluviali e colluviali e da detriti.

Per le rocce neogeniche e quaternarie è possibile ricostruire il seguente assetto stratigrafico (Losacco, 1963; Jacobacci *et al.*, 1967; Berti *et al.*, 1992; Boccaletti *et al.*, 1987):

– argille ed argille sabbiose con lenti di conglomerato (Pliocene inferiore e medio), che rappresentano l'affioramento più esteso;

– sabbie e sabbie argillose con lenti di conglomerato e di lignite torbosa (Pliocene medio). Le sabbie gialle formano una larga fascia parallela ai rilievi ubicati a NNE e ad E. Sono talora presenti, entro questi depositi, olistostromi formati da blocchi di rocce calcaree e calcareo-dolomitiche;

– conglomerati poligenici, in variabili rapporti con gli altri termini della serie pliocenica, sono visibili in limitati affioramenti limitrofi ai rilievi presenti a NNE e ad E;

– travertini (Pleistocene-Olocene) affiorano a S di Asciano;

– alluvioni, depositi eluviali e colluviali, detriti (Olocene).

Clima

La Val d'Asso è coperta da due stazioni pluviometriche (Montisi dal 1921 al 1955 e Lucignano dal 1935 al 1963). Nell'intorno della valle sono situate le stazioni di Pienza (dal 1921), Monte Oliveto (dal 1935) e Montalcino (dal 1921). Per la temperatura esisteva una sola stazione (Lucignano) che ha registrato per il quinquennio 1951/55. Le stazioni termometriche di Pienza e Monte Oliveto possono essere considerate indicative. Nell'area in studio le quote variano da 270 del fondo valle del T. Asso (alla stazione di S. Giovanni d'Asso) a 580 m slm della dorsale S. Quirico d'Orcia-Pienza. Questa stazione presenta la media delle temperature medie mensili sul lungo periodo inferiori di circa un grado rispetto a Monte Oliveto; ciò indica quanto il clima di Pienza risenta di un andamento più continentale rispetto alla seconda stazione, mentre in questa, esposta S-W, si risente maggiormente dei venti di quel quadrante.

Il clima è stato definito mediante la classificazione di Thornthwaite. Per Pienza e M. Oliveto, il tipo climatico è C1. L'efficienza termica estiva indica un "secondo mesotermico" con una concentrazione estiva della stessa superiore all'88% (d'). Per Lucignano il tipo è sempre C1 (da subumido a subarido) senza eccedenza idrica estiva (d), mentre l'efficienza termica non varia rispetto alle altre due stazioni. Nel confronto tra le tre stazioni va tenuto presente che per Lucignano la serie storica dei dati meteorologici copre un solo quinquennio, mentre per le altre stazioni periodi molto più lunghi, come detto sopra.

La Tabella 2 mostra il bilancio idrico del suolo eseguito sulla media dei dati della serie di anni 1951/80 alla stazione di Pienza sulla base di una awc di 200 mm. Il regime di umidità del suolo si presenta xerico in una buona serie di anni, alternandosi con l'ustico e talvolta con l'udico.

Tabella 2. bilancio idrico per Pienza (dati del periodo 51-80; awc: 200 mm).

	Gen	Feb	Mar	Apr	Mag	Giu	Lug	Ago	Set	Ott	Nov	Dic	Tot.
Tm	5.1	5.7	7.9	11.4	15.8	19.5	23	22.9	19.3	14.4	9.9	6.4	13.4
Pm	55.7	58.8	58.1	66	59.4	51.6	30.2	40.7	59.1	71.2	96.4	68.8	716
EP	10.7	12.7	25	46.1	82.1	112.2	142.7	131.9	89.8	54.3	27.3	14	749
P-EP	45	46.1	33.1	19.9	-22.7	-60.6	-112.5	-91.2	-30.7	16.9	69.1	54.8	-33
ST	200	200	200	200	178.5	131.9	75.1	47.6	40.8	57.7	126.8	181.6	
AE	10.7	12.7	25	46.1	80.9	98.3	86.9	68.2	65.9	54.3	27.3	14	590.3

Suoli, vegetazione e uso del suolo

In un ambiente fragile, sottoposto a forti energie e pressioni esogene e dotato di un'intrinseca vulnerabilità litologica per la maggior parte della propria area di diffusione (argille marine plioceniche, con elevata carica salina ereditata dall'ambiente di sedimentazione), i suoli sono espressione di processi, concorrenti e discorrenti, che agiscono sotto l'influenza delle variazioni dei fattori di stato (sia nei termini di Jenny (1961), che ecosistemici complessi), in funzione dei propri tempi di risposta definiti dal variare degli input e delle condizioni al contorno.

Tra i fattori di stato, la litologia appare quella che maggiormente influenza la pedogenesi e l'espressione del suo modello distributivo nell'area, soprattutto nei primi stadi evolutivi. I processi pedogenetici primari agenti comportano la dissoluzione e lisciviazione dei sali presenti nel sedimento (cloruri, solfati e carbonati, in genere di sodio, calcio, magnesio, etc.) e la generazione di sali secondari (carbonati di calcio e solfati di sodio - thenardite) che possono essere ritrovati in concentrazioni, sia nel profilo, sia in superficie. Ciò avviene a causa dell'attività ionica a livello del complesso di scambio, in funzione del pH, della concentrazione dei sali ed in termini di potenziale osmotico della soluzione circolante e quindi delle variazioni del regime idrico nel tempo (bilancio idrologico), conseguenza dell'andamento climatico, soprattutto nei tempi brevi. L'attività dispersiva degli ioni Na⁺ decresce via via che i suoi sali vengono solubilizzati, lisciviati e con la sostituzione da parte del Ca⁺⁺ nel complesso di scambio, permettendo l'inizio di alterazione e di strutturazione del regolite. Ciò conduce ad una diminuzione del pH e della CE della soluzione circolante. Con l'insestimento della flora microbica e della vegetazione pioniera si creano le condizioni per il turn-over della sostanza organica, per una maggiore ritenzione idrica e per una più comples-

sa strutturazione. La concorrenza dei processi suddetti si scontra con la discorrenza legata all'azione antropica che a volte incrementa la pedoevoluzione, a volte la contrasta. Gli effetti di quanto detto appaiono chiari se si considera l'evoluzione delle fitocenosi. Da Chiarucci *et al.* (1995) e da Maccherini *et al.* (1998) si apprende che la dinamica fitocenotica è legata a quella geomorfologica e pedogenetica, quest'ultima intrinsecamente collegata alle prime (Calzolari *et al.*, 1993 e 1995), oltre che all'uso del suolo. L'attività antropica presenta un duplice effetto: da una parte, su superfici stabili, a litologia argillosa, permette con le lavorazioni agricole la conservazione di acquisite caratteristiche vertiche (*Vertic Xerochrepts* e *Haploxererts*), dall'altra con l'abbandono ed il pascolo espone il suolo al degrado, retrogradando la pedogenesi ai livelli iniziali (*Lithic* e *Typic Xerorthents*) o di bassa evoluzione (*Typic Xerochrepts*). Distruttiva è infine la pratica del livellamento delle superfici: in molti casi il suolo è completamente asportato, traslocato e rimaneggiato con il sottostante regolite; in questi casi si può pensare alla creazione di suoli antropogenici veri e propri. I *Calcixerollic Xerochrepts* si trovano sulle superfici più stabili, da lungo tempo non, oppure mai, coltivate, colonizzate da fitocenosi a *Spartium junceum*. Gli *Xerochrepts* e gli *Xerorthents*, se non coltivati, sono interessati da consociazioni quali il *Parapholido-artemisetum cretaceae*, nelle situazioni di iniziale insediamento vegetazionale pioniero, al *Brometum*, nelle situazioni di prateria.

La dinamica morfologica, collegata alla litologia, è fattore di stato per l'evoluzione dei suoli, ma al contempo ne deriva. I colamenti di suolo sono un esempio del secondo caso: lo scivolamento del suolo avviene a causa delle differenti caratteristiche fisico-dinamiche ed idrauliche del suolo rispetto a quelle del sottostante regolite e sedimento. La tettonica locale accentua quanto sopra, fornendo, attraverso il reticolo di diaclasi (Colica e Guasparri, 1990) preferenziali vie di infiltrazione idrica e di lisciviazione dei sali. L'infiltrazione di una soluzione che si arricchisce, nel suo percorso lungo le fessure del suolo e/o lungo le diaclasi, di un'alta carica salina può favorire la formazione di forme pseudocarsiche. Il crollo dei tetti di tali forme può causare nel regolite un vero e proprio rimescolamento della matrice. In tutti questi casi agiscono processi concorrenti, con tempi di risposta differenti, e determinati da condizioni ante quam (angolo di attrito interno, caratteristiche geotecniche e loro espressioni in funzione del contenuto idrico e salino, peso della massa, etc.) estremamente difficili da definire e prevedere. Quando i processi erosivi sono predominanti, al posto di una pedoturbazione, avvengono processi di degradazione dei suoli con l'abrasione dell'orizzonte di superficie. Su litologie argillose ciò appare meno catastrofico, mentre sulle sabbie, od argille intercalate da sabbie plioceniche, dà origine ad una vera e propria retrogradazione evolutiva: il ringiovanimento del profilo è la conseguenza più frequente. Le sabbie, a causa della loro minore capacità dinamica pedoevolutiva presentano una bassa resilienza pedologica, diminuita, ancor più, dalla fratturazione tettonica del sedimento. Ciò porta ad una maggiore esposizione al degrado per erosione, per attività antropica ed in seguito a variazioni dei parametri climatici (erosività delle precipitazioni). Sono queste le cause della bassa evoluzione pedogenetica dei suoli che vi si riscontrano: *Lithic* e *Typic Xerorthents* e *Typic Xerochrepts*.

Materiali e Metodi

Le lineazioni e le forme ricavate dall'indagine fotointerpretativa sono state riportate sulle otto sezioni della carta tecnica regionale. Successivamente le sezioni sono state suddivise in quadrati di 1 km² di superficie topografica. In ogni quadrato è stata condotta l'analisi dei

parametri delle lineazioni e delle forme. In particolare per le lineazioni sono state analizzate la direzione, la lunghezza e la loro densità su km² di superficie; per le forme sono state analizzate la densità e la direzione dell'asse maggiore, nel caso presentino una base di forma ellittica, e la loro posizione lungo il versante.

Nello studio del paesaggio, una lineazione è individuata da un allineamento di piccole incisioni, di zone umide, di corsi d'acqua, di depressioni, di selle. Le lineazioni, generalmente si trovano associate in fasci aventi la stessa direzione. In corrispondenza di una lineazione, o nella zona in cui da foto aerea è individuabile un fascio di lineazioni, si trovano sul terreno diaclasi ("joints" principali - Colica e Guasparri, 1990) aventi o la stessa direzione della lineazione o del fascio, o una direzione con uno scarto di pochi gradi ($\pm 2^\circ$) rispetto a questa ultima.

La classificazione di ogni forma è avvenuta suddividendo le forme in base ai processi morfogenetici dominanti.

Processi erosivi

- *biancana (B)*: rilievo cupoliforme alto fino a 20 m che si sviluppa principalmente nelle lutiti (Guasparri, 1978; Colica e Guasparri, 1990; Guasparri, 1993) la cui base è circondata da una superficie di erosione-deposizione (glacis - Castiglioni, 1979, Torri *et al.*, 1994) suborizzontale. Questa forma, di solito, si trova associata in gruppi lungo versanti, la cui inclinazione può arrivare ad un massimo del 25%.

Morfologicamente, una biancana si presenta con versanti asimmetrici di cui quello esposto a sud con maggiore inclinazione, mentre quello esposto a nord, generalmente meno acclive, può essere coperto da vegetazione (suoli a livelli evolutivi differenti da enti- a incepsuoli).

La biancana può essere interessata da sistemi di fratturazione profondi (diaclasi) di dimensioni metriche. Quest'ultimi con andamento verticale o subverticale, sovente con bordi ossidati (giallastri), sono legati alla tettonica distensiva locale e/o regionale. In particolare sembra che le biancane si sviluppino di preferenza all'interno di maglie romboidali di fratture (Colica e Guasparri, 1990; Brondi *et al.*, 1992; Benvegnu *et al.*, 1993).

Processi gravitativi

- *deformazione gravitativa poco profonda (shallow seated gravitational deformation, SSGD; Busoni et al., 1998)*: forma convessa, con asse maggiore di lunghezza inferiore a 60 m, comunque sempre maggiore di quella delle biancane. Si sviluppa su versanti con pendenze inferiori al 25%, e generalmente si presenta associata in gruppi. Non appare essere collegata ad una nicchia di distacco evidente. Si forma in lutiti, oppure in lutiti contenenti lenti o livelli di areniti. Maglie romboidali di diaclasi condizionano lo sviluppo delle deformazioni gravitative, tale fenomeno è stato segnalato da Colica e Guasparri, (1990) nel Bacino di Siena.

Processi antropici

- *biancana livellata (BL)*: il particolare uso agricolo dell'area occupata dalle biancane ne ha determinato la distruzione attuata con bulldozer e talora con esplosivi, ed il livellamento della superficie rimanente. È tuttora visibile, sul terreno, la sezione circolare od ellittica che individua la base della biancana distrutta;

– *deformazione gravitativa poco profonda livellata (SSGDL)*: la forma è stata livellata per uso agricolo ma è ancora riconoscibile, sul terreno, il perimetro basale, generalmente ellittico.

Risultati e discussione

Allo scopo di controllare se le direzioni delle lineazioni si presentassero uniformemente distribuite nell'area, ovvero avessero degli orientamenti preferenziali, è stata condotta un'analisi statistica angolare. I dati statistici sono riportati in Tabella 3. Nella tabella sono evidenziati i valori della lunghezza del vettore medio (r) che indicano una direzione preferenziale a tutti i livelli di significatività (10, 5, 2.5 e 1%).

I valori dei parametri statistici confermano che praticamente in tutta l'area le lineazioni hanno distribuzioni direzionali uniformi (distribuzione di Von Mises), ovvero ogni direzione ha la stessa probabilità di evenienza. Fanno eccezione (in Tabella 3, valori espressi con carattere grassetto corsivo) S. Gimignanello e Trequanda che risentono della presenza delle principali linee tettoniche ad andamento regionale.

Tabella 3. Valori statistici delle direzioni delle lineazioni nelle otto sezioni analizzate

Sezione	Asciano	C.Muz.	Chiusure	M.Folonica	S.Gimignano	S.G. d'Asso	Trequanda	Monter.
Osservazioni n°	129	218	147	54	243	440	147	40
Vettore medio (μ)	81.24°	68.35°	42.20°	26.19°	61.80°	59.13°	35.04°	83.61°
Lunghezza del vettore medio (r)	0.44	0.36	0.3	0.19	0.26	0.31	0.16	0.23
Concentrazione (k)	0.98	0.76	0.62	0.38	0.53	0.64	0.33	0.48
Varianza circolare	0.56	0.64	0.7	0.81	0.74	0.69	0.84	0.77
Deviazione standard circolare	73.39°	82.34°	89.38°	104.95°	94.59°	88.29°	109.53°	97.67°
Test di uniformità di Rayleigh (p)	0	0	0	0.15	0	0	0.02	0.11

Sono state analizzate le deviazioni angolari (S_d) tra le direzioni medie delle direzioni delle lineazioni in ogni quadrato di area di un km² (dml) e le direzioni degli assi maggiori (dam) delle forme SSGD e B presenti negli stessi quadrati, calcolate come differenza $S_d = \text{dml} - \text{dam}$. La S_d media risulta di 67° e di 78°, rispettivamente per le SSGD e per le B.

Per ogni singola forma sono stati analizzati la posizione lungo il versante (alta, media, bassa) e la deviazione in gradi (S_{dv}) tra la direzione del versante di appartenenza (dv) e la direzione dell'asse maggiore (dam), calcolata come $S_{dv} = dv - \text{dam}$.

Si è osservato che la dam non cambia spostandosi lungo il versante verso posizioni topograficamente inferiori. Non è quindi risultata la diminuzione del valore angolare di S_{dv} . Ciò permette l'affermazione di assenza di fenomeni gravitativi di tipo rotativo, non escludendo comunque l'esistenza di fenomeni gravitativi che abbiano soltanto traslato la forma (osser-

vazione confermata da sopralluoghi sul terreno), mantenendo costante il rapporto angolare fra la dam e la dml.

Sulla base di quanto fino ad ora ricavato è possibile formulare quanto segue:

- 1) le forme analizzate sono ubicate all'interno di maglie di diaclasi;
- 2) queste forme possono essere considerate collegate ad un regime tettonico distensivo. La direzione σ_1 (verticale) (Hobbs *et al.*, 1976; Boccaletti e Tortorici, 1987) è individuata sul terreno dalla direzione principale dei diaclasi (fratture di estensione E, Fig. 1);
- 3) il valore medio della dam è in relazione con la dml (Sd di 67° per le SSGD e 78° per le B, Fig. 1);
- 4) le forme possono essere sottoposte a fenomeni gravitativi traslativi.

Si può ricostruire quindi una serie di eventi che portano alla genesi delle due forme analizzate:

1. strati di sedimenti pliocenici orizzontali o suborizzontali, a litologia argillosa o prevalentemente argillosa, vengono interessati da una tettonica distensiva che determina la formazione di maglie di diaclasi;
2. in queste maglie si può individuare una direzione principale (quella che poi sarà visibile dalle foto aeree come lineazione);
3. all'interno di queste maglie in seguito a fenomeni erosivi (erosione a rivoli, fra i rivoli, a fossi, fenomeni di pseudocarsismo, dissoluzione etc.) si formano le B (nei sedimenti argillosi) e le SSGD (nei sedimenti prevalentemente argillosi) le cui dam appaiono vincolate dalle direzioni dei diaclasi E.

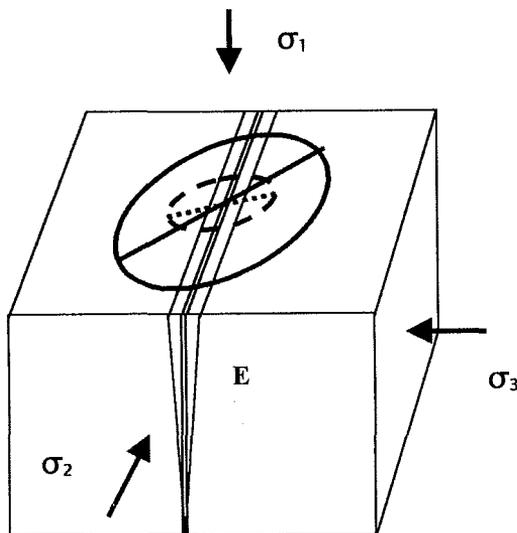


Figura 1. Diagramma tridimensionale mostrante i rapporti fra le componenti principali del campo degli sforzi, le fratture di estensione (E = diaclasi principali) e le dam medie di SSGD (in grassetto) e di B (punteggiato). Le ellissi rappresentano le sezioni basali di SSGD (in grassetto) e di B (tratteggiato)

Conclusioni

In questo paesaggio, oltre alle forme dovute principalmente a processi erosivi, le biancane (B), alle forme dovute all'azione gravitativa, quali le deformazioni gravitative poco profonde (SSGD), esistono forme dovute all'azione antropica come biancane livellate (BL) e le deformazioni gravitative poco profonde livellate (SSGDL). Al livello delle sezioni della carta tecnica regionale (1:10.000), le lineazioni non presentano una direzione preferenziale

statisticamente significativa. L'analisi, effettuata su superfici topografiche di 1 km², delle direzioni delle lineazioni e dei loro rapporti con le direzioni dei versanti e degli assi maggiori di SSGD e di B, ha evidenziato che (i) la direzione degli assi maggiori (dam) è in relazione con la direzione delle lineazioni (dml), (ii) i fenomeni gravitativi presenti soprattutto per le SSGD sono di tipo traslativo poiché si mantengono inalterati i rapporti angolari fra la dam e la direzione del versante (dv), lungo i versanti.

Tra i fattori di stato la litologia appare determinante per la pedogenesi e l'espressione del suo pattern distributivo nell'area. L'attività antropica da una parte, su superfici stabili, a litologia argillosa, permette con le lavorazioni agricole la conservazione di acquisite caratteristiche vertiche (*Vertic Xerochrepts* e *Haploxererts*); dall'altra, con l'abbandono ed il pascolo, espone il suolo al degrado, retrogradando la pedogenesi ai livelli iniziali (*Lithic* e *Typic Xerorthents*) o di bassa evoluzione (*Typic Xerochrepts*). I *Calcixerollic Xerochrepts* si trovano sulle superfici più stabili. La tettonica locale, influenzando soprattutto le caratteristiche fisico-meccaniche della litologia, partecipa alla pedogenesi fornendo, attraverso il reticolo di diaclasi, le vie preferenziali per l'infiltrazione idrica e per la lisciviazione dei sali. Là dove i processi erosivi sono predominanti, i suoli degradano con l'abrasione e/o l'asportazione dell'orizzonte di superficie. Nei suoli sulle litologie argillose ciò appare meno evidente, mentre in quelli su sabbie, o sulle argille intercalate da sabbie, il reticolo di diaclasi, attraverso i processi da esso indirizzati, contribuisce più evidentemente alla retrogradazione evolutiva. Le sabbie, a causa della loro minore capacità dinamica pedoevolutiva, presentano una bassa resilienza pedologica, diminuita, ancor più, dalla fratturazione tettonica del sedimento; a queste concause sono da attribuire l'iniziale evoluzione pedogenetica dei suoli che vi si riscontrano: *Lithic* e *Typic Xerorthents* e *Typic Xerochrepts*.

Bibliografia

- Benvengù F., Brondi A., Colica A., Conti P., Guasparri G., Polizzano C., Sabatini G., Tassoni E. (1993). *Studies of migration factors in clay in real situations. Study of fractures in clays of the neogenic basin of Siena*. In *Nuclear Science and Technology Series*, European Communities Commission, Luxembourg (Office for Official Publications of European Communities), pp. 53.
- Berti A., Calabresi G., Caliterna L., Forlani Conti M., Farsi F., Guidi F., Lazzarotto A., Mantovani E., Micheluccini M., Nizzi Grifi L. (1992). *Il Duomo di Pienza. 1549-1984. Studi e Ricerche*. Ministero per i Beni Culturali ed Ambientali, Soprintendenza per i Beni Ambientali ed Architettonici di Siena. Cantini, Firenze, pp. 167.
- Boccaletti M., Tortorici L. (1987). *Appunti di geologia strutturale*. Patron Editore, Bologna, pp. 207.
- Boccaletti M., Decandia F.A., Gasperi G., Gelmini R., Lazzarotto A., Zanzucchi G. (1987). *Note illustrative. Carta strutturale dell'Appennino settentrionale*. CNR - P.F. Geodinamica, Sottoprogramma 5 Modello Strutturale, Gruppo Appenninico Settentrionale. Tip. Senese, pp. 203.
- Brondi A., Colica A., Conti P., Guasparri G., Polizzano C., Sabatini G. (1992). *Joints in clay of neogenic basin of Siena*. *Mineralogica et Petrographica Acta* XXXV:51-65.
- Busoni E., Colica A., Salvador Sanchis P. (1998). *Integrated analysis of the Asso river basin (Siena Italy)*. C.N.R. Institute for Soil genesis and Ecology, Florence, (Map).
- Calzolari C., Ristori J., Sparvoli E. (1993). *Soils of Biancana badlands: distribution, characteristics and genesis in Beccanello farm (Tuscany, Italy)*. *Quaderni di Scienza del Suolo, CNR-CSGCCS V*:119-142.
- Calzolari C., Ristori J., Busoni E., Chiarucci A. (1995). *Morphology development in a "Biancana" badlands area and relationships with soils and vegetation*. In *ESSC - CSEI, Proc. of International Workshop on Soil Erosion in semi-arid mediterranean areas*. CNR - RAISA:205-216.
- Castiglioni G.B. (1979). *Geomorfologia*. UTET, Torino, pp. 436.

- Chiarucci A., Bonin I., Maccherini S., De Dominicis V. (1995). *Influence of colonizing Spartium junceum scrub on Bromus erectus grassland in a Biancana badland of the Orcia Valley, Tuscany*. Arch. Geobot. 1(2):127-134.
- Colica A. (1992). *Processi erosivi in calanchi e biancane e loro implicazioni per le opere di conservazione nell'alta Val d'Orcia (SI)*. Tesi di dottorato di ricerca, Università degli Studi di Firenze, pp. 163.
- Colica A., Guasparri G. (1990). *Sistemi di fratturazione nelle argille plioceniche del territorio senese. Implicazioni geomorfologiche*. Atti dell'Accad. Fisiocritici Siena, XV,IX:29-36.
- Guasparri G. (1978). *Calanchi e biancane nel territorio senese: studio geomorfologico*. L'Universo 48:97-140.
- Guasparri G. (1993). *I lineamenti geomorfologici dei terreni argillosi pliocenici*. In *La storia naturale della Toscana meridionale*. M.P.S.:89-106.
- Hobbs B.E., Means W.D., Williams P.F. (1976). *An outline of structural geology*. John Wiley & sons, New York, pp. 571.
- Jacobacci A., Martelli G., Nappi G. (1967). *Note illustrative alla Carta Geologica d'Italia*. Foglio 129, S. Fiora. La Litograf:8-61.
- Jenny H. (1961). *Derivation of state factors equations of soil and ecosystems*. Proc. Soil Sci. Soc. Am. 25:385-388.
- Losacco U. (1963). *Osservazioni geologiche e geomorfologiche nei dintorni di Pienza e nella media Val d'Orcia*. L'Universo 48:659-688.
- Maccherini S., Chiarucci A., De Dominicis V. (1998). *Relationships between vegetation and morphology in the Radicofani calanchi (Southern Tuscany)*. In *Atti del Museo di Storia Naturale della Maremma* 17:91-108.
- Thornthwaite C.W. (1948). *An approach toward a rational classification of climate*. Geogr. Review 38:55-94.
- Torri D., Colica A., Rockwell D. (1994). *Preliminary study of erosion mechanics in a biancana badland (Tuscany - Italy)*. Catena, Catena Verlag, Braunschweig (Germania):281-294.

LA BANCA DATI DELLE REGIONI PEDOLOGICHE ITALIANE

G. Righini, E. A.C. Costantini, L. Sulli

Istituto Sperimentale per lo Studio e la Difesa del Suolo, Firenze www.issds.it/cncp

Abstract

A georeferenced data base of the soil regions of Italy was developed by the National Center of Soil Cartography in cooperation with the Regional Soil Services and the European Soil Bureau. The data base, scaled 1:5.000.000, is the first informative level for the soil map of Italy at scale 1:250.000; soil regions were delineated according to the criteria of the Manual of Procedures for the georeferenced soil database of Europe, Version 1.0 (European Commission, 1999).

Riassunto

La banca dati geometrica ed alfanumerica delle regioni pedologiche italiane rappresenta il primo risultato operativo della collaborazione tra il Centro Nazionale di Cartografia Pedologica, i servizi pedologici delle Regioni italiane e l'European Soil Bureau. Tale banca dati, sviluppata a scala 1:5.000.000, costituisce un primo strato informativo per lo sviluppo della carta dei suoli d'Italia a scala 1:250.000 e per la discriminazione degli ambienti pedologici a piccola scala.

Le linee guida per lo svolgimento del lavoro sono state quelle descritte dal Manuale delle Procedure per un database pedologico europeo, versione 1.0 (European Commission, 1999). Seguendo le indicazioni del manuale, i fattori fondamentali per la determinazione di aree potenzialmente omogenee di evoluzione dei suoli a livello continentale, denominate "soil region", sono state le condizioni climatiche e quelle geologiche, presupponendo che tali elementi caratterizzino lo sviluppo dei diversi processi pedogenetici, così da dar luogo a differenti suoli dominanti. Nel nostro lavoro, oltre che per clima e geologia, le regioni pedologiche sono state caratterizzate anche per pedoclima, cioè per regime idrico e termico dei suoli (Soil Survey Staff, 1975), morfologia, tipi di suolo maggiormente presenti (FAO, 1990), loro limitazioni permanenti e processi di degradazione più importanti, copertura del suolo caratterizzante conformemente ai dati del CORINE Land cover project (Cumer, 1994). La banca dati è disponibile su sito web del Centro Nazionale di Cartografia Pedologica www.issds.it/cncp ed è continuamente aggiornata con i contributi dei servizi regionali e dei rilevamenti pedologici.

1. Introduzione

Dopo la prima versione della carta delle soil region europee allegata al Manuale delle Procedure per un database pedologico europeo, versione 1.0 (European Commission, 1999), una seconda versione è in corso di realizzazione a cura delle diverse istituzioni nazionali. In Italia, la nuova cartografia proviene dalla creazione di una banca dati geometrica ed alfanumerica delle regioni pedologiche italiane, che rappresenta il primo risultato operativo della collaborazione tra il Centro Nazionale di Cartografia Pedologica (CNC), i servizi pedolo-

gici delle Regioni italiane e l'European Soil Bureau (ESB); questa nuova carta delle soil region italiane è stata realizzata nell'ambito del Progetto "Metodologie pedologiche: definizione di criteri e specifiche per la realizzazione, conservazione, aggiornamento e consultazione della carta dei suoli d'Italia in scala 1:250.000". Tale banca dati, sviluppata a scala 1:5.000.000, costituisce un primo strato informativo per lo sviluppo della carta dei suoli d'Italia a scala 1:250.000 e per la discriminazione degli ambienti pedologici a piccola scala.

2. *Materiali e metodi*

Le linee guida per lo svolgimento del lavoro sono state quelle descritte dal manuale citato (European Commission, 1999). Seguendo le indicazioni lì riportate, i fattori fondamentali per la determinazione di aree potenzialmente omogenee di evoluzione dei suoli a livello continentale, le "soil region", sono le condizioni climatiche e quelle geologiche, presupponendo che tali elementi caratterizzino lo sviluppo dei principali processi pedogenetici, così da dar luogo a differenti suoli dominanti. Operativamente, nella prima carta delle soil region le delimitazioni provenivano da una prima suddivisione del territorio in aree ritenute omogenee rispetto ai principali tipi climatici europei, sulla quale veniva poi sovrapposto il tematismo relativo alle aree caratterizzate da associazioni di materiali parentali omogenei dal punto di vista dell'evoluzione geologica e paleogeografica. Alle unità cartografiche risultanti venivano aggiunte informazioni sulle morfologie dominanti e sui tipi di suolo maggiormente presenti (FAO, 1990).

Nell'attuale versione della carta delle soil region, le principali innovazioni metodologiche hanno riguardato: i) l'utilizzazione del maggior numero di dati che si è riusciti a recuperare, ii) la collaborazione con i servizi pedologici regionali, sia nella fase di raccolta dati che in quella di validazione dei risultati, iii) la delimitazione dei poligoni con una visione olistica e non per mera sovrapposizione dei tematismi, iv) la considerazione di altri elementi ritenuti importanti a questa scala, quali il pedoclima, cioè il regime idrico e termico dei suoli (Soil Survey Staff, 1975), le loro limitazioni permanenti e processi di degradazione più importanti, l'uso del suolo caratterizzante, ricavato dai dati del CORINE Land cover project, v) l'apposizione dei limiti al dettaglio della scala 1:250.000. Quest'ultima innovazione non ha comportato solamente l'uso di una base topografica più dettagliata, ma anche la necessità di appoggiarsi per il tracciamento dei limiti essenzialmente su evidenze morfologiche, oppure su quelli geologici; infatti sono molto pochi i limiti climatici evidenziabili a scala 1:250.000, in pratica solo quelli coincidenti con limiti fitoclimatici, come nelle aree di alta montagna appenninica.

Preliminarmente alla realizzazione della banca dati è stato dunque necessario reperire, acquisire ed armonizzare, una consistente cartografia tematica che costituisse un'attendibile ed efficace base dati. Sono stati collezionati, a livello nazionale e locale, una serie di tematismi su supporto digitale e cartaceo, alcuni successivamente scannerizzati, georeferenziati ed armonizzati alle specifiche di riferimento; ove possibile sono stati reperiti dati digitali tematici prodotti dalle singole regioni (sistemi di paesaggio, litologia, pedologia, ecc.). Tutti i dati digitali sono stati georeferenziati in UTM fuso 32, proiezione di riferimento per la digitalizzazione della geometria delle soil region. La digitalizzazione, l'archiviazione ed elaborazione dei dati è avvenuta in ambiente ArcInfo® e Arcview®. In particolare con Arcview® è stato possibile ottimizzare la visualizzazione degli elementi della base dati necessari nelle diverse aree del territorio, e su quelli procedere alla digitalizzazione e alla determinazione degli attributi; in ambiente Arcedit™ è stata svolta la verifica accurata dell'editing e la crea-

zione della topologia poligonale. La digitalizzazione dei limiti delle regioni pedologiche è avvenuta a scala 1:250.000 appoggiandosi essenzialmente alla topografia (carta topografica serie JOG 1:250.000). La determinazione delle caratteristiche cartografiche ha invece tenuto conto della scala 1:5.000.000: è stata dunque stabilita un'unità cartografabile minima di 600 Km² e una distanza minima fra gli archi di circa 10 Km; in alcuni casi è stato necessario introdurre delle eccezioni giustificate da sostanziali peculiarità geografiche.

3. Tematismi utilizzati ed elaborazioni svolte

3.1. Clima

Per la individuazione dei tipi climatici europei (European Commission, 1999) presenti in Italia sono stati valutati i dati di precipitazione e temperatura, appositamente acquisiti e riportati negli attributi, e in alcuni casi si è rivelato utile lo studio della distribuzione delle associazioni fitoclimatiche secondo il Pavari (De Philippis, 1937).

L'individuazione di una base dati climatica si è rivelata particolarmente onerosa in quanto non risulta esistere, per lo meno in forma facilmente accessibile, una cartografia dettagliata in materia, aggiornata e attendibile a scala nazionale.

Per l'attribuzione dei principali tipi climatici è stato inizialmente consultato l'Atlante Enciclopedico del Touring Club (TCI, 1984), tavola 100 "Italia Elementi Climatici" elaborata in origine su di una serie trentennale dal 1921 al 1951 dell'Istituto Idrografico Militare; questa è stata scannerizzata, georeferenziata ed utilizzata come strato informativo. Sono stati in seguito elaborati ed analizzati alcuni dati puntuali di precipitazione e temperatura forniti dall'Ufficio Centrale di Economia Agraria (UCEA), che costituivano una "griglia" di circa 1460 punti distribuiti uniformemente su tutto il territorio. Questi punti sono stati elaborati e spazializzati in formato raster in ambiente ArcInfo[®] tramite kriging lineare ed utilizzati per definire le condizioni climatiche all'interno dei vari poligoni costituenti le diverse regioni pedologiche.

Gli altri dati climatici necessari al completamento degli attributi sono stati ottenuti dalla banca dati CLIMWAT della FAO, disponibile sul sito web <http://www.fao.org/ag/agl/aglw/climwat.htm>, costituita per l'Italia da 60 stazioni di misura uniformemente distribuite con dati mensili di precipitazione, temperatura e di evapotraspirazione potenziale mediati negli ultimi trenta anni. È stata inoltre elaborata ed analizzata una serie di dati di lungo periodo relativi alle medie mensili ed annuali di precipitazione e temperatura di 222 stazioni proveniente dagli annali degli uffici idrografici d'Italia e raccolta dal National Resources Conservation Service degli Stati Uniti.

Dall'elaborazione dei dati raccolti e prendendo come riferimento i principali tipi climatici europei, i climi riscontrati in Italia sono quelli riportati in tabella 1. Nella tabella i codici sono gli stessi di quelli riportati in Figura 3.

3.2. Litologia

La natura del materiale parentale da cui si presuppone si siano evoluti i principali suoli delle soil region è stata descritta riprendendo la legenda europea, dove vengono riportati i litotipi ritenuti più caratterizzanti, talvolta con indicazioni sulla loro età geologica, genesi ed evoluzione paleogeografica, per consentire l'individuazione di specifiche soil region anche all'interno di una medesima associazione di materiale parentale. È possibile, ad esempio, la carat-

Tabella 1. tipi climatici europei (European Commission, 1999) presenti in Italia

Codice	Tipo	Descrizione
32	Clima da temperato caldo oceanico a temperato caldo suboceanico, parzialmente submediterraneo	Precipitazioni da medie ad elevate con deficit in estate, inverno mite ed estate calda, periodo vegetativo da 180 a più di 210 giorni
33	Clima temperato suboceanico	Precipitazioni da medie a (parzialmente) elevate, inverno moderatamente freddo ed estate moderatamente calda, periodo vegetativo da 180 a più di 210 giorni
37	Clima temperato caldo subcontinentale	Precipitazioni da medie ad elevate, temperature e periodo vegetativo dipendenti dall'altitudine, inverno freddo ed estati da moderatamente calde a calde, periodo vegetativo da 180 a più di 210 giorni
38	Clima temperato montano	Precipitazioni da medie ad elevate, temperature e periodo vegetativo dipendenti dall'altitudine (da temperato a boreale), inverno da freddo a molto freddo ed estate da moderatamente fredda a moderatamente calda
41	Clima da mediterraneo	Precipitazioni da medie ad elevate, inverni a temperato caldo con temperature sotto lo zero, in estate periodo secco molto breve, in parte senza periodo secco
42	Clima da mediterraneo oceanico a mediterraneo suboceanico, parzialmente montano	Precipitazioni da medie ad elevate in autunno, inverno e primavera, solo regionalmente un breve periodo secco in estate
43	Clima da mediterraneo-subcontinentale a mediterraneo-continentale	Precipitazioni da medie a molto basse in primavera, autunno e inverno, lungo periodo secco in estate, parzialmente arido, inverno freddo ed estate torrida, in parte con clima montano
44	Clima da mediterraneo a subtropicale	Precipitazioni molto basse durante tutto l'anno, inverno temperato ed estate calda, in parte torrida e arida
45	Clima mediterraneo montano	Precipitazioni da medie a parzialmente elevate, temperature e periodo vegetativo dipendenti dall'altitudine

terizzazione dei depositi incoerenti in base alla loro granulometria, alla presenza di materia organica o ad altri elementi peculiari legati alle caratteristiche geomorfologiche e di deposizione. E' comunque da ricordare che per le soil region la caratterizzazione litologica avviene sempre ad un livello molto generico. In tabella 2 sono indicati i tipi di materiali parentali utilizzati secondo le specifiche del manuale europeo; i codici sono gli stessi di figura 4.

Tabella 2. Associazioni di materiali parentali (tipi litologici) previsti dal manuale europeo (European Commission, 1999) presenti in Italia

Codice	Descrizione
01	Depositi quaternari marini, in parte con sabbie eoliche e depositi fluviali
02	Depositi fluviali, in parte con sabbie eoliche
03	Depositi glaciali
05	Rocce sedimentarie terziarie (indifferenziate)
07	Rocce sedimentarie in bacini terziari, alternate a depositi fluviali
08	Rocce sedimentarie mesozoiche (indifferenziate)
10	Rocce sedimentarie calcaree
11	Rocce ignee e metamorfiche
12	Alternanza di rocce ignee, metamorfiche e sedimentarie

Le basi dati litologiche utilizzate sono state i dati digitali vettoriali a livello regionale a scala 1:250.000 e 1:100.000 e i dati cartacei, in parte restituiti in formato digitale raster, in scala 1:500.000 e 1:100.000 sia a livello locale che nazionale.

3.3. Fisiografia

Uno dei criteri di differenziazione delle soil region è costituito dalla fisiografia, intesa come configurazione rappresentativa di morfologia e paesaggio, in questo caso solo ad un livello molto generale vista la scala di lavoro. Da sottolineare che, seguendo la metodologia europea, la fisiografia è stata considerata solo come attributo descrittivo delle soil region, e non come elemento discriminante, come forse sarebbe stato più opportuno. Nella descrizione degli attributi sono dunque presenti le altitudini e le principali forme di paesaggio che permettono di riconoscere le sei categorie fisiografiche elencate in tabella 3.

Tabella 3. Elenco dei tipi fisiografici previsti dal manuale europeo (European Commission, 1999)

Tipi fisiografici
Aree pianeggianti
Aree da pianeggianti a pendenti
Aree in pendenza
Aree da pendenti a scoscese
Aree scoscese
Forme composite del paesaggio

Per la determinazione dei tipi fisiografici è stato utilizzato il modello digitale del terreno (DEM) con maglia 250 metri; questo è stato elaborato in ambiente ArcInfo® e riclassificato in sei classi di quota funzionali alla caratterizzazione delle regioni pedologiche.

3.4. Suoli

Anche l'attribuzione dei suoli dominanti rappresenta un elemento descrittivo delle soil region che, secondo la metodologia seguita, viene dato dalla combinazione di un numero di

tipologie di suolo variabile da una a tre secondo il primo livello di classificazione "FAO revised legend" (FAO, 1990). Anche se l'attributo dei suoli dominanti non è un elemento discriminante per l'individuazione delle soil region, si ritiene che tale attributo rappresenti comunque un requisito fondamentale nella descrizione delle stesse. Il dato relativo ai suoli è stato in buona parte dedotto da indicazioni dei referenti regionali, dalla cartografia pedologica alla scala di riconoscimento (1:250.000), quando è stato possibile reperirla, e dalla banca dati dei suoli d'Europa a scala 1:1.000.000 (ESB, 1998). Talvolta, unitamente all'attributo pedologico, sono presenti dei nomi locali che rappresentano un preciso riferimento geografico per sottolineare le caratteristiche peculiari della regione pedologica individuata.

3.5. Pedoclima

Un attributo che si è appositamente inserito con la versione italiana delle regioni pedologiche è stato la classificazione del pedoclima. Si è inteso in questo modo favorire la correlazione pedologica con il sistema statunitense di classificazione dei suoli (Soil Taxonomy), che è largamente utilizzato nel mondo e in Italia. L'attribuzione è ancora in buona parte tentativa, per la difficoltà di reperire dati rilevati sui regimi pedoclimatici, ma anche modelli di simulazione affidabili (Cali *et al.*, 1996; Costantini *et al.*, 1996; Costantini *et al.*, 1999). Le fonti utilizzate provengono da studi originali realizzati nell'ambito del progetto PANDA (Sequi, 1994) e dalle simulazioni realizzate con il modello di Newhall (Newhall, 1972) dal National Resources Conservation Service degli Stati Uniti.

Tabella 4. Regimi di temperatura e di umidità del suolo (Soil Survey Staff, 1975) riscontrati in Italia

Regimi di umidità del suolo nella sua sezione di controllo

Perudico: gli afflussi meteorici eccedono l'evapotraspirazione, tanto che il suolo è umido durante tutto l'anno

Udico: il suolo si secca solo per brevi periodi, per cui vi è una buona disponibilità di acqua per la crescita delle piante durante tutto l'anno.

Ustico: vi è una disponibilità idrica per la crescita delle piante complessivamente limitata, ma presente per qualche tempo durante il periodo di maggiore evapotraspirazione

Xerico: è il regime di umidità tipico dei suoli negli ambienti mediterranei, dove il suolo è umido d'inverno e secco per lunghi periodi d'estate.

Xerico secco: è una condizione particolare dello xerico, caratterizzata da una siccità del suolo prolungata per almeno tutta l'estate.

Regimi di temperatura media annua del suolo a 50 cm di profondità

Cryco da 0 a 7,9 °C, mesico da 8 a 14,9, termico da 15 a 22.

3.6. Altri aspetti caratterizzanti il paesaggio

Un altro degli elementi ambientali fondamentali che viene abitualmente utilizzato per la descrizione fisica del paesaggio è la copertura del suolo (land cover), in quanto espressione di molteplici fattori naturali ed antropici, tra cui i suoli. La copertura del suolo è stata dunque valutata come elemento importante per la descrizione e caratterizzazione delle regioni pedologiche: è stata utilizzata la banca dati del progetto CORINE Land Cover sviluppato negli anni novanta dalla Comunità europea per la creazione di un sistema informativo per

la gestione dei dati territoriali (Cumer, 1984). La legenda Corine, di tipo gerarchico e numerico, è organizzata in tre livelli: il primo, con cinque classi, indica le maggiori suddivisioni del territorio, il secondo, con quindici classi, rappresenta la copertura del suolo a scala 1:5.000.000, il terzo, con 44 classi è usato per il dettaglio a scala 1:100.000. Sono stati acquisiti dal Centro Interregionale i dati CORINE di 13 regioni amministrative dove il Centro ha coordinato il lavoro del progetto; tali dati coprono interamente il territorio di 25 su 38 soil region dove è stata dunque possibile una caratterizzazione della copertura del suolo. Sono state scelte alcune classi di uso del suolo perchè giudicate maggiormente correlate con le diverse tipologie pedologiche ed indicative di diversi livelli di intensità di sfruttamento agroforestale ed extra-agricolo (tabella 5).

Infine, sulla base dei dati raccolti e delle indicazioni fornite dai servizi pedologici regionali, sono state riportate per ogni regione pedologica delle indicazioni di massima sui processi degradativi registrati nelle varie soil region.

4. Conclusioni

La carta delle regioni pedologiche realizzata è mostrata in figura 1; la banca dati completa è visibile sul sito web del CNCP che provvede al suo mantenimento ed aggiornamento www.issds.it/cncp/soilregionita.htm. Se si confronta tale carta con quella prodotta precedentemente dall'ESB nel 1999 (European Commission, 1999) mostrata in figura 2, si può anzitutto notare un maggior dettaglio cartografico e un maggior numero di unità cartografiche. Ciò sembra coerente con la ben nota elevata variabilità degli ecosistemi mediterranei, mentre nella precedente versione l'Italia e gli altri paesi mediterranei appaiono più uniformi dei centro-europei, probabilmente a causa della minore quantità di dati utilizzati. Alcuni tematismi particolarmente significativi ricavabili dalla banca dati sono quelli relativi al clima e alla litologia (figure 3 e 4). Nel primo caso si può osservare una estensione del clima temperato a tutta la Pianura Padana e alla dorsale appenninica centro-settentrionale; queste aree, tra l'altro, assieme a quelle relative al clima mediterraneo montano, corrispondono abbastanza bene ai territori dove la coltura dell'olivo non è diffusa estensivamente. Le aree a clima mediterraneo subcontinentale, continentale e subtropicale sono invece quelle grosso modo corrispondenti alla diffusione delle colture agrumicole.

L'informazione litologica, avvalendosi di una mole di dati notevole ed approfondita, è sicuramente l'elemento che maggiormente diversifica la presente versione della carta delle soil region dalla precedente; da notare in particolare come vengano messi in evidenza gli estesi affioramenti di rocce sedimentarie calcaree che caratterizzano i pedoambienti dell'Appennino centro-meridionale, oppure la diffusione dei flysch, compresi nelle formazioni sedimentarie terziarie indifferenziate (codice 05 di tabella 2), mentre diminuiscono significativamente le aree con depositi glaciali dominanti. Molto diversa infine è anche la distribuzione delle rocce ignee e metamorfiche, sole o in associazione alle sedimentarie.

Nonostante i miglioramenti effettuati, la carta delle regioni pedologiche realizzata non è ancora pienamente soddisfacente, prima di tutto perché ancora manca di un effettivo database pedologico ad essa collegato, ma anche perché alcuni dei metodi e delle legende proposte a livello europeo non risultano adeguati all'ambiente italiano. A questo proposito basti citare la legenda dei materiali parentali, che non discrimina tra rocce magmatiche intrusive

Tabella 5. Superfici (%) coperte da diverse classi di uso del suolo nelle regioni pedologiche dove è stato possibile reperire i dati del CORINE Land Cover Project

Nome della regione pedologica	Codice soil region	attività extra-gricole	aree scoperte	corpi idrici	seminativi non irrigui	seminativi irrigui	colture arboree	prati stabili e boschi
Alta Pianura Padana	sr18.5	12,5	1	1,5	45,3	7,6	23	9,1
Media Pianura Padana	sr18.6	6,9	0,03	0,85	69,5	12,1	6,8	3,8
Langhe, Monferrato e colline del Po	sr18.7	1,67	0,17	0,07	6,82	0,03	61	30,2
Alpi centrali e orientali su rocce sedimentarie calcaree	sr34.3	3,7	7,52	2,2	1,33	0	16,0	65,3
Alpi carniche	sr34.4	0,5	8,34	0,16	0	0	6	85
Colline friulane su rocce sedimentarie calcaree	sr35.4	2,5	0,53	0	1,83	0	15,0	80,1
Aree più elevate dell'Appennino settentrionale	sr35.7	0,45	1,25	0	0,8	0	19,3	78,2
Alpi occidentali e centrali con rocce ignee e metamorfiche	sr37.1	1,3	25	0,5	0,5	0	5,72	67
Aree collinari vulcaniche dell'Italia centrale e meridionale	sr56.1	11,5	0,43	2,4	30,9	7,5	34,6	12,7
Aree collinari della Sardegna su rocce basiche	sr59.1	4	0,5	0,5	37,26	2,05	41,5	14,2
Rilievi montani e collinari della Sardegna su rocce cristalline acide	sr59.2	2,2	6,05	0,5	5,26	0,72	31,4	53,9

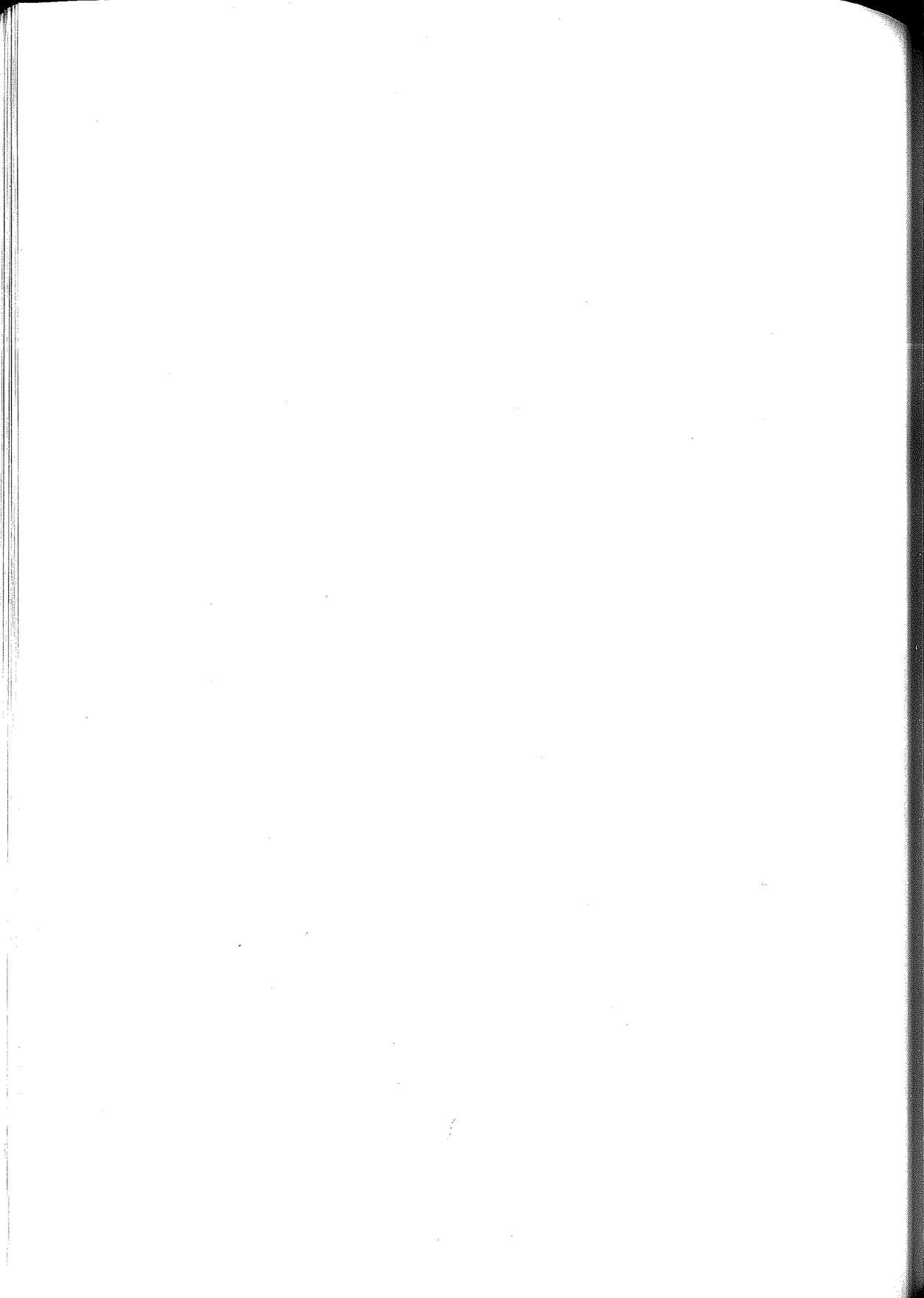
Nome della regione pedologica	Codice soil region	attività extra-gricole	aree scoperte	corpi idrici	seminativi non irrigui	seminativi irrigui	colture arboree	prati stabili e boschi
Aree collinari della Sardegna sulle effusioni basaltiche e trachitiche	sr59.8	1,53	2	0,56	21,81	1,86	41,3	30,9
Aree collinari e montane con formazioni calcaree e vulcaniti della Sicilia sud-orientale	sr59.9	5,46	0,3	0,63	26,8	0	48,3	18,5
Dorsali antiappenniniche toscane	sr60.4	1,16	1,38	0	18,5	0	13,5	65,5
Pianure costiere tirreniche dell'Italia centrale e colline incluse	sr60.7	6,19	0,73	1,0	50,7	0	16,3	25,0
Aree collinari e pianure costiere siciliane	sr62.2	3,62	2,16	0,4	31,2	0	53,2	9,41
Versilia e pianure interne della Toscana, Umbria e Lazio	sr64.4	10,6	0,16	3	44,1	0	26,6	15,5
Monte Etna	sr66.4	9,54	21,2	0	2,67	0	39	27,6
Rilievi montani e collinari della Sardegna su rocce metamorfiche	sr67.4	1,27	4,43	1,3	4,5	0,3	17,1	71,1
Colline moreniche piemontesi e lombarde	sr70.1	16,9	0	6,32	15,8	3	25,7	32,3
Campidano e altre piane del Sulcis e della Sardegna centrale	sr76.1	5,04	0,2	5,75	37,4	13,7	27,91	10
Aree costiere e di recente bonifica della Pianura Padana	sr77.1	4,64	0,5	21,81	64,9	0	6,4	1,78
Colline emiliano-romagnole e marchigiane sul flysch miocenico	sr78.1	2,1	2,43	0	26,7	0	43,7	25,2
Bassa Pianura Padana	sr79.1	8,4	0,8	0,8	69	0,5	18	2,5

ed effusive, ma allo stesso tempo differenzia le "rocce sedimentarie terziarie (indifferenziate)" dalle "rocce sedimentarie mesozoiche (indifferenziate)" e dalle "rocce sedimentarie calcaree".

È quindi auspicabile che, oltre all'aggiornamento operato dall'Italia man mano che verranno raccolte le informazioni provenienti dal progetto "carta dei suoli d'Italia in scala 1:250.000", vengano recepite a livello europeo alcune sostanziali modifiche metodologiche nella realizzazione della seconda versione della carta delle soil region d'Europa.

Bibliografia

- Cali A., Ceotto E., Costantini E.A.C., Donatelli M. (1996). *Applicazione del modello EPIC per la classificazione del pedoclima e confronto con altri metodi e con indici climatici*. Boll. Soc. It. Scienza del Suolo 6:61-86.
- Costantini E.A.C., Cali A., Castelli F., Lorenzoni P., Raimondi S., Rustici L. (1996). *Esperienze di applicazione e validazione di alcuni modelli tradizionali ed innovativi per la classificazione del pedoclima*. Agricoltura Ricerca XVIII,164-165-166:7-24.
- Costantini E.A.C., Cali A., Castelli F., Lorenzoni P., Napoli R., Perini L., Raimondi S. (1999). *Individuazione dei principali regimi pedoclimatici italiani: risultanze sperimentali e confronto con le regioni climatiche europee*. Boll. Soc. It. Scienza del Suolo 48,1:87-98.
- Cumer A. (1994). *Il progetto CORINE Land Cover in Italia: un modello da seguire*. Documenti del Territorio VIII,28/29.
- De Philippis (1937). *Classificazioni ed indici del clima in rapporto alla vegetazione forestale italiana*. Nuovo Giornale Botanico Italiano n.s.XLIV:1-169.
- ESB (1998). *The soil geographical database of Europe at scale 1:1.000.000. Map of the FAO soil names*, INRA, Orleans, France.
- European Commission (1999). *Georeferenced soil database of Europe. Manual of procedures. Version 1.0. EUR 18092 EN*: pp. 184.
- FAO Unesco (1990). *Soil map of the world*, vol. 1. Legend. Unesco, Paris.
- Newhall F. (1972). *Calculation of Soil Moisture Regimes from Climatic Record. Rev. 4 Mimeographed*, Soil Conservation Service, USDA, Washington DC.
- Sequi P. (1994). *Il progetto finalizzato Produzione Agricola Nella Difesa dell'Ambiente "PANDA"*. Agricoltura e Ricerca 154:151-192.
- Soil Survey Staff (1975). *Soil Taxonomy: A basic system for making and interpreting soil surveys*. USDA Handbook 436. Washington DC., 754 pp.
- Soil Survey Staff (1975). *Soil Taxonomy: A basic system for making and interpreting soil surveys*. USDA Handbook 436, Washington DC, 754 pp.
- TCI (1984). *Atlante Enciclopedico del Touring Club*, Volume I. Italia.



LA CARTA DEI SUOLI DEL BACINO SCOLANTE IN LAGUNA DI VENEZIA

P. Giandon, F. Ragazzi, I. Vinci, L. Fantinato, A. Garlato, P. Mozzi, G.P. Bozzo

ARPAV- Agenzia Regionale per la Prevenzione e Protezione Ambientale del Veneto
Centro Agroambientale - Osservatorio Regionale Pedologico - Via Baciocchi, 9 - 31033 Castelfranco V.to (TV)

Abstract

As a part of the intervention programmes against pollution of the lagoon of Venice, a soil survey in the drainage basin was carried out. In this portion of the alluvial plain of the Veneto Region, parent materials are of different origin and age, and the soils have been formed in different environmental conditions. Therefore various methods of study have been used, choosing in every situation the most suitable to interpret the soil distribution in the landscape. Besides traditional tools of study such as aerial photographs, satellite images and historical maps, a microrelief study was successfully tested; this proved to be particularly effective in some areas otherwise difficult to interpret.

The surveyed soils reflect the variability of the area: Fluvisols in the more recent alluvial deposits, Cambisols and Calcisols, the most widespread, in the Pleistocene and in the older zones of the Holocene lowlands, where a shallow watertable has hindered a further development of pedogenesis. In the upper alluvial plain, on Pleistocene alluvial fans of the rivers Piave and Brenta, the most evolved soils, with reddened argillic horizons, are found (Chromic Luvisols).

Riassunto

Nell'ambito dei programmi di intervento per il disinquinamento della laguna di Venezia è stato condotto un rilevamento dei suoli nel territorio del bacino scolante in laguna. La diversità di ambienti presenti in questa parte della pianura alluvionale veneta e le differenze di origine e di età dei materiali di partenza hanno reso necessaria la ricerca di strumenti di indagine diversi, scegliendo di volta in volta quelli più adatti alla comprensione dei fenomeni e all'interpretazione della distribuzione dei suoli nel paesaggio, sia nella fase di studio preliminare, sia nel rilevamento vero e proprio. Accanto all'uso di strumenti tradizionali quali foto aeree, immagini da satellite e cartografia storica, è stato sperimentato l'utilizzo dell'analisi del microrilievo, risultata indispensabile in alcune aree di difficile interpretazione. La variabilità dell'area viene riflessa dai suoli presenti che vanno dai Fluvisols delle aree di deposizione più recente, ai Cambisols e Calcisols, i suoli in assoluto maggiormente rappresentati nella zona, nelle aree oloceniche più antiche e in quelle pleistoceniche di bassa pianura, dove la presenza della falda ha impedito un ulteriore sviluppo della pedogenesi. Nelle aree di alta pianura, su conoidi pleistoceniche del Piave e del Brenta, c'è la massima espressione dei processi pedogenetici con la presenza di orizzonti argillici arrossati (Chromic Luvisols).

Introduzione

Nell'ambito dei programmi di intervento per il disinquinamento della Laguna di Venezia, la giunta regionale ha affidato al Centro Agroambientale dell'Agenzia Regionale per la

Prevenzione e Protezione Ambientale del Veneto (ARPAV) il rilevamento dei suoli del bacino scolante in laguna. La carta dei suoli rappresenta infatti un importante elemento conoscitivo, necessario per qualsiasi considerazione sulla generazione dei fenomeni di inquinamento da sorgenti diffuse.

L'area del bacino scolante, la cui esatta delimitazione in ambito regionale è tuttora oggetto di discussione, ha un'estensione di circa 200.000 ha complessivi (corrispondenti a circa 128.000 di superficie agricola utilizzata).

Il rilevamento dei suoli nella parte centro-settentrionale del bacino scolante in laguna di Venezia, iniziato nel '97, ha interessato circa 130.000 ha (pari a circa 80.000 ha di SAU) dei 200.000 complessivi, tra le province di Treviso, Venezia, Padova e Vicenza, in un'area compresa tra le Prealpi venete e la Laguna di Venezia. Il rilevamento, in scala 1:50.000, è ormai in fase conclusiva: si è giunti alla prima approssimazione della carta dei suoli, mentre è ancora in corso di elaborazione l'archivio delle unità tipologiche di suolo. Il rilevamento della parte meridionale del bacino scolante in laguna, pari a circa 70.000 ha, è già iniziato, e sarà concluso nel corso del 2001.

L'indagine è stata l'occasione per un primo inquadramento di una vasta area della pianura veneta, che interessa sia zone di alta pianura in prossimità dei rilievi, sia zone di media e bassa pianura, fino alla costa adriatica. I risultati sono quindi di estremo interesse per l'estensione delle indagini alle aree limitrofe, soprattutto in vista della realizzazione della carta dei suoli del Veneto, a scala di riconoscimento (1:250.000).

Materiali e metodi

Lo studio geomorfologico dell'area, condotto preliminarmente e che ha costituito la base per il rilevamento di campagna, ha fatto uso degli strumenti tradizionali, quali l'interpretazione di fotografie aeree pancromatiche e di immagini da satellite multispettrali, opportunamente elaborate. Questi sono stati integrati con l'analisi del microrilievo (con equidistanza delle isoipse ad un metro) risultata indispensabile in gran parte dell'area indagata, essendo le variazioni della morfologia e dei suoli spesso poco evidenti. Nelle aree di bonifica al margine della laguna, inoltre, è stato utile integrare le informazioni desunte dall'utilizzo degli strumenti citati, con quelle derivate dalla cartografia storica. Una prima suddivisione del territorio in unità fisiografiche, descritte in base alla morfologia e all'età dei sedimenti, ha fornito le basi per l'esecuzione del rilevamento di campagna. Già in questa fase le unità fisiografiche sono state inquadrate in un sistema di descrizione gerarchizzato che fa riferimento a un catalogo delle unità di paesaggio del Veneto, similmente all'esperienza di altre regioni (ERSAL 1996); tale sistema, fornendo successivamente la base per la costruzione della legenda della carta, ne facilita la lettura e l'interpretazione.

Il rilevamento è stato caratterizzato da diverse fasi: nello studio preliminare si è cercato di indagare il rapporto esistente tra geomorfologia e suoli, definendo delle chiavi interpretative; si è proceduto quindi ad una seconda fase dove le informazioni pedologiche sono state continuamente raffrontate con la fotointerpretazione e l'analisi del microrilievo. L'iterazione del processo analitico, basato su queste tre fonti indipendenti di informazione, ha permesso sia di validare i modelli interpretativi, ragionando sulla convergenza/divergenza delle evidenze geomorfologiche e pedologiche, sia di localizzare il posizionamento delle osservazioni pedologiche secondo modalità coerenti con le caratteristiche geologiche e geomorfologiche dell'area. Nel corso di queste fasi sono state descritte più di 2.000 osservazioni, tra trivellate e profili, che, integrate da altrettante osservazioni eseguite in rilevamenti precedenti

(gran parte dei quali della Provincia di Venezia), hanno consentito la caratterizzazione dei suoli dell'area, la definizione delle unità tipologiche presenti e la loro distribuzione nel paesaggio. I profili descritti, oltre 350, sono stati campionati ed analizzati nel laboratorio del Centro Agroambientale (circa 1.500 analisi).

La carta dei suoli definitiva riporterà la distribuzione delle unità tipologiche di suolo, organizzate in consociazioni, complessi o associazioni. La legenda prevede un inquadramento nel paesaggio a diversi livelli gerarchici (sistema-sottosistema-unità, secondo il catalogo dei paesaggi della pianura veneta; figura 1) che si differenziano in base ai processi morfogenetici che hanno portato alla formazione delle diverse superfici e all'età in cui tali processi hanno cessato di essere attivi.

Per la caratterizzazione del regime idrico dei suoli sono stati utilizzati i dati di temperatura e precipitazioni di Castelfranco Veneto, Mestre e Treviso degli anni dal 1961 al 1990 (dati delle stazioni del Magistrato alle Acque di Venezia). Per la caratterizzazione del regime di temperatura sono stati utilizzati i dati della temperatura media annua del suolo rilevati nella stazione di Castelfranco Veneto dal Centro per l'Agrometeorologia di Teolo.

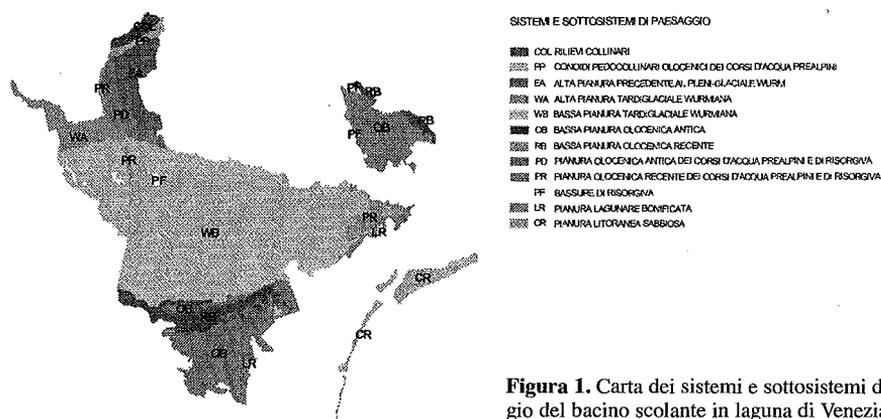


Figura 1. Carta dei sistemi e sottosistemi di paesaggio del bacino scolante in laguna di Venezia

Risultati e discussione

Inquadramento geomorfologico

La pianura alluvionale compresa tra gli attuali corsi dei fiumi Brenta e Piave, è costituita da tre grandi conoidi alluvionali (figura 2), i cui sedimenti sono di natura prevalentemente carbonatica (20-35% di carbonati i depositi del Brenta, più del 40% quelli del Piave; Jobstraibizer *et al.*, 1973).

Il conoide più occidentale (*conoide di Bassano*) ha l'apice allo sbocco della valle del Brenta (Valsugana), presso Bassano del Grappa. Si tratta di un conoide, con allungamento approssimativamente in senso NO-SE, ora non più attivo a causa dell'incassamento dell'asta fluviale del Brenta all'apice, in prossimità dell'uscita dal tratto vallivo prealpino. Una serie di datazioni ^{14}C effettuate nelle porzioni distali del conoide indica che l'aggradazione di questo settore di pianura è continuata fino a oltre 14.000 anni da oggi, ma che era probabilmente già cessata alla fine del Tardiglaciale-inizio dell'Olocene. Il conoide di Bassano costituisce dunque un lembo di pianura tardo-pleistocenica.

Ad oriente questa struttura geomorfologica confina con un conoide costituito da due lobi coalescenti, con gli apici ubicati rispettivamente a ovest della collina di Biadene, e nel varco tra questo colle isolato e il rilievo del Montello, presso Montebelluna. Questo sistema deposizionale (*conoide di Montebelluna*) era alimentato da rami di un "paleo-Piave" che giungevano in pianura ad ovest del Montello, invece che ad est come avviene attualmente. Di ambedue i lobi, orientati complessivamente N-S, le uniche porzioni affioranti sono quelle prossimali, costituite quasi esclusivamente da ghiaie, mentre le propaggini medio-distali sono sepolte al di sotto dei depositi del conoide di Bassano. L'età di disattivazione del conoide di Montebelluna non è nota con certezza, ma da evidenze stratigrafiche risulta essere probabilmente precedente all'ultimo massimo glaciale avutosi 20.000-18.000 anni da oggi.

All'estremità orientale della collina del Montello è ubicato l'apice del conoide del Piave attuale (*conoide di Nervesa*), formatosi durante l'Olocene.

I conoidi di Bassano e di Nervesa si estendono per decine di chilometri dalle pendici delle Prealpi Venete fino al margine lagunare veneziano e alla costa adriatica, con pendenze che giungono a 6‰ all'apice e scendono a valori inferiori a 1‰ nelle estreme propaggini distali. Da monte verso valle vi è una netta classazione granulometrica dei sedimenti, associata a variazioni nella morfologia della pianura (quest'ultima percepibile quasi esclusivamente attraverso lo studio del microrilievo, figura 3). Le ripide porzioni apicali a forma conica sono costituite prevalentemente da ghiaie con matrice sabbiosa grossolana. I tratti medio distali sono articolati in sistemi dossivi alti solitamente meno di 2 m, larghi da poche centinaia di metri a 1-2 km, lunghi fino a oltre 10 km; i nuclei dei dossi fluviali sono sabbiosi (sabbie medio grossolane, nei dossi delle parti mediane dei conoidi, sabbie medio fini nei tratti distali), mentre i fianchi e le depressioni inter-dossive sono limoso-argillose (nel tratto distale del conoide di Bassano vi è un evidente aumento della percentuale di argilla).

La pianura veneta centrale è dunque costituita da superfici geomorfiche di origine deposizionale, spazialmente coalescenti, di età diverse. Ciò si riflette sul grado di evoluzione dei suoli sviluppatisi in ciascuna unità: nel *conoide di Nervesa*, olocenico, si riscontra solo un'incipiente decarbonatazione degli orizzonti superficiali, senza evidenze di fenomeni di illuviazione delle argille; nel *conoide di Bassano*, tardiglaciale, si osservano importanti fenomeni di lisciviazione e rideposizione in profondità dei carbonati, congiuntamente, dove le condizioni di drenaggio interno del suolo lo consentono, alla formazione di orizzonti argillici di limitato spessore; nel *conoide di Montebelluna*, pleistocenico, il più antico dell'intera area, si sono potuti sviluppare orizzonti argillici di qualche decina di centimetri.

In questo settore della Pianura Padana orientale vi è un importante fenomeno di venuta a giorno della falda freatica lungo la cosiddetta *fascia delle risorgive*. Le acque che sgorgano nelle aree sorgive, sia nei tratti mediani dei conoidi di Bassano e di Nervesa, sia nella depressione all'unghia del conoide di Montebelluna, si uniscono a dare un fitto reticolo idrografico che solca le superfici dei conoidi. Questi fiumi di risorgiva hanno portate basse, regime costante, scarso o nullo carico solido. Ne deriva che la loro capacità morfogenetica è generalmente modesta, limitata agli ambiti attigui alle aste fluviali, e che i loro percorsi sono influenzati dalle caratteristiche della morfologia deposizionale (dossi fluviali, depressioni di inter-dosso, depressioni di inter-conoide) della pianura costruita dai grandi fiumi di origine alpina. Un'eccezione è rappresentata dal fiume Sile, il maggiore di tutti i corsi d'acqua di risorgiva del Veneto, che nel suo tratto mediano ha intagliato dei terrazzi fluviali, mentre in prossimità della foce ha costruito un dosso e un piccolo apparato deltizio endo-lagunare.

Tra i fiumi e torrenti che scendono dalle colline prealpine è invece da ricordare il fiume Musone, che con i suoi sedimenti prevalentemente limoso-argillosi ha portato al parziale colmamento della depressione posta tra l'apice del conoide di Bassano e il conoide di Montebelluna.

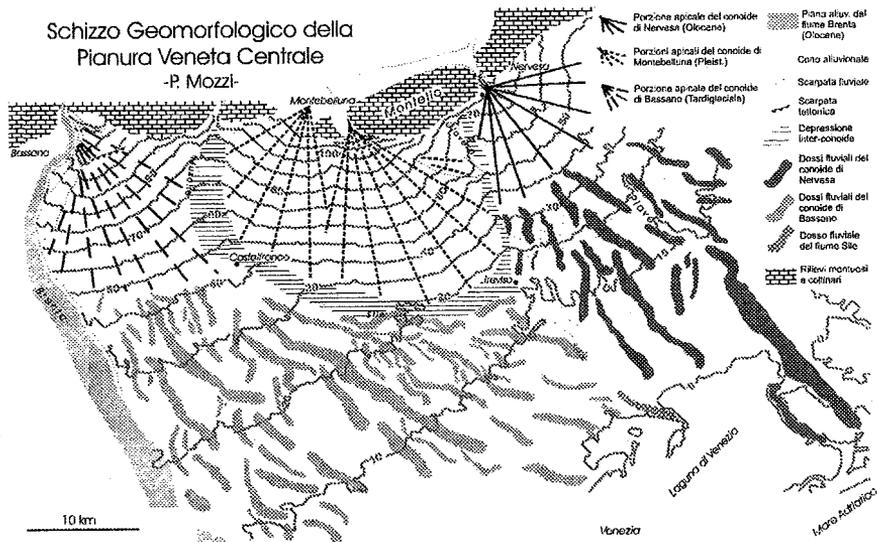


Figura 2. Schema geomorfológico della pianura veneta centrale

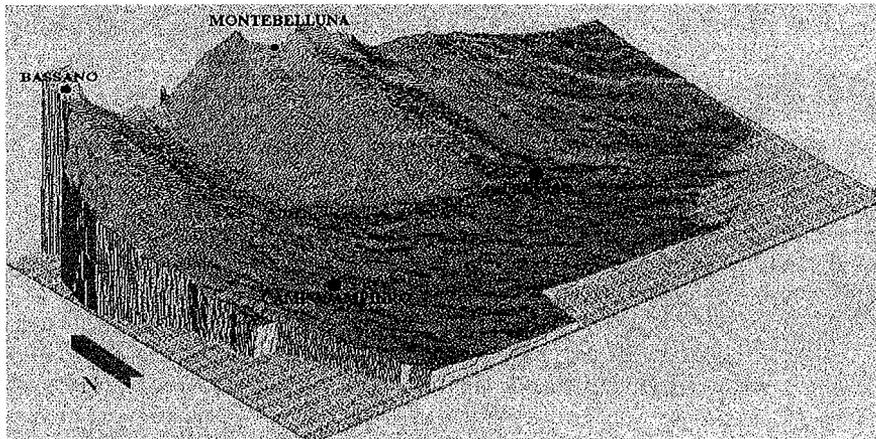


Figura 3. Rappresentazione tridimensionale del microrilievo della pianura veneta (modello realizzato da isoipse a 1m, con pixel di 30 m; scala con esagerazione verticale - Mozzi, 1998)

Inquadramento climatico

Dalle simulazioni effettuate con il "Newhall Simulation Method" (Newhall, 1972) sui dati di temperatura e precipitazione delle serie trentennali delle stazioni di Castelfranco V.to, Treviso e Mestre, il **regime idrico** è risultato **udico** (più di 18 anni su 30 per due valori di AWC, 100 e 200 mm), anche se nella parte meridionale dell'area rilevata (stazione di Mestre) risulta evidente un avvicinamento al regime di tipo ustico.

Dall'esame dei dati sulla temperatura media annua del suolo rilevati nella stazione di Castelfranco Veneto dal Centro per l'Agrometeorologia di Teolo, risulta che il **regime di temperatura**, secondo la classificazione della Soil Taxonomy, corrisponde al tipo **mesico**.

I suoli e i paesaggi

La zona più settentrionale del bacino scolante in laguna (figura 4a) è caratterizzata da due aree di **alta pianura**, corrispondenti alle porzioni apicali dei *conoidei di Montebelluna* e di *Bassano*, costituite da depositi ghiaioso-sabbiosi, rispettivamente, del Piave (sottosistema EA - Wurm antico) e del Brenta (sottosistema WA - tardi-glaciale Wurm). In entrambe le unità sono presenti suoli arrossati, con orizzonti argillici (Typic o Inceptic Hapludalfs, clayey o loamy skeletal, secondo la Soil Taxonomy 1998, e Chromic Luvisols secondo il World Reference Base 1998); sul conoide di Montebelluna gli orizzonti argillici risultano più sviluppati e più arrossati (hue 5YR, contenuto in argilla fino al 50%), ma si assottigliano considerevolmente nelle aree in cui il substrato è meno profondo, a seconda del pattern distributivo degli antichi canali fluviali abbandonati riconoscibili anche in foto aerea (sistema del tipo a "canali intrecciati"). Qui i suoli presentano una maggiore presenza di scheletro e si verifica spesso che l'orizzonte argillico è stato lavorato e incorporato, parzialmente o interamente, nell'orizzonte superficiale (Alfic Udarents, loamy skeletal, per la Soil Taxonomy, e Aric Regosols, per il WRB).

Nella zona di transizione tra l'alta e la bassa pianura è situata la **fascia delle risorgive** (sottosistema PF), dove all'aumento della presenza di sedimenti più fini si accompagna l'approssimarsi della falda alla superficie. Ne consegue che i suoli dell'area presentano una notevole variabilità, dovuta non solo alla diversa granulometria dei sedimenti, ma anche alle condizioni di drenaggio, solitamente limitanti (Aquepts per la Soil Taxonomy e Gleysols per il WRB); il regime di umidità, spesso aquico, porta alla formazione, in condizioni particolarmente spinte, di orizzonti caratterizzati da accumulo di sostanza organica (orizzonti mollici; Hapludolls per la Soil Taxonomy e Phaeozems per il WRB).

Al di sotto della fascia delle risorgive è presente una vasta area di **bassa pianura** alluvionale, con depositi del Brenta in gran parte di età tardiglaciale wurmiana (parte distale del *conoide di Bassano* - sottosistema WB, figure 4a e 4b) e, solo in prossimità del corso attuale del Brenta, olocenica (olocene inferiore e superiore - sottosistemi OB e RB).

La morfologia, impercettibile se non attraverso lo studio del microrilievo, può essere differenziata in aree a dosso, aree depresse e aree di transizione; questa articolazione si accompagna a differenze nella granulometria e nel drenaggio dei suoli.

Nel sottosistema WB, corrispondente alle porzioni medio distali del conoide di Bassano, risalente al pleni-tardiglaciale, le aree più rilevate sono caratterizzate da suoli a granulometria grossolana (Dystric e Typic Eutrudepts, coarse-loamy; Eutric Cambisols); procedendo da monte verso valle la granulometria si fa più fine, sino a giungere ai suoli limoso grossolani dei dossi in prossimità del margine lagunare. Nelle superfici di transizione, arealmente più diffuse nella bassa pianura, dominano i limi fini, con un drenaggio generalmente peggiore rispetto ai suoli precedenti, tipicamente mediocre, con la falda sempre presente entro 150 cm e la formazione di un orizzonte calcico (localmente chiamato caranto) a volte molto spesso (Oxyaquic Eutrudepts, fine-silty; Gleyic o Haplic Calcisols). Le aree depresse, caratterizzate da suoli argillosi, con maggiori problemi di drenaggio, sono poco estese nella parte centrale, ma più diffuse a valle, nella parte orientale del bacino scolante in laguna. In quest'area, nonostante l'età della superficie, il processo di lisciviazione dell'argilla, seppure presente nei suoli di dosso, raramente risulta tale da essere diagnostico; qui la presenza della falda a 1-1,5 m di profondità e la tessitura prevalentemente limoso fine, sono i fattori che più hanno influito sulla pedogenesi, determinando spesso la formazione di un orizzonte calcico e impedendo o rallentando i processi di illuviazione delle argille.

Nel sottosistema RB, che si riferisce alle porzioni medio-distali del sistema alluvionale del

La carta dei suoli del bacino scolante in laguna di Venezia

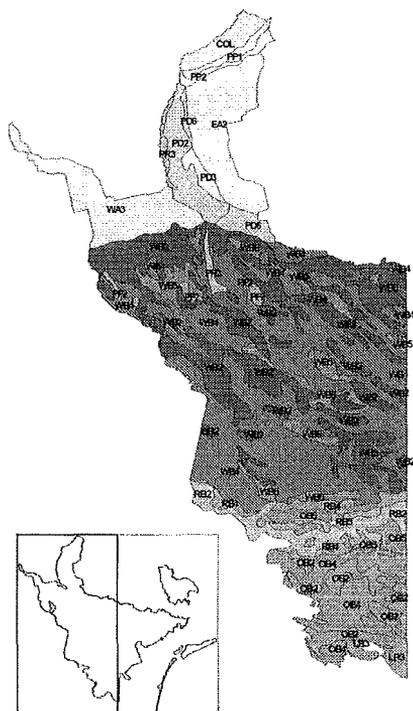
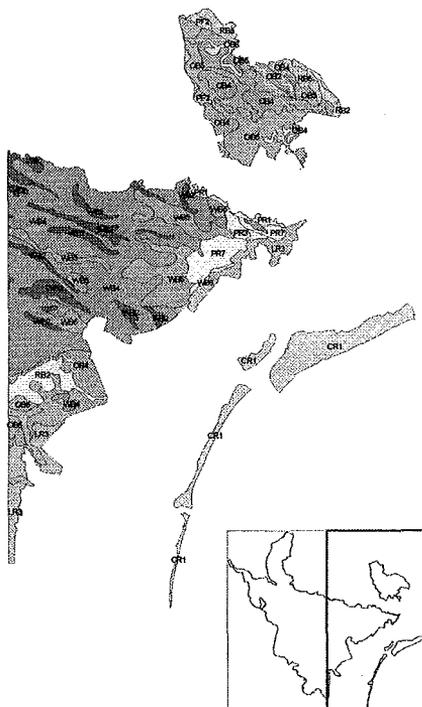


Figura 4a. (sopra) Carta delle unità di paesaggio dell'area centro-settentrionale del bacino scolante in laguna di Venezia (parte ovest)

Figura 4b. (sotto) Carta delle unità di paesaggio dell'area centro-settentrionale del bacino scolante in laguna di Venezia (parte est)



PEDOPAESAGGI

- RILIEVI COLLINARI**
COL versanti acclivi su conglomerati
- CONOIDI PEDOCOLLINARI OLOCENICI DEI CORSI D'ACQUA PREALPINI**
PP1 porzione medio-apicale del conoide
PP2 porzione distale e terminale del conoide
- ALTA PIANURA PRECEDENTE AL PLENIGLACIALE WURM**
EA2 superficie modale del conoide
- ALTA PIANURA TARDIGLACIALE WURMIANA**
WA3 superficie modale del conoide
- BASSA PIANURA TARDIGLACIALE WURMIANA**
WB2 dosso fluviale
WB4 superficie modale della pianura
WB5 depressione
WB6 paleoalveo
- BASSA PIANURA OLOCENICA ANTICA**
OB2 dosso fluviale
OB4 superficie modale della pianura
OB5 depressione
OB6 paleoalveo

BASSA PIANURA OLOCENICA RECENTE

- RB2 dosso fluviale
RB4 superficie modale della pianura
RB5 depressione
- PIANURA OLOCENICA ANTICA DEI CORSI D'ACQUA PREALPINI E DI RISORGIVA**
PD2 depressione
PD3 superficie modale della pianura
PD6 area di rimaneggiamento del substrato
- PIANURA OLOCENICA RECENTE DEI CORSI D'ACQUA PREALPINI E DI RISORGIVA**
PR1 dosso fluviale
PR3 superficie modale della pianura
PR7 area palustre fluviale bonificata
- BASSURE DI RISORGIVA**
PF2 area umida bonificata
- PIANURA LAGUNARE BONIFICATA**
LR3 bacino lagunare sede di apporti sedimentari fluviali
- PIANURA LITORANEA SABBIOSA**
CR1 cordone litoraneo

Figura 4c. Legenda della carta delle unità di paesaggio dell'area settentrionale del bacino scolante di Venezia

Brenta attivo nell'Olocene recente, la decarbonatazione è scarsa o nulla (dosso recente del Brenta, Typic Udipsamments o Udifluvents, coarse-loamy; Calcaric Fluvisols), mentre nel sottosistema OB i suoli risultano parzialmente decarbonatati, a volte con la formazione di orizzonti calcici poco sviluppati (Oxyaquic Eutrudepts; Haplic Calcisols o Calcaric Cambisols).

Nell'area del bacino del Meolo, drenante in laguna ma geograficamente separata dal resto del bacino (figura 4b), i suoli si sono sviluppati su alluvioni oloceniche del Piave, nella parte medio-distale del *conoide di Nervesa* (sottosistema OB e RB); in questo caso, più utile per l'interpretazione delle dinamiche dei processi di formazione del suolo è risultato l'esame di immagini da satellite e foto aeree, che hanno evidenziato la presenza di paleoalvei e aree depresse, caratterizzati da una notevole presenza di suoli argillosi, con comportamenti vertici (Vertic Eutrudepts, fine; Vertic Calcisols).

Nelle **aree al margine della Laguna di Venezia**, prevalentemente bonificate (sottosistema LR, figure 4a e 4b), infine, troviamo suoli che possono presentare problemi di salinità (Fluvaquentic Eutrudepts; Gleyic Cambisols), mentre nelle zone costiere (sottosistema CR, figura 4b), quali il Cavallino o il Lido di Venezia, i suoli si sono formati su recenti deposizioni sabbiose dei **cordoni litoranei** (Typic e Aquic Udipsamments; Calcaric e Gleyic Arenosols).

Conclusioni

Il lavoro ha permesso di fornire nuovi elementi per la conoscenza del territorio della pianura veneta attraverso l'applicazione di molteplici strumenti di analisi, in grado di mettere in luce e interpretare la variabilità e la complessità della superficie rilevata.

L'approfondimento degli aspetti geomorfologici ed in particolare del microrilievo, ha fornito delle valide chiavi interpretative che hanno consentito, in via preliminare, di impostare il rilevamento in maniera "ragionata" e, successivamente, di interpretare le evidenze emerse dalla descrizione dei suoli in campo.

L'approccio multidisciplinare si è dimostrato particolarmente efficace: il continuo confronto delle diverse professionalità coinvolte, in tutte le fasi del lavoro ha portato alla verifica dei risultati conseguiti e all'adattamento della metodologia nel corso dei lavori, alla luce degli elementi via via acquisiti.

L'esperienza acquisita è importante per l'efficace impostazione delle prossime indagini sui suoli del Veneto. Il catalogo dei paesaggi del Veneto si è rivelato un utile strumento per cercare di ricondurre a sintesi la naturale variabilità dei suoli nell'area indagata.

Bibliografia

- ERSAL (1996). *Manuale per la compilazione delle schede delle unità cartografiche - ver. 3.1*. Milano
- FAO (1998). *World Reference Base for Soil Resources*. World Soil Resources Reports 84.
- Jobstraibizer P., Malesani P. (1973). *I sedimenti dei fiumi veneti*. Memorie della Società Geologica Italiana, Vol. XII, Pisa:411-452.
- Mozzi P. (1998). *Nascita e trasformazione della pianura del Sile*. In *Il Sile*. A. Bondesan, G. Caniato, F. Vallerani, M. Zanetti (a cura di), Cierre edizioni, Verona:40-53.
- Newhall F. (1972). *Calculation of soil moisture regimes from climatic record*. Rev. 4 Mimeographed, Soil Conservation Service, USDA, Washington (DC).
- USDA (1998). *Keys to Soil Taxonomy*. Natural Resources Conservation Service. Washington (DC).

LA VALUTAZIONE SEMI-QUANTITATIVA DELL'ATTITUDINE DEI SUOLI PER L'*EUCALYPTUS* *CAMALDULENSIS* E DELL'*E. GLOBULUS* NELLE AREE BELLIA E PORTELLA FARINA DEL COMPLESSO BOSCATO "PIAZZA ARMERINA" (EN)

Raimondi S.¹, Gazzara L.², Labruzzo M.^{2(*)}

¹ Dipt. di Agronomia, Coltivazioni Erbacee e Pedologia (ACEP), Università di Palermo -
v.le delle Scienze, 12 - 90128 Palermo, e-mail sraimond@unipa.it; ² Collaboratore esterno

Summary

According to with the principles of Land Evaluation, the authors report the suitability evaluation of a woody area in Piazza Armerina, for the *E. camaldulensis* and the *E. globulus*. These two species dominate in such area and the afforestation, carried out for an industrial aim, represent an important and successful example of cultivation. The valuation has been achieved applying the Land Suitability Classification System in the semi-quantitative form in which you can use data of productivity got through the direct cutting of plants. The result is a map on a scale 1:25.000, that we don't report here for lack of space. The territory singled out has been subdivided in 5 classes of adaptability for the *E. camaldulensis* (S1, S2, S3, N1, N2). For the *E. globulus* we didn't elaborate a map because almost the whole area comes within the class S1. The more suitable soils are the Ultic Haploxeralfs, the Mollic Haploxeralfs and the Typic Hapludalfs, that are flat, deep, to a fundamentally rough weaving, siliceous, not calcareous and moderately acid. These features, with the remarkable degree of water availability of the area (in relation to narrow areas), represent some environmental qualities as they produce a low impact of pasture (widely used) and a high fertility of the stations taken into account. Among the soils less suitable, we can enumerate the Typic Xerorthents and the Vertic Xerochrepts, both clayey, calcareous, sub-alkaline and often in a deep slope.

Riassunto

Gli Autori riportano la valutazione, secondo i principi della Land Evaluation, di una parte dell'area del complesso boscato Piazza Armerina, per l'*E. camaldulensis* e per l'*E. globulus*. Le due specie dominano in tali aree e gli impianti, realizzati a scopo industriale, rappresentano un importante e ben riuscito esempio di coltivazione. La valutazione è stata realizzata applicando il Land Suitability Classification system nella forma semi-quantitativa, in cui si utilizzano dati di produttività ottenuti attraverso il taglio delle piante. Il risultato è un documento cartografico a scala 1:25.000, che per motivi di spazio non si riporta, in cui il territorio individuato è distribuito in 5 classi di adattabilità per l'*E. camaldulensis* (S1, S2, S3, N1, N2). Il documento cartografico per l'*E. globulus* non è stato elaborato in quanto quasi tutta l'area rientra nella classe S1. I suoli più adatti e molto estesi sono risultati gli Ultic Haploxeralfs, i Mollic Haploxeralfs ed i Typic Hapludalfs, pianeggianti, profondi a tessitura tendenzialmente grossolana, silicei, alcalarei e moderatamente acidi. Queste caratteristiche, assieme al notevole grado di idricità dell'area (rispetto alle aree adiacenti), rappresentano delle qualità ambientali, in quanto determinano un basso impatto del pascolamento (praticato diffusamente) ed un'elevata fertilità delle stazioni considerate. Fra i suoli meno adatti si annoverano i Typic Xerorthents ed i Vertic Xerochrepts argillosi, calcarei, subalcalini e spesso in forte pendio.

* Il primo Autore ha ideato il lavoro, il secondo ed il terzo hanno curato la valutazione cartografica. La stesura del testo è da attribuire in parti uguali.

Premessa

Nel campo della programmazione del territorio il contributo della Land Evaluation è di fondamentale importanza. Un'applicazione razionale dei suoi principi sono gli studi di fattibilità dei progetti di sviluppo territoriale basati sulla stima delle proprietà dei suoli. Questa stima evidenzia la reale potenzialità di un territorio ad un uso specifico (agricolo, forestale, industriale, urbano, ambientale e ricreativo).

Nei lavori di Land Evaluation, lo studio pedologico rappresenta la prima fase ed il suo fine principale è quello di raccogliere più informazioni possibili per formulare delle ipotesi di sviluppo reali che possano avere un buon margine di successo (Fierotti *et al.*, 1989). È necessario, pertanto, suddividere il territorio in aree omogenee per proprietà e successivamente, individuato un uso appropriato, valutare l'adattabilità del progetto che si vuole realizzare.

L'attendibilità degli studi pedologici dipende dall'accuratezza con cui le proprietà del suolo sono rilevate e dalla correlazione esistente tra tipo di studio pedologico e scopo da perseguire. E' per questo motivo che bisogna sempre tenere conto dei potenziali utilizzatori di queste informazioni (Brinkman e Smyth, 1972).

In Sicilia, fra i primi impianti a scopo industriale di boschi di eucalitti, quelli di Piazza Armerina (EN) occupano un posto di primo piano e rappresentano un importante e ben riuscito esempio di coltivazione, su vasta scala, di specie esotiche a rapido accrescimento (Ciancio, 1966, 1972; Ciancio e Morandini, 1971; Ciancio *et al.*, 1982; De Philippis, 1962, 1964). In questi ultimi decenni le condizioni del mercato mondiale del legno hanno sminuito la convenienza economica dell'utilizzazione di questi impianti. In ogni caso gli eucalip-teti costituiscono una importante realtà sia in Sicilia, sia nell'Italia centro meridionale e nei paesi europei che si affacciano nel bacino del Mediterraneo (Agostini, 1953; Andreucetti, 1964a, 1964b; Bassi, 1956; Ciancio e Gemignani, 1979; Hoffman, 1966). Tale realtà giustifica l'interesse scientifico che essi determinano negli studiosi del settore produttivo e della gestione del territorio.

Scopo di questo lavoro è quello di valutare l'adattabilità dell'*Eucalyptus camaldulensis* e dell'*E. globulus* nelle aree Bellia e Portella Farina del complesso boscato Piazza Armerina tramite la loro risposta produttiva.

Tale valutazione è stata effettuata attraverso l'applicazione di un sistema di Land Evaluation semi-quantitativo: il Land Suitability Classification System (FAO, 1976). L'aggettivo semi-quantitativo sta ad indicare che il parametro considerato per la valutazione è soltanto la produttività ($m^3 ha^{-1} anno^{-1}$).

Quando la valutazione viene realizzata considerando la quantità di prodotto, obiettivo della coltivazione, il sistema di valutazione assume una importanza pratica 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, 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.

L'area di studio

Le aree Bellia e Portella Farina del bosco di Piazza Armerina, di proprietà dell'Azienda Foreste Demaniali della Regione Sicilia, si trovano nel cuore dei monti Erei meridionali, a nord del centro abitato di Piazza Armerina, e occupano una superficie complessiva di 4234 ettari. La copertura boscata è costituita da: *Eucalyptus camaldulensis*, *E. globulus*, *Pinus halepensis*, *P. Pinea*. L'impianto del bosco di eucalitto risale al periodo 1955-1960. Gli affioramenti litologici sono costituiti prevalentemente da sabbie e calcareniti plio-pleistoceniche, mentre poco rappresentate sono le argille mioceniche. Le aree presentano un andamento prevalentemente pianeggiante (altopiani) con tratti in pendenza che oscilla dal 2-6% a più del 50%. La quota massima è di 904 m s.l.m. e quella minima è di 580 m s.l.m. La maggior parte del territorio ricade al di sopra dei 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; ricadono nelle tavolette IGM: F° 268 II NO "Friddani", F° 269 III NO "Raddusa".

Il clima ed il pedoclima

Per la definizione del clima si fa riferimento ai dati relativi alla stazione di Piazza Armerina (721 m s.l.m.). Il periodo di osservazione considerato è il 1955-1994.

Dall'elaborazione di questi dati si evince quanto segue:

- 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, secondo i dati termopluviometrici, è caratterizzata dal tipo climatico (Thornthwaite e Mather, 1957) da Subumido a Subarido (C1= -33,3/0);
 - il valore dell'efficienza termica mette in risalto l'appartenenza alla Varietà Climatica del Secondo mesotermico (B2' con PE = 855-712 mm);
 - 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 (50, 100, 200 e 300 mm) i giorni asciutti sono inferiore a 180 ed il regime idrico è lo Xerico.

Considerando la morfologia della parte sommitale (altopiani con vallecicole) e l'altimetria > 750 m s.l.m. la maggior parte del territorio è più umido rispetto a quello evidenziato dai dati termopluviometrici di Piazza Armerina ed il regime idrico, valutato attraverso le osservazioni di campagna risulta udico (Raimondi *et al.*, 1997). In quest'area i suoli rimangono asciutti per un periodo < 45 giorni durante l'estate e quindi si ha attività fotosintetica per quasi tutto l'anno.

I suoli

Lo studio pedologico dell'area considerata, ha consentito di individuare suoli afferenti a 4 Ordini (Soil Survey Staff, 1999):

- *Entisuoli*. Gli Entisuoli presenti nelle aree investigate afferiscono ai Sottordini degli Orthents e degli Psamments. Considerando il regime idrici xerico, per l'ubicazione topografica, rientrano nei Grandi Gruppi Xerorthents e Xeropsamments; mentre, a livello di

Sottogruppo è stato riconosciuto il Typic per il primo Grande Gruppo ed i Sottogruppi Typic e Lithic per il secondo.

Sono presenti pertanto: Typic Xerorthents; Typic Xeropsamments e Lithic Xeropsamments.

- *Inceptisuoli*. Gli Inceptisuoli presenti nell'area di studio afferiscono al Sottordine degli Ochrepts, Grande Gruppo degli Xerochrepts. A livello di Sottogruppo, in dipendenza delle differenti caratteristiche che i suoli presentano, sono stati distinti i Vertic Xerochrepts, i Calcixerollic Xerochrepts, i Fluventic Xerochrepts e i Typic Xerochrepts.

- *Mollisuoli*. Nell'area investigata, l'ambiente xerico fa classificare i Mollisuoli presenti nel Sottordine Xerolls, mentre la mancanza di specifiche caratteristiche dei suoli che conducono verso Sottordini definiti, porta ad includere i Mollisuoli presenti nel Grande Gruppo degli Haploxerolls. Nell'ambito di questi, a livello di Sottogruppo, poiché mostrano un epipedon mollico spesso più di 50 cm formatosi su suoli presenti su pendii con inclinazione maggiore del 25%, sono stati riconosciuti solo i Pachic Haploxerolls.

- *Alfisuoli*. Nell'ambiente di studio, dominando i regimi idrici xerico ed udico, gli Alfisuoli presenti afferiscono ai Sottordini Xeralfs ed Udalfs. Il Grande Gruppo del primo sottordine è quello degli Haploxeralfs ed a livello di Sottogruppo si distinguono: i Typic, i Calcic, i Mollic e gli Ultic Haploxeralfs. Del secondo Sottordine è presente il Grande Gruppo degli Hapludalfs, con il sottogruppo Typic.

Materiali e metodi

La metodologia adottata per la valutazione semi-quantitativa dell'*Eucalyptus camaldulensis* e dell'*E. globulus* 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. È stato effettuato su tutte le piante ricadenti all'interno delle aree di saggio, a m 1,30;

- determinazione dell'altezza delle piante. L'altezza è stata determinata direttamente, con misure delle piante abbattute;

- sramatura e depezzamento. Dalle piante abbattute sono stati ottenuti tronchetti da un metro, fino ad un diametro minimo di 8 cm. I prodotti ricavati sono stati distinti in: tronchetti, cimali e ramaglia;

- pesatura sul posto 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 (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 (1991a; 1991b) hanno proposto delle classi di produttività. Tali classi sono state individuate secondo la valutazione di Ciancio *et al.* (1981). Secondo questi ultimi Autori i popolamenti con incremento medio per anno e per ettaro inferiore a 3.5 m³ sono da includere nella classe di "produttività insufficiente"; quelli con incrementi compresi fra m³ 3.5 e 5.0 nella classe di "produttività scarsa"; quelli con incrementi superiori a 5.0 m³, nella classe di "produttività buona".

Le classi individuate da 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 Mustigarufi 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).

Successivamente è stata creata una correlazione fra le classi di Land Suitability e le classi di produttività (Tabella 1).

Tabella 1. Correlazione fra classe di produttività dell'eucalitto e classi di Land Suitability

Classe di Land Suitability	Produttività (m ³ ha ⁻¹ anno ⁻¹)
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

Risultati

Sulla base della produttività dell'*Eucalyptus camaldulensis* e dell'*E. globulus*, è stata realizzata una carta di Land Suitability semi-quantitativa a scala 1:25.000 per la prima specie. La stessa carta non è stata realizzata per l'*E. globulus* in quanto quasi tutta la superficie considerata rientra nella classe S1.

Nella carta realizzata tutto il complesso boscato è suddiviso in 5 unità cartografiche corrispondenti alle 5 classi di adattabilità considerate. Nella Tab. 2 si riporta la loro area e l'incidenza percentuale sulla superficie totale.

Tabella 2. Superficie delle classi di Land Suitability per l'*Eucalyptus camaldulensis* e loro incidenza percentuale sulla totale

Classi di Land Suitability	Superficie ha	%
S1	2772	65.5
S2	569	13.4
S3	234	5.5
N1	564	13.3
N2	95	2.3
Totale	4234	100.0

Le classi di adattabilità dell'*Eucalyptus camaldulensis* hanno le seguenti caratteristiche:

• **S1: molto adatta**, con produttività $\geq 5 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$. Occupa una superficie di 2772 ha circa, pari al 65.5% della superficie considerata. I suoli appartenenti a questa classe, distribuita sui pianalti, nelle vallecole, sui versanti in dolce pendio e su quelli in forte pendio esposti a nord, sono: 1) Alfisuoli su morfologia montana, da pianeggiante a sub-pianeggiante; da profondi a molto profondi, a tessitura sabbiosa o franco-sabbiosa; scheletro assente; da moderatamente acidi a neutri; alcalarei, a drenaggio da normale a rapido (Ultic Haploxeralfs e Typic Hapludalfs); Alfisuoli su morfologie collinari e montane, con pendii da inclinati a moderatamente ripidi; da profondi a molto profondi; a tessitura da sabbiosa a franco-sabbiosa; scheletro assente; sub-acidi in superficie e sub-alcalini in profondità; alcalarei nel solum e percalcarei nell'orizzonte C; a drenaggio da normale a rapido (Mollic Haploxeralf, Calcic Haploxeralf). 2) Inceptsuoli ed Entisuoli su morfologie collinari e montane, con pendii da lievi a forti; da poco profondi a molto profondi; tessitura franco-sabbiosa o franco-sabbiosa-argillosa, con scheletro assente; subalcalini; calcarei; a drenaggio da normale a rapido (Calcixerollic Xerochrepts, Typic Xerochrepts, Typic Xerorthents). 3) Mollisuoli su morfologie montane e collinari; con pendii da ripidi a molto ripidi; da profondi a molto profondi; a tessitura da sabbiosa a sabbioso-franca; con scheletro assente; neutri; alcalarei; drenaggio da normale a rapido (Pachic Haploxerolls).

• **S2: moderatamente adatta**, con una produttività compresa tra 4 e $5 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$. Occupa una superficie di 569 ha (13.4% della superficie totale). I suoli appartenenti a questa classe, sono localizzati principalmente nelle contrade di Ciappino, Bannata, Margio di Buffa, risultano meno umidi rispetto ai suoli della classe S1, esposti a nord, nord est o nord ovest e sono: 1) Inceptsuoli su morfologie collinari e montane, con pendii da lievi a forti; da poco profondi a molto profondi; tessitura franco-sabbiosa o franco-sabbiosa-argillosa, con scheletro assente; subalcalini; calcarei; a drenaggio da normale a rapido (Calcixerollic Xerochrepts, Typic Xerochrepts). 2) Entisuoli su morfologie collinari e montane; con pendii da forti a ripidi; da poco profondi a mediamente profondi o superficiali; a tessitura sabbiosa con scheletro assente; sub-alcalini; calcarei; a drenaggio da normale a rapido (Typic Xerorthents, Typic Xeropsamments, Lithic Xeropsamments).

• **S3: marginalmente adatta**, con produttività compresa tra 3 e $4 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$. Occupa una superficie di 234 ha (5.5% della superficie totale). I suoli appartenenti a questa classe, localizzati principalmente nelle contrade di Furma, Cozzo Campana, Sambuco, sono meno umidi della classe S2 e risultano in forte pendio esposti prevalentemente ad est od ovest e sono: 1) Alfisuoli su morfologia montana, dal pendio più o meno inclinato; da profondi a molto profondi, a tessitura sabbiosa o franco-sabbiosa; scheletro assente; da sub-acidi a neutri; alcalarei a drenaggio da normale a rapido (Ultic Haploxeralfs). 2) Inceptsuoli ed Entisuoli su morfologie collinari e montane, con pendii forti; da poco profondi a molto profondi; tessitura franco-sabbiosa o franco-sabbiosa-argillosa, con scheletro assente; sub-alcalini; calcarei; a drenaggio da normale a rapido (Calcixerollic Xerochrepts, Typic Xerochrepts, Typic Xerorthents).

• **N1: generalmente non adatta**, con una produttività compresa tra 3 ed $1 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$. Occupa una superficie di 564 ha (13.3% della superficie totale). I suoli appartenenti a questa classe, distribuiti in maniera irregolare lungo la fascia più alta dei versanti sud, sud est o sud ovest dei rilievi, sono: 1) Alfisuoli su morfologia montana, su forti pendii; da profondi

a molto profondi, a tessitura sabbiosa o franco-sabbiosa; scheletro assente; da sub-acidi a neutri; alcalarei a drenaggio da normale a rapido (Ultic Haploxeralf). 2) Inceptsuoli ed Entisuoli su morfologie collinari e montane, con pendii da lievi a forti; da poco profondi a molto profondi; tessitura franco-sabbiosa o franco-sabbioso-argillosa, con scheletro assente; sub-alcalini; calcarei; a drenaggio da normale a rapido (Calcixerollic Xerochrepts, Typic Xerochrepts); 3) Mollisuoli su morfologie montane e collinari; con pendii da ripidi a molto ripidi; da profondi a molto profondi; a tessitura da sabbiosa a sabbioso-franca; con scheletro assente; neutri; alcalarei; drenaggio da normale a rapido (Pachic Haploxerolls); 4) Entisuoli su morfologie collinari e montane; con pendii da forti a ripidi; da poco profondi a mediamente profondi o superficiali; a tessitura sabbiosa con scheletro assente; sub-alcalini; calcarei; a drenaggio da normale a rapido (Typic Xerorthents, Typic Xeropsamments, Lithic Xeropsamments).

• **N2: permanentemente non adatta**, con una produttività $< 1 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$. Occupa una superficie di 95 ha (2.2% della superficie totale). I suoli appartenenti a questa classe, localizzati nel settore orientale dell'area di studio, sono: 1) Inceptisuoli su morfologia collinare, con pendii da forti a ripidi; molto profondi, a tessitura argillosa con piccole facce di scivolamento lungo il profilo in profondità; scheletro assente; sub-alcalini; percalcarei; drenaggio da normale in superficie a molto lento in profondità (Vertic Xerochrepts).

Conclusioni

La Land Suitability è un sistema di valutazione del territorio molto versatile, che può dare risposte a diversi quesiti per un uso specifico. Prima dell'impianto di un bosco può essere applicata o la valutazione qualitativa (Fierotti et al., 1995) oppure una semi-quantitativa, in relazione ai dati disponibili. Quando l'impianto boscato è realizzato, attraverso una Land Suitability semi-quantitativa, si può verificare la validità della specie adoperata in quell'area. Prima dell'utilizzazione di un bosco è consigliabile applicare una Land Suitability quantitativa, in cui i dati di produttività, trasformati in produzione lorda vendibile ed associati alla stima dei costi dell'utilizzazione del bosco, consentono di esprimere un giudizio sulla convenienza economica dell'operazione in quel momento storico.

Nel caso in esame, l'applicazione della Land Suitability semi-quantitativa ha permesso di stimare la capacità produttiva dell'*E. camaldulensis* e dell'*E. globulus* nelle due aree del complesso boscato Piazza Armerina. Il taglio delle aree di saggio è stato realizzato nel 1981; i dati ottenuti sono stati elaborati nel 1989; la valutazione del territorio è stata effettuata recentemente (come è noto, nel campo forestale i dati ottenuti hanno una lunga validità). La produttività del bosco registrata risulta notevole per la regione Sicilia ed il soprassuolo esistente rappresenta un esempio di bosco riuscito. Per *E. camaldulensis* il valore di produttività più alto registrato è di $11.5 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$; mentre per *E. globulus* sono stati raggiunti i $22.3 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$. Le cause sono da ricercare nelle caratteristiche pedologiche espresse prevalentemente in modo ottimale e nel clima poco limitante, dalla cui interazione scaturiscono delle qualità ambientali notevoli per l'attività vegetativa delle piante, determinando un'elevata fertilità delle stazioni considerate e nello stesso tempo un basso impatto del pascolamento. In questo contesto un ruolo notevole hanno le condizioni di udicità dell'area.

Bibliografia

- Agostini R. (1953). *Cenni storici sulla introduzione degli eucalitti in Italia*. Italia Forestale e Montana 3:117-122.
- Andreucetti E. (1964a). *La coltura degli eucalitti nella Sicilia centrale*. Monti e Boschi 10:446-454.
- Andreucetti E. (1964b). *Prime utilizzazioni di eucalitteti in Sicilia. Consistenza e produttività degli impianti*. Monti e Boschi 5:27-40.
- Bassi V. (1956). *Osservazioni e considerazioni sulla coltura dell'eucalitto in alcune zone dell'Italia Meridionale*. Monti e Boschi 10:445-457.
- Brinkman R., Smyth A.J. (1972). *Land Evaluation for rural purposes*. ILRI, 17 - Wageningen.
- Ciancio O. (1966). *Tavola cormometrica dell'Eucalyptus camaldulensis e dell'Eucalyptus globulus di Piazza Armerina*. Italia Forestale e Montana 21:156-168.
- Ciancio O. (1972). *Prova di sfollamento nei cedui di Eucalyptus camaldulensis di Piazza Armerina*. Ann. Ist. Sper. Selv. 3:20-21.
- Ciancio O., Morandini R. (1971). *Esperienze sull'epoca di ceduzione negli eucalitteti di Piazza Armerina*. Ann. Ist. Sper. Selv. 2:71-162.
- Ciancio O., Gemignani G. (1979). *Gli eucalitti in Italia*. Agricoltura e Ricerca II,3:38-45.
- Ciancio O., Iovino F., Maetzke F., Menguzzato G. (1981). *Gli eucalitti in Sicilia: problemi tecnici ed economici*. Quaderni forestali 3:157.
- Ciancio O., Mercurio R., Nocentini S. (1982). *Le specie forestali esotiche nella selvicoltura italiana*. Ann. Ist. Sper. Selv. 12-13:512-567.
- De Philippis A. (1962). *Gli eucalitti*. Monti e Boschi 11-12.
- De Philippis A. (1964). *A che punto siamo con gli eucalitti?* Monti e Boschi 4.
- FAO (1976). *A framework for land evaluation*. FAO Soil Bulletin 32.
- Fierotti G., Dazzi C., Raimondi S. (1989). *La valutazione delle terre ai fini agricoli: principi, metodi ed applicazioni*. Quaderni di Agronomia 12:7-13,46-58.
- 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:142.
- Hofmann A. (1966). *La pianificazione dei rimboschimenti*. Italia Forestale e Montana 2:168-169.
- Michieli I. (1993). *Trattato di Estimo*. Sesta edizione. Edagricole, Bologna:297-302.
- Raimondi S., Messineo E. (1991a). *Adattabilità dell'Eucalyptus camaldulensis a tre tipi pedologici nell'ambiente caldo-arido siciliano*. Cellulosa e Carta 6:8-15.
- Raimondi S., Messineo E. (1991b). *Adattabilità dell'Eucalyptus occidentalis a diversi tipi pedologici nell'ambiente caldo-arido siciliano*. Cellulosa e Carta 6:16-24.
- Raimondi S., Lupo M., Sarno M. (1997). *Clima e pedoclima dei monti Erei*. Sicilia Foreste IV,15/16:39-45.
- 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, 869.
- Thornthwaite C.W., Mather J.R. (1957). *Instructions and tables for computing potential evapotranspiration and the water balance*. Climatology X,3: 85.

PRIME OSSERVAZIONI SU UNA TOPOSEQUENZA IN AMBIENTE GRANITICO DELLA SARDEGNA SETTENTRIONALE E RAPPORTI CON LA VEGETAZIONE

Marco Spano*, Paolo Mulè**, Salvatore Madrau*, Paolo Baldaccini*

*Dipartimento di Ingegneria del Territorio Sezione di Geopedologia e Geologia Applicata

** Dipartimento di Scienze Ambientali Agrarie e Biotecnologie Agro-Alimentari Sezione di
Chimica Agraria ed Ambientale
Università degli Studi di Sassari Viale Italia 39 07100 Sassari

Abstract

On a soils sequence in the granitic environment of Northern Sardinia, two specific methodologies were applied in order to evaluate the forest production attitude. This research is fundamental for a correct management and protection of the environment in the mountainous and hill areas.

Riassunto

Su una successione di suoli in ambiente granitico della Sardegna Settentrionale, sono state applicate due metodologie specifiche per valutare l'attitudine alla produzione forestale. Tale studio è fondamentale per una corretta gestione e salvaguardia dell'ambiente in aree collinari e montane.

Introduzione

In ambito agricolo, così come in quello forestale, una delle importanti risorse naturali è il suolo. Tale risorsa, non facilmente rinnovabile per la sua natura, si sta facendo via via più limitata a causa di una sua cattiva gestione che ha condotto a gravi fenomeni di degradazione, erosione, sovrasfruttamento, inquinamento ed altre. Gli studi pedologici servono a dare indicazioni fondamentali per una sua corretta gestione sia da un punto di vista agronomico che ambientale. Si ottengono, infatti, informazioni indispensabili per la valutazione dei diversi tipi di uso che si possono attuare in un territorio, quale ad esempio l'attitudine alla produzione forestale. Tali studi sono fondamentali per la conservazione ed il miglioramento della copertura arborea naturale e perché si possano attuare in modo corretto dei piani di ricostruzione ed assestamento della vegetazione. Partendo da queste brevi considerazioni la ricerca si propone di evidenziare e valutare limiti e potenzialità della risorsa suolo in un'area della Sardegna Centro Settentrionale.

Area di studio

L'area prescelta è rappresentata dai versanti meridionali della Foresta Demaniale del Monte Lerno nel territorio del Comune di Pattada (SS) con un'estensione di 2553 ha su declivi accentuati. La quota più alta è di 1096 m. s.l.m. sul Monte Lerno, mentre quella più bassa è circa 600 m. s.l.m. all'ingresso della Foresta.

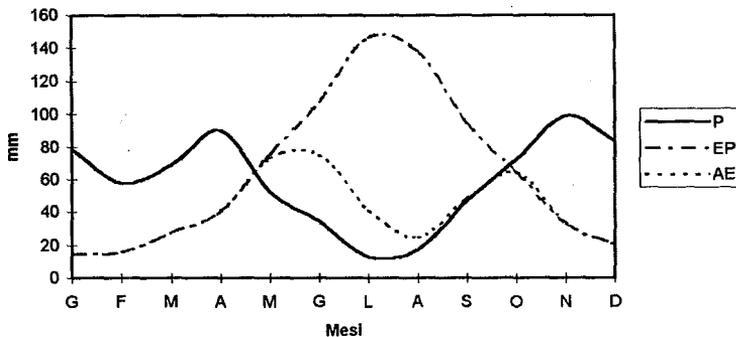
Geologicamente l'area è piuttosto omogenea e presenta le seguenti formazioni erciniche: graniti a grana media, a sola biotite, a due miche o prevalentemente muscovitici, granodioriti. Sono presenti, come inclusioni, quarzo in filoni, lamprofiri, porfiriti basiche e diabasi in filoni (Carta Geologica d'Italia, 1975). La morfologia è caratterizzata dalla presenza di un solo rilievo importante, il Monte Lerno, e da una serie di rilievi meno aspri ed accidentati con notevole pendenza e ampi tratti a roccia affiorante. Il regime dei corsi d'acqua è prevalentemente torrentizio, influenzato dalle variazioni stagionali delle precipitazioni: a punte massime invernali corrispondono forti minimi estivi. Di conseguenza quasi tutti i corsi d'acqua vanno in secca, almeno in superficie, nella stagione estiva.

Il clima

Uno dei fattori che influenza l'evoluzione di un suolo è il clima, quindi per uno studio pedologico è necessario caratterizzare l'area di studio attraverso l'analisi dei parametri climatici. Lo studio del clima permette di definire gli apporti pluviometrici sia in termini quantitativi che in termini di distribuzione temporale e quindi di valutare il bilancio idrico mediante la combinazione dei valori di temperatura e delle precipitazioni. Per entrambi gli elementi sono stati presi in considerazione i dati relativi alla stazione di Pattada (572 m. s.l.m.) per il periodo 1983-1995, concessi dal Consorzio di Bonifica dell'Agro di Chilivani. Dalla combinazione dei dati medi di temperatura e precipitazione, secondo il metodo proposto da Thornthwaite e Mather (1957), è stato determinato il bilancio idrico dell'area in esame (Fig. 1) dalla cui analisi si evidenzia l'accentuato deficit idrico nei mesi estivi (da giugno a settembre) e la successiva ricarica idrica del suolo a novembre.

Gli indici di aridità (Ia), di umidità (Ih) e di umidità globale (Im), consentono inoltre l'individuazione del clima dell'area che è (C1 S2 b'2 b'4), vale a dire: variabile da subumido a subarido (C1), forte eccedenza idrica invernale e forte deficit idrico estivo (S2), ETP compresa tra 855 e 712 mm/anno (b'2) ed efficienza termica concentrata prevalentemente in estate (b'4) (Pinna 1971).

Figura 1 Bilancio Idrico dell'area



La vegetazione

Nel panorama vegetale del Monte Lerno di Pattada è possibile osservare un paesaggio arboreo, uno a macchia e uno a gariga.

Il primo è caratterizzato da foreste di *Quercus ilex* limitate in estensione a pochi lembi sul versante occidentale, da boschi di *Quercus suber* fin sulle aree culminali (piante introdotte con i cantieri di forestazione), da boschi di *Quercus pubescens* di limitata estensione, ed esposti a settentrione dove le condizioni microclimatiche sono più favorevoli e dove resiste meglio alla pressione invasiva del leccio, e da pochi elementi di *Juniperus oxycedrus*.

La macchia sul M. Lerno si trova soprattutto sui versanti settentrionali ed è costituita da *Arbutus unedo*, da *Phillyrea angustifolia*, da *Phillyrea latifolia* e da *Erica arborea*. Nelle zone più elevate e idromorfe spesso prevale l'*Erica scoparia*. Sebbene l'area presenti una composizione floristica molto varia, nelle zone più basse sono riconoscibili i tipi fondamentali della macchia termofila, *Pistacia lentiscus* ed *Olea europaea* var. *sylvestris*, mentre in quelle intermedie ed alte prevalgono i tipi mesofili ad *Erica terminalis* ed *Arbutus unedo*. Si tratta di macchie che molto spesso garantiscono coperture del 100%, che assicurano un buon regime idrologico e contemporaneamente favoriscono l'inserimento di specie forestali quali la sughera ed il leccio, che in alcune aree sovrastano la stessa macchia. Nelle zone subpiagneggianti più elevate ove si hanno fenomeni di idromorfia del suolo per il lento deflusso delle acque, si inseriscono macchie più o meno estese di *Erica scoparia*. Il paesaggio della gariga è possibile individuarlo nelle aree culminali del M. Lerno, dove la progressiva degradazione della macchia, ha fatto in modo che alcune specie in genere sporadiche o marginali delle formazioni boschive, si siano diffuse più facilmente, coprendo superfici ben più vaste di quanto sarebbe la loro potenzialità naturale. E' questo il caso del *Cistus salvifolius*, del *Cistus monspeliensis*, della *Lavandula stoechas*, dell'*Helichrysum microphyllum*, della *Genista corsica*, che coprono i suoli superficiali e con roccia affiorante.

Uso del suolo

La composizione della vegetazione nel territorio esaminato è condizionata dalle caratteristiche climatiche ma soprattutto dalla natura del suolo, il quale presenta caratteristiche chimiche e fisiche differenti passando dalle quote più elevate a quelle più basse. Tra i fattori limitanti vanno ricordati: la scarsa potenza dei suoli, valori elevati di pendenza, pietrosità e rocciosità. Va, tuttavia, sottolineata l'estensione delle aree interessate da essenze forestali quali ad esempio i boschi di conifere e latifoglie; in tali aree poste alle quote più basse, i suoli, salvo qualche eccezione, presentano un profilo completo ed evoluto, pendenza e pietrosità inferiori che agevolano l'attività dei cantieri di forestazione, cui si deve la presenza delle specie di maggiore pregio (*Quercus ilex*, *Quercus suber*, *Pinus ssp*).

Metodologie d'analisi

Le analisi sono state eseguite sul campione secco all'aria e setacciato a 2 mm secondo le metodologie ufficiali italiane (Ministero delle Risorse Agricole 1994). Tutti i risultati analitici sono riferiti al campione privo d'umidità residua, determinata per differenza tra la massa del campione preparato per l'analisi e la massa dello stesso dopo essiccazione a 105° C.

Determinazione della tessitura

La diverse frazioni granulometriche, dallo scheletro alla sabbia > 0,20 mm, sono state determinate mediante setacciatura in umido.

Il limo e l'argilla sono state determinate, dopo distruzione della sostanza organica mediante acqua ossigenata e dispersione del campione in acqua con esametafosfato di sodio, eseguendo il prelievo con pipetta a regime di temperatura controllata.

Determinazione della reazione

Il pH è stato determinato per via potenziometrica su sospensioni suolo-acqua; suolo-KCl 1 N (con rapporto suolo-acqua 1:2,5).

Determinazione del Carbonio organico e della Sostanza organica

Il carbonio organico è stato determinato con il metodo Walkley e Black, ossidando la sostanza organica con potassio bicromato 1 N in presenza di acido solforico e titolando la quantità di bicromato residua con ferro ammonio solfato 0,5 N. La Sostanza organica è stata ricavata moltiplicando il valore del carbonio organico per il fattore 1,72.

Determinazione dell'Azoto totale

È stato determinato con il metodo Kjeldahl convertendo a caldo l'azoto organico in azoto ammoniacale mediante attacco con acido solforico concentrato e distillando in corrente di vapore l'ammoniaca, poi titolata con acido solforico 0,02 N.

Determinazione del Ferro libero

Sono state seguite tre metodologie: nella prima un grammo di suolo macinato a 0,5 mm, è stato sottoposto all'azione estraente della soluzione di Na-Ditionito Citrato, nell'estratto ottenuto è stato misurato il ferro cristallino ed amorfo mediante assorbimento atomico; nella seconda la stessa quantità di suolo è stata attaccata dalla soluzione estraente di Ossalato ammonico e nell'estratto ottenuto si è misurato il ferro amorfo; nella terza metodologia un grammo di suolo macinato sempre a 0,5 mm è stato sottoposto all'azione estraente di una soluzione di Pirofosfato di sodio, nell'estratto ottenuto è stato quindi misurato il ferro complessato con la sostanza organica, mediante assorbimento atomico.

I suoli

La tipologia dei suoli riscontrata nella foresta di Monte Lerno pur variando in funzione della copertura vegetale è caratterizzata da profondità inferiori o poco superiori ai 50 cm, con profili prevalentemente di tipo A-C o A-B-C. L'orizzonte A può avere uno spessore molto modesto (15-20 cm) e, trovarsi direttamente a contatto con la roccia inalterata o debolmente alterata, o passare più o meno gradualmente a materiali che hanno subito un'alterazione chimica e fisica più spinta. Il contenuto di scheletro oscilla attorno al 20%, la tessitura è sempre franco sabbiosa, l'aggregazione è quasi sempre poliedrica sub-angolare, la consistenza varia da forte a friabile, il drenaggio è normale, la porosità è comune e abbondante con pori piccoli e medi. Il pH dei suoli che sono ben dotati di sostanza organica, varia da sub-acido ad acido. Nella tabella 1 sono riassunte le posizioni dei profili studiati e la loro classificazione, mentre nella tabella 2 sono riportate le principali caratteristiche chimiche. Si riporta anche la toposequenza dei profili in figura 2.

Tabella 1. Profili descritti

Profili n°	Uso del suolo o vegetazione naturale	Quota m s.l.m.	Pendenza	Classificazione U.S.D.A.
1	Bosco di <i>Quercus ilex</i> con copertura minore rispetto alla situazione successiva	615	2-6%	Lithic Xerorthents
2	Bosco di <i>Quercus ilex</i> con qualche individuo di <i>Pinus</i> sp.	660	50-60%	Lithic Xerorthents
3	Bosco di <i>Quercus ilex</i> con <i>Erica arborea</i> , <i>Arbutus unedo</i> ed individui di <i>Pinus</i> sp.	720	35%	Lithic Xerorthents
4	Bosco di <i>Quercus ilex</i> con individui di <i>Pinus</i> sp.	760	40%	Lithic Ustochrepts
5	Bosco di caducifolie	790	40%	Lithic Ustochrepts
6	Macchia e bosco di <i>Quercus ilex</i>	800	50-60%	Lithic Xerorthents
7	Macchia molto fitta con <i>Erica arborea</i> , <i>Arbutus unedo</i> , <i>Quercus pubescens</i> e <i>suber</i>	830	55%	Lithic Ustorthents
8	Gariga con individui di <i>Quercus ilex</i> e <i>suber</i> molto giovani ed <i>Arbutus unedo</i> in forma arborea	875	>30%	Lithic Ustorthents
9	Macchia ed a tratti lecceti molto fitte	890	10%	Lithic Xerorthents
10	Macchia molto fitta	900	<2%	Lithic Ustorthents
11	Gariga con individui di <i>Quercus ilex</i> e <i>suber</i> molto giovani ed <i>Arbutus unedo</i> in forma arborea	935	>50%	Lithic Ustochrepts
12	Macchia	970	>50%	Lithic Ustochrepts
13	Pascolo arborato con qualche piccola roverella	985	6-12%	Lithic Ustorthents
14	Pascoli cespugliati con piccoli lecci, roverelle ed erica molto diffusa	1010	18-25%	Lithic Ustochrepts
15	Gariga con piccole aree a pascolo naturale	1030	6-12%	Lithic Ustorthents
16	Gariga con macchia in piccole aree	1025	15-20%	Lithic Haplumbrepts
17	Gariga ed in minore misura pascolo naturale	1070	2-6%	Lithic Ustochrepts

Dal loro esame è possibile individuare un'alternanza di Entisuoli ed Inceptisuoli. Procedendo dalla quota inferiore verso quella più alta, i primi tre profili rappresentano altrettanti Entisuoli e, mentre il primo è caratterizzato da una pendenza limitata, il secondo ed il terzo presentano una pendenza sensibile, responsabile di un continuo ringiovanimento del profilo, complice anche la ridotta densità vegetativa. Dove la vegetazione si fa più fitta e la pendenza rimane costante al 40% sono stati rinvenuti due Inceptisuoli (Lithic Ustochrepts).

Segue una successione di 5 Entisuoli prevalentemente insaturi. Un altro Inceptisuolo si ha nell'undicesimo profilo, dove l'effetto negativo dell'elevata pendenza sulla pedogenesi è efficacemente bilanciato dalla fitta macchia che ostacola l'erosione superficiale favorendo anzi l'infiltrazione dell'acqua nel suolo e quindi l'evoluzione. Una situazione analoga si riscontra più a monte nel profilo 12. I profili 13 e 15 campionati sulla sommità del M.Lerno sono stati classificati rispettivamente come Dystric Xerorthents e Lithic Ustorthents.

Compresi entro l'ordine degli Inceptisuoli, sono posti su piani a limitata pendenza 6-12% e notevolmente esposti all'azione del vento dominante che rallenta la formazione di suolo sia per asportazione diretta di parte di esso, sia per l'azione negativa sullo sviluppo vegetativo (è presente gariga e pascolo arborato su limitate superfici).

Tabella 2. Caratteristiche chimiche

Profilo Or. n°	Prof. cm	pH H ₂ O	pH KCl	C %	S.O. %	N %	C/N	Ca meq /100g	Mg meq /100g	Na meq /100g	K meq /100g	C.S.C. meq /100g	G.S.B. %	Ac.scam. meq /100g
1	A 0-15 C >15	5,3	4,3	2,5	4,3	0,23	11	3,49	1,70	0,22	1,66	21,30	33	14,23
2	A 0-15 C 15-100+	5,6	5,0	2,3	4	0,24	10	6,49	1,75	1,69	2,08	17,20	70	5,19
3	A 0-15	5,7	4,8	1,5	2,6	0,11	14	3,46	1,49	0,54	1,09	13,20	50	6,62
4	A 0-10 Bw 10-25 C 25-65+	5,7	4,8	2,0	3,4	0,20	10	5,43	2,16	1,58	1,98	20,10	55	8,95
		5,4	4,0	0,8	1,4	0,09	9	2,53	1,49	1,41	0,80	15,90	39	9,67
5	Ap1 0-15 Ap2 15-30 C 30-45+	6,1	5,3	2,2	3,8	0,15	15	6,92	2,42	2,12	2,33	21,60	64	7,81
		5,9	4,8	1,2	2,1	0,12	10	4,87	2,16	2,07	1,18	18,40	56	8,12
6	A 0-15	5,9	4,8	3,1	5,3	0,10	31	5,77	1,70	2,72	1,76	12,20	98	0,25
7	A 0-20	5,6	4,7	2,2	3,8	0,11	20	4,80	1,80	1,63	1,47	21,60	45	11,90
8	A 0-30	5,8	4,9	2,0	3,4	0,13	15	4,74	2,57	0,87	1,12	17,80	52	8,50
9	A 0-30 C 30-70+	5,4	3,9	0,3	0,5	0,20	2	3,43	1,13	2,56	1,28	18,70	45	10,30
10	A 0-20	5,5	4,5	2,9	5,0	0,21	14	4,80	1,13	1,52	1,44	21,90	41	13,01
11	A 0-25 Bw 25-40 C 40-75+	5,6	5,0	4,4	7,6	0,27	16	8,83	2,93	4,51	2,62	33,70	56	14,81
		5,3	4,4	1,5	2,6	0,12	13	4,30	2,52	3,53	1,95	18,80	65	6,50
12	A 0-20 Bw 20-40 C 40-50+	5,4	4,6	1,8	3,1	0,12	15	5,05	1,85	3,75	2,72	19,70	68	6,33
		4,8	4,0	1,2	2,1	0,04	30	1,93	2,06	2,99	0,99	12,00	66	4,03
13	A 0-20	5,4	4,2	3,0	5,2	0,21	14	3,87	0,87	1,96	1,50	27,00	30	18,80
14	A 0-10 Bw 10-30 C 30-50+	6,0	5,0	3,7	6,4	0,23	16	7,80	2,52	1,69	2,37	31,60	46	17,22
		5,8	4,6	2,2	3,8	0,15	15	3,90	1,23	1,30	1,63	24,00	34	15,94
15	A 0-15	5,3	4,1	1,9	3,3	0,2	10	1,78	0,51	1,47	0,99	18,90	25	14,15
16	A 15-40	5,5	4,5	4,4	7,6	0,31	14	7,61	2,06	1,41	2,27	27,70	48	14,35
17	A 0-10 Bw 10-40	5,5	4,5	3,0	5,2	0,37	8	6,89	1,70	2,88	4,06	27,40	57	11,87
		5,0	4,0	2,1	3,6	0,29	7	1,87	0,31	1,74	1,53	27,60	20	22,15

La presenza di un suolo con orizzonte Umbrico (circoscritto ad una piccola area) oltre i 1000 m è dovuta alla presenza di macchia a Lentisco che apporta sensibili quantità di sostan-

za organica facilmente degradabile. Nella toposequenza esaminata si può supporre che la differente pedogenesi riscontrata sia dovuta principalmente alle condizioni climatiche e morfologiche che hanno influenzato un differente sviluppo della vegetazione presente, basti pensare che in un'area complessiva di circa 4 Km² e con dislivello di 500 m si incontra un regime di umidità xerico alle quote più basse che diventa ustico a quelle più alte.

I risultati delle analisi fisico-chimiche condotte sui suoli in esame, hanno evidenziato una certa omogeneità pedogenetica, per cui al fine di evidenziare eventuali differenze genetiche degli stessi, su sei dei diciassette profili componenti la toposequenza è stato estratto il ferro presente negli ossidi. La scelta è stata fatta in base al loro grado evolutivo e al fatto che sono posti a quote differenti e sono perciò rappresentativi delle diverse condizioni di temperatura ed umidità esistenti lungo il profilo. La determinazione analitica è stata eseguita perchè la quantità di tale metallo una volta liberato dall'alterazione dei minerali primari forma ossidi ed idrossidi "cristallini ed amorfi", che possono indicare il grado di alterazione dei minerali primari di pedogenesi.

Nella tabella 3 oltre alle quantità di ferro estratte, sono riportate tre colonne rappresentative di altrettanti rapporti l'ultimo dei quali è il cosiddetto "indice di ferro attivo" (Cremaschi, Rodolfi, 1991).

In tutti i profili ad esclusione del 14, dell'11 e del 5, tale rapporto assume valori decrescenti passando dall'orizzonte A al Bw, ciò in accordo con Rodes (1978), il quale afferma che in certi suoli su superfici di erosione poste a quote elevate il rapporto suddetto diminuisce con la profondità, poiché gli ossidi cristallini aumentano con questa. Nei profili 14 ed 11 (gli unici a possedere assieme al 5 la sequenza A, Bw, C, R, ed anche una maggiore profondità), si riscontra il più alto valore di ferro totale estratto. Nel profilo 14 l'indice di ferro attivo aumenta seppure lievemente con la profondità, infatti, analizzando i valori riportati nella prima colonna, si può notare come il contenuto di ferro cristallino ed amorfo diminuisca con la profondità. Ciò può essere dovuto ad una sepoltura del suolo operata in passato, e nuovo

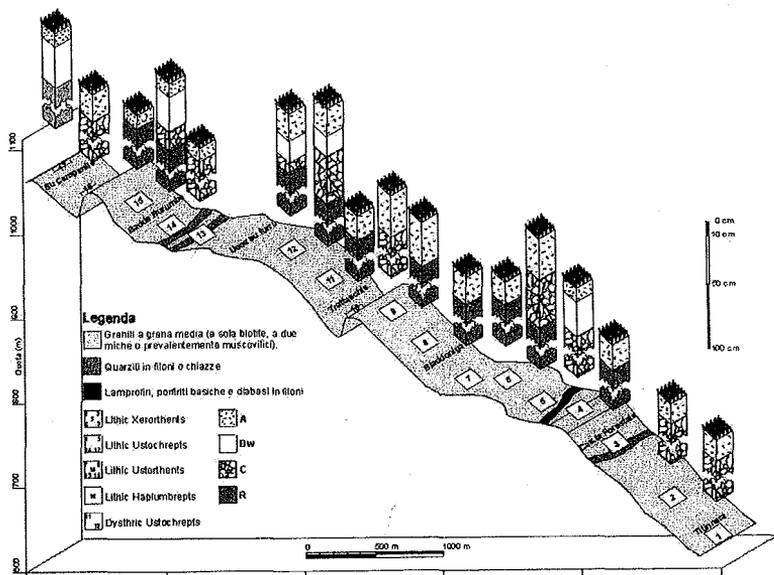


Figura 2. Toposequenza dei profili

inizio di pedogenesi. Il profilo 11 presenta una situazione più distinta rispetto al 14, infatti, la quantità di ferro estratta con il ditionito si dimezza passando dall'orizzonte A a quello Bw e l'indice di ferro attivo raddoppia nel passaggio tra i due orizzonti. Il profilo più a valle pur essendo localizzato in un versante con pendenza superiore al 50%, e potenzialmente soggetto ad erosione, presenta lo stesso grado di pedogenesi di quello più a monte, tale risultato è probabilmente dovuto alla presenza della macchia che ostacola o limita fortemente lo scorrimento dell'acqua. Le analisi relative al profilo 5, mostrano un'identica situazione in entrambi gli orizzonti, per cui geneticamente non presentano differenze. La causa di ciò è da ricercare in un rimescolamento del profilo in seguito ad intervento antropico, infatti, tale profilo ricade all'interno di un bosco di latifoglie introdotto con i cantieri di forestazione. I valori dei ferri, non sempre concordanti con i valori normalmente riscontrabili in bibliografia, non sono al momento ben spiegabili in quanto sono in corso analisi sui substrati di partenza per stimare la presenza o meno di magnetite. Una ipotesi, al momento da verificare, è un'evoluzione molto spinta dei suoli con conseguente scomparsa del ferro amorfo.

Tabella 3. Determinazione del ferro estraibile

Prof./ orizz.	Fe	Fe	Fe	Fe	Fe (d) - Fe (ox)	Fe (ox)	Fe (ox)
	ditionito g/Kg	pirofosfato g/Kg	ossalato g/Kg	estraibile g/Kg	Fe (tot)	Fe (tot)	Fe (d)
4 A	6,0	1,0	0,8	7,8	0,6	0,1	0,1
4 Bw	7,2	1,1	0,9	8,2	0,7	0,1	0,1
5 Ap ₁	6,0	0,7	1,3	8,0	0,6	0,2	0,2
5 Ap ₂	6,0	0,7	1,3	8,0	0,6	0,2	0,2
11 A	12,0	1,1	0,8	13,9	0,8	0,1	0,1
11 Bw	6,0	1,3	0,9	8,2	0,6	0,1	0,1
12 A	7,2	0,7	1,3	9,2	0,6	0,1	0,2
12 Bw	6,6	0,7	1,1	8,5	0,6	0,1	0,2
14 A	10,8	1,3	0,9	13,0	0,8	0,1	0,1
14 Bw	9,0	1,3	0,9	11,2	0,7	0,1	0,1
17 A	6,6	0,9	1,2	8,7	0,6	0,1	0,2
17 Bw	8,4	1,0	1,4	10,8	0,6	0,1	0,2

Valutazione della potenzialità dei suoli in rapporto alla vegetazione

Valutare un territorio significa individuare una serie di alternative d'uso che permettano una corretta gestione ed una contemporanea conservazione della risorsa suolo. In questo lavoro è effettuata solo la valutazione dell'attitudine del territorio in esame all'uso forestale, in quanto esso non si presta per le sue caratteristiche morfologiche, pedologiche e climatiche ad una diversa utilizzazione agronomica. La valutazione dell'attitudine all'uso forestale è stata effettuata con due metodologie:

a) Gestione dei boschi, rimboschimento dei suoli nudi e degli arbusteti della Sardegna, proposto dall'ERSAT;

b) Valutazioni dei suoli delle colture legnose, utilizzato da Gregori e Miclaus (1980), in Valdera (PI).

È opportuno ricordare che alle valutazioni riportate in questo lavoro non deve essere dato valore assoluto, ma il significato di una prima indicazione d'idoneità, per l'individuazione

nell'area considerata delle situazioni che meglio si adattano ai diversi usi forestali.

La prima metodologia ricalca il "Framework for Land Evaluation" (1976) e l'"Evaluation des terres en foresterie" (1989), entrambi della FAO da cui si differenzia, per considerare la particolare complessità geologica e morfologica del territorio regionale, si è ritenuto opportuno predisporre schemi di valutazione differenti per le principali unità fisiografiche individuabili nell'isola. Inoltre differisce riguardo le caratteristiche fisiche considerate per la classificazione e per i range d'ampiezza che ciascuna categoria può avere. In questo lavoro con la valutazione si è arrivati alla sottoclasse, considerando le limitazioni d'uso più importanti o diffuse. Nella tabella 4 per ciascun suolo esaminato è riportata la valutazione al rimboschimento meccanizzato.

Tabella 4. Valutazione dell'attitudine al rimboschimento meccanizzato e principali limitazioni d'uso

Profili	Classe	Principali limitazioni d'uso	Cod. sottoclassi
1	S2	scarsa potenza	s
2	N2	scarsa potenza, pendenza e rocciosità elevate	s, t, e
3	N1	scarsa potenza, pendenza moderata, rocciosità elevata	s, t
4	N2	potenza e pietrosità moderate, pendenza e rocciosità elevate	s, t, e
5	S3	potenza moderata, rocciosità elevata	s, t
6	N2	scarsa potenza, pendenza elevata	s, t, e
7	N2	scarsa potenza, rocciosità e pendenza elevate	s, t, e
8	S3	potenza, pietrosità e pendenza moderate	s, t
9	S1	potenza moderata	s
10	N1	scarsa potenza, rocciosità e pietrosità elevate	s, t
11	S3	potenza, pietrosità e rocciosità moderate	s, t
12	N2	potenza e rocciosità moderate, elevata pendenza	s, t, e
13	N1	scarsa potenza, elevata rocciosità	s, t
14	S3	potenza, pietrosità e rocciosità moderate	s, t
15	S2	scarsa potenza	s
16	S2	scarsa potenza	s
17	S1	potenza moderata	s

La seconda metodologia è di tipo numerico in quanto prevede l'attribuzione a ciascun carattere utilizzato per la valutazione, di un punteggio variabile da 1 a 10 al decrescere dell'attitudine. Tale valutazione numerica non è rigida, ma adattabile alle situazioni locali poiché il peso da attribuire ad ogni carattere può assumere valori intermedi rispetto a quelli indicati. In particolare Gregori e Miclaus evidenziano come una limitazione severa possa essere valutata con 6 anziché con 10 se il fattore limitante è comune a tutti i suoli dell'area in esame.

È opportuno segnalare come, per il carattere altezza dominante, manchino (così come nel lavoro citato), delle indagini sistematiche sull'altezza delle specie forestali presenti. L'assenza di questo dato, ma anche degli indici di accrescimento delle principali essenze forestali, rappresenta il principale ostacolo alla corretta applicazione della metodologia, per cui i risultati ottenuti in queste pagine possono subire delle modificazioni in seguito all'applicazione su areali ancora più ristretti. La capacità idrica disponibile (AWC), è stata calco-

lata mediante l'equazione di Salter e Williams (1969). Nella tabella 5 sono riportati i punteggi attribuiti ai suoli.

Tabella 5. Punteggi dei suoli nella valutazione dell'attitudine alle colture legnose secondo Gregori e Miclaus (1980)

Profili	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Carattere:																	
Profondità	1	1	1	1	1	1	1	1	8	1	1	1	1	1	1	1	1
Tessitura	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Permeabilità	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
AWC	1	10	3	3	1	10	10	3	1	1	10	10	1	3	1	1	1
Drenaggio	1	10	6	6	1	10	10	6	1	1	10	10	1	6	1	1	1
Contenuto in Ca	1	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1	3	1	1	6	1	3
Specie forestali utilizzabili	10	10	10	10	8	8	10	8	8	10	1	4	10	2	10	8	4
Altezza dominante	10	10	10	8	8	10	10	8	8	10	8	8	10	10	10	10	8
Pendenza	8	2	2	2	1	8	6	10	8	10	6	10	8	6	8	10	8
Erosione	6	6	6	6	10	6	10	10	10	6	10	10	6	10	6	10	10
Punteggio totale	40	52	41	40	33	56	60	49	47	42	49	58	40	41	45	44	38
Classe	S2	S3	S2	S2	S2	S3	N	S3	S3	S2	S3	N	S2	S2	S3	S3	S2

Tabella 6. Schema di confronto delle valutazioni dei suoli secondo le due metodologie

Profili	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Valutazioni																	
Direttive Ersat	S2	N2	N1	N2	S3	N2	N2	S3	S1	N1	S3	N2	N1	S3	S2	S2	S1
Attitudine colture legnose	S2	S3	S2	S2	S2	S3	N	S3	S3	S2	S3	N	S2	S2	S3	S3	S2

La valutazione dei suoli secondo le due metodologie è riportata nella tabella 6, in essa le due metodologie mostrano come nel territorio esaminato, le aree adatte al rimboscimento meccanizzato e finalizzate alla produzione di masse legnose, siano ridotte: in particolare secondo la metodologia ERSAT, solo le aree 17 e 9 (classe S1), sono adatte al rimboscimento meccanizzato, mentre secondo il metodo proposto da Gregori e Miclaus nessuna delle aree considerate, è adatta alla produzione di masse legnose.

È significativo come entrambe le metodologie concordino nell'attribuire le aree 12 e 7 alle classi N2 e N, cioè non adatte al rimboscimento con finalità produttive, bensì alla selvicoltura naturale quale unica alternativa all'abbandono dei suoli.

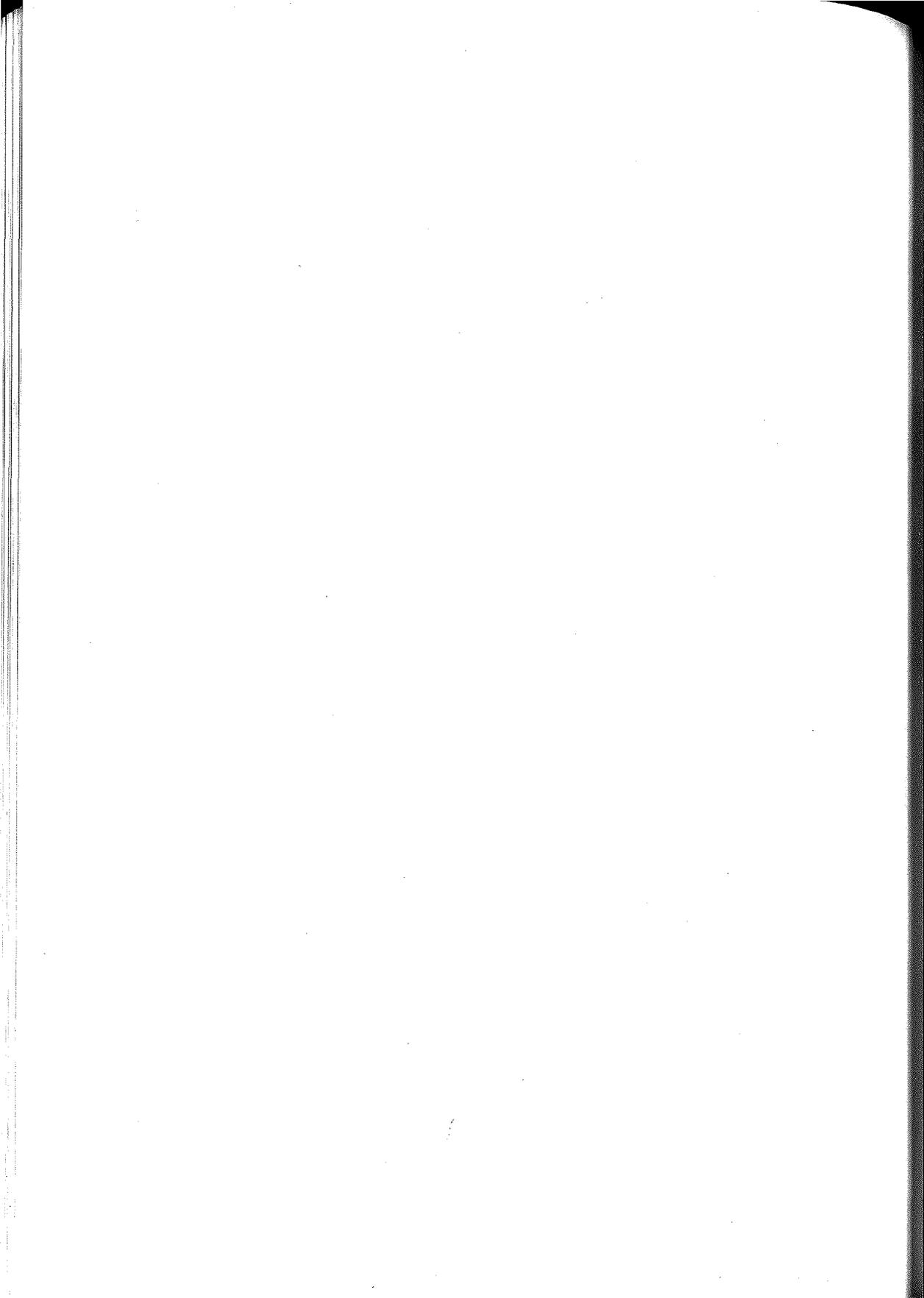
Nelle aree classificate come S2 e S3, il rimboscimento da legno specializzato presenta crescenti difficoltà, tanto da sconsigliare eventuali impianti. In esse dovranno essere favoriti gli interventi, i cui fini siano il ripristino e la conservazione dei soprassuoli originari, mediante l'introduzione di essenze tipiche dell'ambiente mediterraneo.

Conclusioni

Come premesso nell'introduzione, lo scopo di questo lavoro è stato quello di valutare la potenzialità della risorsa suolo in un'area forestale della Sardegna centrosettentrionale al fine di valutare la sua idoneità all'utilizzazione boschiva finalizzata prevalentemente alla corretta gestione delle risorse ambientali. A tale scopo sono state individuate le porzioni di territorio che meglio si presterebbero ad azioni di miglioramento dal punto di vista della produzione forestale (classi S1 e S2 con suoli pianeggianti o semipianeggianti, fertili, relativamente profondi e con buona riserva idrica). Queste aree sono poco estese nel territorio in esame contrariamente a quelle aree che, pur presentando limitazioni non gravi, si prestano ad operazioni di miglioramento (classi S2 ed in misura lievemente inferiore S3). Le aree che per le loro forti limitazioni (pendenza elevata, rocciosità e suolo poco profondo) non sono idonee all'uso proposto sono ridotte come estensione. Il lavoro evidenzia che l'appropriato utilizzo dei metodi della pedologia applicata fornisce un valido contributo alla conoscenza dell'ambiente permettendo una vantaggiosa e razionale utilizzazione delle risorse naturali ed un idoneo investimento in opere di miglioramento. Le informazioni rese disponibili da tale ricerca permettono al programmatore, al progettista ed al selvicoltore una scelta ponderata dei metodi di gestione e di intervento affinché siano migliorati e ricostituiti i soprassuoli esistenti. Consentono, infine, di intervenire in modo efficace nelle aree in cui la necessità di difendere il suolo dal degrado è prioritaria.

Bibliografia

- Camarda I., Diana S. (1992), *Monte Lerno e dintorni*, Roma
- Crema M., Rodolfi G. (1991), *Il suolo*, NIS, Roma
- Dipartimento di Botanica ed Ecologia vegetale dell'Università di Sassari. Assessorato alla Difesa dell'Ambiente della Regione Sardegna, *Carta della vegetazione delle foreste Demaniali delle province di SS e NU*
- FAO (1976), *A Framework for Land Evaluation*, Soil bulletin n° 32
- Gregori E., Miclaus N. (1980), *Annali dell'Istituto sperimentale per lo studio e la difesa del suolo*, Vol. XI. Firenze
- Madrau S. (1995), *Valutazione della attitudine all'utilizzo forestale dei suoli della Sardegna. L'area Parco del Gennargentu*, Annali dell'Accademia Italiana di Scienze Forestali XLIV:279-305.
- Regione Autonoma della Sardegna (1986), *L'azienda per le foreste demaniali*, Cagliari.
- Rodhes E., Sutton P. (1978), *Active Iron Ratio of Some Soils from Three Physiographic Unit in Sierra Leone*, in Soil Science 125(5):326-328.
- Salter P.J., Williams J.B. (1969), *The Influence of Texture of the Moisture Characteristics of Soil. V. Relationship Between Particle Size Composition and Moisture Contents of the Upper and Lower Limits of Available Water*. The J. of Soil Science 20.
- Servizio Geologico d'Italia e R.A.S. (1965), *Carta Geologica d'Italia*, Firenze.
- Soil Survey Staff. U.S. Department of Agriculture (1998), *Keys to Soil Taxonomy*. 8th Edition, Blacksburg (Virginia)
- Thorntwaite C.W., Mather R. (1957), *Instruction and Tables for Computing Potential Evapotranspiration and Water Balance*. Centerton



IL SUOLO NELLO STUDIO AMBIENTALE DEL PASSATO: UN CASO SULL'ALTOPIANO DELLA SILA (CALABRIA)

Dimase A.C. ¹, Bonazzi A. ², Iovino F. ³

¹ *Dip. Scienza del Suolo e Nutrizione della Pianta, Università degli Studi di Firenze*

² *Istituto di Mineralogia, Università degli Studi di Parma*

³ *Dip. di Agrochimica e Agrobiologia, Università degli Studi di Reggio Calabria*

Abstract

The main purpose of the study is to acquire knowledge on the past environment of this area using the soil as information source.

The work is based mainly on micromorphological and sedimentological investigations of two deep soil profiles exposed on recent road cuts.

The results bring on the following conclusions:

- 1) The granulometry of the two soils and their landscape position, indicate that the origin of the sediments from which they derive is fluvial for the first and eolian for the second one.
- 2) The cryogenic micro features, present on both profiles, prove that this area has been exposed to periglacial climatic conditions.
- 3) The presence of micro cryoturbation features till the deepest part of the profiles suggests that there were periglacial climatic conditions since the beginning of the sedimentation, and we can deduce that these conditions have been the cause of the intense erosion/sedimentation processes occurred at this place.
- 4) The morphology, the kind and characteristics of the micro pedological features and the degree of alteration of primary minerals grains exclude the possibility that these soils have been subject to the pedogenesis of the last interglacial period, as well as that they are holocenic soils, consequently the above mentioned periglacial conditions refer to the last glaciation.
- 5) The high content of charcoal micro fragments in the horizons above the buried soil of the second profile, points out the influence of the past human activity on soils and landscape of this area.

Riassunto

Scopo del lavoro è quello di acquisire dati sulle caratteristiche ambientali del passato, di quest'area, utilizzando il suolo come fonte di informazione. La ricerca è basata sull'interpretazione genetica delle caratteristiche pedologiche di due profili di suolo, usando come strumento principale di indagine l'analisi micromorfologica e sedimentologica. I risultati hanno permesso di avanzare delle ipotesi sull'origine e cronologia dei sedimenti da cui i suoli derivano, sull'età di questi ultimi, sulle condizioni climatiche dell'area durante l'ultima glaciazione e su alcuni effetti ambientali dell'attività antropica del passato.

Introduzione

Tra i tanti "beni" e "servizi" che può fornire la risorsa suolo, vi sono anche le informazioni di storia ambientale e di storia umana del territorio di cui fa parte. Infatti, il suolo,

soprattutto se ben conservato, contiene registrate sottoforma di caratteristiche morfologiche (macro e micro), fisiche, chimiche e mineralogiche, gran parte dei risultati delle interazioni dei fattori ambientali ed antropico che hanno caratterizzato la sua genesi ed evoluzione.

L'interpretazione pedogenetica consente di decifrare le suddette caratteristiche, e quindi identificare le cause che le hanno determinate, la loro successione nel tempo e, spesso, la collocazione cronologica.

Malgrado negli ultimi decenni gli studi pedologici finalizzati a questo scopo siano sensibilmente aumentati, questo rimane, soprattutto in Italia, un settore ampiamente sotto utilizzato rispetto alle sue potenzialità, mentre potrebbe fornire un notevole contributo di conoscenze nella ricostruzione delle caratteristiche ambientali e nella valutazione degli effetti, antichi e recenti, dell'attività umana sul territorio.

Il presente lavoro è basato principalmente sullo studio micromorfologico e sedimentologico di due profili di suolo, lo scopo è di avere informazioni sulle condizioni ambientali del passato dell'area di studio mediante l'interpretazione genetica delle caratteristiche pedologiche.

Materiali e metodi

È stata eseguita un'indagine generale sulle caratteristiche pedologiche e geomorfologiche dell'area, la descrizione e il campionamento dei profili, le analisi chimiche di routine e lo studio sedimentologico e micromorfologico.

L'area di studio è sull'altopiano della Sila, tra Camigliatello Silano e Lorica (Cosenza); i profili sono ubicati ad un'altitudine di 1350 e 1430 m s.l.m.

Secondo la carta geologica (Cassa per il Mezzogiorno, 1971) l'area è costituita da rocce paleozoiche. Dominano le rocce acide intrusive (quarzo diorite e granito) e le rocce metamorfiche (paragneiss e scisti biotitici); solo in una piccola parte dell'area affiorano delle rocce intrusive basiche o a chimismo intermedio (gabbri e diorite). Frequenti sono i depositi superficiali quaternari, prevalentemente olocenici.

Il primo profilo, situato al margine di un fondovalle, si è evoluto da sedimenti fini attribuiti genericamente al Pleistocene; il bacino, a monte del profilo, è impostato tutto su rocce granitoidi e metamorfiche. Il secondo profilo si trova invece nell'area delle rocce basiche suddette, su depositi ritenuti olocenici (dalla carta geologica), posti alla base di un tratto di versante a debole pendenza.

Sulla base dei dati pluviometrici delle stazioni meteorologiche più vicine ai due profili, Camigliatello Silano (m 1291 s.m.) per il primo e Lorica (m 1290 s.m.) per il secondo, la piovosità media annua risulta rispettivamente di mm 1610 e 1273. La temperatura media annua (stazione di Camigliatello) è di 9.3°C. I valori estremi registrati nel periodo considerato sono di 36.2°C e -15.8°C. Il periodo di osservazione è il cinquantennio 1923-1972 per Camigliatello, 1923-1951 (il 1951 è l'ultimo anno di attività della stazione) per Lorica (Servizio Idrografico, 1923-1972).

La terminologia impiegata nella descrizione morfologica dei profili è quella di Sanesi (1977); i colori sono quelli delle Munsell Soil Color Charts.

L'analisi granulometrica è stata fatta con il "metodo della pipetta". I campioni sono stati essiccati all'aria, disgregati in mortaio e vagliati con setacci da 2 mm. Dove la sostanza organica è risultata > 1% questa è stata rimossa con perossido di idrogeno. La dispersione in acqua è stata effettuata con aggiunta di disperdente (esametafosfato di Na e carbonato di Na) ed agitazione meccanica. Le frazioni > 63 µm sono state determinate mediante setacciatura,

quelle < 63 µm per sedimentazione (Ronald *et al.*, 1971).

Le analisi chimiche sono state eseguite con i seguenti metodi: Carbonio organico: Walkley-Black; pH: misura potenziometrica della sospensione suolo-acqua e suolo soluzione 1 N di CaCl₂ in rapporto 1:1. Basi di scambio: estrazione con acetato di ammonio 1 N a pH 7; Acidità di scambio: metodo Peech.

Per lo studio micromorfologico sono stati prelevati, a seconda delle esigenze, uno o più campioni indisturbati di suolo per ciascun orizzonte, impregnati con resina gabraster e preparate "sezioni sottili" di formato 55 x 95 mm. La descrizione è stata realizzata secondo la metodologia e terminologia di Bullock *et al.* (1985).

Il regime climatico dei suoli è stato determinato applicando il "Newhall Simulation Model" (Van Wanbeecke *et al.*, 1986), ai dati pluviometrici delle stazioni di Camigliatello e Lorica, rispettivamente per i profili 1 e 2. Per la classificazione dei suoli è stata adottata la *Soil Taxonomy* (Soil Survey Staff, 1999).

Risultati

Profilo 1

Classificazione: Ultic Hapludalf.

Localizzazione e caratteristiche della stazione: Coordinate: 33S XD 281 545. Quota: 1350 m s.m. Esposizione: sud. Geomorfologia: resti di superficie subpianeggiante su sedimenti pleistocenici. Pendenza: < 10%. Rocciosità: assente. Pietrosità: assente. Litologia: sedimenti franco limosi. Uso del suolo: ex coltivo.

*Macromorfologia*¹: *Orizz. Bt1:* cm 0-70. Limite inferiore graduale lineare. Asciutto. Colore dominante: rosso (2.5 YR 4/6). Pietre assenti. Struttura caratterizzata da aggregati composti, fortemente sviluppati, di tipo poliedrico angolare. Molte pellicole di argilla sulle facce degli aggregati e nei pori di origine biologica. *Orizz. Bt2:* cm 70-180. Limite inferiore graduale lineare. Asciutto. Colore dominante nella massa del suolo: bianco rosato-rosa (7.5 YR 8/2-8/4, 7.5 YR 7/4). Screziature comuni, prevalentemente di piccole e medie dimensioni, di colore prevalente bruno forte - bruno giallastro (7.5 YR 5/6 - 10 YR 5/6). Pietre assenti. Struttura moderatamente sviluppata, di tipo poliedrico angolare, con aggregati di grandi dimensioni. Pellicole di argilla comuni sia nei pori sia sulle facce degli aggregati, di colore da rosso scuro (2.5 YR 3/6) a rosso giallastro (5 YR 4/6), quest'ultimo più frequente. Presenza di spesse pellicole di limo e sabbia molto fine in particolare sulle facce verticali degli aggregati di maggiori dimensioni. Rare pellicole di sesquiossidi di FeMn di colore bruno molto scuro (10 YR 2/2). *Orizz. Bt3:* cm 180-360. Limite inferiore graduale lineare. Asciutto. Colore prevalente della massa del suolo: bruno molto chiaro (10 YR 8/3-8/4) con screziature come sopra. Pietre assenti. Struttura moderatamente sviluppata, di tipo poliedrico angolare, con aggregati di grandi dimensioni. Pellicole di argilla comuni (ma molto meno dell'orizzonte Bt2) sia sulle facce degli aggregati sia nei pori, di colore prevalente rosso giallastro (5 YR 4/6-5/8). Pellicole di limo e sabbia molto fine simili a quelle dell'orizzonte sovrastante. Leggero aumento delle pellicole di sesquiossidi di Fe Mn. *Orizz. Bt4:* cm 360-450. Limite inferiore diffuso lineare. Asciutto. Colore prevalente della massa: da rosa (7.5 YR 8/4) a bianco (10 YR 8/2). Screziature comuni, di colore da bruno chiaro (7.5 YR 6/4) a

¹ La parte superiore del profilo è stata asportata da recenti lavori di modellamento della superficie connessi con l'apertura di una strada. Nella zona in cui è ubicato il profilo sono state riscontrate alcune figure di macro criopedoturbazione.

Oriz- zonte	Profondità campione cm	C.O. %	Analisi chimiche								Sat. basi %
			pH 1:1		meq/100 gr						
			H ₂ O	CaCl ₂	Ca	Mg	Na	K	Acid. di scam- bio	C.S.C.	
Bt1	30 - 50	0.29	5.15	4.60	6.15	1.59	0.34	0.37	0.81	18.26	46.28
Bt2	110 - 130	0.22	5.20	4.60	3.11	0.87	0.14	0.16	4.82	9.10	47.03
Bt3	250 - 270	0.16	5.00	4.25	2.18	0.86	0.11	0.12	4.93	8.19	39.80
Bt4	400 - 420	0.12	5.10	4.30	1.04	0.52	0.05	0.08	2.46	4.11	41.12
Bt5	500 - 520	0.12	5.10	4.25	0.48	0.29	0.03	0.04	1.25	2.09	40.19

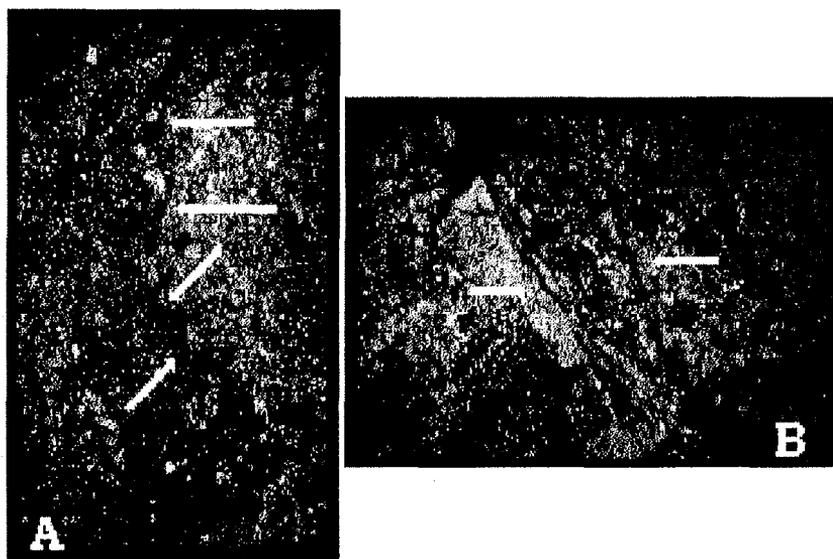


Figura 1. A) Profilo 1, orizzonte Bt3. *Coating* di idrossidi di FeMn frammentato da processi di crioturbazione (le frecce indicano i singoli frammenti di coating). XPL, 100X. B) Profilo 2, orizzonte Bt1. *Infilling* di limo e sabbia molto fine (le frecce indicano i bordi della microfessura riempita di materiale illuviale). XPL, 100X.

bruno giallastro chiaro-giallo brunastro (10 YR 6/4-6/6). Pietre assenti. Struttura poliedrica subangolare, debole, con aggregati di grandi dimensioni. Pellicole di argilla comuni, localizzate prevalentemente nei pori di origine biologica. Rare pellicole di limo e materiale più grossolano. Pellicole di sesquiossidi di FeMn come sopra. *Orizz. Bt5*: cm 450-540. Limite inferiore sconosciuto. Asciutto. Colore della massa: bianco (10 YR 8/1-8/2). Screziature comuni, di piccole e medie dimensioni, colore prevalente bruno giallastro scuro (10 YR 4/4-4/6). Pietre assenti. Struttura poliedrica subangolare, debole, con aggregati di grandi dimensioni. Pellicole di argilla comuni, localizzate prevalentemente nei pori di origine biologica, di colore bruno rossastro rosso giallastro (5 YR 4/4-4/6). Poche pellicole e concentrazioni di ossidi di FeMn.

Micromorfologia: Il livello di alterazione dei granuli di minerali primari è modesto: ad esempio, la biotite, che è frequente in tutto il profilo, ha classe di alterazione 1-2 (FitzPatrick 1984, p. 248). I *coatings* di argilla sono presenti in tutto il profilo; "abbondanti" nell'oriz-

zonte superiore (Bt1) diminuiscono sensibilmente proseguendo verso il basso. Essi sono di notevole spessore, generalmente non laminati, costituiti da argilla fine (*limpid clay*) o da argilla fine e grossa e limo fine (*impure clay*). Pochi pedorelitti e litorelitti (Brewer, 1964, p. 145) nell'orizzonte Bt1, assenti o rari negli altri orizzonti. Molte figure legate alla illuviazione di limo, e talvolta di sabbia molto fine o materiale simile alla *groundmass*, in tutti gli orizzonti, costituite in particolare da *infillings*, spesso di considerevole spessore. A questi *infillings* frequentemente si sovrappongono *coatings* di argilla simili a quelli sopra descritti. Presenza, in tutto il profilo, di figure pedologiche fortemente deformate o frammentate, come i *coatings* di sesquiossidi di FeMn (Fig. 1A), e di fessure localmente dilatate, simili a quelle causate dalla formazione di lenti di ghiaccio (Romans & Robertson, 1974; Van Vliet-Lanoë, 1985; Cremaschi & Van Vliet-Lanoë 1990).

Profilo 2

Classificazione: Ultic Hapludalf

Localizzazione e caratteristiche della stazione: Coordinate: 33S XD 321 468. Quota: 1430. Esposizione: sud. Geomorfologia: base di un tratto di versante. Pendenza: 10-15%. Rocciosità: assente. Pietrosità: scarsa. Litologia: sedimenti franco limosi. Uso del suolo: bosco di pino Laricio.

Macromorfologia: *Orizz. O:* cm 3-0: Residui organici costituiti da aghi di pino e resti di piante erbacee a vari livelli di decomposizione. *Orizz. A:* cm 0-20: Limite inferiore chiaro lineare. Asciutto. Colore bruno scuro (7.5 YR 4/2-4/4). Pietre: scarsi frammenti angulari di piccole dimensioni (aumentano notevolmente, in quantità e dimensioni, spostandosi dal punto in cui è stato descritto il profilo). Struttura grumosa media, fortemente sviluppata. *Orizz. Bw:* cm 20-50 (questo orizzonte raggiunge circa un metro di spessore spostandosi di pochi metri dal punto in cui è stato descritto il profilo). Limite inferiore abrupto ondulato. Asciutto. Colore bruno (7.5 YR 5/4). Pietre come sopra. Struttura poliedrica angolare, debolmente sviluppata, con aggregati prevalentemente di medie dimensioni. *Orizz. Btb1:* cm 50-90. Limite inferiore graduale lineare. Poco umido. Colore esterno degli aggregati: rosso giallastro (un po' meno rosso di 5 YR 4/6), interno aggregati: bruno forte (7.5 YR 5/6). Pietre assenti. Struttura poliedrica angolare, a tratti tendente verso il tipo lamellare, con aggregati molto grandi, fortemente sviluppata. Molte pellicole di argilla, di notevole spessore, specialmente sulle superfici degli aggregati. *Orizz. Btb2:* cm 90-130. Limite inferiore graduale lineare. Caratteristiche sostanzialmente simili a quelle dell'orizzonte sovrastante, ad eccezione della struttura, che presenta aggregati di maggiori dimensioni e con caratteristiche poliedriche più accentuate. *Orizz. Btb3:* cm 130-220. Limite inferiore diffuso lineare. Poco umido. Colore dominante: bianco rosato (7.5 YR 8/2). Screziature da comuni ad abbondanti, di piccole e medie dimensioni, di colore bruno forte (7.5 YR 5/8). Pietre assenti. Struttura poliedrica angolare, moderatamente sviluppata, con aggregati di dimensioni molto grandi. Molte pellicole di argilla, di notevole spessore sulle facce degli aggregati, di colore rosso giallastro (5 YR 4/6). Presenza di spesse pellicole di limo tra le facce verticali dei grossi aggregati. *Orizz. C:* cm 220-320. Limite inferiore sconosciuto. Colore simile a quello dell'orizzonte sovrastante, ma con un leggero aumento del colore bianco rosato (7.5 YR 8/2). Pietre assenti. Struttura poliedrica angolare, debolmente sviluppata, con aggregati molto grandi. Presenza di spesse pellicole di limo distribuite come sopra.

Micromorfologia: Il livello di alterazione dei granuli di minerali primari è modesto. La biotite, presente in tutto il profilo, rientra nella classe di alterazione 1-2 (FitzPatrick, 1984). I

Oriz- zonte	Profon- dità cam- pione cm	Analisi chimiche										
		C.O. %	pH 1:1		meq/100 gr.							Sat. basi %
			H ₂ O	CaCl ₂	Ca	Mg	Na	K	Acid. di scam- bio	C.S.C.		
A	5-15	4.11	5.20	4.50	6.08	1.36	0.25	0.38	11.53	19.60	41.17	
Bw	30-40	0.82	5.20	4.20	3.93	1.29	0.19	0.28	9.14	14.83	38.39	
Btb1	60-80	0.26	5.40	4.70	4.15	1.11	0.24	0.26	7.15	12.91	44.62	
Btb2	100-120	0.19	5.50	4.90	4.34	1.25	0.26	0.29	6.97	13.11	46.83	
Btb3	160-180	0.14	6.10	5.30	2.85	0.92	0.14	0.21	3.72	7.84	52.55	
C	270-290	0.14	6.20	5.40	1.25	0.42	0.07	0.09	1.29	3.12	58.65	

coatings di argilla sono assenti nel Bw, "molti" nel Btb1 e Btb2, "occasionalmente" nel Btb3 (all'interno degli aggregati), molto rari nel C. Prevalgono quelli costituiti da argilla fine (*limpid clay*) e non laminati. Frequenti frammenti di carbone nell'orizzonte Bw. Pedorelitti e litorilitti (Brewer, 1964, pag. 145) presenti in tutto il profilo, da molto pochi a pochi, generalmente delle dimensioni della sabbia grossa. Molte figure legate alla illuviazione di limo e/o materiale più grossolano (Fig. 1B), in tutti gli orizzonti del suolo sepolto, costituite in prevalenza da *coatings* ed *infillings*; a queste figure spesso si sovrappongono *coatings* di argilla. Nel suolo sepolto sono presenti figure pedologiche deformate (in particolare *coatings* e *hypocoatings* di sesquiossidi di FeMn) e tratti di fessure dilatate, con caratteristiche simili a quelle descritte in suoli con fenomeni di microcrioturbazione (Romans & Robertson, 1974; Van Vliet-Lanoë, 1985; Cremaschi & Van Vliet-Lanoë, 1990).

Discussione

Il profilo 1 presenta un notevole spessore, ma non vi sono caratteristiche morfologiche (macro e micro) che facciano ritenere che la pedogenesi sia avvenuta in più fasi. Perciò, nella deposizione dei sedimenti non vi sono state stasi di lunga durata.

La granulometria non presenta sostanziali differenze tra gli orizzonti, ad eccezione di quello superiore, leggermente più fine. Le curve granulometriche cumulative (Fig. 2) si discostano sensibilmente dall'area dei loess (Ferrari e Magaldi, 1976, Cremaschi, 1987), come pure dall'andamento tipico delle curve delle sabbie eoliche (Briggs, 1977, p.77), tranne quella dell'orizzonte Bt1, nel quale solo le classi dimensionali 500-250 μm e 250-125 μm sono leggermente superiori ai valori propri dei loess. Pertanto, la granulometria di questi sedimenti e la loro posizione nel paesaggio li fanno ritenere di origine fluviale, compresi quelli del Bt1, che vengono considerati "limi di esondazione", pur non potendo escludere, per quest'ultimo orizzonte, l'apporto di materiale eolico locale.

La morfologia del profilo, in senso generale, e la quantità e le caratteristiche dei *coatings* di argilla escludono l'ipotesi che si tratti di un suolo recente (olocenico), mentre il livello di alterazione dei granuli di minerali primari, e la stessa tipologia dei *coatings* di argilla (tra l'altro non deformati da processi di crioturbazione) escludono altresì la possibilità che si tratti di un suolo che ha subito una lunga pedogenesi nell'ultimo interglaciale.

Tra le figure morfologiche (macro e micro), ci sono da segnalare quelle legate alla notevole illuviazione di limo e, in minor misura, di materiale più grossolano. Queste figure, pur

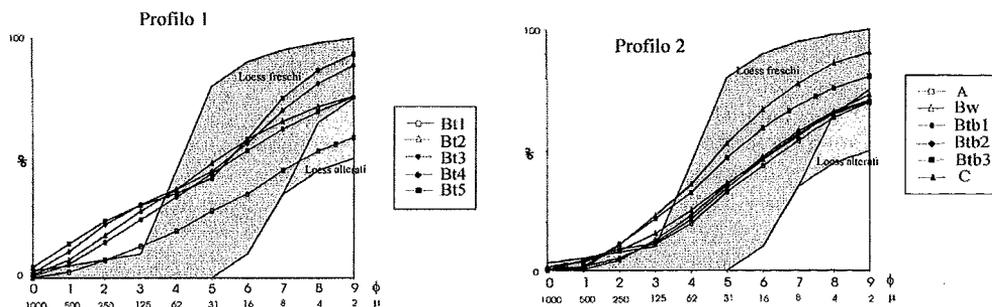


Figura 2. Curve granulometriche cumulative; classi dimensionali in scala e in μm . Le aree di colore grigio rappresentano il campo di distribuzione dei loess, freschi e alterati

non essendo esclusive, sono molto comuni nell'ambiente periglaciale (FitzPatrick, 1956; Romans, 1966, 1973; Mùcher & Morozova, 1983; Van Vliet-Lanoë, 1985).

La sovrapposizione dei *coatings* di argilla alle *silty, matrix* e *unsorted pedofeatures* indica che la formazione di queste ultime non è recente, ma anteriore al periodo di formazione dei *coatings* di argilla, per cui non può essere imputata all'azione dell'attività antropica (Jongerijs, 1970; Slager *et al.*, 1978; Kwaad & Mùcher, 1979; Thompson *et al.*, 1990). La tipologia delle suddette *pedofeatures*, e le loro relazioni con altre figure pedologiche portano altresì ad escludere, almeno per la grande maggioranza dei casi, l'ipotesi di una loro origine legata alla percolazione di acque torbide verificatesi nel corso della sedimentazione che ha portato alla formazione della superficie o di esondazioni successive (Bullock & Macney, 1970; Brammer, 1971).

La presenza di microfessure a tratti dilatate, interpretate come la conseguenza della formazione di "lenti di ghiaccio", e di figure micropedologiche fortemente deformate (Fig. 1A), entrambe riscontrabili in tutti gli orizzonti, indicano l'esistenza di processi di crioturbazione in tutto il profilo. Poiché questi processi si verificano soprattutto negli orizzonti superficiali, dove più intensi sono gli effetti del congelamento/scongelo, la loro esistenza anche negli orizzonti più profondi fa considerare molto probabile l'ipotesi che tali processi si siano verificati già durante la deposizione dei sedimenti.

Le figure di macro criopedoturbazione rilevate nei dintorni del profilo, costituiscono un ulteriore supporto alla interpretazione criogenetica delle figure pedologiche descritte.

Il profilo 2 è costituito da due suoli sovrapposti, secondo Bos e Sevink (1975) si tratta quindi di un "profilo complesso".

Il suolo inferiore, evoluto su sedimenti fini totalmente privi di particelle di dimensioni superiori a 2 mm, è stato troncato dall'erosione prima di essere sepolto da nuovi sedimenti colluviali. Le caratteristiche morfologiche e chimiche, il livello di alterazione dei granuli dei minerali primari, la tipologia dei *coatings* di argilla, la presenza di figure criogenetiche, e le relazioni tra queste ultime e i *coatings* di argilla, fanno ritenere che questo suolo si sia evoluto nelle stesse condizioni climatiche e nello stesso periodo del suolo del profilo precedente.

Le curve granulometriche cumulative degli orizzonti A, Btb1 e Btb2 rientrano nell'area di distribuzione dei loess, mentre quelle degli orizzonti Bw, Btb3 e C se ne discostano leggermente per le frazioni comprese fra 500 e 125 μm , che risultano superiori alla norma (Fig. 2). In questo caso però ciò può essere spiegato come conseguenza dei processi di trasporto

ed accumulo colluviale. Infatti, la posizione che i sedimenti da cui deriva questo suolo occupano nel versante, il loro notevole spessore e la presenza di pedorelitti e litorelitti, lasciano supporre che essi non siano stati deposti tutti *in situ*, ma siano in parte colluviati. Questi tipi di accumuli sono molto comuni alla base dei versanti, nelle zone in cui vi è stato apporto eolico (Owen *et al.*, 1992).

Il suolo superiore (orizzonti A e Bw) ha tessitura simile a quella del suolo sepolto sottostante, in particolare a quella degli orizzonti Btb1 e Btb2 (Fig. 2), ma, a differenza di questi, presenta una consistente quantità di pietre. La forma e la litologia di questi frammenti di roccia, e le caratteristiche pedologiche e geomorfologiche del luogo, rivelano che esse provengono dalla parte alta del pendio. Il suolo, quindi, deriva da sedimenti colluviali provenienti dalle parti più erose del versante.

Le caratteristiche macro e micromorfologiche di questo suolo indicano che è molto giovane (un'età dell'ordine di pochi secoli), mentre la presenza di frequenti microframmenti di carbone rivelano che la causa dell'accumulo dei sedimenti è, molto probabilmente, l'erosione dovuta alla eliminazione del bosco e al successivo uso pastorale ed agricolo dei suoli.

Suoli recenti su accumuli di sedimenti ubicati alla base dei versanti o nelle vallecole, e causati dal suddetto fenomeno, sono stati riscontrati anche in altre zone della Sila (Dimase e Iovino, 1996; Dimase *et al.*, 1996).

Conclusioni

Lo studio si è basato prevalentemente sulla interpretazione genetica di alcune caratteristiche dei due suoli esaminati; i risultati portano alle seguenti conclusioni:

1) I sedimenti da cui si è evoluto il suolo del primo profilo risultano fluviali, mentre quelli del secondo eolici, ma rimaneggiati, questi ultimi, da processi di erosione e deposizione colluviale.

2) L'area è stata soggetta a condizioni climatiche periglaciali durante l'ultima glaciazione.

3) La deposizione dei sedimenti e l'inizio della pedogenesi sono avvenuti durante la suddetta glaciazione.

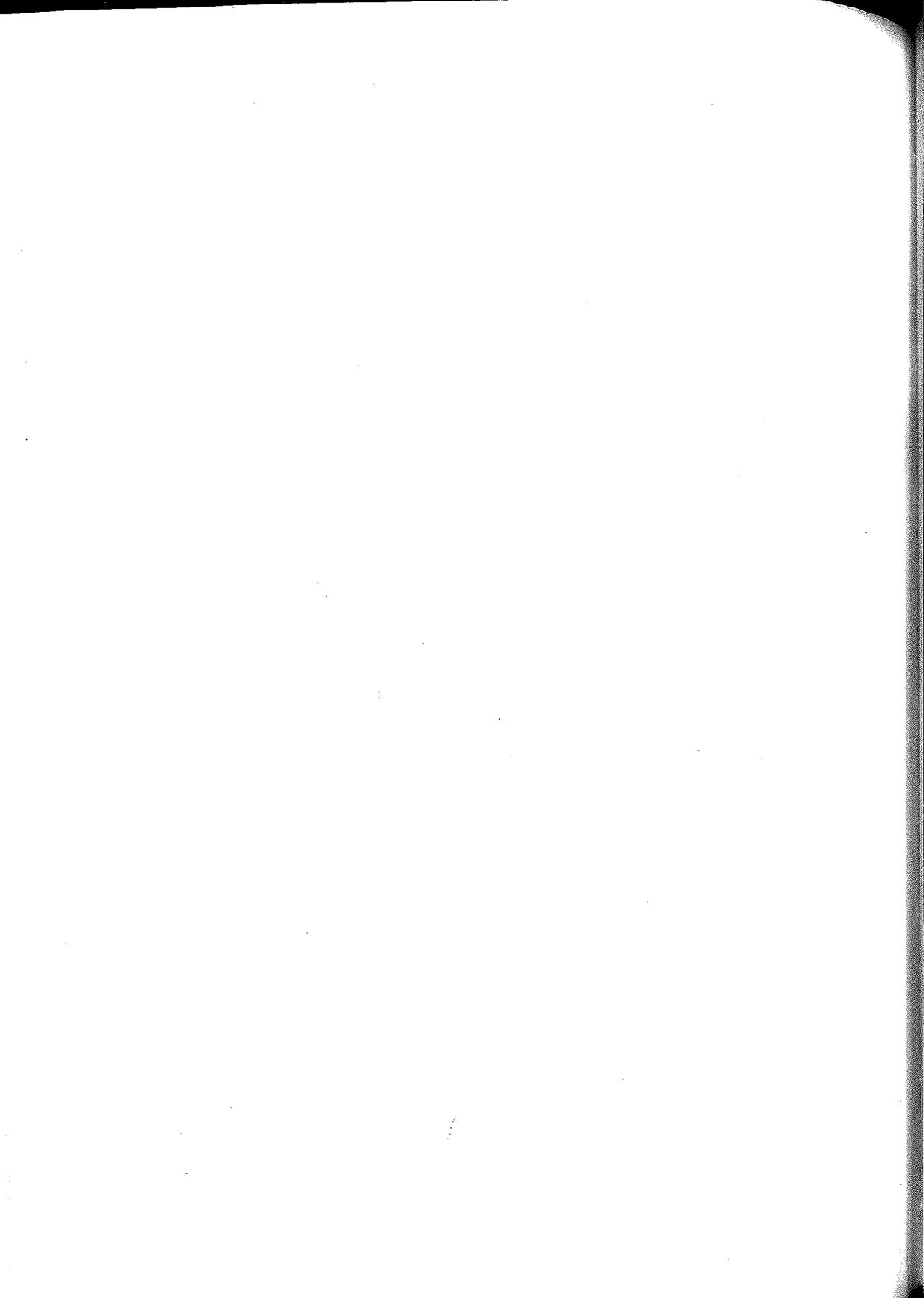
4) L'accumulo dei sedimenti da cui si sono originati questi due suoli sarebbe la conseguenza degli intensi processi di erosione causati dall'instaurarsi delle condizioni climatiche periglaciali.

5) Il troncamento del suolo sepolto del secondo profilo, e il successivo seppellimento, sono il risultato della ripresa dei processi erosivi causati dall'attività antropica degli ultimi secoli.

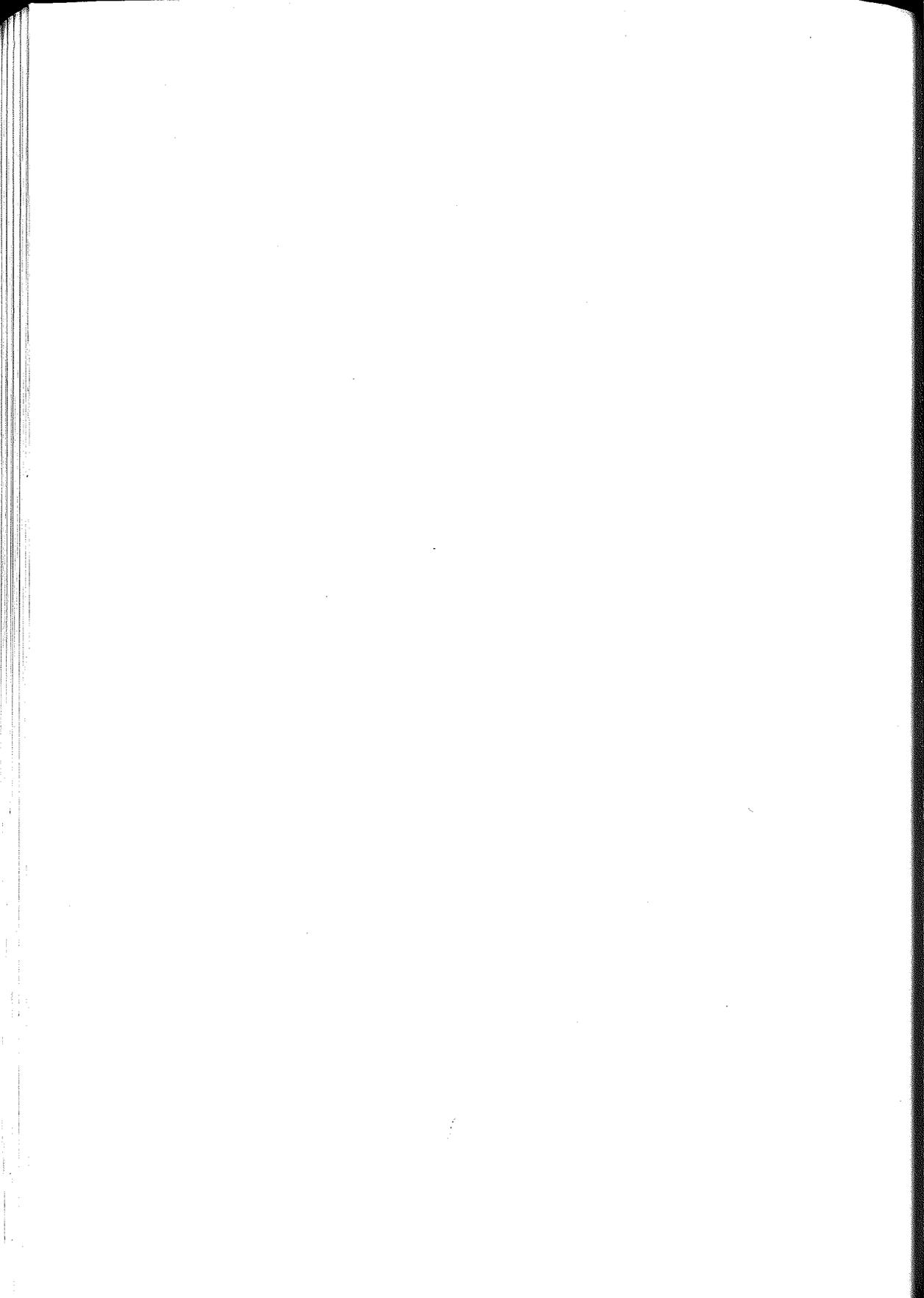
Bibliografia

- Bos R.H.G., Sevink J. (1975). *Introduction of gradational and pedomorphic features in descriptions of soils*. Journal of Soil Science 26,3,223-233.
- Brammer H. (1971). *Coatings in seasonally flooded soils*. Geoderma 6:5-16.
- Brewer R. (1964). *Fabric and Mineral Analysis of Soils*. J. Wiley & Sons, New York, 470 p.
- Briggs D. (1977). *Sources and methods in Geography. Sediments*. Butterworths. London. 190 p.
- Bullock P., Macney D. (1970). *Micromorphology of strata in the Boyn Hill terrace deposits, Buckinghamshire*. In: *Micromorphological Techniques and Applications*. D.A. Osmond, P. Bullock (Eds). Soil Survey Technical Monograph n° 2. Harpenden, England:97-105.

- Bullock P., Fedoroff N., Jongerius A., Stoops G., Tursina T. (1985). *Handbook for Soil Thin Section Description*. Waine Res. Publ., Woverhampton (England), 152 p.
- Cassa per il Mezzogiorno (1971). *Carta geologica della Calabria*. Tavole "Silvana Mansio" e "Spezzano della Sila". Poligrafica e Cartevalori, Ercolano (Napoli).
- Cremaschi M. (1987). *Loess deposits of the plain of the Po and of the adjoining adriatic basin (Northern Italy)*. In *Loess and Periglacial Phenomena*. M. Pècsi, H. French (Eds). Akadémiai Kiadó, Budapest:125-140.
- Cremaschi M., Van Vliet-Lanoë B. (1990). *Traces of frost activity and ice segregation in Pleistocene loess deposits and till of northern Italy: deep seasonal freezing or permafrost?* Quaternary International 5:39-48.
- Dimase A.C., Iovino F. (1996). *I suoli dei bacini idrografici del Trionto, Nicà e torrenti limitrofi (Calabria)*. Accademia Italiana di Scienze Forestali. Firenze. 112 p.
- Dimase A.C., Bonazzi A., Iovino F. (1996). *Effetti dell'impatto antropico sull'erosione dei suoli dell'altopiano della Sila*. Annali dell'Accademia Italiana di Scienze Forestali, XLV:307-329.
- Ferrari G.A., Magaldi D. (1976). *Il problema dei loess*. In *Gruppo di Studio del Quaternario Padano. Studio interdisciplinare del rilievo isolato di Trino (bassa pianura vercellese)*. Quaderno n° 3:245-247.
- Fitzpatrick E.A. (1956). *An indurated soil horizon formed by permafrost*. Journal of Soil Science 7:248-257.
- Fitzpatrick E.A. (1984). *Micromorphology of Soils*. Chapman and Hall Eds, London, 433 p.
- Jongerius A. (1970). *Some morphological aspects of regrouping phenomena in Dutch soils*. Geoderma 4:311-331.
- Kwaad F.J.P.M., Mùcher H.J. (1979). *The formation and evolution of colluvium on arable land in northern Luxemburg*. Geoderma 22:173-192.
- Mùcher H.J., Morozova T.D. (1983). *The application of soil micromorphology in quaternary geology and geomorphology*. In P. Bullock, Murphy C.P. (Eds), *Soil Micromorphology, Vol. 2: Soil Genesis*. A.B. Academic Publishers:151-194.
- Owen L.A., White B.J., Rendell H., Derbyshire E. (1992). *Loessic silt deposits in the western Himalayas: Their sedimentology, genesis and age*. Catena 19:493-509.
- Romans J.C., Stevens J., Robertson L. (1966). *Alpine soils in northeast Scotland*. Journal of Soil Science 17:184-199.
- Romans J. C., Robertson L. (1974). *Some aspects of the genesis of alpine and upland soils in the British Isles*. In G.K. Rutherford (Ed.), *Soil Microscopy. Proceedings of the fourth international working meeting on soil micromorphology*. The Limestone Press, Kingston, Ontario (Canada):498-510.
- Ronald J.G., Matthews M.D., Link D.A. (1970). *The relationship between shere size and settling velocity*. Journal of Sedimentary Petrology 41,1:7-18.
- Sanesi G. (a cura di) (1977). *Guida alla Descrizione del Suolo*. CNR, P.F. Conservazione del Suolo. Firenze, 157 p.
- Servizio Idrografico. Sezione di Catanzaro. *Annali Idrologici 1923-1972*. Ministero LLPP. Istituto Poligrafico dello Stato. Roma.
- Slager S., Jongmans A.G., Miedema R., Poñs L.J. (1978). *Fossil and recent soil formation in Late Pleistocene loess deposits in the southern part of the Netherlands*. Nth. J. Agric. Sci. 26:326-335.
- Soil Survey Staff (1999). *Soil Taxonomy*. Agriculture Handbook 436. U.S.D.A. - N.R.C.S. Washington D.C., 869.
- Thompson M.L., Fedoroff N., Fournier B. (1990). *Morphological features related to agriculture and faunal activity in thee loess-derived soils in France*. Geoderma 46:329-349.
- Van Wambecke A., Hasting P., Tolomeo M. (1986). *Newhall simulation model, a basic program for the IBM PC*. Dept. Agronomy, Cornell University, Ithaca (N.Y.).
- Van Vliet-Lanoë B. (1985). *Frost effects in soils*. In: *Soils and Quaternary Landscape Evolution*. J Boardman Ed. John Wiley & Sons Ltd.:117-158.



**IV SESSIONE
SUOLO E AMBIENTE**



METAL CONTAMINATION OF SOILS AND VEGETATION BY MINING ACTIVITIES IN SOUTH AMERICA

J. Bech¹, Charlotte Poschenrieder², Juan Barceló², L. Tonon³, I. Gonzalez⁴, E. Fenés¹

¹Chair of Soil Science, Faculty of Biology, University of Barcelona, Avda. Diagonal 645, E-08028 Barcelona (Spain). ²Unidad de Fisiología Vegetal, Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de Barcelona, E-08193 Bellaterra (Spain). ³Universidad de Cuenca, Ecuador. ⁴UTEM, Santiago, Chile

Abstract

We present a summary of results of investigation on the contamination of soils and plants around three mines in South America: "Mina Turmalina", a copper mine in the Peruvian Andes, "Mina el Teniente", a very important copper mine in Chile, and "Mina San Bartolomé", a silver mine in Ecuador. Copper mining in Chile caused considerable less soil contamination than in Peruvian Andes, where in addition to the high Cu concentration considerable contamination by As and Cd was observed. Also the extraction of Ag in the S. Bartolomé mine yielded a high As, Cd and Zn contamination. The highest metal concentration in plants was found in *Bidens cynapiifolia* from Peru; high As concentration was also observed in *Paspalum* species from Peru and in *Holcus lanatus* and *Penissetum clandestinum* from Ecuador. High Zn levels were found in *Rumex* and *Eupatorium*.

Riassunto

Si riferisce di una serie di indagini sulla contaminazione di suoli e piante di tre aree minerarie dell'America meridionale.

L'attività estrattiva dell'importante miniera di rame cilena "Mina El Teniente" è risultata contaminare il suolo in misura minore rispetto alla miniera peruviana "Mina Tormalina", dove in aggiunta alle elevate concentrazioni di Cu sono state rilevate considerevoli concentrazioni di As e Cd. L'attività estrattiva nella miniera di Ag di San Bartolomé (Ecuador) ha determinato una elevata contaminazione in As (fino a 7670 ppm) e Cd (fino a 500 ppm), tuttavia la maggiore contaminazione è risultata quella di Zn (oltre 18000 ppm).

Le maggiori concentrazioni di As sono state trovate in *Bidens cynapiifolia* (1430 ppm) del Peru, in *Holcus lanatus* (210 ppm) e *Penissetum clandestinum* (250 ppm) dell'Ecuador. I più alti valori di Cu sono stati invece rinvenuti in *Bidens cynapiifolia* del Perù (620 ppm) ed in *Mulinium spinosum* del Cile (875 ppm). Elevate concentrazioni di Zn sono state infine trovate nelle piante dell'area mineraria dell'Ecuador.

1. Introduction

The relation between the presence of some plants in certain soils was already noticed in ancient Greece (Bech, 1999) and Rome, several observations were made dealing with this fact.

In America, Hernández (c. 1584-1587) first used the word *metallophytis*. Alonso Barba (1729) noticed that in "Virreinato" of Peru some plants indicated metallic veins. Later, in Europe Henckel (1760) wrote *Flora Saturnizans* ("ou preuves de l'alliance qui existe entre le regne végétal et le regne minéral ...").

South American countries are rich in valuable ore deposits and mining activities have quickly developed all over the continent. Extractions of metal ores usually have a strong impact on the environment. Besides the local disturbance of the soil, contamination by potentially toxic metals and arsenic can be observed in the soils and vegetation around the mines. In general, the environmental impact of mines in Europe and North America has been evaluated in detail. In contrast, data on impact assessment of the mining activities in South American countries are still very poor.

The vegetation of metalliferous mine wastes with native tolerant species is the best system of remediation. Phytoremediation is very useful not only for phytoextraction, but also for phytostabilisation of mine tailings, specially in case of abrupt topography of mine dump, because they reduce erosion risk or even land slides. But the knowledge of the metalliferous plants of South America is scarce. We need to look for these species. Bech *et al.* (1997 a,b) presented first report of *Bidens cynapiifolia* as an indicator species for Cu, Mn and As. These studies are in progression (Bech, 2000 and Bech *et al.*, 2001).

2. The aim of this work

Here we present a summary of the preliminary results of the first investigations on the contamination of soils and plants around three mines in South America.

We try to attain a double objective: to know the level of pollution around some Andean mines and also to look for native metalliferous plants in these areas.

3. Material and Methods

3.1. Site description and Sampling

We sampled soils and plants around three mines in South America: (1) "Mina de San Bartolomé" (S.B.) a silver mine in Ecuador, (2) "Mina Turmalina" (Tu), a copper mine in the Peruvian Andes, (3) "Mina El Teniente" (Te), an important copper mine in Chile.

The three experimental sites not only differed in geographical location, altitude and climate, but also in the ore and gangue minerals, as well as in the type and degree of soil contamination.

1. Mina San Bartolomé (silver mine) is located at 34 km. E-SE of Cuenca city, Azuay region (Southern of Ecuador), in the Royal Andes (lat. 2°59' S; long. 78°51' W) at an altitude of 3200m.

We studied two levels of tills of this mine, "low and high".

In the present paper we discuss the results of the "low" part. Plants were taken at 14 sites (20 soil samples), with different degrees of contamination. The species collected were: *Baccharis amdatensis*, Asteraceae (SB1,5); *Cortaderia nitida*, Poaceae (SB1, 4, 6, 14); *Holcus lanatus*, Poaceae (SB1, 5, 9, 11, 13); *Coriaria thymifolia*, Coriariaceae (SB6); *Trifolium repens*, Leguminosae (SB6); *Myrica cerifera*, Miricaceae (SB6); *Spartium junceum*, Leguminosae (SB7); *Psoralea mutissi*, Leguminosae (SB7); *Panicum agrostoides*, Poaceae (SB7); *Rumex crispus*, Polygonaceae (SB8); *Taraxacum officinalis*, Asteraceae (SB10); *Datura stramonium*, Solanaceae (SB10); *Erythraea quitensis*, Gentianaceae (SB13, 14).

2. Mina Turmalina (copper mine) is located in the Canchaque district of the department of Piura (Northern Peru) in the Western Andes (lat. 04°58' S; long. 79°45' W) at an altitude of 2600m. Six sampling sites with apparently different degrees of contamination were chosen: from low (Tu1) to high contamination (Tu6). A variable number of plant species were collected at each site: *Bidens cynapiifolia*, Asteraceae (Tu1, 2, 3); *Miconia lutescens*, Melastomataceae (Tu1, 6); *Stellaria cuspidata*, Caryophyllaceae (Tu4); *Paspalum racemosum*, Poaceae (Tu4, 5); *Paspallum tuberosum* (Tu5); *Eupatorium sp.*, Asteraceae (Tu5); *Eriochloa ramosa*, Poaceae (Tu%); *Spergularia grandis*, Caryophyllaceae (Tu5).
3. Mina El Teniente (copper mine) is located in Coya town, at 6 km. E-NE of the Rancagua (6th Chilean Region) city and 75 km SSE of Santiago (Chile). We sampled in the area of Barahona dam (lat. 34°04'36" s; long. 70°30'41" W) at an altitude of 1189m. Nineteen sites were chosen: from number Te1 to Te19. There are two levels: from Te1 to Te15 were sampled on the upper part -in the big tailing dam-, and numbers Te16 to Te 19 on the low part, near the channel of mining waste muds. Several species were collected at each site: *Mulinum spinosum*, Apiaceae (Te1, 3, 5); *Erigeron cf. Berterianus*, Asteraceae (Te2, 3, 4, 6, 12, 17, 18); *Chenopodium ambrosioides*, Chenopodiaceae (Te2, 4, 6, 7, 9, 18); *Convolvulus lissectus*, Convolvulataceae (Te3, 4); *Rumex acetosella*, Polygonaceae (Te10); *Muehlenbeckia hastulata*, Coccolebeae (Te11); *Euphorbia collina*, Euphorbiaceae (Te13); *Galega officinalis*, Leguminosae (Te14); *Carduus pycnocephalus*, Asteraceae (Te15); *Schinus polygamus*, Anacardiaceae (Te16); *Baccharis rhomboidalis*, Asteraceae (Te16); *Solanum tomatillo*, Solanaceae (Te 16); *Cenchrus cf. Echinatus*, Poaceae (Te19).

3.2. Soil and Plant Analysis

Soil samples were air-dried and passed through a 2mm. sieve to obtain "fine earth" (<2mm. fraction). Organic C content was determined using the Walkley-Black dichromate acid oxidation method. The pH value was determined potentiometrically by glass electrode pH-meter in 1:2.5 soil-water suspension. Calcium carbonate was determined by acid-neutralization method. Electrical conductimetry was determined on the extract at soil-to-water ratio of 1:5. *Aqua regia* extracts were used for the determination of "pseudototal" soil metals (ISO/CD 11466). Concentrations of As, Cd, Cu, Pb, Mn and Zn in the extracts were determined by ICP-ES (Yvon JY38-VHR).

Plant material (leaves, shoots and roots) was carefully washed with tap water, followed by 0.01 HCl and distilled water. The dried (65°) plant material was then wet ashed ($\text{HNO}_3/\text{HClO}_4/\text{H}_2\text{SO}_4 = 10:1:1$) and analysed by ICP-ES for As, Cd, Cu, Pb, Mn and Zn. Titanium concentrations in acid ($\text{HNO}_3/\text{HClO}_4/\text{H}_2\text{SO}_4 = 10:1:1$) digest of soil samples and plant material were analysed by ICP-ES and used as an indicator of soil contamination of plant material according to Cary et. al. (1986). Soil acid plant Ti concentrations ranged from 0.08 to 0.52% and from 22 to 460 $\mu\text{g/g}$, respectively. The individual value for contamination by soil particles of each leaf sample was taken for correcting its metal concentration and the leaf metal concentrations shown are corrected values.

4. Results

Table 1 shows selected properties and the concentration of As and heavy metals (Cu, Zn, Pb, Cd, Ag, Mn) of soils sampled around the three mines.

Table 2 shows the metal concentrations in plants -shoots- (root concentrations, also determined, but no shown in these tables).

These tables contains a list of 37 metal tolerant plant species found in these three mine tailing soils: San Bartolomé (silver mine) near Cuenca, southern Ecuador, Mina Turmalina (copper mine) between Piura and Huancabamba, north of Peru, and El Teniente (copper mine) Rancagua, southern Santiago, Chile.

The majority of these plants are not listed in Brooks (1972,1993,1998).

There are some previous citations, but not from South America, vg.: *Holcus lanatus* (Bradshaw and Chadwick, 1980, Meharg *et al.*, 1993, Boyd, 1998); *Rumex acetosella* (Banasova 1983) and *Chenopodium ambrosioides* (Barman and Lal, 1994).

5. Discussion

The main characteristics of the soils around these three mines were (Table 1):

- 1) Silver mine in Ecuador ("Mina San Bartolomé") with a large range of As (10-2200mg/kg), Zn (60-18600 mg/kg), Cd (0.1-342 mg/kg), Ag (1-180 mg/kg) and Pb (58-18610 mg/kg) concentrations. Cu concentration is lower (3-190 mg/kg). The Zn soil concentration is the highest of the three sites (max. Value 18160 mg/kg). Also the San Bartolome mine yielded high As and Cd contamination.
- 2) Copper mine in the Peruvian Andes ("Mina Turmalina") with concentrations ranging from 69 to 5270 mg/kg for Cu, 87 to 285 mg/kg for Pb, 56 to 772 mg/kg for Zn, 9 to 500 mg/kg for Cd and 143 to 7670 mg/kg for As, shows that the As, Cd and Cu contamination is clearly emphasized.
- 3) Copper mine in Chile ("Mina El Teniente") caused considerable less soil contamination than in the Equatorian and Peruvian Andes. The total soil metal concentrations ranging from 264 to 971 mg/kg for Cu, 33 to 92 mg/kg for Zn, 36 to 225 mg/kg for As, very few Pb (5-40 mg/kg). Cd wasn't detected.

The different plant species collected on the severely polluted soils exhibited large differences in shoot accumulation of heavy metals and As.

Maximum shoot As concentrations were found in *Paspalum racemosum* from Turmalina mine (Peru), with 5280 µg/g. Very high As concentrations were also observed in shoots of *Miconia lutescens* (1650 µg/g), *Bidens cynapiifolia* (1430 µg/g), *Spergularia grandis* and *Paspalum tuberosum*, from the same mine.

Bidens humilis was found in San Bartolomé mine (Ecuador) with a lower maximum shoot As concentration (27 µg/g). The shoot accumulation factors for As in this two *Bidens* species (S.A.F. i.e. the shoot/soil concentration ratio) were 0.5 and 0.8 respectively. High As concentrations were presents in *Stellaria cuspidata* (589 µg/g, Tu), *Cortaderia nitida* (343 µg/g, S B), *Eriochloa ramosa* (317 µg/g, Tu), *Holcus lanatus* (291 µg/g, SB) and *Pennisetum clandestinum* (252 µg/g, SB).

The highest shoot Cd concentrations were found in *Myrica cerifera* (52 µg/g) and *Baccharis amdatensis* (41 µg/g) both from SB.

The highest Cu shoot concentrations were found in *Paspalum racemosum* (1880 µg/g, Tu) and *Chenopodium ambrosioides* (1146 µg/g, SB and Te). High Cu shoot level were found in *Berterianum* (707 µg/g, S.A.F. 1.01 Te) and *Bidens cynapiifolia* (620 µg/g, S.A.F. 0.3, Tu).

The highest Pb shoot concentrations were found in *Chenopodium ambrosioides* (1056 µg/g, SB and Te). *Pennisetum clandestinum* also accumulated considerable concentration of Pb (614 µg/g, SB).

Table 1. Studied Soil Samples, Selected properties, *Aqua Regia* extracts

San Bartolomé, Ecuador									
Sample	Clay (%)	pH _w	EC dS/m	OM (%)	Cu µg/g	Zn µg/g	Pb µg/g	As µg/g	Mn µg/g
SB1nd	2.7	2.2	0.4	67.2	1975.7	623.9	358.2	696.0	
SB1'	nd	4.7	2.1	1.5	13.0	867.8	150.6	8.0	1115.5
SB1''	22	4.4	1.4	0.3	14.4	1008.3	165.5	40.2	1323.6
SB227	2.6	3.5	2.1	205.3	9620.5	5901.2	2236.9	863.3	
SB319	2.3	3.9	1.4	346.5	18613.4	4071.2	1848.7	1200.4	
SB3'	8	2.9	4.0	1.5	29.4	128.6	126.6	31.4	726.7
SB413	2.5	2.2	0.8	100.0	1463.8	1345.4	623.0	866.9	
SB4'	31	4.3	0.7	0.4	33.4	1136.0	109.1	5.8	779.3
SB531	5.8	0.9	0.9	28.2	478.1	63.3	8.4	439.7	
SB617	6.0	0.4	1.1	18.0	500.6	119.1	65.1	1523.0	
SB724	3.7	0.5	1.8	1.0	0.1	14.3	30.0	0.3	
SB824	2.7	1.6	0.3	189.0	2687.1	4891.4	1225.0	362.6	
SB11	17	6.0	0.2	2.8	39.0	231.3	187.5	18.5	905.2
SB12	24	6.2	0.1	0.4	17.2	107.8	60.9	49.9	1263.7
SB13	24	5.8	0.2	1.6	32.2	137.7	107.5	41.6	707.6
SB13'	32	6.4	0.2	5.1	13.4	109.9	66.3	49.8	1737.8
SB14	24	5.7	0.1	0.5	3.2	58.2	59.3	35.5	110.9

Turmalina, Perú								
Sample	Clay (%)	pH _w	EC dS/m	OM (%)	Cu	Zn	As	Mn
S1	39	5.2	0.1	11.0	41	90	111	357
S2	26	5.0	0.1	23.4	617	437	649	209
S3	31	4.4	0.2	15.6	100	338	1433	1448
S4	5	5.9	0.4	2.3	202	257	1063	808
S5	22	5.2	0.4	4.1	194	92	760	318
S6	6	3.3	0.7	2.3	142	131	1651	226

El Teniente, Chile								
Sample	Clay (%)	pH _w	EC dS/m	OM (%)	Cu	Zn	Pb	As
S1	24	3.3	2.7	5.4	970.6	90.2	39.8	225.2
S2	27	3.9	1.0	2.5	345.8	66.6	11.8	36.6
S3	22	3.8	0.4	9.9	631.4	33.3	7.1	87.4
S4	25	4.1	0.3	5.6	977.5	95.8	36.9	219.0
S5	20	4.0	0.3	0.8	264.4	69.1	17.5	57.3
S6	24	4.3	0.2	0.1	645.9	53.6	28.9	89.2
S7	21	4.4	0.2	0.1	370.7	69.0	5.1	38.3
S9	26	3.6	2.4	0.7	599.7	75.6	5.6	35.7
S10	30	3.8	0.3	0.3	575.6	75.6	18.7	34.3
S11	20	3.5	0.5	2.8	653.1	96.0	24.3	35.7
S12	14	3.7	0.5	0.3	452.6	74.2	12.3	40.6
S13	18	3.7	0.5	1.1	519.2	37.9	10.0	73.7
S14	41	4.0	0.8	2.1	777.1	92.0	19.6	68.2
S15	43	4.6	0.3	0.5	473.2	77.5	22.0	92.9
S16	26	3.9	0.3	6.0	464.9	73.6	3.6	16.0
S17	21	3.7	2.2	1.0	752.0	42.0	16.2	104.6
S18	27	4.2	0.3	2.4	342.5	71.9	9.1	46.8
S19	34	4.2	0.9	0.3	423.9	74.3	13.5	188.3

Table 2. Metal-tolerant plant species of AndesMaxim. Concentration ($\mu\text{g/g}$) dry mass

FAMILY / Genus	Location	As	Cd	Cu	Pb	Zn
GENTIANACEAE						
<i>Erythraea quitensis</i>	SB	62	5	1	76	582
LEGUMINOSAE						
<i>Galega officinalis</i>	Te	nd	nd	80	250	337
<i>Psoralea mutissi</i>	SB	38	3	15	11	178
<i>Spartium junceum</i>	SB	51	13	32	298	458
<i>Trifolium repens</i>	SB	0	3	0	32	215
MELASTOMATAACEAE						
<i>Miconia lutescens</i>	Tu	1650	nd	142	nd	131
MYRICACEAE						
<i>Myrica cerifera</i>	SB	29	52	41	140	2008
POACEAE						
<i>Cenchrus cf. Echinatus</i>	Te	nd	nd	461	254	365
<i>Cortaderia nitida</i>	SB	343	14	85	246	759
<i>Eriochloa ramosa</i>	Tu	317	nd	88	nd	61
<i>Holcus lanatus</i>	SB	291	18	73	460	3053
<i>Panicum agrostoides</i>	SB	69	6	23	122	617
<i>Paspalum racemosum</i>	TU	5280	nd	1880	nd	604
<i>P. tuberosum</i>	Tu	1130	nd	300	nd	61
<i>Pennisetum clandestinum</i>	SB	252	18	87	614	840
POLYGONACEAE						
<i>Polygonum acre</i>	SB	40	27	37	66	554
<i>Rumex acetosella</i>	Te	nd	nd	77	235	338
<i>R. crispus</i>	SB	0	20	75	187	2174
QUENOPODIACEAE						
<i>Chenopodium ambrosioides</i>	SB & Te	0	5	1146	1056	517
SOLANACEAE						
<i>Datura stramonium</i>	Sb	38	3	23	144	196
<i>Solanum tomatillo</i>	Te	nd	nd	266	252	418
ANACARDIACEAE						
<i>Schinus polygamus</i>	Te	nd	nd	193	260	303
APIACEAE						
<i>Mulinum spinosum</i>	Te	nd	nd	988	266	398
ASTERACEAE						
<i>Baccharis amdatensis</i>	SB	52	41	55	156	2117
<i>B. rhomboidalis</i>	Te	nd	nd	311	248	309
<i>Bidens cynapiifolia</i>	Tu	1430	nd	620	nd	437
<i>B. humilis</i>	SB	27	17	44	461	399
<i>Carduus pycnocephalus</i>	Te	nd	nd	114	250	314
<i>Erigeron cf. Berterianum</i>	Te	nd	nd	707	263	460
<i>Eupatorium sp.</i>	Tu	461	nd	105	nd	1933
<i>Taraxacum officinalis</i>	SB	0	3	77	183	1587
CARYOPHYLLACEAE						
<i>Spergularia grandis</i>	Tu	1175	nd	334	nd	92
<i>Stellaria cuspidata</i>	Tu	589	nd	275	nd	239
CONVOLVULACEAE						
<i>Convolvulus lissetus</i>	Te	nd	nd	208	250	453
COCCOLOBEAE						
<i>Muehlenbeckia hastulata</i>	Te	nd	nd	376	248	326
CORIARIACEAE						
<i>Coriaria thymifolia</i>	SB	22	4	0	11	676
EUPHORBIACEAE						
<i>Euphorbia collina</i>	Te	nd	nd	250	250	367

nd: not determinated

High Pb shoot levels also were found in *Bidens humilis* (461 µg/g, SB) and in *Holcus lanatus* (460 µg/g, SB).

Maximum shoot Zn concentrations were found in *Holcus lanatus* (3053 µg/g SB).

High Zn concentrations were observed in shoots of *Myrica cerifera* (2008 µg/g), *Rumex crispus* (2174 µg/g), *Baccharis amdatensis* (2117 µg/g), also from San Bartolomé mine and *Eupatorium sp.* (1933 µg/g) from Turmalina mine. The S.A.F. value for *Eupatorium* is 0.98.

Also significant shoot Zn value were found in the san Bartolomé species *Taraxacum officinalis* (1587 µg/g) and *Rumex sp.* (1300 µg/g, S.A.F. 0.5).

As well as the above results, that included As and heavy metals soil and plant concentrations, and some examples of concentration ratio, we also calculated shoot/root metal concentration quotients of the plant species. (data not shown). These last quotients permit us to classify some species as *indicators*, *excluders* and *acumulators*. In this way *Chenopodium ambrosioides* (from El Teniente mine) is Pb and Zn indicator and Cu excluder, *Cortaderia nitida* (from San Bartolomé) is Cu and Pb excluder, *Pennisetum clandestinum* (from San Bartolomé) is As excluder, *Holcus lanatus* (from san Bartolomé) is Cu excluder, etc.

6. Concluding Remarks

Copper mining in El Teniente (Chile) caused considerable less soil contamination than in the Peruvian Andes where in addition to the high Cu concentrations, an important contamination by As and Cd was observed. The highest metal concentration at this site, however, was found for Zn.

Maximum shoot As concentrations were found in *Paspalum racemosum* from Turmalina mine (Perú)(5280 µg/g). Also high As levels were observed in *Miconia lutescens* (1650 µg/g) and *Bidens cynapiifolia* (1430 µg/g) from the same mine.

Highest shoot Cu concentration were found in *Paspalum racemosum* (1880 µg/g) and high levels were detected in *Chenopodium ambrosioides* (1146 µg/g), *Mulinum spinosum* (988 µg/g), *Erigeron cf. Berterianum* (707 µg/g) and *Bidens cynapiifolia* (620 µg/g).

Highest Pb shoot concentrations were found in *Chenopodium ambrosioides* (1056 mg/g). Also high values show *Pennisetum clandestinum* (614 mg/g), *Bidens humilis* (461 mg/g) and *Holcus lanatus*.

Highest shoot Zn concentrations were found in *Holcus lanatus* (3053 µg/g). Also high values are found in *Rumex crispus* (2174 µg/g), *Baccharis amdatensis* (2117 µg/g) and *Myrica cerifera* (2008 µg/g).

High shoot Cd concentrations were found in *Myrica cerifera* (52 µg/g) and *Baccharis amdatensis* (41 µg/g).

Considerable shoot Ag concentrations were found in some species: *Holcus lanatus* (1.5 µg/g), *Psoralea mutissi* (0.8 µg/g) and *Pennisetum clandestinum* (0.8 µg/g).

We found more than 30 indicator plants which are not listed by Brooks (1993, 1998). These metalophytes may be a very interesting material for future investigations in the vegetation of contaminated soils located in the Andes range.

Acknowledgments

The authors are very grateful to Profs. J. Ulloa and G. Larriva (Cuenca Univ., Ecuador), J.L. Barranzuela (Piura Univ., Peru) and V. Puentes (UTEM, Santiago, Chile) for technical assistance of

sampling and to Profs. K. Rivas (Cuenca Univ., Ecuador), F. Zuffiga (Piura Univ., Peru) and Claudina (UTEM, Santiago, Chile) for classifying the plant material and A. López-Pancorbo for typing the text.

References

- Alonso Barba (1729). *El arte de los metales*.
- Baker A.J.M. (1981). *Accumulators and Excluders-Estrategies in the response of plants to heavy metals*. Journal of Plant Nutrition 3(1-4):643-654.
- Banasova V. (1983). *Die vegetation auf pyritalden und der gehalt an Cu, Pb, Zn, As, Ag, Fe und S in pflanzen und im boden*. Biologia (Bratislava) 38,5:469-480.
- Barman S.C., Lal M.M. (1994). *Accumulation of heavy metals (Zn, Cu, Cd and Pb) in soil and cultivated vegetables and weeds grown in industrially polluted fields*. J. Environ. Biol. 15(2):107-115.
- Bech J. (1999). *Knowledge of soils in ancient Greece, with reference to accumulated knowledge from prehistoric times*. Mem, Royal Acad. Sci. and Arts of Barcelona 955, LVII, 10:405-511.
- Bech J. (2000). *Research strategies for metalophytes: some examples from the Andes (South America)*. Biogeochemistry and Geochemical Ecology.
- Bech J., Poschenrieder Ch., Llugany M., Barceló J., Tume P., Tobias F.J., Barranzuela J.L., Vásquez E.R. (1997a). *Arsenic and heavy metal contamination of soil and vegetation around a copper mine in Northern Perú*. The Science of the Total Environ. 203:83-91.
- Bech J., Poschenrieder Ch., Barceló J., Tobias F.J. (1997b). *Accumulation of arsenic and heavy metals in leaves of Bidens cynapiifolia (Asteraceae) growing near a copper mine in the Peruvian Andes*. 4th Int. Conf. on the Biochemistry of Trace Elements. Univ. California. Berkeley, California:265-266.
- Bech J., Poschenrieder Ch., Lansac A., Barceló J. (2001). *Plants from mine spoils in South America area as a potential source of germplasm for phytoremediation technologies*. (in press).
- Boyd R.S. (1998). *Hyperaccumulation as a Plant Defensive Strategy*. In Broocks R.R. (ed.). *Plants that hyperaccumulate heavy metals*. CAB. Internat.
- Bradshaw A.D., Chadwick M.J. (1980). *The restoration of land*. Blackwell, Oxford, 317 pp.
- Brooks R.R. (1972). *Geobotany and biogeochemistry in mineral exploration*. Harper and Row. Publ.
- Brooks R.R. (1993). *Geobotanical and biogeochemical methods for detecting mineralization and pollution from heavy metals in Oceania, Asia and the Americas*. In Market B. (ed.). *Plants as biomonitors. Indicators for heavy metals in the terrestrial environment*. Weinheim. VCH:127-153.
- Brooks R.R. (ed.) (1998). *Plants that hyperaccumulate heavy metals*. CAB. Internat.
- Cary E.E., Grunes D.L., Boham U.R., Sanchirico C.A. (1986). *Titanium determination for correction of plant sample contamination by soil*. Agron. J. 78:933-936.
- Francisco Hernández (1628). *Rerum Medicarum Novae Hispaniae Thesaurus*.
- Henckel J.F. (1760). *Le Flora Saturnisans ou l'auteur demontre l'alliance qui se trouve entre les Vegetaux et les Mineraux*. Paris (with "Le Pyritologie").
- Meharg A.A., Cumbes Q.J., Mac Nair M.R. (1993). *Pre-adaptation of Yorkshire Fog, Holcus lanatus L. (Poaceae) to arsenate tolerance*. Evolution. 47:313-316.

TEST DI ELUIZIONE APPLICATI AD UN SUOLO TRATTATO CON COMPOST DI QUALITÀ E DA RSU

E. Beccaloni, P. Borrello, E. Stacul, L. Musmeci

Istituto Superiore di Sanità, Roma

Abstract

At the moment, the compost quality criteria are a very discussed problem both on an international and a national scale. Up to now issued regulations, particularly Italian those, regard the total content of metal microelements, as Cadmium, Mercury, Nickel, Lead, Copper and Zinc one of quality criteria; but, the bioavailability of above-mentioned elements has never considered. Nevertheless, the actual environmental release assessment of metal microelements would be considered as evaluation principle in order to identify the possible uses of different compost typologies.

In the present paper we suggested the test to use in order to assess the bioavailability of microelements considered in matrix "soil plus compost". The assessment, by elution tests, of both the possible heavy metals soil concentration increase, and the release difference between two compost typologies used was our target; we choose these compost typologies on the basis of their different metal microelement concentrations. The elements considered were Cd, total Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, and Zn. The elution test was carried out by utilizing, as eluant, deionized water acidulated with HNO_3 and Fe_2SO_4 (pH 4), simulating the acid rain washing away. Temperature, pH and conductivity were measured in the eluates. The elution tests on the soil treated with two different compost typologies were repeated at time intervals for 3 months, in order to assess the possible bioavailability variations of metal microelements considered.

Riassunto

I criteri di qualità del compost sono un problema ancora attuale e molto discusso sia a livello nazionale che internazionale. Le normative ad oggi emanate, in particolare modo in Italia, hanno considerato come uno dei criteri di qualità il contenuto totale di alcuni microinquinanti metallici e non si è mai considerato l'aspetto della biodisponibilità degli elementi ritenuti contaminanti prioritari. Tuttavia la determinazione dell'effettiva rilasciabilità nell'ambiente dei microinquinanti metallici dovrebbe essere presa in considerazione quale elemento valutativo ai fini della individuazione degli usi a cui destinare le varie tipologie di compost prodotto.

La presente nota vuole portare un contributo relativamente a quale test poter utilizzare per valutare detta biodisponibilità dei microelementi considerati presenti nelle matrici "suolo più compost". L'obiettivo del lavoro è stato quello di valutare, tramite test di eluizione, sia l'eventuale apporto in concentrazione di metalli pesanti al suolo, sia la differenza del rilascio tra le due tipologie di compost utilizzate, che presentano concentrazioni totali di microinquinanti metallici notevolmente diverse tra loro. Gli elementi presi in esame sono stati Cd, Cr totale, Cu, Hg, Ni, Pb e Zn. Il test di eluizione è stato condotto utilizzando come eluente acqua deionizzata acidulata con HNO_3 e H_2SO_4 (pH 4), simulante il dilavamento da piogge acide. I test di eluizione sul terreno trattato con le due diverse tipologie di compost sono stati ripetuti ad intervalli di tempo per un periodo totale di 3 mesi, per poter valutare le eventuali variazioni in termini di biodisponibilità di microinquinanti metallici presi in esame.

Introduzione

Il contenuto totale di metalli in suoli non contaminati è in genere basso ed è strettamente legato a diversi fattori come le caratteristiche pedologiche del suolo, il contenuto di sostanza organica, la tessitura del suolo stesso, la profondità ed infine la presenza di microrganismi che intervengono nel ciclo dei nutrienti, nella degradazione della sostanza organica, nei cambiamenti della struttura del suolo e nella solubilizzazione degli elementi in tracce. Infatti, l'immobilizzazione degli elementi in tracce da parte dei microrganismi spesso minimizza la tossicità e la mobilità dei metalli contenuti nel suolo (Ure, Barrow, 1982; Tiller 1989; Forstner, 1995; Krebs, Gupta, Furrer, Schulin, 1998; Parkpain, Sirisukhodom, Carbonel-Barrachina, 1998; Kalbitz, Wennrich, 1998).

Dall'interazione che si ha tra vegetazione, deposizioni atmosferiche ed assorbimento sulla matrice organica del terreno alcuni elementi (Cd, Cu, Hg, Pb e Zn) sono spesso concentrati sull'orizzonte superficiale del profilo del suolo (Topsoil). Altri elementi, associati alle argille e agli idrossidi come Fe, Mg, Ni e V tendono invece a concentrarsi nel basso orizzonte (Beckett, 1989). Le basse quantità naturali di metalli pesanti possono subire incrementi anche notevoli dovuti ad attività umane come ad esempio le pratiche agronomiche sbagliate. L'uso in agricoltura di fertilizzanti, di pesticidi contenenti alti livelli di elementi come Cu, Hg e Pb, di fanghi e compost come ammendanti contribuiscono all'accumulo di metalli nel suolo (Merry, Tiller, Alston, 1993).

Da numerosi studi riportati in letteratura, condotti sia in scala di laboratorio che in campo per periodi più o meno lunghi (3-5 anni) su terreni trattati con fanghi come ammendanti, si evince che nessun microinquinante metallico migra al di sotto dei 40 cm di profondità (Sidle, Tardos, 1977; Kelling, Keeney, Walsh, Ryan, 1997; Hinesly, Jones, 1977), solo lo Zn in alcuni lavori è stato ritrovato a livelli più profondi (Williams, Vlamis, Pukite, Corey, 1980; Adriano, 1986). Studi condotti a lungo termine mostrano che elementi come Cd, Cu, Cr, Hg, Ni, Pb e Zn apportati con lo spandimento di fanghi sono rimasti sullo strato superficiale del suolo a circa 20 cm di profondità anche per 20 anni (Andersson, Nilsson, 1972; Page, 1974).

Oggi, l'uso del compost in campo agricolo riveste sempre più interesse. L'alto contenuto di sostanza organica stabilizzata gioca un ruolo importante nel mantenere o incrementare i livelli di sostanze umiche in suoli molto poveri di matrice organica come quelli italiani.

Tuttavia lo spandimento potrebbe comportare l'incremento nel suolo di sostanze pericolose come per esempio metalli pesanti.

Per evitare ciò le normative ad oggi emanate a livello sia internazionale che nazionale hanno definito i criteri di qualità del compost, ed uno dei criteri di qualità tiene conto proprio del contenuto totale dei microinquinanti metallici (Cd, Hg, Ni, Pb, Cr, Cu e Zn), mentre non si è mai considerato, l'aspetto della solubilità e disponibilità degli elementi sopra elencati, ritenuti contaminanti prioritari.

Tuttavia, tenuto conto che la distribuzione e la mobilità dei metalli nel suolo dipende largamente dal ciclo biogeochimico dell'ecosistema nel quale si trovano, la determinazione della rilasciabilità nell'ambiente dei microinquinanti metallici dovrebbe essere presa in considerazione quale ulteriore elemento valutativo ai fini dell'individuazione degli usi a cui destinare le varie tipologie di compost prodotto. Tale disponibilità dovrebbe essere valutata non solo rispetto al sistema "suolo-pianta, ma anche rispetto al sistema "suolo-acque profonde" al fine di valutare l'impatto complessivo che la pratica agronomica dello spandimento di compost ha sul comparto ambientale "acque".

A tal proposito è stato avviato nei laboratori dell'ISS uno studio nel quale la parte arabile di un terreno agricolo veniva trattata con due tipologie di compost: un ammendante com-

postato verde rispondente ai criteri di qualità del D.M. del 27 marzo 1998 (modifica allegato 1 C della L. 748/84) (D. Lgs 27/3/98, 1998), ed uno derivante da rifiuti solidi urbani (RSU) non selezionati che superava i valori previsti dalle concentrazioni limite (C.L.) fissati nel decreto sopracitato.

Il terreno trattato con le due tipologie di compost è stato sottoposto a test di eluizione per valutare:

- la concentrazione di Cd, Cr, Cu, Pb, Ni, Hg e Zn nell'eluato del suolo trattato con compost rispetto all'eluato del suolo non trattato;
- la variazione nel tempo (circa 3 mesi) dei valori delle concentrazioni dei metalli negli eluati.

L'eluente utilizzato era acqua deionizzata acidulata a pH 4.2 al fine di simulare il dilavamento delle piogge acide.

Materiali e metodi

Materiali

È stato utilizzato un terreno agricolo, vagliato a 2 mm, la cui caratterizzazione è riportata in Tabella 1.

Tabella 1. Caratterizzazione del terreno agricolo

Composizione mineralogica	Presenza
Halloisite	Abbondante
Analcime	Abbondante
Sanidino	Medio abbondante
Plagioclasio	Scarso
Pirosseno	Scarso
Frazioni granulometriche	%
Sabbia grossolana	12
Sabbia media	16
Sabbia fine	16
Limo grossolano	14
Limo medio	14
Limo fine	10
Argilla	18
Caratteristiche chimico-fisiche	Valori
pH	7.10
Peso specifico g/cm ³	2.61
U. residua g/Kg	140.20
CEC meq/100g	20.20
N totale mg/Kg <small>peso secco</small>	28.40
P totale mg/Kg <small>peso secco</small>	8.30
TC %	0.66
TIC %	0.66
TOC %	0.00

Il campione di suolo è stato trattato con due tipologie di compost: il primo derivante da raccolta indifferenziata di rifiuti solidi urbani (RSU) sottoposti a selezione meccanica, il secondo rappresentato da un ammendante compostato verde rispondente ai criteri di qualità del D.M. del 27 marzo 1998 (modifica allegato C1 della L. 748/84) riportati in Tabella 2.

Tabella 2. Nuovi criteri di qualità del compost (allegato 1C legge 748/84 D.M. 27-3-968) per il contenuto totale di metalli pesanti espressi in mg/Kg s.s.

Piombo totale	≤ 140
Cadmio totale	≤ 1.5
Nichel totale	≤ 50
Mercurio totale	≤ 1.5
Cromo esavalente	≤ 0.5
Rame totale	≤ 150
Zinco totale	≤ 500

Metodi

Determinazione contenuto totale

La concentrazione totale di microinquinanti metallici nel terreno non trattato e nei due campioni di compost utilizzati è stata valutata, previa dissoluzione acida ($\text{HNO}_3 + \text{HCl}$ 1:3) in forno a microonde ed alta pressione (Milestone MLS-1200 MEGA), con tecniche analitiche strumentali di spettroscopia ad assorbimento ed emissione atomica (AA - ETAS; ICP - AES).

Trattamento del terreno

Un terreno agricolo vagliato a 2 mm, posto in vasche di vetro, è stato trattato indifferenziato con ammendante compostato verde (C1) e con compost prodotto da RSU (C2). La quantità di compost usato per lo spandimento era riferita, proporzionalmente al campione di laboratorio, al valore di 100 q/ha/anno come prevista da Deliberazione interministeriale 27/7/84 (Comitato Interministeriale di cui art. 5 D.P.R. n. 915/1982, 1984).

L'indagine ha interessato solo i primi 30 cm di terreno che in agricoltura rappresentano lo strato maggiormente coinvolto nelle attività di aratura, semina e sviluppo delle colture.

Test di eluizione

I prelievi ed i test di lisciviazione sono stati eseguiti dopo 1-3-8-12 settimane dal trattamento. Il terreno veniva inumidito con acqua deionizzata. La temperatura all'interno della stanza di trattamento era mantenuta a circa 24 °C. I test di eluizione sono stati condotti sul compost sul suolo trattato e sul controllo. Come eluente è stata utilizzata una soluzione di acqua demineralizzata acidulata a pH 4 (HNO_3 e H_2SO_4) simulante le piogge acide.

Circa 50 g di campione sono stati posti in 500 ml di soluzione eluente in beaker di polietilene (precedentemente lavati con soluzione acquosa di HNO_3 10% ed accuratamente risciacquati con H_2O deionizzata), i test sono stati eseguiti sotto agitazione in JAR-TEST a 100 rpm per 24 h. La temperatura era mantenuta a circa 20 °C. Dopo le 24 h di agitazione si

è lasciato decantare la soluzione. Sugli eluati sono stati poi determinati il pH, la temperatura e la conducibilità.

I campioni di surnatante raccolti sono stati centrifugati e acidificati all'1% v/v di HNO₃ per la determinazione strumentale degli elementi prescelti. In particolare, sono state impiegate per l'analisi le stesse tecniche spettroscopiche sia in emissione che in assorbimento, utilizzate precedentemente per la determinazione del contenuto totale di microinquinanti.

Risultati e conclusioni

Nella Tabella 3 sono riportate le concentrazioni totali degli elementi Cd, Cr, Cu, Pb, Ni, Hg e Zn, riscontrati nel terreno non trattato e nelle due tipologie di compost.

Tabella 3. Concentrazioni totali degli elementi analizzati nel terreno e nei due compost C1 e C2 in mg/kg s.s.

	Terreno	C1	C2
Cd	0.11	0.38	2.53
Cr	44	62	85
Cu	271	45	441
Hg	0.60	0.10	3.12
Ni	31	29	88
Pb	120	106	660
Zn	111	146	629

Nella Figura 1 vengono riportati i risultati del test di eluizione applicato ai due campioni di compost esaminati.

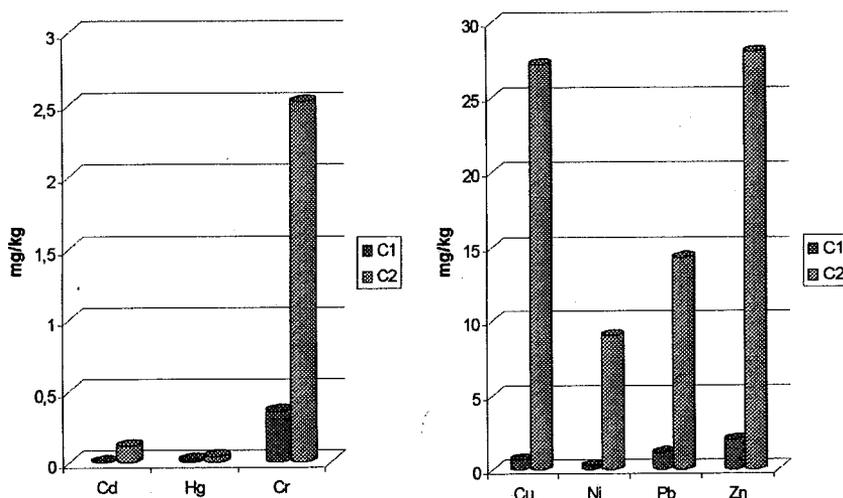


Figura 1. Valori delle concentrazioni di Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb e Zn ricercati negli eluati dei compost C1 e C2

Da tale figura è possibile dedurre che ove nel compost gli elementi analizzati sono presenti in concentrazioni totali maggiormente elevate, anche nell'eluato ottenuto dal trattamento del compost con la soluzione eluente acidula, si riscontrano concentrazioni maggiori di tutti gli elementi ricercati. Nelle Tabelle 4 e 5 si riportano i valori dei prelievi effettuati dopo 1, 3, 8 e 12 settimane di studio con le rispettive medie e deviazioni standard per tutti i 7 microelementi ricercati negli eluati dei due campioni di suolo trattato con compost.

Tabella 4. Concentrazioni ($\mu\text{g}/\text{kg}$) degli elementi negli eluati del terreno trattato con C1 rilevate dopo 1,3,8,12 settimane di trattamento

	1 ^a	3 ^a	8 ^a	12 ^a	Media	Dev. Std.
Cd	2.7	4.0	5.0	6.0	4	1
Cr	300	165	201	175	210	61
Cu	766	631	931	1410	934	339
Hg	14.0	10.0	5.3	4.6	8	4
Ni	53	45	97	15	52	33
Pb	252	234	117	50	163	96
Zn	34	27	97	27	46	34

Tabella 5. Concentrazioni ($\mu\text{g}/\text{kg}$) degli elementi negli eluati del terreno trattato con C2 rilevate dopo 1,3,8,12 settimane di trattamento.

	1 ^a	3 ^a	8 ^a	12 ^a	Media	Dev. Std.
Cd	4.0	6.3	5.3	20.6	9	7
Cr	246	166	202	160	193	40
Cu	1600	3660	580	1520	1840	1298
Hg	14.0	7.2	8.0	3.6	8	4
Ni	46	122	113	150	107	44
Pb	390	376	420	100	321	148
Zn	190	140	97	886	328	373

Nelle due tabelle si può osservare che mediamente per tutti gli elementi ricercati si riscontra nei quattro prelievi una notevole variabilità delle risultanze analitiche. Infatti si hanno deviazioni standard elevate, e nel caso dello zinco la deviazione standard supera il valore medio stesso. Ciò è a dimostrare che l'eluibilità dei microelementi studiati nel tempo è strettamente variabile, dipendendo da molteplici fattori, di difficile standardizzazione (pH, conducibilità, temperatura, presenza di sostanza organica, capacità scambio cationico, ecc. ...).

Nelle Figura 2 vengono riportati i valori medi delle concentrazioni dei 7 microelementi ricercati negli eluati del suolo trattato con le due tipologie di compost rispetto all'eluato del suolo non trattato. Da tale figura si può evincere che il suolo trattato con il "compost di qualità" non evidenzia sostanziali incrementi nelle concentrazioni di Cd, Ni e Pb rispetto alle concentrazioni degli stessi nell'eluato del terreno non trattato. Le concentrazioni totali di tali elementi nelle due matrici originali, suolo e compost di qualità, erano peraltro, molto simili (Tab. 3); pertanto il trattamento con compost non dà luogo "di fatto" ad un incremento nelle concentrazioni di tali elementi nella matrice suolo e quindi nell'eluato del sistema suolo-compost. Ad eccezione del Cr, per gli altri elementi, per i quali le concentrazioni iniziali nelle due matrici considerate, non sono simili, si è riscontrato nell'eluato del suolo trattato con compost un incremento, se pur lieve, delle concentrazioni rispetto all'eluato del suolo non trattato.

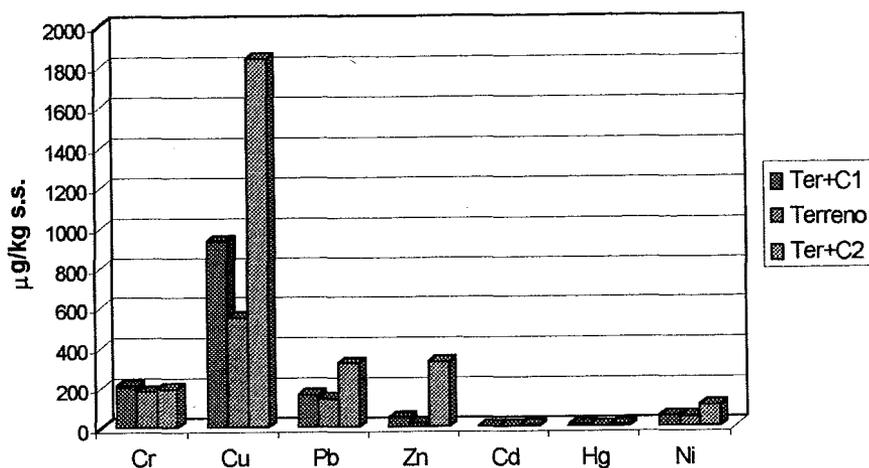


Figura 2. Confronto dei valori medi delle concentrazioni di Cd Cr, Cu, Hg, Ni, Pb e Zn, negli eluati del terreno trattato con C1 e C2 rispetto a quelle trovate nell'eluato del terreno non trattato

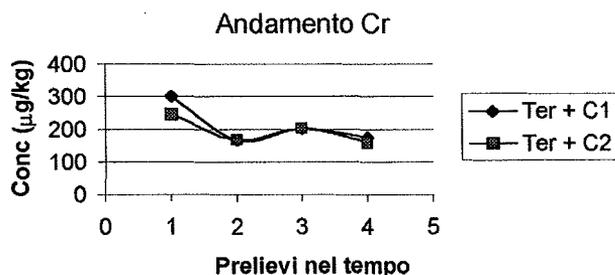


Figura 3. Andamento del Cr nelle 12 settimane di trattamento

Per quanto concerne l'eluato relativo al suolo trattato con compost da RSU non di qualità, si nota un forte incremento nelle concentrazioni riscontrate nell'eluato del suolo non trattato. Pertanto è deducibile che il trattamento del suolo con compost di non elevata qualità comporta un maggiore rischio ambientale ascrivibile ad una maggiore lisciviabilità/rilasciabilità dei microelementi metallici considerati.

Infine, nella Figura 3 si è riportato l'andamento della concentrazione del cromo negli eluati dei due campioni di suolo trattato.

Dalla figura si nota che il cromo ha un andamento del tutto simile nei due eluati, comportamento quest'ultimo completamente differente da tutti gli altri elementi. Ciò è presumibilmente ascrivibile alla mobilità del Cr nei suoli, la quale si manifesta indipendentemente dalla concentrazione con cui esso è presente nel suolo e nel compost.

Bibliografia

- Adriano D.C. (1986), *Trace elements in terrestrial environment*. Springer-Verlag, New York.
 Andersson A., Nilsson K.O. (1972). *Enrichment from trace elements from sewage sludge fertilizers in*

- soils and plants. *Am. Biol.* 1:176-179.
- Beckett P.H.T. (1989). *Advances in soil science*. Springer-Verlag, New York.
- Comitato Interministeriale di cui art. 5 D.P.R. n. 915/1982 (1984). *Disposizioni per la prima applicazione dell'articolo 4 del Decreto del Presidente della Repubblica 10 settembre 1982, n. 915, concernente lo smaltimento dei rifiuti*. (Deliberazione 27/7/84).
- D. Lgs 27/3/98 (1998). *Modificazioni dell'allegato 1C della legge 19/10/84 n. 748, recante nuove norme per la disciplina dei fertilizzanti*. G.U. n. 146 del 25/6/98.
- Forstner U. (1995). *Metal speciation and contamination of soil*. CRC Boca Raton:1-33.
- Hinesly T.D., Jones R.L. (1977). *Heavy metal content in runoff and drainage water from sludge treated field lysimeter plots*. Prot. Natl. Conf. On disposal of residues on land.:27-44.
- Kalbitz K., Wennrich R. (1998). *Mobilization of Heavy metal and arsenic in polluted wetland soil and its dependence on dissolved organic matter*. *Sci. Total Environ.* 209:27-39.
- Kelling K.A., Keeney D.R., Walsh L.M., Ryan J.A. (1997). *A field study of agricultural use of sewage sludge; effects of uptake and extractability of sludge-born metals*. *J. Environ. Qual.* 6:352-358.
- Krebs R., Gupta S.K., Furrer G., Schulin R.J. (1998). *Environ. Qual.* 27:18-23.
- Merry R.H., Tiller K.G., Alston A.M. (1993). *Aust. J. Soil Res.* 21:549-561.
- Page A.L. (1974). *Fate and effects of trace elements in sewage sludge when applied to agricultural lands. A literature review*. U.S. EPA Rep. No. EPA-670/2-74-005. Office of Res. and Dev.; USEPA, Cincinnati, Ohio 45268, 108 p.
- Parkpain P., Sirisukhodom S., Carbonel-Barrachina A.A. (1998). *Heavy metals and nutrients chemistry in sewage sludge amended Thai soils*. *J. Environ. Sci. Health A33(4):573-597*.
- Sidle R.C., Tardos L.T. (1977). *Transport of heavy metals in a sludge-treated forested area*. *J. Environ. Qual.* 6:431-437.
- Tiller K.G. (1989). *Advances in soil science*. Springer-Verlag, New York:113-142.
- Ure A.M., Barrow M.L. (1982). *Environment*. Chem. Royal Chemistry Society:127-224.
- Williams D.E., Vlamis J., Pukite A.H., Corey J.E. (1980). *Trace element accumulation, movement, and distribution in the soil profile from massive applications of sewage sludge*. *Soil Sci.* 129:119-132.

MONITORAGGIO AMBIENTALE ATTRAVERSO L'ANALISI DELL'INQUINAMENTO DEL SUOLO IN AREE CIRCOSTANTI INCENERITORI DI R.S.U. E R.O.T.

Bernasconi M.G. * - Calandra R. ** - Ciaravolo P. *** - Leccese A. ** - Tortoreto G. ***

* Dipartimento di Chimica, Università di Perugia. ** Dipartimento di Scienze Agroambientali e della Produzione Vegetale. Sez. di Geopedologia. Università di Perugia. *** A.S.T. Acciai Speciali Terni . S.p.A. Terni

Riassunto

Si riferisce brevemente su una delle numerose indagini che fanno capo ad uno studio di monitoraggio ambientale recentemente avviato dal nostro Gruppo di Ricerca, la quale fa riferimento all'inquinamento da metalli pesanti a carico dei terreni circostanti un impianto di incenerimento di R.S.U. e R.O.T.. Evidenti, anche se prevedibili, sono stati gli incrementi nei contenuti di Cr, Pb e Se; ben oltre le previsioni quelli di As e Cd.

Abstract

The determination of heavy metals (As, Be, Cd, Co, Cr, Hg, Mn, Ni, Pb, Sb, Cu, Zn, Se, Te) in soils around one M.S.W.I. in Coriano-Rimini-Emilia Romagna Region, Italy, was carried out and the value was compared with the determination carried out in 1991. All amounts of microconstituents were increased, except Mn, even if under pollution limits.

Premessa

L'esigenza di monitorare l'ambiente nasce dalla necessità di salvaguardarlo, di tutelare la vita dell'uomo e degli altri esseri viventi riducendo peraltro i costi pubblici per le cure delle malattie derivanti dall'inquinamento. L'ultima impressionante notizia diffusa dai "Media", derivata da una ricerca ventennale dell'E.P.A. americana, consiste nello sconsigliare di nutrirsi di vegetali coltivati intorno a industrie che trattano cloro e derivati ed inceneritori di R.S.U. e R.O.T. poiché le diossine emesse si fissano su tali prodotti agricoli ed inibiscono notevolmente nel consumatore le difese immunitarie, in primo luogo contro i tumori.

I dati riportati in questa comunicazione sono emersi nell'ambito degli studi e rilievi portati avanti dal G.S.R.S.(Gruppo Studio Riciclaggio Scorie, di cui gli autori fanno parte fin dalla sua costituzione avvenuta nel 1997), studi finalizzati ad analizzare e classificare le scorie provenienti da processi industriali e agricoli nonché da M.S.W.I. (municipal solid waste incinerator) (Bernasconi, Calandra, Terenzi, 2000) che sono presenti in Umbria e nelle Regioni contermini, studiandone produzione e riciclo.

Nel 1998 è stata avviata una campagna di studi idro-pedologici con prelievo di campioni di suoli e di acque di falda nelle aree circostanti le infrastrutture in precedenza elencate, allo scopo di monitorare l'impatto ambientale, iniziando dall'analisi dei metalli pesanti. Nella fattispecie, si riferisce in dettaglio su quanto è stato osservato sui suoli dell'area circostante l'in-

ceneritore di Coriano (Rimini) a cui vengono conferiti i R.O.T. raccolti a Perugia (Bernasconi, Calandra, Terenziani, 2000) e ovviamente i rifiuti solidi della provincia di Rimini.

La scelta è caduta su questo impianto poiché risulta essere quello di più antica costruzione (1974), almeno tra quelli ancora funzionanti; grazie a ciò erano disponibili dati analitici pregressi (1991) (AMIA - Agenzia Municipale Igiene Ambientale S.p.A, Rimini) che hanno consentito un utile confronto.

Materiali e metodi

Secondo una prassi ormai consolidata, si è eseguita una indagine sui venti dominanti nella zona (da ENE) e di conseguenza si sono identificate due direzioni di maggiore probabile ricaduta degli inquinanti; perpendicolarmente ad esse sono state tracciate altre due direttrici di minima probabile ricaduta. Così facendo si è tagliata longitudinalmente e trasversalmente la valle del R. Grande, affluente di destra del T. Besanigo, che tre chilometri più a valle, attraversata la città di Rimini, si getta in Adriatico (Fig. 1).

Lungo le direttrici già descritte, si è provveduto a prelevare, a distanze opportune, 9 campioni superficiali (0-40 cm) di suolo eseguendo il campionamento, se possibile, in tratti incolti e, nei terreni agrari, sulle stoppie. Il prelievo ha interessato Haplustepts fluventici nel fondovalle, Calcustepts ed Haplustepts tipici sulle alture argillose (Pliocene) circostanti.

I prelievi e la preparazione dei campioni all'analisi sono stati effettuati secondo le metodiche standard (Decreto Ministeriale 11 Maggio 1992).

Tutte le determinazioni analitiche sono state compiute con l'uso della spettrometria I.C.P.-A.E.S. (spettrometria di emissione atomica con eccitazione a plasma ad induzione), tramite uno spettrometro A.R.L. 3580, solubilizzando le polveri mediante attacco di miscela nitrico-perclorica. Per alcuni metalli è stato necessario il metodo dell'idruro (Bernasconi, Calandra Tortoreto, Kenny, 2000).

È stato così fatto uno screening dei metalli pesanti presenti nei terreni intorno all'impianto (Tab. 1) valutandone così il livello di contaminazione; subito dopo si è passati a para-

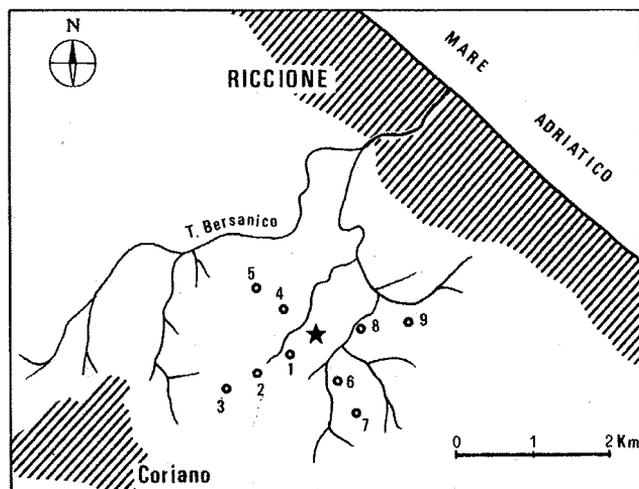


Figura 1. Localizzazione dell'area esaminata

gonare tali dati con quelli che si erano avuti nel 1991 (Tab. 2) (AMIA - Agenzia Municipale Igiene Ambientale S.p.A, Rimini) per meglio comprendere l'evolversi della situazione nell'area indagata.

Tabella 1. Analisi dei microcostituenti (ppm) dei terreni circostanti l'inceneritore di Coriano (Rimini). Prelievo del novembre 99

Campione	As	Be	Cd	Co	Cr	Hg	Mn	Ni	Pb	Sb	Cu	Zn	Se	Te
1	11	1,1	6,9	1,6	44	0,4	852	57	63	1,4	27	115	0,08	2,4
2	13	1,2	7,3	1,7	63	1	802	66	70	1,5	65	118	0,08	2,5
3	15	0,9	5,7	1,3	50	0,8	627	48	55	1,3	23	81	0,06	2,1
4	11	1,3	7,4	1,8	48	0,1	1033	55	61	1,6	24	82	0,05	2,1
5	8	1	6,3	1,3	50	0,1	556	50	60	1,4	22	73	0,06	2,1
6	12	1,3	6,8	1,7	52	0,2	717	54	69	1,6	39	100	0,08	2,2
7	9	1,2	7,1	1,8	49	0,1	813	55	57	1,6	24	75	0,08	2,5
8	11	1,7	9,1	1,5	48	0,1	560	52	66	1,8	25	69	0,08	2,7
9	8	1,3	6,9	1,2	55	0,1	521	47	52	1,5	21	79	0,07	2
Media	10,89	1,22	7,06	1,54	51,00	0,32	720,11	53,78	61,44	1,52	30,00	88,00	0,07	2,29

Tabella 2. Analisi dei microcostituenti (ppm) di 5 campioni superficiali (a) e 5 campioni in profondità (b) dei terreni circostanti l'inceneritore di Coriano (Rimini). Prelievo del settembre 1991

Campione	As	Be	Cd	Co	Cr	Hg	Mn	Ni	Pb	Sb	Cu	Zn	Tl	Se	Te
1a	2,1	1,2	0,3	3,0	18,8	1,0	1.530,0	38,4	25,08	0,4	26,9	83,6	5,3	0,0	2,7
1b	1,8	1,3	0,2	2,9	24,7	1,5	1.383,2	37,3	26,2	0,5	22,6	74,1	6,5	0,0	0,2
2a	1,0	0,8	0,1	2,1	22,7	0,1	1.378,0	36,0	15,0	0,04	17,5	69,4	2,9	0,0	1,1
2b	1,2	1,5	0,1	1,9	27,3	0,1	875,3	34,4	16,3	0,3	18,5	78,2	3,2	0,0	0,4
3a	2,1	1,4	0,3	2,0	21,6	0,1	649,8	35,8	21,6	0,1	20,9	70,0	8,2	0,0	3,3
3b	2,6	1,5	0,4	2,1	14,0	0,1	692,5	32,8	23,6	0,3	22,5	74,7	8,0	0,2	13,7
4a	1,6	1,6	0,2	2,1	25,5	0,1	890,5	29,9	20,6	0,2	34,7	79,4	4,9	0,0	1,7
4b	1,7	0,9	0,2	1,8	23,5	0,1	765,0	30,7	19,0	0,1	38,0	68,7	5,5	0,0	20,7
5a	0,9	0,9	0,1	2,3	25,7	0,1	1.068,0	35,1	18,2	0,1	20,1	79,8	3,1	0,0	1,7
5b	0,8	0,7	0,2	2,7	24,5	0,1	1.025,0	32,9	18,8	0,1	17,7	66,3	2,5	0,0	1,0
Media	1,58	1,18	0,21	2,29	22,83	0,33	1.025,73	34,33	20,51	0,21	30,00	74,42	5,01	0,02	2,65

Risultati

Dai dati analitici si rileva in tutti i punti scelti per i prelievi un aumento, dal 1991 ad oggi, delle concentrazioni dei microinquinanti tranne che per il Mn, che risulterebbe ovunque diminuito: ciò è però probabilmente attribuibile alla diversa tecnica di analisi seguita nella due occasioni.

In dettaglio si osserva che le quantità medie di Cr, Pb e Se sono triplicate; l'As risulta aumentato di 7 volte ed il Cd di 35. A fronte di ciò va precisato che tutti i valori, comunque, rimangono al di sotto dei livelli limite di inquinamento (Kabata-Pendias, Pendias, 1992), pur evidenziando una allarmante tendenza agli incrementi.

Il Tl sorpassava già nel 1991 i valori consentiti; l'aumento della concentrazione del Pb è verosimilmente imputabile, almeno in parte, alla vicinanza dell'autostrada ed il valore della concentrazione del Hg si è mantenuto quasi costante.

Altro elemento confortante è emerso dalle analisi eseguite sui terreni, i quali sono risultati essere tutti calcarei (prevalgono dotazione tra il 10 ed il 15 % di Ca CO_3) ed a bassa permeabilità, essendo presenti soltanto tessiture argillo-limose o al massimo franco-argillo-limose: questi due aspetti del terreno dovrebbero assicurare una mobilità assai bassa dei microinquinanti considerati e quindi garantire una relativa "immunità" agli orizzonti profondi dei suoli, ai sottostanti substrati e, soprattutto alle acque di falda.

Conclusioni

Dai dati ottenuti si deduce che, nei terreni circostanti l'impianto preso in esame, nell'arco di dieci anni si è verificato un sensibile incremento delle concentrazioni dei metalli pesanti. I fattori che determinano questo fenomeno, almeno per alcuni dei metalli considerati, sono vari: oltre alla presenza del M.W.S.I., va infatti lamentata a modesta distanza la presenza dell'autostrada Adriatica, nonché di altre strade, a carico delle quali si è registrato negli ultimi anni un considerevole aumento del volume di traffico e le varie attività agricole e umane intervenute nella zona. Va ricordato comunque che tutti i valori rimangono al di sotto dei valori ufficialmente accettati come soglie di rischio.

Affinché quanto abbiamo iniziato abbia un senso sociale oltre che scientifico, lo studio sarà ripetuto nel tempo, estendendosi per quanto concerne i materiali campionati e le sostanze indagate: è già iniziata la raccolta di campioni relativi agli strati profondi del terreno, alla falda freatica ed alle acque superficiali.

Non si esclude di poter procedere ad una indagine sulle diossine eventualmente emesse raccogliendo in tal caso anche campioni di prodotti agricoli.

Bibliografia

- Bernasconi M.G., Calandra R., Terenziani S. (2000). *Riciclaggio di scorie industriali e provenienti da inceneritori di R.S.U. e R.O.T. in Umbria: Stato dell'arte*. Annali della Facoltà di Agraria. Univ. di Perugia LI, 1997/8.
- AMIA (Agenzia Municipale Igiene Ambientale) S.p.A – Rimini (1992). Relazione inedita.
- Decreto Ministeriale 11 Maggio 1992 (1992). *Approvazione dei "Metodi ufficiali di analisi chimica del suolo"*.
- Bernasconi M.G., Calandra R., Tortoreto G., Kenny M.J. (2000). *Ruolo della ICP-AES nell'analisi di scorie t.q. o inertizzate e del loro impatto ambientale*. In Press per 5° Congresso Nazionale AIMAT (Associazione Italiana Ingegneria dei Materiali). Spoleto.
- Kabata-Pendias A., Pendias H. (1992). *Trace Elements in soils and plants*. p. 14.

DISTRIBUZIONE DI METALLI PESANTI E RADIONUCLIDI IN SUOLI E MUSCHI DI UN'AREA DI DISCARICA DELL'APPENNINO REGGIANO

Cenci R.M.¹, D'Alessandro M.¹, Leva F.¹, Dapiaggi M.¹, Bergonzoni M.², Meglioli E.²,
Geronimi A.¹, D'Alberti F.³, P. Barbero¹, Cazzaniga R.³

¹European Commission - Joint Research Centre - Environment Institute - Waste and Soil Unit I-21020 Ispra (VA) - Italy Tel: 0332-789771; Fax: 0332-789831; E-mail: roberto.cenci@irc.it. ²AGAC Divisione Energia, via Gastinelli 30 42100 Reggio Emilia. ³Safety, Physical and Radiological Protection Unit

Abstract

The study has been carried out in Poiatica, located in Appennino Reggiano. In this area many activities are present, such as clay stoping, conventional solid waste disposals, modest agriculture and important ceramic industries.

Soil layers 2 cm depth and 3 cm of apical native moss (*Hypnum cupressiforme*) have been collected. In the soil radionuclides of anthropogenic origin have been analysed as well as macro-elements and trace elements: in particular these latter, together with the element Al, have been measured also in the moss samples. The Enrichment Factor, calculated on the basis of concentration values in soil and moss, was below 10 for the elements Cr, Cu, Ni, Pb, V and Zn: this factor was higher for Cs and Hg only in few samples.

The results have confirmed that the soil chemical composition affects minimally the increase of concentration for trace elements in moss, excluding a significant soil effect. The native mosses have not shown particular increase in the concentration of the considered elements.

Riassunto

Lo studio è stato effettuato in località Poiatica, un'area dell'Appennino Reggiano; nell'area sono presenti numerose attività quali la coltivazione di argille, la messa a dimora di rifiuti solidi urbani, una discreta attività agricola e importanti industrie per la produzione di ceramiche. Sono stati raccolti i primi 2 cm di suolo, mentre venivano prelevati i 3 centimetri apicali di muschio appartenente alla specie *Hypnum cupressiforme*. Sono stati analizzati nei suoli i radioelementi di origine antropogenica, macroelementi ed elementi in tracce, questi ultimi, oltre all'elemento Al, venivano quantificati anche nei campioni di muschio. Il calcolo del Fattore di Arricchimento è risultato per gli elementi Cr, Cu, Ni, Pb, V e Zn inferiore a 10, tale valore è stato superato per Cd e Hg solo in alcune stazioni. I risultati hanno confermato che la composizione chimica del suolo influisce in minima parte nell'incrementare la concentrazione di elementi in tracce nei muschi escludendo un significativo effetto suolo. I muschi non hanno rilevato particolari arricchimenti nella concentrazione degli elementi considerati.

Introduzione

Il monitoraggio dell'inquinamento atmosferico viene comunemente effettuato impiegando apparecchiature a volte complesse e sofisticate: le centraline elettroniche di rilevamento. Tali strumenti forniscono, in tempo reale e con risultati precisi, l'andamento della concentrazione degli inquinanti. Si tratta di un rilevamento di tipo puntiforme e richiede alti costi di gestione; è necessario cercare nuovi strumenti, che siano in grado di considerare la disper-

sione, il trasporto e le ricadute degli elementi su vaste aree. Solo i bioindicatori forniscono indicazioni sugli effetti biologici di una determinata situazione di inquinamento, tenendo in considerazione in modo "naturale" il sinergismo tra le varie sostanze tossiche.

Il biomonitoraggio offre, inoltre, garanzie di buona attendibilità, essendo possibile impiegare organismi diversi per vari inquinanti e può fornire informazioni retroattive, poiché i sintomi si riscontrano anche ad una certa distanza dall'episodio di inquinamento.

Molti contaminanti atmosferici sono associati al "particolato" e, negli ecosistemi terrestri, le foglie degli alberi e le piante erbacee costituiscono la componente biotica più esposta alla sedimentazione, all'impatto e alla intercettazione degli aerosol. L'intercettazione dipende dalla disposizione e morfologia delle foglie e da "effetti di superficie" impossibili da riprodurre nelle apparecchiature di campionamento del particolato atmosferico. Quindi in modo generale l'utilizzo delle piante vascolari e specificatamente l'impiego dei muschi come bioaccumulatori offrono notevoli vantaggi nel monitoraggio di elementi in tracce. I muschi ricevono prevalentemente le sostanze per il loro sostentamento direttamente dall'ambiente aeriforme che li circonda, riuscendo a vivere in ambienti ad elevata contaminazione. Inoltre, i risultati ottenuti con questa tecnica sono stati confermati da quelli acquisiti con le centraline di monitoraggio convenzionale. Occorre tuttavia precisare che affinché i dati acquisiti mediante i bioindicatori siano accettati a pieno titolo occorre che tutte le procedure, dal campionamento alla elaborazione dei risultati, seguano in modo scrupoloso norme con un protocollo uniformato. Nel caso specifico, per le informazioni che si volevano trarre, è stata privilegiata la tecnica che vede l'utilizzo dei muschi (memoria passata) per valutare le deposizioni atmosferiche di origine antropica. Il suolo influisce in minima parte in quanto i muschi sono privi di vere radici e di un tessuto di conduzione per l'acqua; il substrato deve comunque venire raccolto per valutare l'effetto suolo. Il presente studio intende valutare l'accumulo di elementi in tracce derivanti da attività antropiche e quantificarne la presenza in campioni di suolo e muschio (per valutare le ricadute avvenute nel passato). Il muschio utilizzato appartiene alla specie *Hypnum cupressiforme*.

Stazioni di campionamento

Per tutte le procedure di campionamento del muschio e per le operazioni successivamente eseguite, sino ai valori di concentrazione, sono state seguite le norme accettate e pubblicate dall'A.N.P.A. (Cenci, 1999).

La campagna di raccolta di suoli e muschi nell'area interessata dalla discarica di rifiuti solidi urbani di Poiatica, localizzata nel comune di Carpineti (Reggio nell'Emilia), è stata effettuata nel mese di Marzo 1999. In un'area di 0.5 km² circa, sono state approntate complessivamente sei stazioni di monitoraggio per valutare le ricadute al suolo di elementi inorganici in tracce: cinque stazioni nel corpo e nelle immediate vicinanze della discarica; una in località Cavola con la funzione di stazione di controllo.

Nelle sei stazioni sono stati raccolti i tre centimetri apicali dei caulidii di muschio (verosimilmente corrispondenti alla biomassa prodotta negli ultimi 5-6 anni) (Zechmeister, 1998) appartenenti alla specie *Hypnum cupressiforme* per valutare le ricadute al suolo di Hg, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, V, Zn e Al. Contemporaneamente, nelle immediate vicinanze, dopo aver tolto la lettiera, si prelevavano quattro campioni indipendenti di suolo (tavoletta) in ciascuna stazione, aventi come misura 20 X 20 cm con una profondità di 2 cm, che sono serviti a formare un unico campione.

Nei campioni di suolo, oltre alla concentrazione degli elementi già elencati per i muschi, sono stati analizzati Si, Ca, K, Fe, Mg, Ti, P, S, Na, Cl e Mn in aggiunta ai radioelementi ⁷Be, ¹³⁷Cs, ²²⁶Ra, ⁴⁰K e ²¹⁰Pb.

Solo per i muschi veniva effettuata la valutazione del livello base di concentrazione degli elementi nell'area "vasta" con l'utilizzo di numerosi campioni di muschio raccolti su di una superficie di 400 km². Tutti i campioni sia di suolo sia di muschio sono stati conservati in sacchetti in polietilene pretrattati.

Metodiche analitiche

I campioni di suolo in laboratorio venivano essiccati a 40 °C per 72 ore, finemente tritati e quindi analizzati mediante Fluorescenza ai Raggi X (FRX) al fine di ottenere le concentrazioni di macroelementi e elementi in tracce. Il Hg totale veniva quantificato direttamente sul campione solido (muschio e suolo) mediante Spettrometria di Assorbimento Atomico (AAS); la concentrazione di Cd e V nei suoli e nei muschi, oltre a Cr, Cu, Ni, Pb e Zn nei muschi veniva misurata mediante Spettrometria di Assorbimento Atomico (AASGF) con fornetto in grafite, dopo mineralizzazione acida dei campioni mediante microonde. I radionuclidi sono stati analizzati mediante spettrometria gamma (ASG). L'accuratezza del dato analitico è stata confermata trattando e misurando, contemporaneamente ai campioni in esame, standard di riferimento. Si è provveduto a misurare uno standard (CRM 141) con caratteristiche geochimiche simili a quelle dei campioni di suolo raccolti, altri due campioni standard SRM 1643 e CRM 320 venivano utilizzati in aggiunta. Per quanto riguarda i muschi sono stati utilizzati gli standard CRM 62 e 482, NIST 1515 e NBS 1571 (tabella 2). Per quanto riguarda l'ASG, sono stati utilizzati standard puntiformi certificati per la calibrazione in energia ed un unico standard secondario di geometria nota per quella in efficienza.

I risultati ottenuti devono considerarsi di buona qualità, in quanto per molti elementi i valori ottenuti si posizionano all'interno della tolleranza certificata.

Risultati

Suoli

Vengono riportate le concentrazioni di cinque radionuclidi, che hanno consentito una lettura più dettagliata delle ricadute al suolo (tabella 1). Per una maggiore e più rapida comprensione, i risultati sono stati raffrontati con valori ottenuti in suoli superficiali prelevati in quattro comuni della provincia di Varese nel mese di Maggio 1998.

La situazione che riguarda i radionuclidi considerati presenta valori di concentrazione nella norma (con incertezze medie globali di misura di circa il 20%), tenendo conto che la quantità di campione finale da sottoporre ad ASG è variabile in peso, potendo utilizzare solo una medesima calibrazione in efficienza del rivelatore, il valore di concentrazione può essere sovrastimato o sottostimato.

Tabella 1. Concentrazione di radionuclidi nei suoli (Bq kg⁻¹ peso secco)

7 Stazioni	⁷ Be Bq kg ⁻¹	¹³⁷ Cs Bq kg ⁻¹	²²⁶ Ra Bq kg ⁻¹	⁴⁰ K Bq kg ⁻¹	²¹⁰ Pb Bq kg ⁻¹
Media	8.8	13.4	80	756	8
Ispra, Brebbia, Cadrezzate, Barzola					
Media	2.5	52.9	57	619	55

Un ulteriore elemento di incertezza è costituito dalla diversa origine dei radionuclidi indagati (il ^7Be è cosmogenico, il ^{137}Cs è antropogenico, ^{226}Ra , ^{40}K e ^{210}Pb sono presenti in natura) e dalla differente mobilità che essi hanno nell'atmosfera, idrosfera, pedosfera e biosfera. L'insieme di queste considerazioni giustifica le esigue differenze tra valori dello stesso radionuclide (tabella 1), variazioni che peraltro sono coerenti con i valori ottenuti in aree appartenenti al Nord Italia (Desmet *et al.*, 1990). I risultati di concentrazione dei macroelementi ed elementi in tracce (tabella 2) non evidenziano un particolare arricchimento dovuto a contaminazione, inoltre si collocano all'intorno del valore medio italiano (Ministero dell'Ambiente Relazione sullo Stato dell'Ambiente, 1997), e sono significativamente inferiori ai risultati dei suoli della provincia di La Spezia (Cenci *et al.*, 1998).

Muschi e valori base nell'area dell'Appennino Reggiano

La stazione sette, esterna alla discarica e lontana dal traffico veicolare, utilizzata come controllo esterno all'area di indagine ha evidenziato i più bassi valori di concentrazione. Eccezione viene fatta per gli elementi Hg (0.058 mg kg^{-1}), V (3.7 mg kg^{-1}) e Zn (47 mg kg^{-1}) i cui valori superano di poco le concentrazioni più basse riscontrate nelle altre stazioni. L'elemento Hg (tabella 3) presenta, nelle stazioni tre e quattro poste a ridosso di strade sterrate, valori moderatamente più elevati se raffrontati con le restanti stazioni; la causa deve essere ricercata nelle emissioni dovute all'intenso traffico veicolare. Quanto detto vale anche per l'elemento V con un valore medio per le stazioni quattro e cinque pari a 27.5 mg kg^{-1} . Il vanadio si trova in considerevoli quantità nei combustibili fossili ampiamente utilizzati dai mezzi meccanici che circolano nelle immediate vicinanze delle stazioni sopra menzionate. I restanti metalli in tracce indagati non evidenziano un contributo dovuto alla discarica e alle altre attività, essi mostrano valori di concentrazione paragonabili ad aree a medio-bassa pressione antropica.

Un valore di concentrazione particolarmente elevato (1.83 mg kg^{-1}) è stato osservato per l'elemento Cd nella stazione cinque. Si potrebbe ipotizzare, osservando anche i valori degli altri elementi presenti nella medesima stazione, ad un contributo dovuto alle polveri sollevate dall'intenso traffico provocato dalla circolazione dei mezzi pesanti impiegati per la coltivazione e il trasporto delle argille. Concentrazioni simili si riscontrano in aree quali Portogallo, Olanda, Bielorussia, Bulgaria, Polonia, Romania e Toscana (Rhuling and Steinnes, 1998). Le principali cause sono da imputarsi alla presenza di importanti impianti industriali, all'utilizzo di fertilizzanti, emissioni da termodistruttori e utilizzo di combustibili fossili che immettono nell'ambiente ingenti quantità di cadmio.

Tabella 2. Macroelementi ed elementi in tracce nei suoli (% e mg kg^{-1} peso secco)

Stazione	SiO_2 (%) ²	Al_2O_3 (%) ³	CaO (%)	K_2O (%) ⁴	Fe_2O_3 (%) ³	MgO (%)	TiO_2 (%) ²	S (%)	P_2O_5 (%) ⁵	Na_2O (%)
1	57	16	3.2	2.7	6.2	3.1	0.7	0.05	0.12	0.8
2	54	15.9	6.8	2.8	6.4	3.3	0.67	0.15	0.13	0.6
3	52	14.6	8.5	2.5	5.7	3.7	0.57	<0.05	0.13	0.8
4	56	15.6	5.1	2.8	5.8	3.4	0.63	<0.05	0.13	0.8
5	54	15.4	8	2.7	5.9	3.6	0.62	0.18	0.11	0.7
6	58	16.5	3.1	2.8	6.2	3.4	0.69	0.06	0.12	0.8
7	47	13.6	12.8	2.3	5.6	2.1	0.65	<0.05	0.11	1.1
Media	54	15.4	6.8	2.7	6	3.2	0.64		0.12	0.8
CRM-141	44.3	9.6	17.8	1.6	3.7	1.3	0.52	<0.05	0.13	1.5
CRM-141	*42.6	*10.6	*17.9	*1.6	*3.7	*1.2	*0.47		*0.16	
La Spezia (2)	48	15	3.6	2.8	5.7	3.7	0.7		0.27	

Distribuzione di metalli pesanti e radionuclidi in suoli e muschi di un'area di discarica..

Stazione	Cl (%)	Cd (mg kg ⁻¹)	V (mg kg ⁻¹)	Cu (mg kg ⁻¹)	Ni (mg kg ⁻¹)	Mn (mg kg ⁻¹)	Cr (mg kg ⁻¹)	Pb (mg kg ⁻¹)	Zn (mg kg ⁻¹)	Hg (mg kg ⁻¹)
1	<0.02	0.28	90	65	75	1557	114	22	133	0.055
2	<0.02	0.19	89	48	57	803	103	15	131	0.034
3	<0.02	0.09	82	41	93	890	134	13	111	0.040
4	<0.02	0.10	127	53	83	1160	130	18	118	0.037
5	<0.02	0.11	127	41	51	1047	91	13	116	0.041
6	<0.02	0.13	116	63	76	1781	110	19	130	0.058
7	<0.02	0.25	146	31	40	460	78	17	103	0.035
Media		0.16	111	49	68	1099	108	16	120	0.043
Italia (1)		0.5		51	46	900	100	21	89	
La Spezia (2)		0.96		73	121	1226	160	147	177	0.23
CRM-141	<0.02			34	36	471	63	25	99	
CRM-141				32.6±1.4	*30.9	*547	*75	29.4±2.6	81.3±3.7	
CRM-320			120							0.91
CRM-320			*105							1.03±0.16
SRM1643			37.6							
SRM1643			35.1±1.4							

* valori indicati ma non certificati; 1) Ministero dell'Ambiente Relazione sullo Stato dell'Ambiente. (1997). Valori medi; 2) Cenci *et al.* (1995)

Un raffronto dei dati ottenuti viene fatto con i valori del livello base dell'area "vasta" riportati in tabella 4. Essi sono stati ottenuti analizzando più campioni raccolti nelle aree a ridotta pressione antropica dell'Appennino Reggiano. I risultati evidenziano, per diversi elementi, concentrazioni inferiori a quelle riscontrate nei muschi raccolti nel corpo e nelle vicinanze della discarica.

Tabella 3. Concentrazione degli elementi in tracce nei muschi

Stazione	1	3	4	5	6	7
Hg ($\mu\text{g kg}^{-1}$)	88	118	94	55	73	58
V (mg kg ⁻¹)	14	10.7	21.3	33.7	9.4	3.7
Cd (mg kg ⁻¹)	0.26	0.19	0.13	1.83	0.23	0.24
Cr (mg kg ⁻¹)	21.2	13.3	23.5	27.5	11.5	3.4
Cu (mg kg ⁻¹)	13.4	13.3	21.7	35.2	13.3	6.5
Ni (mg kg ⁻¹)	20.1	12.5	24.3	25.2	7.5	3.0
Pb (mg kg ⁻¹)	13.3	5.2	10.7	12.0	13.1	5.9
Zn (mg kg ⁻¹)	45	50	60	97	58	47

Tabella 4. Valori base (mg kg⁻¹ peso secco) riscontrati nei muschi raccolti in alcune località dell'Appennino Reggiano

Località	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	V
Secchia		0.2	2	5	0.05	2.2	5	
Carpineti		0.2	5	7	0.03	2.7	2	
Castelnovo Monti		0.3	8	10	0.08	5.9	12	
Poiatica 1	0.67				0.09			7
Passo del Cerreto		0.2	4	7	0.05	2.9	7	
Passo del Cerreto sx.	0.78				0.07			8
Passo del Cerreto dx.	0.17				0.05			2
Media	0.54	0.2	5	7	0.06	3.4	6.5	6

Fattore di Arricchimento (F.A.)

Il Fattore di Arricchimento serve per discriminare l'origine delle concentrazioni di elementi in tracce riscontrate nei muschi. Due possono essere le origini degli elementi:

- Origine antropica, attività vulcaniche, anomalie geotermiche, esondazioni, ecc.
- Origine dal suolo

Numerosi autori (Zoller *et al.*, 1974; Wiersma *et al.*, 1987; Olmez *et al.*, 1985; Bargagli *et al.*, 1994; Bargagli, 1989) basandosi sul fatto che elementi come Al, Mn e Ti sono molto diffusi sulla crosta terrestre, ma scarsamente biodisponibili, calcolano il F.A. degli elementi nel modo seguente:

$$F.A. = \frac{[X]_{\text{muschio}}}{[Al]_{\text{muschio}}} * \frac{[Al]_{\text{suolo}}}{[X]_{\text{suolo}}}$$

(dove [X] è la concentrazione dell'elemento di interesse).

Nella tabella 5 vengono riportati i valori di concentrazione di Al nei suoli e muschi per le sei stazioni.

Tabella 5. Distribuzione della concentrazione di Al nei muschi e nei suoli

N. stazione	1	3	4	5	6	7
Al Suolo (mg kg ⁻¹)	84800	77400	82700	81600	87400	72100
Al Muschio (mg kg ⁻¹)	8900	6900	13700	21100	6300	2200

Generalmente se il valore del F.A. risulta inferiore a 10 non è significativo e, quindi, si ritiene che l'elemento derivi soprattutto dal suolo, valori superiori sono attribuibili ad attività antropiche e/o naturali (attività vulcaniche, anomalie geochimiche, esondazioni, ecc.).

Nella tabella 6 vengono riportati i valori del F.A. per gli elementi Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, V e Zn. Si osserva per la maggior parte gli elementi indagati una origine derivante dal suolo, essendo il F.A. inferiore a 10. L'analisi dei muschi escluderebbe ogni contaminazione dovu-

ta alla presenza e alle emissioni solide imputabili alla discarica, escluderebbe inoltre il contributo di elementi in tracce ascrivibile alle attività presenti nell'area. A quanto detto, fanno eccezione per l'elemento Cd, quattro delle sei stazioni esaminate e cinque per l'elemento Hg; si potrebbe ipotizzare in questo caso un modesto contributo antropico imputabile prevalentemente alla circolazione dei mezzi meccanici utilizzati per il trasporto dei rifiuti urbani e per la coltivazione delle argille.

Tabella 6. Fattore di Arricchimento riscontrato nelle stazioni di raccolta del muschio

Stazione	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	V	Zn
1	8.7	1.8	2	15	2.6	5.8	1.5	3.2
3	23	1.1	3.6	32	1.5	4.4	1.5	5
4	8.1	1.1	2.5	15	1.8	3.6	1	3.1
5	66	1.2	3.3	5.1	1.9	3.6	1	3.2
6	25	1.4	2.9	17	1.4	9.6	1.1	6.2
7	30	1.4	6.7	53	2.4	11	0.8	14.6

Conclusioni

L'utilizzo dei muschi quale "memoria passata" raccolti nel corpo e nelle immediate vicinanze della discarica di Poiatica per valutare le ricadute al suolo di elementi in tracce, ha fornito interessanti risultati. Il calcolo del Fattore di Arricchimento ha permesso di escludere ricadute di elementi derivanti dalle attività antropiche, rimane un dubbio sulla provenienza di Hg e Cd in alcune stazioni. L'analisi dei suoli, che è stata abbinata allo studio dei muschi, non ha evidenziato particolari anomalie, tutti gli elementi e i radionuclidi indagati si pongono nei limiti di "normalità" (Ministero dell'Ambiente Relazione sullo Stato dell'Ambiente, 1997), (Desmet *et al.* 1990).

Si può concludere affermando che i muschi non hanno rivelato particolari arricchimenti di elementi in tracce, i valori di concentrazione riscontrati si pongono in una fascia di assoluta sicurezza, e le ricadute al suolo avvenute negli ultimi 6-8 anni sono risultate paragonabili a quelle di aree a bassa pressione antropica.

Bibliografia

- Bargagli R. (1989). *Determination of metal deposition patterns by epiphytic lichens*. Toxicol. Environ. Chem. 18:249-256.
- Bargagli R., Battisti E., Cardaioli E., Formichi P., Nelli L. (1994). *La deposizione atmosferica di elementi in tracce in Italia. Prime rilevazioni mediante i muschi*. Inquinamento 2:45-48.
- Cenci R.M., Paracchini L., Papucci C., Benco C., Palmieri F., Neri R. (1995). *Muschi e suoli per il controllo della contaminazione ambientale da metalli*. In *La Città e l'ENEL. Convegno "La Città e l'ENEL" Comune Della Spezia*:93-120.
- Cenci R.M., Palmieri F., Mousty F. (1998). *Il monitoraggio di inquinanti nell'aria mediante i muschi*. Inquinamento XL:36-43.
- Cenci R.M. (1999). *L'utilizzo di muschi indigeni e trapiantati per valutare in micro e macro aree le ricadute al suolo di elementi in tracce: proposte metodologiche*. Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente. Biomonitoraggio della qualità dell'aria sul territorio nazionale. Serie

Atti 2/1999, 241-263.

- Desmet G., Nassimbeni P., Belli M. (eds) (1990). *Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments. Commission of the European Communities*. Elsevier Applied Science.
- Ministero dell'Ambiente (1997). *Relazione sullo Stato dell'Ambiente*. Istituto Poligrafico e Zecca dello Stato:446 pp.
- Olmez Gulovali M.C., Gordon G.E. (1985). *Trace elements concentrations in lichens near a coal-fired power plant*. Atmos. Environ. 19:1663-1669.
- Rühling A., Steinnes E. (1998). *Atmospheric Heavy Metal Deposition in Europe 1995-1996*. Nord Environment 67 pp.
- Wiersma G.B., Harmon M.E., Baker G.A., Greene S.E. (1987). *Element composition of Hylocomium splendens, Hoh Rain Forest Olympic National Park Washington, USA*. Chemosphere 16:2631-2645.
- Zechmeister H. (1998). *Annual growth of four pleurocarpous moss species and their applicability for biomonitoring heavy metals*. Environ. Assess. 52:441-451.
- Zoller W.H., Gladney E.S., Duce R.A. (1974). *Atmospheric concentrations and sources of trace metal at the South Pole*. Science 183:198-200.

VALUTAZIONE DELL'IMPATTO DEL TRAFFICO AEREO SU SUOLI AGRARI E COLTURE NELLE ADIACENZE AEROPORTUALI: INDAGINE SU CAROTA

Di Dio C., Felici B., Aromolo R., Beni C., Figliolia A.

Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante.-Via della Navicella 2, Roma

Abstract

In the last years, the risk of heavy metals environmental impact, has began an important problem. The experience has been carried out in four farms near the "Leonardo da Vinci" International Airport of Rome. In these farms there are carrots cultivations, that represent an important economical resource of the studied area.

The most interesting result has stayed an high concentration of Cu and Cr in the leaves, that could be an environmental indicator for pollution risk.

The high concentration of Cu is linked to the pesticides treatments, the Cr concentration, instead, is due by the fall out of gasses and particulated deriving by airplane traffic.

In conclusion, is important to considerate the pollution risk of leaf vegetables cultivation in an area with heavy metals fall out.

Riassunto

Il rischio di impatto ambientale da metalli pesanti negli ultimi anni è divenuto un problema sempre più pressante. Lo studio è stato condotto presso quattro aziende agrarie situate nelle adiacenze dell'aeroporto internazionale "Leonardo da Vinci" di Roma, in tali aziende sono in atto coltivazioni intensive di carote, che rappresentano un'importante realtà economica del comprensorio.

Il risultato di maggior rilievo è stato l'elevato contenuto di Cu e Cr riscontrato nei tessuti fogliari, che può essere preso in considerazione come indicatore ambientale; in particolare: il primo elemento è legato alla deposizione dovuta ai trattamenti antiparassitari, mentre il secondo indica l'incidenza del fall out, di emissioni gassose e particolato, dovuto al traffico aereo. In seguito ai risultati ottenuti è importante considerare che in aree agricole sottoposte a fall out di elementi indesiderati, è sconsigliabile coltivare specie la cui parte edibile è epigea quali gli ortaggi a foglia.

Introduzione

Le emissioni dei motori a scoppio contengono molti metalli pesanti quali Pb, Zn, Cr e Cd, provenienti sia dal propellente che dalla componentistica dei veicoli, i quali in seguito ai processi di combustione ad alta temperatura nei motori vengono ossidati in composti volatili inquinanti per l'atmosfera e per il suolo.

Per quanto riguarda le emissioni di gas, dalla letteratura recente emergono già sufficienti studi sull'argomento (Mazzolo P., 1989; Morselli L., 1991), in particolare relativamente all'anidride carbonica e ossidi di azoto, causa del riscaldamento atmosferico. Per tali emissioni si stima che attualmente il traffico aereo sia responsabile della produzione

del 4% rispetto al totale emesso nell'atmosfera e si prevede che, a lungo termine, tale percentuale potrebbe salire al 10%, qualora il traffico aereo raddoppiasse nei prossimi 20 anni.

Inoltre, è stato verificato che un aeromobile di elevata potenza che atterri e decolli da un aeroporto emette quantitativi di particolato e di ossido di azoto equivalenti rispettivamente a quelli di un'auto che percorre 9.000 km e 42.000 km circa. Mentre per le auto esistono controlli di emissione dei gas di scarico, per gli aeromobili non sono stati ancora previsti dalla legislazione vigente.

Oltre alle emissioni di anidride carbonica, ossidi di azoto e particolato, in letteratura sono stati considerati gli effetti dovuti ai fattori aerodinamici, in particolare il gradiente termico verticale, l'intensità e la direzione dei venti prevalenti nel sito aeroportuale, che ne possono indurre una concentrazione maggiore, a livello spaziale, in alcune aree adiacenti alle piste di decollo e di atterraggio. (National Research Council, 1983).

Non sono invece state affrontate approfonditamente, sia in Italia che all'estero, le problematiche inerenti il fall out di metalli pesanti in seguito al traffico aeroportuale.

Gli scopi del presente lavoro sono:

- 1) la verifica della presenza di metalli pesanti, in particolare di Pb, Cr, Zn, Ni e Cd, nei suoli agrari e nelle relative colture, situati nelle immediate adiacenze di un aeroporto internazionale, che abbia i requisiti di diffusione e importanza economica nell'area presa in esame e il cui prodotto commerciale sia rappresentato dalla radice, in cui si presume possa verificarsi l'accumulo di metalli pesanti provenienti dal suolo;
- 2) l'identificazione delle cause della eventuale presenza dei metalli nelle diverse frazioni dei vegetali (assorbimento dal suolo e/o fall out atmosferico);
- 3) l'individuazione di eventuali aree di rischio lungo alcuni transetti, tracciati considerando le direzioni dei venti prevalenti e la giacenza delle piste di atterraggio e decollo.

Materiali e metodi

L'esperienza è stata condotta presso quattro aziende agrarie situate nelle adiacenze dell'aeroporto internazionale "Leonardo da Vinci" di Roma, che aderiscono al regime di aiuti previsto dal regolamento CEE 2078/92; in tali aziende sono in atto coltivazioni intensive di carote, che rappresentano un'importante realtà economica del comprensorio.

Le carote prese in esame sono della cultivar Bolero a raccolta invernale, caratterizzate da una produzione media di 70-80 t/ha.

Per il presente studio sono stati effettuati 10 prelievi di terreno (orizzonte Ap, 0-30 cm) e 10 di vegetali (fittoni e parte aerea), per ognuno dei tre transetti considerati.

Ogni transetto è lungo 1 Km e largo 20 m (figura 1); in particolare:

- il primo (T1) risulta perpendicolare alle piste 1 e 3, parallelo alla pista 2 e avente la stessa direzione dei venti prevalenti (sud-ovest / nord-est);
- il secondo (T2) è parallelo alla pista 1 e distante da questa circa 50 m.
- il terzo (T3) è la bisettrice dell'angolo formato dalla piste 2 e 3.

I suoli dell'area sono poco profondi, caratterizzati da una tessitura sabbiosa, da un pH subalcalino, mediamente da una CSC <15 cmol kg⁻¹ e da un tenore in sostanza organica <1 %.

Tali suoli sono classificabili secondo la Soil Taxonomy (Soil Survey Staff, 1975) nel gruppo degli Xeropsamment. (tabella 1).

Tabella 1. Orizzonte Ap: medie delle principali caratteristiche chimico-fisiche

Parametri	Valori medi
pH	8,0
Tessitura	Sabbioso
Sabbia (%)	83,4
Limo (%)	11,6
Argilla (%)	5,0
Sost. org. (%)	0,8
CSC (cmol kg ⁻¹)	12,5
N tot (%)	0,04
P2O5 disp. (mg kg ⁻¹)	121
K2O scamb. (mg kg ⁻¹)	128

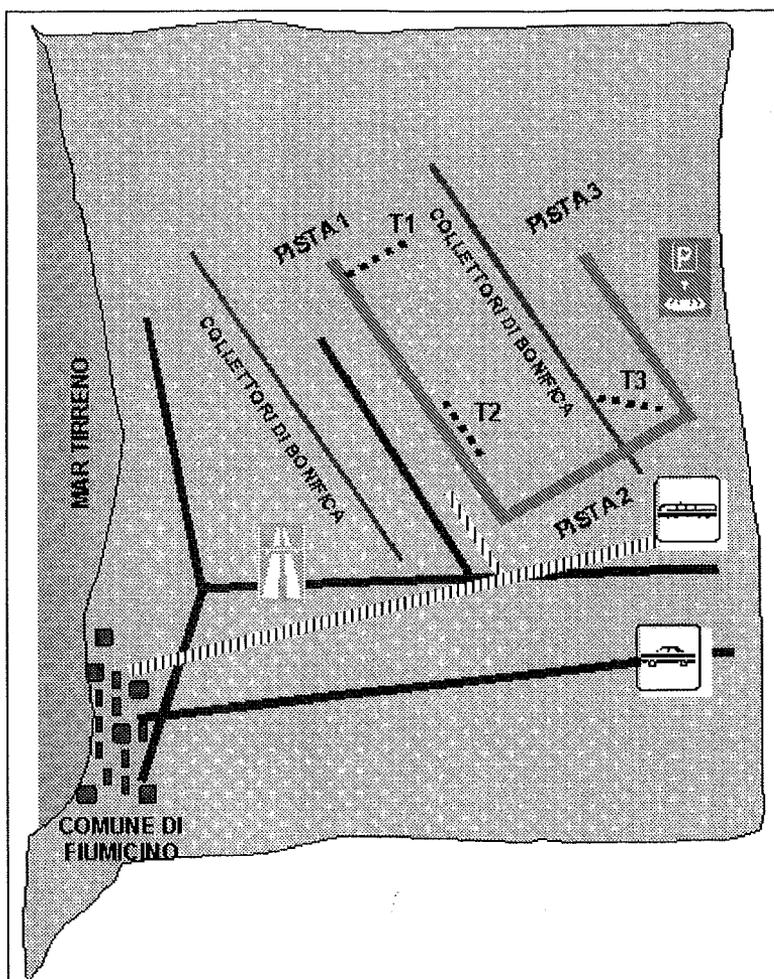


Figura 1. Mappa dell'area di indagine

Sui campioni di terreno, seccati all'aria e vagliati a 2 mm, sono stati determinati: pH, tessitura, CSC, sostanza organica e Cu, Zn, Ni, Cd, Pb e Cr in forma totale e assimilabile. (AA. VV., 1994; Lindsay, Norwell, 1978).

Le carote suddivise in parte aerea e fittoni, lavate, seccate a 80°C e macinate, sono state trattate con HNO₃ a 140°C, per misurarne il contenuto dei metalli presi in esame.

La determinazione delle quantità di metalli presenti negli estratti di suolo e vegetali, è stata effettuata mediante spettrometro al plasma (ICP-AES).

I risultati sono stati sottoposti ad analisi della varianza ed esaminati con il metodo delle correlazioni di Pearson.

Per le variabili caratterizzate da differenze significative sono state determinate le regressioni lineari semplici.

Risultati e discussione

Tutti i campioni di terreno presi in esame presentano contenuti in metalli totali e assimilabili al di sotto dei limiti fissati per i siti considerati non inquinati, secondo la proposta del gruppo di lavoro "metalli pesanti" per la revisione della legge 748/84 (tabella 2 e 3).

I valori riscontrati non sono risultati correlati statisticamente con i parametri pedologici considerati.

Sono state inoltre calcolate le regressioni lineari per ciascun elemento considerato, in funzione della distanza lungo i transetti per evidenziare eventuali gradienti. La sola regressione significativa è risultata essere data dalla concentrazione di Cr totale nei suoli del transetto 3 (R²= 0,827) che tende a diminuire all'aumentare della distanza dalle piste 2 e 3 (figura 2).

Tabella 2. Metalli totali nel suolo

	Cu (mg kg ⁻¹)			Zn (mg kg ⁻¹)			Pb (mg kg ⁻¹)			Ni (mg kg ⁻¹)			Cr (mg kg ⁻¹)		
L. 748/84															
*	5-100			10-300			2-100			3-120			25-500		
**	100-350			300-400			100-200			120-160			500-1000		
	T 1	T 2	T 3	T 1	T 2	T 3	T 1	T 2	T 3	T 1	T 2	T 3	T 1	T 2	T 3
1	8,0	8,5	5,0	28,5	30,5	34,5	6,5	9,5	7,0	10,5	8,0	11,0	19,5	16,5	25,5
2	6,0	8,0	10,0	26,0	30,0	30,0	4,0	6,5	9,0	8,0	8,5	10,0	15,5	17,0	25,0
3	11,0	7,5	8,0	37,5	25,5	32,0	15,0	5,5	8,0	10,5	8,0	11,0	17,5	15,5	23,0
4	8,0	8,0	11,0	30,5	31,5	28,0	6,0	6,0	7,0	11,0	11,5	10,5	19,0	21,0	24,0
5	7,0	7,0	17,5	30,6	28,0	31,5	7,0	7,0	10,5	9,0	10,0	11,0	19,0	17,0	20,0
6	6,5	8,0	15,5	35,0	30,0	32,0	6,0	9,0	6,0	8,5	9,0	11,5	18,5	15,0	20,5
7	8,0	7,5	13,0	27,0	29,0	34,0	6,5	5,0	6,0	7,9	8,5	10,0	18,0	16,0	22,0
8	6,5	8,5	12,0	23,0	26,0	30,0	11,0	5,0	7,0	7,8	9,0	12,0	17,0	20,0	20,0
9	7,5	6,5	15,0	32,0	28,0	35,0	8,0	6,0	8,0	9,0	7,5	11,0	19,0	18,0	19,0
10	9,0	8,0	16,0	30,0	30,0	32,0	6,0	7,0	5,0	11,0	8,0	9,0	17,5	17,0	18,8

* Intervalli di concentrazione per i suoli considerati non inquinati;

** Intervalli di attenzione

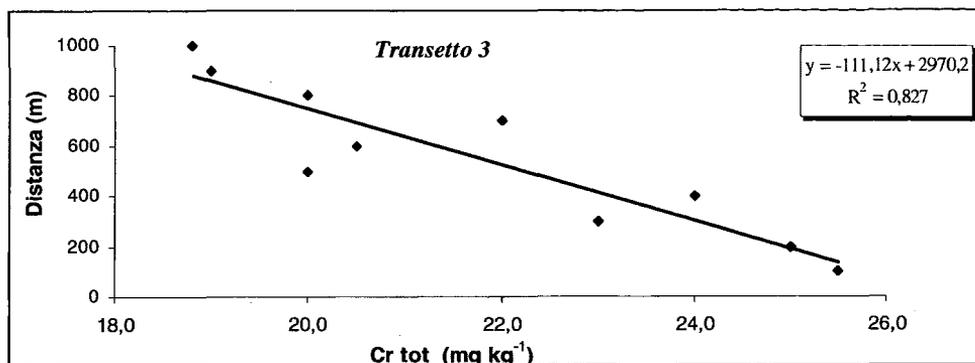


Figura 2. Andamento del Cr totale nel suolo nel transetto 3

Tabella 3. Metalli assimilabili nel suolo

	Cu (mg kg ⁻¹)			Zn (mg kg ⁻¹)			Pb (mg kg ⁻¹)		
	T 1	T 2	T 3	T 1	T 2	T 3	T 1	T 2	T 3
L,748/84									
*	6-13			2-9			0,5-1,8		
**	15-35			10-30			10-20		
1	1,4	1,8	0,6	2,7	2,9	3,6	1,1	1,3	0,3
2	1,2	1,8	2,0	2,0	2,7	2,5	0,7	1,2	0,5
3	1,6	1,7	2,5	3,3	2,2	2,9	1,9	1,0	1,0
4	1,4	1,7	4,0	2,3	2,4	3,0	1,1	1,2	2,0
5	1,2	1,6	5,7	2,5	2,6	3,3	0,9	1,0	1,7
6	1,5	1,5	4,8	2,3	2,3	2,1	0,8	1,3	0,8
7	1,2	1,8	3,0	3,0	2,9	2,0	1,2	1,5	0,5
8	1,3	1,9	4,0	2,0	3,0	3,0	1,0	1,0	0,8
9	1,5	1,8	3,2	2,4	2,1	1,8	1,1	1,0	1,0
10	1,4	1,8	0,2	2,7	2,5	2,5	1,2	1,2	0,5

* Intervalli di concentrazione per i suoli considerati non inquinati; ** Intervalli di attenzione

Osservando i valori dei metalli presenti nei vegetali, per quanto riguarda il fittone le concentrazioni risultano assenti o comunque al di sotto della soglia di pericolosità (tabella 4), mentre nelle parti aeree (tabella 5) il Cu presenta valori superiori ai limiti di tossicità della normativa sopra citata e il Cr è in concentrazioni pari a 5/6 volte maggiore rispetto a quanto riportato in letteratura come valori di normalità, non essendo ancora stata stabilita una soglia di fitotossicità. (Canali et al., 1997; Chen et al., 1997).

Nei transetti 1 e 2 non sono stati riscontrati gradienti di concentrazioni per i metalli considerati nei vegetali, sia nelle porzioni epigee che in quelle ipogee.

Solo nel transetto 3 è ipotizzabile un gradiente di concentrazione relativo al contenuto di Cr nelle foglie che risulta aumentare nei siti di rilievo in prossimità della confluenza delle

piste 2 e 3 ($R2 = 0,79$), confermando l'andamento osservato per il contenuto di Cr totale nel suolo (figura 3).

Tabella 4. Metalli nel fittone

	Cu (mg kg ⁻¹)			Zn (mg kg ⁻¹)		
	T 1	T 2	T 3	T 1	T 2	T 3
L.748/84						
*	5-20			20-80		
**	>30			<100		
1	5,0	8,5	11,5	19,0	15,5	23,5
2	5,5	11,0	6,5	19,0	14,5	16,5
3	5,5	8,0	7,5	20,0	16,0	17,5
4	6,0	9,0	8,0	12,5	13,5	18,0
5	7,0	8,5	9,0	17,0	15,0	19,0
6	5,0	9,0	7,5	16,0	16,0	22,0
7	6,0	8,5	8,3	18,0	14,0	25,5
8	7,5	7,5	6,4	15,0	17,0	20,4
9	4,5	8,0	8,0	19,0	15,5	19,0
10	5,2	9,0	9,0	18,0	16,5	16,0

* Intervallo di normalità per i tessuti vegetali; ** Soglia di fitotossicità

Tabella 5. Metalli nelle foglie

	Cu (mg kg ⁻¹)			Zn (mg kg ⁻¹)			Pb (mg kg ⁻¹)			Ni (mg kg ⁻¹)			Cr (mg kg ⁻¹)		
	T 1	T 2	T 3	T 1	T 2	T 3	T 1	T 2	T 3	T 1	T 2	T 3	T 1	T 2	T 3
L.748/84															
*	5-20			20-80			0,1-10			0,5-5			0,1-1		
**	>30			>100			>10			>20			da stabilire		
1	14,5	48,0	95,5	22,5	28,0	26,5	2,5	2,0	2,5	<0,05	3,0	3,0	4,0	7,0	8,0
2	23,0	56,0	80,0	22,0	25,5	31,0	2,5	0,8	3,0	3,5	2,5	4,0	5,5	6,5	9,0
3	24,5	41,0	65,0	24,5	21,0	28,0	3,5	<0,05	4,0	6,0	<0,05	5,0	13,0	3,0	8,0
4	28,0	64,5	74,0	22,5	25,0	29,0	2,5	<0,05	2,0	2,5	<0,05	4,5	5,0	5,5	6,0
5	18,0	50,0	76,0	25,0	23,0	32,0	4,0	1,2	3,5	3,0	4,0	6,0	6,0	6,0	6,5
6	25,0	64,0	58,5	20,0	25,0	29,0	2,0	<0,05	3,0	5,0	5,0	3,0	8,0	5,0	5,5
7	19,0	48,0	63,0	23,0	28,0	27,0	3,0	<0,05	4,0	<0,05	2,0	4,0	5,0	4,0	5,5
8	20,0	35,0	70,0	26,0	21,0	24,0	1,2	0,7	3,5	2,8	<0,05	2,0	7,0	8,0	6,5
9	14,0	56,0	59,0	21,0	26,0	23,0	3,5	<0,05	2,1	6,0	3,0	2,0	11,0	4,0	4,5
10	23,0	39,0	78,0	24,0	25,0	30,0	3,0	<0,05	3,0	<0,05	<0,05	3,0	5,0	3,0	4,0

* Intervallo di normalità per i tessuti vegetali; ** Soglia di fitotossicità.

La presenza di Cu e Cr nella parte aerea della pianta non è imputabile a fenomeni di assorbimento dal suolo ma a due diverse modalità di deposizione:

1. il Cu, è presente per le pratiche agronomiche, quali i trattamenti antiparassitari, che vengono effettuati con prodotti a base rameica, secondo i dettami del regolamento CEE 2078/92;
2. la presenza di Cr può essere messa in relazione all'aggiunta di questo metallo nel combustibile e alla composizione dei solventi impiegati per la pulizia dei motori degli aerei. In seguito ai processi di combustione del propellente, il Cr viene ossidato alla forma esavalente, particolarmente volatile e tossica. Tuttavia, una volta depositato sulla coltura, l'elemento tende ad essere ridotto a Cr trivalente, forma nella quale è assorbibile dai tessuti vegetali. (Anguissola Scotti, Silva, 1993).

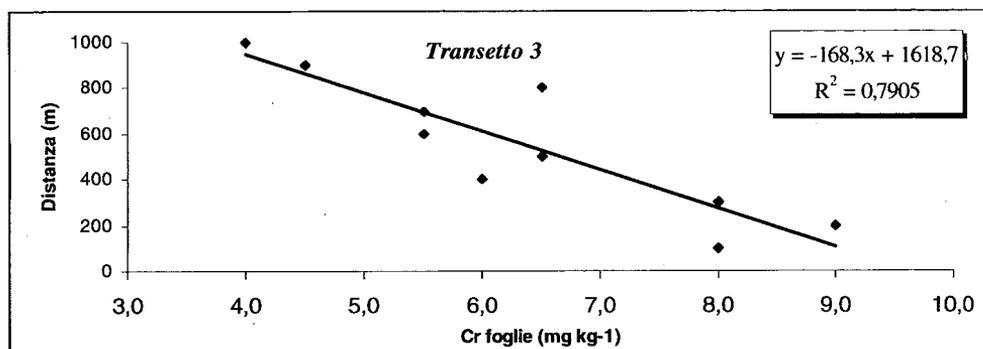


Figura 3. Contenuto di Cr nelle foglie di carote nel transetto 3

Conclusioni

Il risultato di maggior rilievo è l'elevata concentrazione di Cu e Cr nei tessuti fogliari che può essere considerata un indicatore ambientale; in particolare per il primo elemento è imputabile ai trattamenti antiparassitari, mentre per il secondo indica l'incidenza del fall out, di emissioni gassose e particolato, dovuta al traffico aereo.

In questo caso la parte epigea delle piante sembra fungere da barriera fisica per il suolo e per la parte ipogea della pianta stessa.

In seguito ai risultati ottenuti è importante considerare che in aree agricole sottoposte a fall out di elementi indesiderati, è sconsigliabile coltivare specie la cui parte edibile è epigea quali ortaggi a foglia.

Poiché sono state riscontrate elevate concentrazioni di Cu e Cr solo nella parte epigea della pianta, sarà opportuno estendere l'indagine al monitoraggio degli acquiferi per verificare la presenza dei metalli nei periodi in cui non è in atto la coltura o sono presenti colture quali ortaggi a foglia o altre caratterizzate da una copertura vegetale inferiore a quella della carota, viste inoltre le condizioni favorevoli al drenaggio e alla mobilità lungo il profilo di questi suoli (tessitura sabbiosa e scarso contenuto di sostanza organica).

Bibliografia

- Anguissola Scotti I., Silva S. (1993). *Mobilità del cromo (III) lungo il profilo del terreno e suo assorbimento in mais*. Annali della Facoltà Agraria. 1 (genn.-giu.). Univ. Cattolica. Milano
- AA.VV. (1994). *Metodi Ufficiali di Analisi Chimica del Suolo. Osservatorio Nazionale Pedologico e per la Qualità del Suolo*. Ministero per le Risorse Agricole Alimentari e Forestali, ISMEA. Roma.
- Canali S., Tittarelli F., Sequi (1997). *Chromium Environmental Issues*. Franco Angeli. Milano.
- Chen T.B., Wong W.C., Zhou H.Y., Wong M.H. (1997). *Assessment of trace metal distribution and contamination in surface soils of Hong Kong*. Environmental pollution 96,1:61-68.
- Legge 748/84, Supplemento Ordinario alla Gazzetta Ufficiale n. 305 del 6/11/1984. Nuove norme per la disciplina dei fertilizzanti.
- Lindsay W.L., Norwell W.A. (1978). *Development of a DTPA soil test for zinc, iron manganese and copper*. Soil Sci. Soc. Am. J. 42:421-428.
- Mazzolo P. (1989). *L'inquinamento Atmosferico. Origine, Prevenzione, Controllo*. Pitagora Editrice. Bologna.
- Morselli L. (1991). *Deposizioni acide: i Precursori, l'interazione con l'Ambiente e i Materiali*. Maggioli, Rimini.
- National Research Council (1983). *Acid deposition: Atmospheric Processes in Eastern North America*. National Academy Press. Washington (DC).
- Regolamento CEE 2078/92 del Consiglio del 30 giugno 1992. Metodi di produzione agricoli compatibili con le esigenze dell'ambiente.
- Soil Survey Staff (1975). *Soil Taxonomy: a Basic System of Soil Classification for Making and Interpreting Soil Surveys*. USDA-SCS Agric, Handb, 436, US Government Printing Office, Washington (DC).

IMPATTO AMBIENTALE IN ALCUNE AREE MINERARIE A SOLFURI DISMESSE DELLA TOSCANA

Mascaro I.¹, Benvenuti M.¹, Bini C.², Corsini F.¹, Costagliola P.¹, Lattanzi P.³, Tanelli G.¹,
Vaselli O.¹

¹ *Dipt. Scienze della Terra, Università di Firenze – via La Pira, 4 50121 Firenze.* ² *Dipt. Scienze Ambientali, Università di Venezia – Dorsoduro 2137- 30123 Venezia.* ³ *Dipt. Scienze della Terra, Università di Cagliari – via Trentino 51- 09100 Cagliari*

Abstract

The occurrence of abandoned mine wastes represents a potential source of heavy metal pollution. In this paper we report the results of environmental studies carried on different mine areas in Tuscany. Soil profiles were examined in the field and sampled within the mine waste bodies and in proximal areas. Vegetation growing at the site of sampled soils was gathered too, in order to assess its sorption capacity. Mineralogical and chemical analyses were performed on the samples collected.

The limited soil evolution may be explained by a number of concurring factors, including the moderate volume of wastes, their overall coarse grain size, the steep morphology and the limited time the parent material has been exposed. Alteration phenomena occurred, until now, under subacid conditions, due to the abundance of acid-producing mineral phases (iron sulphides).

Soils and vegetation provide evidence of heavy metal pollution especially within the waste bodies, where phytotoxic conditions may impede plant growth, but also in the proximal areas. At present the abandoned mine areas apparently pose no serious threats to the environment. However, hydric, aeolian and gravitational dispersion of contaminants may constitute a worsening of environmental conditions.

Riassunto

La presenza in Toscana di discariche minerarie dismesse costituisce una potenziale sorgente di inquinamento ambientale di non trascurabile entità. Gli autori di questo scritto svolgono da alcuni anni un'attività di ricerca volta a quantificare l'impatto ambientale rappresentato dagli sterili minerari e a comprendere le modalità di trasferimento degli inquinanti ai suoli ed alle piante. Sono state studiate le caratteristiche mineralogiche, chimiche e pedologiche di due aree minerarie, una nelle Alpi Apuane ed una in Toscana meridionale. Sono, inoltre state analizzate chimicamente alcune specie vegetali provenienti dall'area mineraria delle Alpi Apuane.

Introduzione

In Toscana sono presenti numerose discariche minerarie e resti delle infrastrutture legate alla plurimillennaria attività di coltivazione delle varie tipologie di giacimenti minerari presenti nel territorio, perlopiù costituiti da mineralizzazioni a solfuri e solfosali di metalli pesanti e As. I residui presenti nelle discariche minerarie formano degli accumuli, talora imponenti, della passata attività mineraria, che rappresentano una potenziale sorgente di inquinamento ambientale di non trascurabile entità. Infatti i materiali di scarto prodotti dalle attività di coltivazione mineraria e di produzione dei metalli (sterili minerari e scorie metallurgiche), contengono sempre elementi potenzialmente tossici.

Sono state studiate in particolare due aree minerarie, una in Toscana meridionale: a) l'area mineraria di Boccheggiano dove sono stati estratti pirite e rame; una in Toscana settentrionale: b) la miniera plumbo-argentifera del Bottino (Alpi Apuane). In questo lavoro si parlerà con maggiore dettaglio dei suoli dell'area mineraria di Boccheggiano, mentre si darà un riassunto dei principali risultati degli studi svolti al Bottino. Nelle due zone minerarie sono presenti accumuli di discarica aventi un'età variabile dall'epoca rinascimentale fino alla seconda metà del '900. Sono stati investigati sia suoli impostati su materiale di discarica che su roccia, scegliendo per questi ultimi sia aree limitrofe che distali rispetto alle mineralizzazioni. Al Bottino sono state studiate, inoltre, alcune specie vegetali presenti. Per valutare la frazione biodisponibile dei metalli contenuti nei campioni sono state eseguite oltre alle analisi chimiche totali anche estrazioni in soluzione acquosa ed in soluzione 0.05 M di Na-EDTA.

Metodi analitici

I suoli sono stati campionati secondo due metodi: a) prelevamento di campioni ogni 10 cm di profondità per ciascun punto di osservazione; b) campionamento secondo orizzonti pedologici dopo l'apertura e la descrizione di un profilo secondo la procedura USDA (Soil Survey Staff, 1994).

La mineralogia è stata determinata attraverso diffrazione a Raggi X, microscopia al binoculare, microscopia ottica a trasmissione e riflessione ed elettronica SEM/EDS. Il contenuto di alcuni metalli, di S e As è stato analizzato attraverso fluorescenza a raggi X. Il pH dei suoli è stato determinato aggiungendo acqua deionizzata ai campioni (rapporto 1: 2.5). Il Carbonio organico è stato determinato attraverso un analizzatore elementare (detector TCD). Per la procedura di estrazione in soluzione acquosa (MILLIQ) e Na-EDTA 0.05 M si rinvia a Mascaro (1996). L'analisi delle piante è stata eseguita con HNO_3 e HClO_4 in rapporto 5:2 a caldo. L'analisi delle soluzioni è stata eseguita con AAS e GFAAS.

Risultati e discussione

Boccheggiano

Nell'area di Boccheggiano l'attività mineraria è storicamente documentata dal XVI secolo. Nel secolo XVIII iniziano le coltivazioni delle mineralizzazioni cuprifere che verranno poi continuate a grande scala fra la fine dell'Ottocento e gli inizi del Novecento producendo 1.5 Mt di minerale grezzo con tenore di Cu del 4-8%. Il minerale a basso tenore veniva trattato in loco attraverso un processo di arrostitimento e riduzione in fornace. Nel 1906 è iniziata la coltivazione di giacimenti a pirite, che si è protratta fino al 1994 con una produzione totale di alcune decine di milioni di tonnellate di pirite (cfr. Benvenuti *et al.*, 1999).

In accordo con Costantini *et al.* (1994) le rocce presenti in questa zona possono essere raggruppate in quattro principali unità: 1) sedimenti quaternari e neoautoctoni (Miocene-Pliocene sup.); 2) Flysch argillitici, marnosi e arenacei delle Liguridi ("Argille e Calcari a Palombini" - Cretaceo); 3) formazione anidritico-carbonatica ("Anidriti di Burano/ Calcare Cavernoso" - Triassico Sup.) della Falda Toscana; 4) Unità di Monticiano-Roccastrada rappresentata da anidriti triassiche e da filladi e quarziti metamorfosate del Basamento ("Filladi e Quarziti del Torrente Mersino").

Il distretto minerario di Boccheggiano è localizzato nell'alta valle del Fiume Merse. La morfologia di questa area è caratterizzata da colline di elevazione media (massimo 600-700 m s.l.m). I versanti della valle del Fiume Merse sono stretti, con un pendenza media di circa il 35-40%. Il Fiume Merse ha una portata media di 7 m³/s con un massimo di 30 m³/s ed un minimo di 3 m³/s. Il fiume, nei periodi più piovosi, è soggetto a piene fluviali che spesso superano la capacità ricettiva dell'alveo. Nell'area è presente un clima di tipo mediterraneo caldo. La media annuale degli afflussi piovosi è di circa 1020 mm. La zona è boschiva con vegetazione di alto fusto nelle parti collinari, mentre le aree pianeggianti sono coltivate e boscate. Le discariche minerarie Merse e Merse Ribudelli, oggetto di studio nel presente lavoro, costituite rispettivamente da residui di coltivazione e di arrostitimento, sono state parzialmente rimboschite negli '50-'60 con *Pinus pinea*.

Fontebona

Nell'area della Miniera di Fontebona (Figura 1), dove fu estratta pirite per pochi anni all'inizio del '900, sono presenti cinque piccole discariche di coltivazione. Le dimensioni degli accumuli di sterili sono generalmente di circa 10-20 m di larghezza per uno spessore di circa 2 m. Il substrato roccioso è costituito da rocce filladiche e quarzose del Basamento. I suoli campionati sono stati suddivisi in tre tipologie: a) suoli di discarica - SM, impostati sugli accumuli di sterili; b) suoli prossimali alle discariche - SP; c) suoli distali alle discariche - SD. Per ogni punto di campionamento sono state campionate due porzioni di suolo, una superficiale ed una più profonda. Tutti i suoli sono composti in prevalenza da sabbie relati-

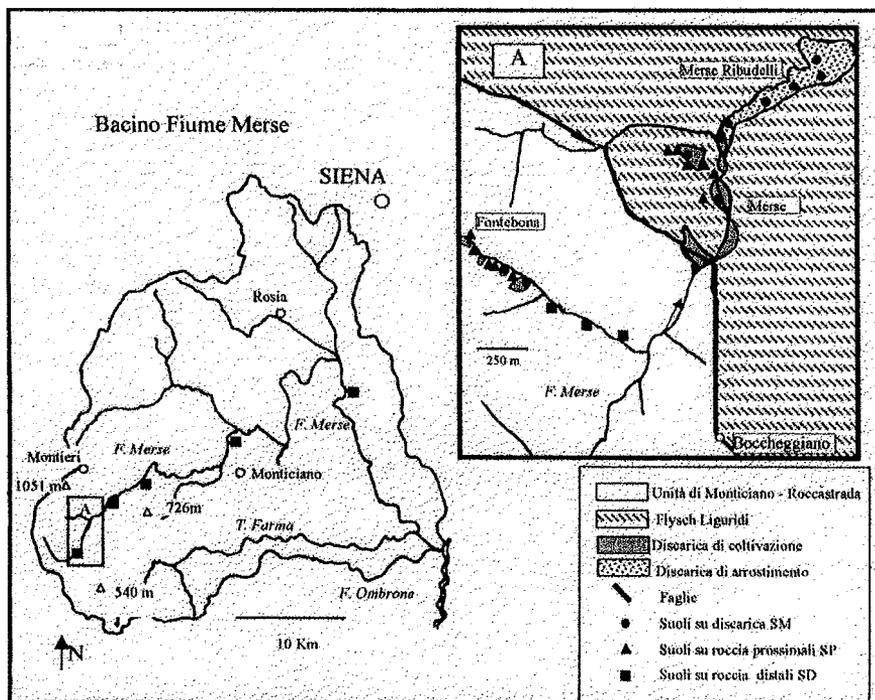


Figura 1. Mappa geologica semplificata della zona di Boccheggiano (Costantini et al., 1994 modificata) e localizzazione dei punti di campionamento dei suoli

vamente grossolane e da ghiaie. Lo spessore dei suoli impostati su roccia SP e SD è generalmente scarso, intorno a 20 – 40 cm. La loro origine è colluviale, dovuta al trasporto meccanico (gravitativo, di ruscellamento superficiale ed eolico) di frammenti litici, favorito dall'elevata pendenza del versante e dalla bassa permeabilità del substrato. Infatti lo sviluppo pedogenetico "in situ" dei suoli dal substrato filladico appare limitato. I suoli di discarica SM sono stati campionati nelle parti più superficiali degli accumuli di sterili. Le discariche risultano generalmente poco pedogenizzate e la copertura vegetale è sviluppata essenzialmente nelle parti più periferiche. I suoli di discarica sono stati prelevati dai due accumuli di sterili che presentavano un maggiore sviluppo pedogenico. Uno di questi, in particolare è formato da un crostone superficiale, spesso 10-15 cm di colore rosso e dal sottostante materiale inconsolidato giallastro. In Tabella 1 sono riportati i principali dati mineralogici e chimici relativi ai suoli studiati. I minerali sono stati distinti in primari (fasi relitte del substrato roccioso e dei corpi minerari) e secondari (formati dall'alterazione pedogenica delle fasi primarie). I suoli impostati su roccia (SP e SD) sono costituiti prevalentemente da fasi relitte delle rocce filladiche: quarzo e fillosilicati (miche chiare, cloriti e illite). I minerali argillosi secondari sono caolinite e smectiti. I suoli prossimali alle discariche SP contengono minerali metalliferi sia primari che secondari costituiti da solfuri, ossidi e ossidrossidi di Fe e jarosite. I suoli distali alle discariche SP non contengono fasi primarie metallifere e tra le secondarie sono stati rinvenuti solo ossidrossidi di Fe. I suoli su discarica SM sono caratterizzati da una maggiore abbondanza di solfuri. Le fasi secondarie principali sono costituite da ossidrossidi di Fe, solfati, idrossidi di Al e caolinite. Il materiale indurito che forma la parte superficiale di uno degli accumuli di discarica campionati è costituito da fasi relitte primarie e da frammenti litici cementati da ossidrossidi di Fe e da minori contenuti delle fasi secondarie sopracitate. Nella parte sottostante invece prevalgono le fasi primarie rispetto alle secondarie.

La formazione delle fasi secondarie appare dovuta essenzialmente ai processi di ossidazione dei solfuri e alla conseguente acidificazione del suolo. Lo studio dei frammenti filladici costituenti questi suoli ha evidenziato gradi diversi di alterazione delle fasi evidenziando in particolare i processi di argillificazione, solfatizzazione e sostituzione da parte di ossidrossidi di Fe a carico delle cloriti e delle miche.

In Tabella 1 sono riportati i valori medi e gli intervalli dei tenori totali dei principali metalli, di S e del pH nei suoli. I suoli SM e SP hanno generalmente alti tenori di Fe, S, Pb, Zn, As e Cu, superiori ai limiti tossicità nei suoli agricoli, secondo la legislazione toscana (DCR, n. 169, BU 41/95) ed al fondo geochimico locale (cfr. Mascaro, 1996). I suoli SD sono generalmente non inquinati con tenori che non eccedono i valori del fondo geochimico locale. La Figura 2, che riporta l'andamento del tenore complessivo dei metalli in funzione della distanza dalle discariche minerarie, evidenzia una considerevole diminuzione del contenuto in metalli allontanandosi entro poche decine di m dagli accumuli di discarica. Tale diminuzione è spiegabile con la limitata efficacia nella dispersione di inquinanti da parte dei processi eolici, gravitativi e di ruscellamento superficiale.

I suoli sono generalmente acidi, SM e SP presentano una maggiore variabilità di valori (2.2-6.2), mentre i suoli distali SD hanno pH che variano tra 4 e 5. In Tabella 2 sono riportati i valori medi e gli intervalli composizionali dei tenori dei metalli estratti in acqua deionizzata ed in Na-EDTA. Da questi dati si vede che: a) I tenori di metalli estratti in H₂O sono generalmente bassi con i valori massimi in SM e SP; b) I tenori dei metalli estratti in H₂O risultano inversamente correlati con il pH del suolo e positivamente con i tenori di Fe estratto in soluzione acquosa presumibilmente per la presenza di solfati solubili di Fe stabili in ambiente acido, contenenti anche gli altri metalli (analisi SEM/EDS); c) i tenori dei metalli

Tabella 1. Mineralogie principali, tenori medi (in neretto) e intervallo composizionale di metalli pesanti, S, As e pH riscontrato nei suoli di Fontebona e Merse. N: numero dei campioni. Le fasi meno abbondanti sono riportate tra parentesi. Abbreviazioni dei nomi dei minerali: ab: albite; Ag: argento nativo; Al-ox: idrossidi di Al; ang: anglesite; arg: minerali argillosi; Au: oro nativo; ba: barite; calc: calcantite; cc: calcite; cp: calcopirite; cel: celestina; cop: copiapite; cork: corkite; dol: dolomite; esa: esaedrite; Fe-ox: ossidrossidi di Fe; Fe-solf: solfati di Fe; ga: galena; gyp: gesso; hem: ematite; il: ilmenite; jar: jarosite; mag: magnetite; mel: melanterite; mi: miche chiare; Mn-ox: ossidi di Mn; mo: monazite; py: pirite; qz: quarzo; rt: rutile; sf:sfalerite; tit: titanite; xe: xenotimo; zr: zircono

	N	S %	Fe %	As ppm	Bi ppm	Cd ppm	Cr ppm	Cu ppm	Mn ppm	Ni ppm	Pb ppm	Zn ppm	pH	Mineralogia primaria	Mineralogia secondaria
FONTEBONA															
Suoli su roccia distali SD	5	0.2 0.2-0.3	5.1 3.9-5.8	57 23-96	<4-11	<5-12	81 57-99	36 5-54	164 89-231	22 14-31	96 43-232	130 50-344	4.4 4.1-4.7	qz, mi, arg, (rt, ti)	Fe-Mn- ox
Suoli su roccia prossimali SP	8	2.6 0.2-6.9	14.8 4.9-22.7	154 63-362	<4-22	<5-6	86 70-100	231 23-850	534 104-1200	17 10-23	344 15-806	426 67-860	4.5 3.8-6.2	qz, mi, arg, py, hem (cp, sf, ga, rt, ab, ti)	Fe-ox, jar, arg, cop
Suoli su sterili Minerari SM	3	7.3 2-10	12.6 8.6-15.6	164 95-236	<4-11	<5	62 49-85	700 36-1970	390 127-740	18 13-23	340 87-587	1070 77-1970	4.6 2.6-6.3	qz, mi, yp, (cc, cp, sf, arg, py, hem, ga, zr, mo,rt, ti)	Fe-ox, Fe-solf, jar, arg, Al-ox (cor,Au,Ag)
MERSE															
Suoli su roccia distali SD	8	1.3 0.2-4.6	5.9 0.1-9.2	64 13-100	<4-17	<5-14	75 61-88	134 21-370	1370 900-1670	<3-47	155 29-342	660 83-1950	6.8 5.2-7.5	qz, cc, dol, mi, arg (py, sf, cel, mo, ba, il)	Fe-ox, Mn- ox, Al-ox, Fe-solf, (Au)
Suoli su roccia prossimali SP	13	0.5 0.1-3.5	7.4 5.4-13.3	<3-398	<4-829	<5-11	78 61-87	156 65-352	1640 523-4190	38 13-52	119 15-585	205 -529	4.7 3.4-6.9	qz, arg, mi, (hem, py, mo, zr, tit, xe)	Fe-ox, Mn-ox, arg, (jar, Ag)
Suoli su sterili minerari SM	9	1.7 0.8-3.3	9.5 5.3-12.6	279 55-786	<4-786	<5-8	75 54-91	279 55-642	587 78-1700	18 13-25	336 63-1110	134 33-327	4.0 2.3-7.0	qz, mi, arg, hem, py, (cc, cp, mag, zr, rt)	jar, Fe-ox, gyp, cop, (ang, calc, mel)
Suoli su rostitici SM	13	3.1 0.4-8.4	16.7 8.9-29.9	329 98-1070	495 82-1260	<5-23	64 20-86	823 278-1950	455 119-1640	19 10-34	722 184-2420	249 58-800	4.1 2.9-6.2	qz,hem,mi, py,cp, mag, arg, (ab,rt,il,zr,)	jar, Fe-ox, gyp, arg (cop, esa, ang)

estratti con Na-EDTA sono generalmente superiori a quelli in soluzione acquosa. Essi, spesso superano (in particolare Pb e Zn in SP e SM) le concentrazioni estraibili generalmente riscontrate nei suoli italiani (Angelone & Bini, 1992); d) gli estratti in Na-EDTA di Mn e Zn appaiono correlati positivamente con il contenuto di materia organica, indicando probabilmente che una parte significativa di tali elementi risulta legata in forma di complessi organici. Il contenuto dei metalli estratti in Na-EDTA appare inoltre in genere correlato positivamente con i tenori totali di Mn e Fe, indicando probabilmente che vi sono fasi di questi metalli (es. ossidrossidi di Fe e Mn che presentano tenori variabili di altri metalli, come riscontrato dalle analisi SEM/EDS) che possono subire processi di dissoluzione e/o di desorbimento durante l'estrazione (Borggaard, 1982).

Merse

I residui di coltivazione di rame e pirite della miniera Merse si estendono quasi ininterrottamente per circa 1.5 km lungo le rive del Fiume Merse con accumuli alti fino a 15 m. Sono presenti due tipologie: a) residui di coltivazione (Discarica Merse); b) residui di arrostitimento (Discarica Merse Ribudelli) (Figura 1). In questa area sono stati studiati suoli su discarica presenti sulle parti sommitali pianeggianti di entrambe le tipologie di accumuli di sterili e suoli su substrato roccioso (Argille con Calcari a Palombini) in zone prossimali all'area mineraria. In particolare sono stati aperti due profili, uno su discarica di coltivazione (SM) e uno su roccia, prossimale alle aree minerarie (SP). Gli altri campioni sono stati presi prelevando per ogni punto di campionamento almeno due porzioni di suolo a profondità crescente. Sono stati, inoltre, campionati suoli distali (SD) all'area mineraria in cinque punti posti a monte e a valle delle discariche minerarie in suoli non coltivati posti in zone di possibile esondazione da parte del fiume Merse. Il profilo di suolo impostato su sterili di coltivazione ha uno spessore di circa 50 cm. Presenta una successione di 4 orizzonti: A, C, 2AC, 2R. I due orizzonti più superficiali (per uno spessore complessivo di circa 25-30 cm) sono rappresentati prevalentemente da materiale colluviale sabbioso e argilloso proveniente dal versante sovrastante la discarica, mentre i due orizzonti sottostanti rappresentano materiale di discarica fortemente sfatto ed alterato. Tale situazione si ritrova in tutti gli altri suoli di discarica che sono presenti ai margini degli accumuli di sterili dove si è accumulato materiale colluviale per uno spessore variabile fino ad un massimo di circa 100 cm in un periodo di tempo oscillante tra 50 e 100 anni. L'accumulo di tale materiale per processi gravitativi e di ruscellamento è stato probabilmente favorito dalla pendenza dei versanti retrostanti gli accumuli di sterili e dall'attività mineraria che oltre agli scavi di materiale roccioso ha prodotto un'intensa deforestazione in tutta l'alta valle della Merse, dovuta all'arrostitimento del minerale e alle conseguenti utilizzazioni di legname locale e emissione di anidride solforosa per l'arrostitimento dei solfuri. Il profilo di suolo aperto su substrato formato da flysch argillitici delle Liguridi, ha uno spessore di circa 45 cm. Presenta caratteristiche analoghe ai suoli su discarica, è scarsamente evoluto, privo di orizzonti diagnostici, con orizzonti superficiali costituiti prevalentemente da materiali colluviali. La successione di orizzonti è: A, AC, 2C e 2R. Tutti questi suoli sono stati riconosciuti come entisuoli (*Lithic Xerorthent*). Le caratteristiche mineralogiche e chimiche riportate in Tabella 1 riflettono i fattori menzionati. Infatti, i suoli su discarica presentano una mineralogia primaria che rispecchia essenzialmente il substrato (essenzialmente quarzo, fillosilicati, solfuri e ossidi di ferro), con apporti quantitativamente variabili di materiale fliscioide (fillosilicati prevalentemente) ed una mineralogia secondaria (costituita prevalentemente da solfati, ossidrossidi di Fe, caolinite, clorite/vermiculite e vermiculite). I tenori in metalli, S e As risultano molto variabili anche

Tabella 2. Tenori medi (in neretto) e intervallo di composizione dei metalli estratti in soluzione acquosa ed in soluzione Na-EDTA 0.05M. N: numero dei campioni. Le concentrazioni degli estratti in soluzione acquosa (H₂O) di Cu e Pb sono in ppb, tutti gli altri dati sono in ppm.

	N	Fe H ₂ O	Fe EDTA	Cu H ₂ O	Cu EDTA	Mn H ₂ O	Mn EDTA	Pb' H ₂ O	Pb EDTA	Zn H ₂ O	Zn EDTA
FONTEBONA											
Suoli su roccia distali SD	5	1.1 0.3- 2.4	237 28- 465	36 5- 54	1.5 1.2- 2	<0.03- 0.4- 6.8	3.4 0.4- 13	<5- 43	8.9 3.9- 17	0.3 0.1- 0.5	2.7 0.3- 11
Suoli su roccia prossimali SP	8	7.6 0.2- 16	1860 225- 6530	170 30- 390	24 1.3- 19	2.7 1.0 -5.0	138 0.5- 800	<5- 127	69 3.3- 160	0.6 0.3- 1.3	47 3.1- 257
Suoli su sterili minerari SM	2	16- 42	72- 227	500- 1350	0.7- 23	4.9- 5.0	0.1- 220	120- 188	91- 470	2.5- 14	1.6- 240
MERSE											
Suoli su roccia distali SD	9	<0.1- 12	141 5.9- 663	47 5- 119	20 0.4- 49	<0.03 -0.7	400 52- 970	<5- 45	36 6.1- 68	<0.02- 0.2	65 1.5- 172
Suoli su roccia prossimali SP	13	<0.1- 29	622 27- 2150	390 4- 2200	<0.05- 28	0.04- 2.7	319 18- 1170	38 5- 59	15 5.3- 56	<0.02- 0.5	11 0.6- 63
Suoli su sterili minerari SM	10	43 0.2- 360	1090 123- 2430	5600 114- 25000	<0.05- 22	0.7 0.2- 2.5	101 0.05- 160	15 40- 225	1.1 4.8- 22	3.1 0.05- 5.6	17 0.2- 14
Suoli su roccie SM	13	2.3 0.2- 5.4	387 89- 630	2300 149- 22400	85 0.06- 257	<0.03- 0.9	<0.03- 619	108 6- 500	36 3.2- 116	0.6 0.05- 2.3	17 0.2- 142

se generalmente superiori ai limiti previsti dalla legislazione toscana per i suoli agricoli. La dispersione di materiali e di acque superficiali provenienti dagli accumuli di discarica ha influito in diversa misura sui suoli prossimali che risultano complessivamente meno inquinati dei suoli di discarica, ma con una variabilità di tenori a seconda della vicinanza alle discariche ed alla posizione topografica. I suoli distali, campionati lungo il corso del Fiume Merse fino ad una distanza massima di circa 40 km a valle delle aree minerarie, hanno una mineralogia caratterizzata oltre che dalle fasi già citate anche da carbonati e presentano pH mediamente neutri. I tenori in metalli, As e S risultano complessivamente minori rispetto ai suoli su discarica ed ai suoli prossimali tranne per Zn e con una diminuzione progressiva allontanandosi dall'area mineraria, anche se, come è mostrato in Figura 2, permane un'anomalia positiva del contenuto in metalli, rispetto al fondo geochimico locale fino a circa 30 Km a valle dalle discarica. Tale anomalia è spiegabile con l'esondazione di acque e sedimenti inquinati durante le piene fluviali del Fiume Merse.

L'analisi dei dati sugli estratti in soluzione acquosa ed in Na-EDTA mostra analogie con quelli rilevati a Fontebona. Infatti: a) I tenori dei metalli estratti in acqua deioniz-

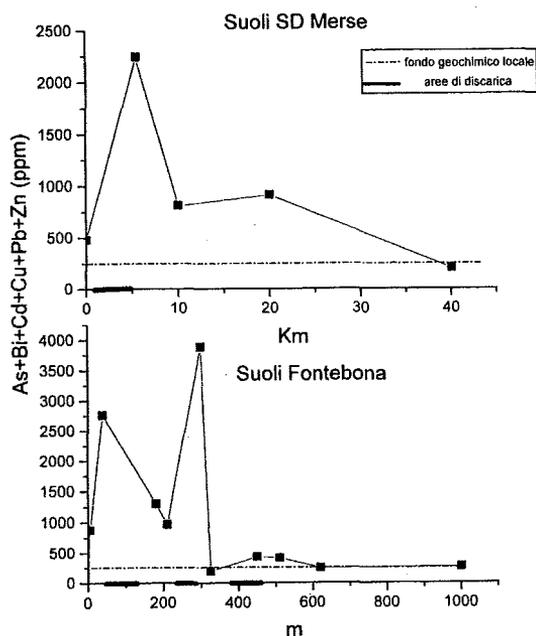


Figura 2. Andamento dei tenori di metalli pesanti e As in funzione della distanza dalle discariche minerarie per i suoli SD Merse ed i suoli (SP e SD) di Fontebuona nell'area mineraria di Boccheggiano

discarica costituita da 11 accumuli di sterili residui della coltivazione mineraria, della cernita a mano e di laveria. In questa ricerca sono stati studiati in particolare due profili pedologici di suolo non impostati su materiali di discarica: uno distale alla zona mineraria ed uno prossimale. Da altri due siti sono stati prelevati campioni di suolo formati sopra accumuli di discarica di età presumibilmente medicea che presentavano segni di pedogenesi con sviluppo di orizzonti sottili più ricchi di materia organica. Per la maggior parte delle altre discariche la pedogenesi è limitata ai contorni dei corpi di sterili. Nelle zone distali all'area mineralizzata sono presenti coltivazioni terrazzate di castagno da frutto in abbandono, internamente è invece presente un bosco ceduo di castagno. Sui suoli impostati su discarica sono comunque presenti solo specie erbacee. Gli spessori complessivi dei suoli studiati non superano i 35 cm per quelli su discarica e sono compresi tra i 50 ed i 100 cm per quelli impostati su roccia. Le principali conclusioni relative a questi suoli si possono così sintetizzare:

- a) i suoli su discarica risultano scarsamente evoluti, privi di orizzonti diagnostici e fortemente inquinati da metalli, As e S, dato che le loro caratteristiche rispecchiano chiaramente il substrato di origine. Essi sono classificati come entisuoli (*Lithic Udorthents*). La forte pendenza dei versanti (da 45° a 20°), la granulometria grossolana e l'alta concentrazione degli elementi fitotossici non hanno favorito lo sviluppo delle pedogenesi e della copertura vegetale delle discariche. A causa di ciò sono limitati i fenomeni di alterazione esogena indotti da acidi umici e microorganismi. Inoltre, i minori contenuti in solfuri a Fe, rispetto alla zona di Boccheggiano ha qui maggiormente limitato i processi di acidificazione e alterazione minerale.

zate sono generalmente bassi tranne che per i suoli SM in cui sono presenti, come nell'area di Fontebona, solfati fortemente solubili contenenti metalli (es. copiapite, melanterite, calcantite); b) I tenori dei metalli estratti in Na-EDTA sono superiori a quelli estratti in soluzione acquosa con tenori che spesso superano (in particolare per Cu, Pb e Zn) le concentrazioni estraibili riscontrate generalmente nei suoli italiani (Angelone, Bini, 1992).

Bottino

La mineralizzazione a Pb(Zn) - Ag del Bottino nelle Alpi Apuane è stata sfruttata principalmente tra il XVI ed il XIX secolo con una produzione di circa 4000 t di Pb, 600 di Zn e 22 t di Ag. Le vene quarzoso-carbonatiche mineralizzate a solfuri e solfosali metalliferi sono incassate in formazioni filladiche, quarzitiche e in vulcaniti acide del Basamento. Sono presenti 8 aree di

- b) I suoli su substrati rocciosi hanno un grado di evoluzione pedogenetica superiore essendo caratterizzati da un orizzonte di alterazione Bw "cambico" e sono classificati come inceptisuoli (*Umbric Dystrachrepts*). Questi suoli presentano tenori in metalli, As e S minori di quelli su discarica, anche comunque generalmente superiori alla legislazione toscana in materia in particolare per S, As, Cd e Pb. Nel caso del profilo distale rispetto alla zona mineraria i tenori dei metalli riscontrati sono attribuibili all'esistenza di un'anomalia geochimica che si estende al di fuori dell'area mineraria. L'inquinamento riscontrato nel profilo prossimale l'area mineraria è attribuibile essenzialmente a rotolamento gravitativo di materiale mineralizzato e all'azione eolica.
- c) Alcune specie erbacee campionate presentano tenori elevati di metalli, potenzialmente fitotossici (in particolare di Cd, Pb e Zn), sia nelle parti aeree che nell'apparato radicale.

Conclusioni

Gli studi fino ad ora eseguiti permettono di evidenziare alcuni dati:

- a) i suoli impostati su discarica risultano generalmente poco evoluti e di scarso spessore. In essi non si riscontrano orizzonti sufficientemente sviluppati e le loro caratteristiche rispecchiano fedelmente quelle del substrato di origine, con un elevato tenore di inquinanti dovuto alla presenza di fasi primarie (solfuri, solfosali ed ossidi) e neogeniche (solfati, ossidrossidi, minerali argillosi) che li contengono. I suoli si presentano inoltre spesso fortemente acidi ($\text{pH} < 5$) a seguito dell'ossidazione di solfuri di Fe. La vegetazione è scarsa e presenta un contenuto in metalli generalmente superiore a quello di piante viventi in suoli non contaminati. La biodisponibilità elevata di tali elementi è evidenziata, inoltre, dai tenori generalmente alti riscontrati nella frazione estraibile in Na-EDTA. Lo scarso spessore di suolo, la forte concentrazione di elementi fitotossici, l'acidità del terreno riscontrati nei suoli su discarica contribuiscono a ostacolare la crescita di piante. A causa di ciò sono limitati i fenomeni di alterazione esogena indotti dagli acidi umici e dai microrganismi.
- b) Riguardo alle modalità di dispersione degli inquinanti dalle aree di discarica ai suoli si rileva che le esondazioni di acque e sedimenti inquinati, durante le piene fluviali, hanno interessato suoli posti anche a notevole distanza dalle aree minerarie. La dispersione eolica e gravitativa di materiali inquinati appare, invece, avere un ruolo solo in zone prossimali agli accumuli di sterili.
- c) Lo studio dei suoli sviluppatasi su substrati minerali e/o discariche con preciso riferimento storico, come quelle qui esaminate, consente di porre un termine "post quem" (tempo T_0) allo sviluppo del suolo, e quindi di dare una valutazione quantitativa del fattore tempo, di norma difficilmente quantificabile negli studi di pedogenesi in condizioni "naturali".

Ringraziamenti

Si ringrazia il Dr. G.G. Ristori e il Sig. A. Dodero dell'IGES-CNR di Firenze per le analisi in cromatografia-TCD.

Bibliografia

- Angelone M., Bini C. (1992). *Biogeochemistry of trace metals*. Lewis Pub., USA:19-60.
- Benvenuti M., Mascaro I., Corsini F., Costagliola P., Parrini P., Lattanzi P., Tanelli G. (1999). *Chronique de la Rec. Min.* 534:29-45.
- Borggaard O.K. (1982). *Clay Minerals* 17:365-368.
- Costantini A., Elter F.M., Pandeli E., Pascucci V., Sandrelli F., Tognani M. (1994). *Mem. Soc. Geol. Ital.* 48:73-78.
- Mascaro I. (1996). *Dissertazione finale Dottorato di Ricerca*. Univ. di Firenze, 76 pp.
- Soil Survey Staff (1994). *Keys to Soil Taxonomy*. 5th Ed. U.S.D.A., Washington (DC), 306 pp.

LA STRATEGIA DEI CARICHI CRITICI NELLO STUDIO DELLA VULNERABILITÀ DEL TERRITORIO

L. Morselli¹, B. Brusori¹, M. Cecchini¹, P. Olivieri², R. Francaviglia³, R. Aromolo³, L. Gataleta³

¹Dip. di Chim. Ind. e dei Materiali, Univ. degli Studi di Bologna, V.le del Risorgimento 4, 40136 Bologna

²ENEA-CR E. Clementel Via Don Fiammelli 2 40129 Bologna

³Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante, Via della Navicella 2, 00184 Roma

Abstract

Aim of the work is to determine the deposition load of macro and micro atmospheric pollutants, setting up an analytical procedure that will be a reference point at national level, and to evaluate the vulnerability of the Bologna province area by comparing the actual load of acidity and nutrient nitrogen and the respective critical load associated with the territory, in the framework of the UN-ECE LRTAP (Long Range Transboundary Air Pollution Convention). A water layer surface sampler (DDAS Dry Deposition on Aquatic Surface - MTX Modena) was employed for dry deposition collection. The contribute of dry fraction to the total deposition fluxes appears to prevail on wet fraction for many pollutants (up to more than 90% for total calcium and alkalinity).

A comparison with data from a station placed in a protected area near Rome (Castelporziano estate), shows that the differences among chemical species deposition fluxes may be ascribed both to the long distance aerial transport of pollutants and to site characteristics.

As regards total acidity and nutrient nitrogen, a slight decrease of exceedance values occurred over the years in consequence of emission reductions negotiated within the UN-ECE -LRTAP Convention (Ginevra, 1979).

Riassunto

Scopo del lavoro è determinare il carico di deposizione dei macro e micro inquinanti atmosferici, mettendo a punto una procedura analitica di riferimento a livello nazionale, e valutare la vulnerabilità dell'area della provincia di Bologna confrontando il carico reale di acidità e azoto nutriente con i rispettivi "carichi critici" associati al territorio, nell'ambito della convenzione UN-ECE LRTAP (Long Range Transboundary Air Pollution Convention).

Un campionario a superficie ricetrice acquosa (DDAS - Dry Deposition on Aquatic Surface - MTX Modena) è stato utilizzato per la raccolta della deposizione secca. I risultati hanno evidenziato che il contributo della frazione secca alla deposizione totale è preponderante per molti inquinanti rispetto a quello della frazione umida (fino a superare il 90% del totale per il calcio e per l'alcalinità).

Un confronto con i risultati di una stazione situata in un'area protetta vicino a Roma (la tenuta di Castelporziano), hanno mostrato come le differenze tra i flussi di deposizione delle specie chimiche sono da attribuirsi, oltre che a fenomeni di trasporto a lunga distanza, alla peculiarità del sito di campionamento.

Nel corso degli anni si è verificata una leggera diminuzione dei valori di eccedenza al carico critico di acidità totale e azoto nutriente in conformità con la riduzione delle emissioni negoziata nell'ambito della convenzione UN-ECE LRTAP (Ginevra, 1979).

Introduzione

Le deposizioni atmosferiche rappresentano l'insieme dei meccanismi di rimozione degli inquinanti, meccanismi che possono avvenire per via umida o secca attraverso diversi processi (Morselli, 1991). Le deposizioni umide sono costituite dall'insieme dei processi di trasporto al suolo in una delle varie forme di precipitazione (pioggia, neve, nebbia) e possono essere distinti i fenomeni di rainout (rimozione a livello della nuvola attraverso la nucleazione) e washout (abbattimento per impatto della precipitazione con le sostanze presenti). Le

deposizioni secche, invece, rappresentano tutti i processi di trasporto e rimozione di gas, aerosol e particolato in assenza di precipitazione (Morselli, 1991). La determinazione dei flussi delle deposizioni atmosferiche umide e secche al suolo permette di valutarne gli effetti in termini di vulnerabilità del suolo nei confronti degli apporti di acidità (solfati e nitrati), di metalli pesanti e di altri inquinanti a prescindere dai noti apporti nutrizionali. Questa valutazione consente di determinare l'eccedenza delle deposizioni atmosferiche rispetto ai carichi critici calcolati. Per definizione il carico critico (CL) è la "stima quantitativa di esposizione ad uno o più inquinanti al di sotto del quale non si riscontrano effetti dannosi su specificati elementi sensibili in accordo con le attuali conoscenze" (Werner, 1996). Comunemente il CL esprime una quantità di inquinante (moli o equivalenti), riferita ad una superficie (ettari o km²) e ad un intervallo temporale (generalmente un anno), ed è un concetto applicabile alla maggior parte degli inquinanti atmosferici. Nei primi anni '90 ha avuto inizio la redazione delle carte dei CL per l'acidità (composti solforati+composti azotati) per l'intero territorio europeo, come supporto per la negoziazione dei protocolli di riduzione delle emissioni. Dal confronto tra il carico attuale, derivato dal calcolo dei flussi di deposizione, e il carico critico si ottengono le eccedenze, termine largamente accettato che indica le aree in cui la pressione ambientale dell'inquinante considerato è maggiore. La strategia comporta procedure di riferimento utili ai fini di un confronto tra le varie unità di ricerca che si attivano all'interno di una rete locale, regionale, nazionale e per un confronto a livello europeo ed internazionale.

Le procedure relative alle deposizioni umide sono state definite dai protocolli della rete RIDEP (Rete Italiana per lo studio delle DEPosizioni atmosferiche) attivata tra la fine degli anni '80 ed inizio anni '90 (Mosello et al., 1990; Mosello R., 1993). Tali procedure vanno però completamente riviste sia per la modalità di campionamento, trattamento campioni e procedure analitiche avanzate, sia nel considerare le deposizioni secche per le quali sono stati svolti importanti lavori di ricerca (Morselli et al., 1998a-b; Morselli et al., 1999a-b; Brusori, 2000; Balestri et al., 2000). Inoltre nello studio delle deposizioni di metalli pesanti in matrici secche e umide viene richiesto un approccio diverso e innovativo che tenga conto dei numerosi problemi legati alla determinazione analitica delle basse concentrazioni presenti nelle matrici acquose e alla scelta di un idoneo sistema di raccolta della deposizione secca.

Parte sperimentale

Attualmente sono attive tre stazioni di campionamento delle deposizioni umide e secche situate una nella periferia nord della città di Bologna e due in un'area protetta vicino a Roma (Castelporziano). L'intera procedura adottata dal campionamento all'elaborazione dei dati è riportata in Fig. 1.

Il campionatore utilizzato è un DDAS (Dry Deposition on Aquatic Surface) in quanto si è dimostrato molto più efficiente dei campionatori "dry", che utilizzano una superficie solida come recettore, in quanto permette una raccolta della deposizione secca superiore anche del 30-40% (Morselli et al., 1998a; Morselli et al., 1999b; Balestri et al., 2000).

I controlli interni di qualità dei dati, relativi ai macroinquinanti, sono quelli proposti dalle procedure RIDEP e avvengono tramite il calcolo del bilancio ionico e il confronto tra la conducibilità misurata e calcolata (Mosello et al., 1990; Mosello, 1993).

La valutazione del bilancio ionico consente un esame complessivo dell'affidabilità dei risultati confrontando la somma delle concentrazioni delle specie anioniche (ΣA) e quella delle specie cationiche (ΣC) espresse in $\mu\text{eq/l}$. Sulla base dei risultati del bilancio ionico, le analisi si possono raggruppare in tre categorie, a seconda del risultato dell'espressione:

$$PD = \frac{|\sum A - \sum C|}{0,5 \times d \sum A + \sum C_i} \times 100$$

In base a $IS = \sum A + \sum C$ e al valore della differenza percentuale (PD) si determinano le categorie (Tab. 1).

Tabella 1. Categorie di appartenenza dei dati sulla base del bilancio ionico (Mosello *et al.*, 1990)

Concentrazione ionica ($\mu\text{eq/l}$)	1	Categoria 2	3
IS < 50	PD \leq 60	PD > 60	-
50 \leq IS < 100	PD \leq 30	30 < PD \leq 60	PD > 60
100 \leq IS < 500	PD \leq 15	15 < PD \leq 30	PD > 30
IS > 500	PD \leq 10	10 < PD \leq 20	PD > 20

La conducibilità misurata (CM) può essere confrontata con la conducibilità calcolata (CE) data dalla somma dei prodotti delle concentrazioni dei singoli ioni espresse in meq/l (C_i) per le rispettive conducibilità ioniche equivalenti a diluizione infinita espresse in Scm²/eq (λ_i): $CE = \sum (\lambda_i C_i)$. Le analisi possono essere classificate in tre categorie in base al risultato dell'espressione (Tab. 2):

$$CD = \frac{|CE - CM|}{CM} \times 100$$

Tabella 2. Categorie di appartenenza dei dati sulla base della conducibilità (Mosello *et al.*, 1990)

Conducibilità ($\mu\text{S/cm}$)	1	Categoria 2	3
CM \leq 30	CD \leq 30	CD > 30	-
CM > 30	CD \leq 20	20 < CD \leq 40	CD > 40

Quando un'analisi presenta due categorie diverse al controllo del bilancio ionico e a quello della conducibilità, viene scelta quella più elevata.

La parte più innovativa della procedura adottata riguarda la determinazione dei metalli pesanti, che rivestono una notevole importanza dal punto di vista tossicologico e di impatto ambientale. Uno stadio particolarmente critico riguarda la mineralizzazione del particolato raccolto durante la filtrazione e la necessità di adottare una metodica di preconcentrazione al fine di determinare Cd, Cr, Ni, V e Pb, spesso presenti nelle frazioni solubili in concentrazioni inferiori al limite di rivelabilità strumentale del GF-AAS. Per lo stadio di mineralizzazione le rese migliori sono state ottenute con una miscela di HNO₃ e HF in bomba di teflon sotto pressione a 150°C per 5 ore e per questo motivo tale tecnica è usata per la mineralizzazione dei campioni esaminati (Morselli *et al.*, 1999b). Prove di simulazione dell'intera procedura con materiale di riferimento certificato hanno permesso di ottenere, per le deposizioni secche, le seguenti rese Cr 97%, Cd 67%, Ni 114%, Pb 95%, Cu 96%, V 98%, Zn 77%. In un recente lavoro di tesi sono, poi, state messe a punto e confrontate le procedure di preconcentrazione strumentale (Multiple Injections GF-AAS), chimica (estrazione con solvente) ed elettrochimica (Anodic

stripping Voltammetry) allo scopo di poter disporre di una metodologia di analisi che consenta di determinare i metalli pesanti in qualsiasi frazione del campione raccolto (Brusori, 2000).

L'elaborazione dei dati è finalizzata al calcolo del CL e delle relative eccedenze. Il concetto di CL può essere applicato a qualsiasi inquinante; ma allo stato attuale i calcoli sono stati sviluppati solo per acidità, solfati ed azoto nutriente, ossia per quegli inquinanti di cui si conoscono meglio le interazioni con i vari comparti ambientali. Di recente sono stati presi in considerazione anche i metalli pesanti (De Vries, 1998).

Il calcolo dei CL può essere realizzato con tre diversi tipi di metodi che necessitano di numero di informazioni crescente: metodi di livello 0 statico o semiquantitativo; metodi di livello 1 o SSMB (Steady State Mass Balance) e metodi di livello 2 comprendenti modelli dinamici sofisticati che richiedono una dettagliata parametrizzazione oltre ad una più approfondita conoscenza della litologia del suolo (Downing *et al.*, 1991; Downing *et al.*, 1993; Werner, 1996).

Le valutazioni dei CL vengono fatte attraverso la sovrapposizione di carte tematiche di tipo geologico, climatico e relative all'uso del suolo, utilizzando rappresentazioni grafiche in forma di reticoli geografici a maglie quadrate (10 x10 Km²), la cui costruzione segue il protocollo internazionale EMEP.

Per l'acidità la metodologia è di livello 0 e si sviluppa identificando 4 fattori (roccia madre, tipo di suolo, uso del suolo e piovosità), ai quali viene dato un "peso" che determina la loro capacità nel sopportare apporti acidi. Ad ogni fattore, per ogni maglia del reticolo, viene assegnata una categoria ed il suo peso come riportato in Tab. 3.

Tabella 3. Fattori e categorie con i relativi pesi per individuare le classi di sensibilità dell'ecosistema in analisi (Downing *et al.*, 1993).

Fattore	Peso fattore	Categoria	Peso categoria
Roccia madre	2	silicea, lenta alterazione	1
		veloce alterazione	0
Tipo di suolo	1	pH<4.5	1
		pH>4.5	0
Uso del suolo	3	conifere	1
		pascoli	2/3
		latifoglie	1/3
		terreni arabili	0
Piovosità	1	>1200 mm	1
		<1200 mm	0

Ad ogni fattore corrisponde un parametro numerico ottenuto dalla moltiplicazione del "peso fattore" per il "peso categoria". La somma dei 4 parametri, così ottenuti, corrisponde ad un numero compreso tra zero e sette che cade in una delle cinque classi di sensibilità, a cui corrisponde un intervallo di carico critico come riportato in Tab. 4.

Tabella 4. Corrispondenza tra classe di sensibilità e intervallo di CL (Downing *et al.*, 1993)

Somma parametri	Classe sensibilità	Carico Critico (eq H ⁺ ha ⁻¹ yr ⁻¹)
0	1	>2000
1	2	1000-2000
2<P<3	3	1000-500
4<P<5	4	500-200
6<P<7	5	200-0

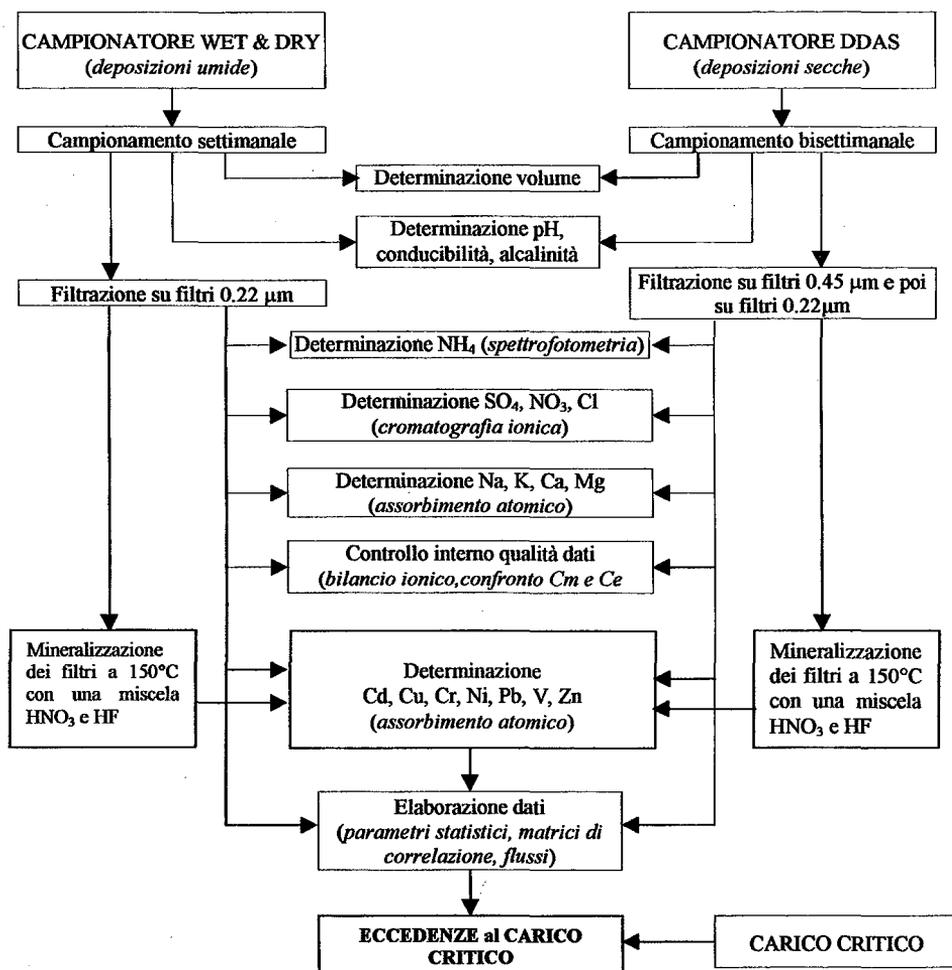


Figura 1. Schema delle procedure sperimentali adottate

Ad ogni griglia della mappa è, quindi, assegnata una determinata classe di sensibilità.

Il carico critico per l'azoto nutriente, a livello 1, si basa sul bilancio di massa allo stato stazionario tra le forme chimiche che prendono parte alla chimica del suolo e tiene conto di diversi contributi di input ed output:

$CL(N) = N_{el} + N_i + N_{re} + N_{de} - N_{fix} + N_{burn} + N_{vol}$
 dove: N_{el} = azoto lisciviato dalla zona delle radici; N_i = azoto immobilizzato nella zona delle radici; N_{re} = azoto perso attraverso le erosioni; N_{de} = azoto denitrificato; N_{fix} = input di azoto derivante dalla fissazione biologica; N_{burn} = azoto disperso a causa di incendi naturali o artificiali; N_{vol} = azoto disperso in atmosfera mediante la volatilizzazione dell'ammoniaca.

Le eventuali eccedenze (Ex) dei CL per l'acidità e azoto nutriente, vengono calcolate per differenza tra il carico critico presente, PL, e quello calcolato CL: $Ex = PL - CL$.

Il carico critico presente viene calcolato a partire dai flussi di deposizione di acidità ottenuti dal monitoraggio delle deposizioni atmosferiche secche ed umide. Le classi di eccedenza sono 6, definite dagli intervalli: <0, 0-200, 200-500, 500-1000, 1000-2000 e >2000 eq/(ha anno).

Risultati e discussione

I risultati (Tab. 5) evidenziano il contributo spesso rilevante delle deposizioni secche al carico totale, inoltre dai flussi totali si può notare come i solfati siano prevalenti sui nitrati e a sua volta il flusso di ammonio sia superiore a quello di azoto nitrico.

Tabella 5. Flussi annuali di deposizione (eq/ha) dal 1995 al 1999. Stazione di Bologna

Anno	Depos.	H	NNH4	Na	K	Ca	Mg	SO4	NNO3	Cl	Alc
1995	Wet	248	506	123	21	179	47	415	295	133	43
	Dry	22	309	74	31	460	56	468	545	87	155
	DDAS										
Total	270	815	197	52	639	103	883	841	220	198	
1996	Wet	297	411	146	47	138	57	467	290	202	14
	Dry	22	322	93	41	781	83	604	293	133	234
	DDAS										
Total	319	733	239	88	919	140	1071	583	335	248	
1997	Wet	124	301	79	19	92	38	244	178	98	57
	Dry	2	320	196	90	1026	90	466	290	311	594
	DDAS										
Total	126	621	275	109	1118	128	711	469	408	651	
1998	Wet	44	326	86	19	168	34	243	161	99	170
	Dry	2	344	242	70	677	76	437	156	281	476
	DDAS										
Total	46	670	328	89	845	110	680	317	380	647	
1999	Wet	111	472	253	24	171	72	372	257	267	181
	Dry	0	344	330	67	561	76	411	201	339	415
	DDAS										
Total	111	816	583	91	732	148	783	458	606	596	

Dal confronto con i valori mediani di concentrazione ($\mu\text{eq/l}$) delle stazioni RIDEF (Mosello, 1993) emerge che Bologna appartiene alla tipologia dell'Italia Centro Nord in una classe di cluster rappresentante aree scarsamente inquinate, mentre l'area protetta di Castelporziano (Trafusa e Tor Paterno), è una zona con evidenti caratteristiche di area costiera (Tab. 6).

Tabella 6. Confronto delle concentrazioni mediane ($\mu\text{eq/l}$) con i dati delle stazioni RIDEF 1988-1992

Siti	Cluster	pH	NH4	Na	K	Ca	Mg	SO4	NO3	Cl
Italia nord-ovest	3	4.51	77	15	4	31	9	91	58	17
Aree rurali	4	4.78	51	17	3	28	9	61	42	20
Aree urbane	5	5.33	68	38	6	61	20	93	45	49
Italia centro-nord	3+4+5	4.79	64	21	4	36	11	79	49	25
Bologna '95-'99		4.87	55	14	4	17	7	52	33	18
Aree costiere	6	5.28	22	116	6	59	33	68	30	151
Trafusa '92-'95		5.77	39	49	4	36	20	49	32	64
Tor Paterno '92-'95		5.52	7	96	5	45	32	49	16	115

Castelporziano è, infatti, situata vicino al Mar Tirreno e le elevate concentrazioni di Na, Mg, Cl⁻ sono dovute alla presenza di aerosol marino, inoltre si evidenziano differenze anche tra le due stazioni: Tor Paterno è più vicina al mare di Trafusa. La concentrazione maggiore di Ca nelle due stazioni di Castelporziano rispetto a Bologna è dovuta alla diversa collocazione del campionario: al suolo nel primo caso e a 30 m di altezza nel secondo, mentre la maggior presenza di ammonio e nitrati per Bologna evidenzia il diverso grado di antropizzazione.

Dalla mappa del Carico Critico per la provincia di Bologna (Morselli *et al.*, 1998 a) la zona di pianura appartiene alla "terra arabile" con classe di sensibilità 2 per acidità e azoto nutriente (range di CL = 1000-2000 eq/ha anno), mentre l'area montana appenninica, caratterizzata dalla presenza di boschi, appartiene per lo più alla classe di sensibilità 3 (range di CL = 500-1000 eq/ha anno). Ciò significa che i terreni di pianura, soprattutto in ragione dei frequenti trattamenti dovuti all'uso agricolo, sono meno sensibili (CL più elevato) dei suoli montani e riescono a sopportare un maggiore apporto acido e di azoto nutriente.

Dal confronto del Carico Critico di acidità e azoto nutriente con i dati di deposizione estrapolati per l'intera provincia di Bologna, le situazioni di maggior rischio, ovvero di eccedenza, sono di conseguenza localizzate nelle maglie appenniniche (Tab. 7).

Tabella 7. Classi di eccedenza di acidità e azoto nutriente per le aree dell'Appennino (Morselli *et al.*, 2000)

Anno	Inquinante	Deposizione media (eq/ha anno)	Eccedenze (eq/ha anno)		Classe di eccedenze	
			Lim. Sup.	Lim. Inf.	Lim. Sup.	Lim. Inf.
1995	Acidità totale	2539	2039	1539	6	5
	Azoto Nutriente	1656	1156	656	5	4
1996	Acidità totale	2387	1887	1387	5	5
	Azoto Nutriente	1316	816	316	4	3
1997	Acidità totale	1801	1301	801	5	4
	Azoto Nutriente	1090	590	90	4	2
1998	Acidità totale	1667	1167	667	5	4
	Azoto Nutriente	987	487	-13	3	1
1999	Acidità totale	2057	1557	1057	5	5
	Azoto Nutriente	1274	774	274	4	3

Questo risultato è attribuibile alle caratteristiche dei suoli e della vegetazione (boschi con presenza di conifere). I risultati inoltre mostrano come la classe di eccedenza sia maggiore nel caso dell'acidità rispetto a quella dell'azoto nutriente e come in quest'ultimo caso si abbia un andamento decrescente nel corso degli anni in accordo con le strategie europee di abbattimento delle emissioni.

Tabella 8. Classi di eccedenza di acidità per le stazioni di Trafusa e Tor Paterno (area protetta di Castelporziano)

Anno	Deposizioni medie (eq/ha anno)	Eccedenze (eq/ha anno)		Classi di eccedenza	
		Lim. Sup.	Lim. Inf.	Lim.Sup.	Lim. Inf.
Trafusa					
1995	495	295	-5	3	1
1996	931	731	431	4	3
1997	806	606	306	4	3
Tor Paterno					
1995	537	337	37	3	2
1996	749	549	249	4	3
1997	646	446	146	3	2

Per quanto riguarda l'acidità sono stati confrontati i dati di deposizione, le eccedenze e le relative classi per le due stazioni dell'area protetta di Castelporziano (Tab. 8) (Francaviglia *et al.*, 1998).

Sebbene la maggior sensibilità dell'area di Castelporziano, i suoli appartengono alla classe di sensibilità 4 (CL= 200-500 eq/ha anno), le classi di eccedenza sono inferiori a causa del minor carico di deposizione rispetto alla provincia di Bologna.

In Tab. 9 sono, poi, riportati i flussi mensili totali (wet+dry) dei metalli pesanti relativamente al 1998 per la stazione di monitoraggio di Bologna.

Tabella 9. Flussi mensili totali dei metalli pesanti Giugno 1998 - Maggio 1999 ($\mu\text{g}/\text{m}^2$)

	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	V	Zn
Giu.'98	18.8	215	1266	294	1305	160	3464
Lug.	18.3	473	1741	524	1125	249	6150
Ago.	10.5	372	961	468	1119	165	3780
Set.	8.7	253	845	174	1022	114	2387
Ott.	6.2	203	1072	169	584	150	2130
Nov	7.2	243	860	198	434	205	2148
Dic.	9.1	147	575	97	538	224	2223
Gen.'99	16.6	549	1139	259	831	441	8132
Feb.	6.3	416	918	171	790	277	5222
Mar.	6.1	240	757	74	624	181	14027
Apr.	8.2	387	819	113	676	292	31140
Mag.10.5	318	996	231	822	223	7346	
Totale	126.5	3815	11950	2771	9869	2681	88148

Il rapporto tra la deposizione secca e umida, calcolato come media mensile su base annuale, risulta essere pari a 4 per Cd e Zn, 5 per Ni, 6 per Cu e V, 9 per Cr e 13 per Pb, indicando il notevole contributo ai flussi di deposizione della frazione secca in considerazione del fatto che i metalli pesanti emessi in atmosfera si trovano soprattutto associati al materiale particellare (Morselli et al., 1999 b). Il valore dei flussi di deposizione sono la base per il calcolo dei C.L. dei metalli pesanti attualmente in fase di studio per Pb e Cd.

Conclusioni

Il sistema di campionamento DDAS (Dry Deposition on Aquatic Surface) permette un più efficiente sistema di raccolta delle deposizioni secche il cui contributo è di fondamentale importanza per la valutazione dei flussi complessivi nel caso sia dei parametri tradizionali (principali anioni e metalli alcalini), sia dei metalli pesanti.

La procedura per la determinazione dei metalli pesanti consente

1. di determinare Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, V e Zn in tutte le frazioni di campione con una quantificazione più affidabile della frazione solubile delle deposizioni umide e secche;
2. di ottenere buone rese nelle prove di simulazione con materiale di riferimento certificato dello step di mineralizzazione e dell'intera procedura per le deposizioni secche.

Sono stati confrontati i flussi di deposizione dei parametri tradizionali per due siti di campionamento caratterizzati da una diversa distanza da possibili fonti di contaminazioni confrontando le eccedenze e le classi di eccedenza rispetto al CL di acidità e azoto nutriente.

Si sta studiando un approccio metodologico alla strategia del calcolo del Carico Critico anche per i metalli pesanti, in particolare Cd e Pb, per avere una valutazione del grado di rischio ambientale ad essi associato, con l'obiettivo finale di mettere a punto una metodologia applicabile a livello nazionale per la determinazione delle eccedenze ai carichi critici di acidità, solfati, nitrati e metalli pesanti.

Ringraziamenti

Questo lavoro di ricerca è stato supportato dall'ANPA (Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente) nell'ambito di un progetto di ricerca dal titolo "Studio di una metodologia applicabile a livello nazionale per la determinazione delle eccedenze al Carico Critico di acidità, solfati, nitrati e metalli pesanti".

Bibliografia

- Balestri R., Galli L., Tartari G. (2000). *Wet and dry atmospheric deposition at prealpine and alpine sites in northern Italy*. *Atm. Env.* 34:1455-1470.
- Brusori B. (2000). *Procedure di riferimento per la determinazione di metalli pesanti nelle deposizioni atmosferiche secche e umide*. Atti del XX Congresso della Società Chimica Italiana. Rimini
- De Vries W., Bakker D.J. (1998). *Manual for calculating critical loads of heavy metals for terrestrial ecosystems*. SC Report 166 DLO-TNO, Netherland.
- Downing R.J., Hetteling J.P., De Smet P.A.M. (1991). *Mapping critical loads for Europe*. RIVM Rept. No. 259101001, RIVM, Bilthoven, Netherland.
- Downing R.J., Hetteling J.P., De Smet P.A.M. (1993). *Calculation and Mapping for Critical Loads in Europe*. RIVM Rept. No. 259101003, RIVM, Bilthoven, Netherland.
- Francaviglia R., Aromolo R., Di Carlo V., Gataleta L., Morselli L. (1998). *Le eccedenze di acidità delle deposizioni atmosferiche. Valutazione dei trend annuali e mappatura preliminare*. Progetto di

- Monitoraggio Ambientale della Tenuta Presidenziale di Castelporziano. Rapporto 1998.
- Mosello R., Baudo R., Tartari G., Serrini G., Muntau H., Novo A., Maspero M. (1990). *Metodologie e controlli di qualità per lo studio delle deposizioni atmosferiche in Italia*. Documenta dell'Ist. Ital. di Idrobiologia, N. 23.
- Mosello R. (1993). *Rapporto sull'attività della Rete RIDEF nel quinquennio 1988-1992*. Documenta dell'Ist. Ital. di Idrobiologia, N. 44.
- Morselli L. (a cura di) (1991). *Deposizioni acide. I precursori. L'interazione con l'ambiente e i materiali*. Maggioli Editore.
- Morselli L., Cecchini M., Barilli L., Olivieri P. (1998). *Atmospheric depositions: acidity and nutrient nitrogen critical loads and their excess quantities. Case of study applied in the province of Bologna*. Atti del Convegno "Water in the Mediterranean Area", Cagliari.
- Morselli L., Iannuccilli A., Barilli L., Olivieri P., Francaviglia R., Aromolo R., Di Carlo V. (1998). *A methodological proposal for the monitoring of atmospheric depositions and evaluation of critical loads exceedances*. Ann. Chim. 88:645-655.
- Morselli L., Barilli L., Olivieri P., Cecchini M., Aromolo R., Di Carlo V., Francaviglia R., Gatalea L. (1999). *Heavy metal determination in Dry surrogate Depositions. Characterization of urban and natural site*. Ann. Chim. 89:739-746.
- Morselli, L., Cecchini, M., Grandi, E., Iannuccilli, A., Barilli, L., Olivieri P. (1999). *Heavy metals in atmospheric surrogate dry deposition*. Chem. 38:899-907.
- Morselli L., Brusori B., Cecchini M., Olivieri P., Silingardi D., Passarini F. (2001). *Long term atmospheric deposition wet-dry fluxes. Critical loads exceedances in an urban area*. Ann. Chim. In press
- Werner B., Spranger T. (1996). *Manual on methodologies and criteria for mapping critical levels/loads and geographical areas where they are exceeded*. Texte 71/96 Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt), Berlin.

EDIZIONE A CURA DI
Edifir - Edizioni Firenze
Via Fiume, 8 - 50123 Firenze
Tel. 055-289639-506, Fax 055-289478
<http://www.edifir.it>

Registrato presso il Tribunale di Roma
il 07/04/1998 al n. 00138/98
PERIODICO TRIMESTRALE
ISSN - 0390-4865
Spedizione in A.P. - 45% - Art. 2 comma 20/B
L. 662/96 - Filiale di Roma

Direttore Responsabile
Prof. Paolo Sequi

Direttore Editoriale
Dr.ssa Rosa Francaviglia

Grafica e Impaginazione
Laura Iacopetti

Segretario di Redazione
Sig. Filippo Ilardi

Fotolito e Stampa
Tipografia Vieri - Via del Portoncino, 9
58036 Roccastrada (GR)
Finito di stampare nel giugno 2001
per conto di Edifir - Edizioni Firenze

Comitato di Redazione

Prof. Paolo Sequi

Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante
Via della Navicella, 2/4 - 00184 Roma
tel. 06 7005413 - fax 06 7005711 - e-mail psequi@isnp.it

Dr.ssa Rosa Francaviglia

Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante
Via della Navicella, 2/4 - 00184 Roma
tel. 06 7005299 - fax 06 7005711 - e-mail r.francaviglia@isnp.it

Prof. Pietro Violante

Dipartimento di Scienze Chimico-Agrarie, Università di Napoli
Via dell'Università, 100 - 80085 Portici (NA)
tel. 081 7885206 - fax 081 7755130 - e-mail pieviola@unina.it

Prof. Angelo Aru

Dipartimento di Scienza delle Terra, Università di Cagliari
Via Trentino, 51 - 09100 Cagliari
tel. 070 2006239 - fax 070 282236 - e-mail aru@vaxcal.unica.it

Prof. Paolo Nannipieri

Dipartimento di Scienza del Suolo e Nutrizione della Pianta
Università di Firenze, P.le delle Cascine, 15 - 50144 Firenze
tel. 055 32881 - fax 055 333273 - e-mail nannip@cscs.fi.cnr.it

Presidenza Istituto Sperimentale per la Nutrizione
delle Piante

Segreteria Via della Navicella, 2/4 - 00184 Roma
Tel. 06-7005413, Fax 06-7005711
e-mail: psequi@isnp.it; r.francaviglia@isnp.it
Sito <http://www.siss.isnp.it>